PROCEEDINGS SERIES

PEACEFUL USES OF ATOMIC ENERGY

PROCEEDINGS OF THE
FOURTH INTERNATIONAL CONFERENCE ON
THE PEACEFUL USES OF ATOMIC ENERGY
JOINTLY SPONSORED BY
THE UNITED NATIONS
AND
THE INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY
AND HELD IN GENEVA, 6 - 16 SEPTEMBER 1971

In fifteen volumes

VOLUME 11

UNITED NATIONS, NEW YORK
INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, VIENNA
1972

EDITORIAL NOTE

The papers and discussions have been edited by the editorial staff of the International Atomic Energy Agency to the extent considered necessary for the reader's assistance. The views expressed and the general style adopted remain, however, the responsibility of the named authors or participants.

Several papers have been incorporated into these Proceedings without resetting. This has been done with the knowledge of the authors and their government authorities, and their cooperation in this venture is gratefully acknowledged. The Proceedings have been printed by composition typing and photo-offset lithography. Within the limitations imposed by this method, every effort has been made to maintain a high editorial standard, in particular to achieve, wherever practicable, consistency of units and symbols and conformity to the standards recommended by competent international bodies.

The use in these Proceedings of particular designations of countries or territories does not imply any judgement by the United Nations or the IAEA as to the legal status of such countries or territories, of their authorities and institutions or of the delimitation of their boundaries.

The mention of specific companies or of their products or brand-names does not imply any endorsement or recommendation on the part of the United Nations or the IAEA.

Orders from residents of the USA and Canada
should be addressed to:
United Nations Publications, Room LX-2300,
New York, N.Y. 10017, USA

Orders from residents of all other countries
should be addressed to:
Publishing Section, International Atomic Energy Agency,
Kärntner Ring 11, P.O. Box 590, A-1011 Vienna, Austria

UN Sales No.: 72.IX.11
IAEA Sales No.: STI/PUB/300/Vol.11

PEACEFUL USES OF ATOMIC ENERGY
UN, NEW YORK, AND IAEA, VIENNA, 1972

FOREWORD

The Fourth International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, held at Geneva from 6 to 16 September 1971 under the Presidency of Glenn T. Seaborg, was jointly sponsored by the United Nations and the International Atomic Energy Agency. The conference sessions were held at the Palais des Nations. During the same period a Governmental Scientific Exhibition on the theme "Atoms for Development" was displayed at the Palais des Expositions in Geneva.

The Proceedings are published in 15 main volumes, fourteen of which contain all the 514 papers presented at the conference. The papers are printed in English, French, Russian or Spanish, and the abstracts in all four languages; the discussions are in English. The fifteenth volume contains a Subject Index, an Author Index (including discussion contributors), a Paper Number Index, a complete Contents List of all volumes, and a List of Delegations. There are three supplementary volumes containing the discussions in French, Russian and Spanish respectively.

The conference, which attracted more than four thousand participants, observers and journalists, was planned to interest not only scientists and technologists but also public officials, economists and planners. It thus had a somewhat broader scope than the conferences of 1955, 1958 and 1964. The main topics were grouped under the following six headings: nuclear power; nuclear fuels and materials; health, safety and legal aspects; isotopes and irradiation; international and administrative aspects; and selected subjects of particular interest to developing countries.

The fourth Geneva Conference proved again to be an exceptional forum enabling those working throughout the world on the peaceful application of atomic energy to exchange the latest information on the discoveries, projects and problems of both developed and developing nations.

SUMMARY OF COMPLETE CONTENTS

VOLUME 1 Opening and closing speeches; special talks; world energy needs and resources, and the role of nuclear energy; national and international organizations; narrative of the exhibits.

VOLUME 2 Performance of nuclear plants; costing of nuclear plants; fuel management.

VOLUME 3 Safety aspects of nuclear plants; legal aspects of nuclear energy.

VOLUME 4 Integration of nuclear plants in electrical networks; integrated planning of nuclear industry; fuel materials technology.

VOLUME 5 Breeder and advanced converter reactors.

VOLUME 6 Small and medium power reactors; desalination and agro-industrial complexes; role of research reactors; impact of nuclear energy in developing countries.

VOLUME 7 Advanced energy concepts; peaceful nuclear explosions; special applications, including ship propulsion; controlled thermonuclear reactions; application of transuranium isotopes.

VOLUME 8 Uranium and thorium ore resources; fuel fabrication and reprocessing.

VOLUME 9 Isotope enrichment; fuel cycles; safeguards.

VOLUME 10 Effects of irradiation on fuels and materials.

VOLUME 11 Health physics and radiation protection; radioactive waste management; the environment and public acceptance.

VOLUME 12 Nuclear methods in food production; education and training, and public information.

VOLUME 13 Medical applications; radiation biology.

VOLUME 14 Applications of nuclear techniques in industry and natural resources.

VOLUME 15 Indexes and lists.

Separate Supplementary Volumes of the Discussions in French, Russian and Spanish

CONTENTS OF VOLUME 11

AGENDA ITEM 3.1: HEALTH PHYSICS AND RADIATION PROTECTION

Evaluation of long-term effects of low-level whole-body external radiation exposures 3
(A/CONF.49/P/082)
J.B. Storer, V.P. Bond

A biostatistical investigation of lung cancer incidence in South African gold/uranium miners 13
(A/CONF.49/P/659)
J.K. Basson, C.H. Wyndham, A.J.A. Heyns, W.H. Keeley, C.P.S. Barnard, A.H. Munro, I. Webster

Evaluation of the long-term effects of high background radiation on selected population groups on the Kerala coast 31
(A/CONF.49/P/535)
A.R. Gopal-Ayengar, K. Sundaram, K.B. Mistry, C.M. Sunta, K.S.V. Nambi, S.P. Kathuria, A.S. Basu, M. David

Health physics instrumentation and systems 53
(A/CONF.49/P/352)
S. Muždeka, A. Koturović, M. Šobajić, M. Šmelcerović, D. Damljanović, B. Kovač

Radiological conditions and effluent releases at CEGB nuclear stations: A comparison between forecasts and operational experience 67
(A/CONF.49/P/505)
R.B. Pepper, P.A. Carter

Система радиационного контроля атомных энергетических установок с водяным теплоносителем 79
(A/CONF.49/P/687)
В.С. Жернов, Б.Л. Киселев, В.В. Матвеев, Б.Г. Пологих, В.М. Скаткин, Н.С. Хлопкин
(Radiation monitoring systems for atomic power plants with water-cooled reactors. V.S. Zhernov et al.)

Radiation protection experience in Italian nuclear power plants 91
(A/CONF.49/P/191)
M. Cometto, G. Toccafondi, O. Ilari, S. Tagliati

Основные итоги работ по созданию системы радиационной безопасности в СССР 113
(A/CONF.49/P/429)
А.И. Бурназян, С.М. Городинский, Л.А. Ильин, В.М. Козлов, А.Н. Марей, Г.М. Пархоменко, А.Д. Туркин
(Summary of work on the establishment of a radiation safety system in the USSR· A.I. Burnazyan et al.)

Evaluation of long-term effects of exposure to internally deposited radionuclides 125
(A/CONF.49/P/081)
L.K. Bustad, M. Goldman, L.S Rosenblatt, C.W. Mays, N.W. Hetherington, W.J. Bair, R.O. McClellan, C.R. Richmond, R.E. Rowland

Personal dose burden caused by nuclear research centres: Experience gained at the nuclear research centres of Karlsruhe and Jülich 141
(A/CONF.49/P/395)
H. Kiefer, L.A. Konig, E. Piesch, E. Rose, K.J. Vogt

Les engins d'intervention en milieu radioactif 161
(A/CONF.49/P/617)
J. Vertut, J.P. Guilbaud, Ph.P. Kissel

Radiation workers and measures for their protection 181
(A/CONF.49/P/851)
E. Hellen

La protection contre les rayonnements au Portugal: Santé, sécurité et aspects juridiques.. 195
(A/CONF.49/P/523)
J. Pistacchini Galvão, J. Vaz Carreiro, A. Ortins de Bettencourt. A. Nazaré Vaz, A. Severo
La radioprotection dans les centrales nucléaires d'Electricité de France 207
(A/CONF.49/P/848)
M. Delpla, P. Beau, L. Bertron, J.J. Martin, R. Schaeffer
Основные итоги и задачи медицинского наблюдения за лицами, работающими с источниками ионизирующего излучения в СССР на современном этапе 225
(A/CONF.49/P/439)
А.А. Летавет, А.К. Гуськова, П.П. Ларский, П.И. Моисейцев, Е.И. Воробьев
(Main results and problems of the medical surveillance of persons working with ionizing-radiation sources in the USSR. A.A. Letavet et al.)
Experience gained in monitoring and control of radiation in Egypt 243
(A/CONF.49/P/142)
K.A. Mahmoud, Samira M. Morsy, I.R. Hanna, M.B. Hafez, M.A. Gomaa, A.M. El Naggar, M.K. Moloukhia, A.T. Abdel Fattah, M.A. El Kollaly, H.O. Mohamed
Experience in operational health physics and development of monitoring techniques in Japan 259
(A/CONF.49/P/824)
S. Fukuda, Y. Yoshida
Discussion on Agenda Item 3.1. 275

AGENDA ITEM 3.2: REVIEW OF DEVELOPMENTS IN RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT

Radioactive waste management in Japan, and behaviour of radionuclides in a marine environment 285
(A/CONF.49/P/850)
M. Saiki, T. Koyanagi, Y. Ohmomo, M. Ishikawa, S Hirano, M. Nakahara, N. Ishii, T. Ikeda, T. Ueda, Y. Nagaya, Y. Suzuki, M. Arai, K. Nakamura, R. Nakamura, E. Kawachi, R. Ichikawa, K. Kimura, I. Suyama, T. Ishihara, C. Machida, S. Sakata, K. Nakajima, M. Maruyama, Y. Nishiwaki
Protecting the ocean and atmosphere from contamination by radioactive waste disposal activities 305
(A/CONF.49/P/250)
S. Kadoya, S. Sugimoto, T. Hayashi, T. Murata, H. Yusa, K. Kamiya, Y. Ando
Progrès dans les techniques de traitement et de conditionnement des effluents dans les centres de recherche 325
(A/CONF.49/P/621)
P. Pottier, R. Andriot, D. Cuaz
Environmental monitoring program at the AAEC Research Establishment, Lucas Heights.. 341
(A/CONF.49/P/800)
G.M. Watson
Activity release and control at the nuclear power stations at Kahl, Gundremmingen, Lingen and Obrigheim 355
(A/CONF.49/P/396)
R. Bodege, N. Eickelpasch, A. Grau, W. Stephan
Научное обоснование и практика захоронения жидких радиоактивных отходов в глубокие геологические формации 369
(A/CONF.49/P/426)
В.И. Спицын, М.К. Пименов, Ф.П. Юдин, В.Д. Балукова
(Theory and practice of the disposal of liquid radioactive wastes in deep geological formations: V.I. Spitsyn et al.)
Результаты эксплуатации опытно-промышленной электродиализной установки по очистке жидких отходов с низким уровнем радиоактивности 387
(A/CONF.49/P/427)
Ф.В. Раузен, Н.Ф. Кулешов, И.М. Смолкин, Д.И. Трофимов, А.А. Дьяков
(Results obtained in a pilot plant for the treatment of low-level radioactive waste by electrodialysis: F.V. Rauzen et al.)

Удаление радиоактивного йода из газов 399
(A/CONF.49/P/703)
И.Е. Нахутин, Н.М. Смирнова, В.М. Макаров, Г.А. Лошаков, Г.А. Лаушкина, В.И. Ярошинский
(Removal of radioactive iodine from gases: I.E. Nakhutin et al.)
U.K. experience of radioactive waste release to the environment and expected waste management in fuel cycles in the 1980s 415
(A/CONF.49/P/512)
A. Preston, N.T. Mitchell, E.A.B. Birse, H.J. Dunster, F.J. Woodman, D.W. Clelland
Current developments in long-term radioactive waste management 427
(A/CONF.49/P/839)
F.L. Culler, J.O. Blomeke, W.G. Belter
La gestion des déchets radioactifs et leur stockage à long terme 445
(A/CONF.49/P/766: Rapport général établi sur demande)
Y. Sousselier, J. Pradel
Discussion on Agenda Item 3.2. 463

AGENDA ITEM 3.3: ENVIRONMENTAL EFFECTS AND PUBLIC ACCEPTANCE

Nuclear power and the environment 475
(A/CONF.49/P/160)
A.M. Marko, P.J. Barry, R. Wilson, K. Wong, P.O. Perron, J.L. Weeks
A discussion of nuclear plant safety with reference to other hazards experienced by the community 487
(A/CONF.49/P/671)
J.O. Tattersall, D.M. Simpson, R.A. Reynolds
L'opinion publique suisse face à l'énergie nucléaire 503
(A/CONF.49/P/676)
P. Feuz, A. Meichle, W. Winkler
Energie atomique et relations publiques 519
(A/CONF.49/P/681)
A. Robin, B. Léo, J. Renou, A. Gauvenet
The energy-environment equation 529
(A/CONF.49/P/723)
C E. Larson, H.C. Brown Jr.
Management of radioactive effluents from nuclear power stations in operation in Japan, and environmental monitoring 547
(A/CONF.49/P/253)
M Toyota, S. Hamaguchi, C. Asada
Environmental experience with radioactive effluents from operating nuclear power plants... 559
(A/CONF.49/P/087)
B. Kahn, B. Shleien, C. Weaver
Understanding the dynamic behaviour of radionuclides released to the environment 575
(A/CONF.49/P/085)
S.I. Auerbach, S.V. Kaye, D.J. Nelson, D.E. Reichle, P.B. Dunaway, R.S. Booth
Environmental exposure due to radionuclides in gaseous and liquid effluents from nuclear power plants in the Federal Republic of Germany 591
(A/CONF.49/P/399)
K. Aurand, M. Ruf, W. Schikarski, J. Schwibach
Радиоактивность вод мирового океана и поведение в океане некоторых осколочных элементов 609
(A/CONF.49/P/457)
В.М. Вдовенко, А.Г. Колесников, В.И. Спицын, Р.Н. Берновская, Л.И. Гедеонов, В.В. Громов, Л.М. Иванова, Б.А. Нелепо, В.Н. Тихомиров, А.Г. Трусов
(Radioactivity of ocean waters and the behaviour of certain fission products in the ocean: V.M. Vdovenko et al.)
The biological cost of discharging heat to rivers 631
(A/CONF.49/P/086)
R.F. Foster, R.T. Jaske, W.L. Templeton

Методы определения содержания некоторых радиоактивных изотопов на уровне, равном или менее СДК, в сбросных водах, объектах внешней среды и биопробах 641
(A/CONF.49/P/451)
З.В. Ершова, В.К. Марков, Н.Е. Цветаева, Л.А. Иванова, Д.А. Федосеев, М.Н. Ерофеева, Н.А. Землянухина, В.П. Керманов, М.М. Голутвина, Н.Я. Новикова, М.Н. Куличенко
(Methods of determining radionuclide content at or below MPC level in waste water, environmental objects and biological samples. Z.V. Ershova et al.)
Биологическое действие и поведение радиоактивных продуктов деления в сельскохозяйственных цепочках 663
(A/CONF.49/P/686)
Е.А. Федоров, Б.С. Пристер, Г.Н. Романов, Н.И. Буров, В.А. Уханова, Г.Г. Рябов, Е.Р. Рябова
(The biological effect and behaviour of radioactive fission products in agricultural chains: E.A. Fedorov et al.)
Миграция радионуклидов в лесах и действие ионизирующих излучений на лесные насаждения 675
(A/CONF.49/P/685)
Ф.А. Тихомиров, Р.М. Алексахин, Е.А. Федоров
(Migration of radionuclides in forests and the effect of ionizing radiations on tree plantations: F.A. Tikhomirov et al.)
Nuclear operations in rural India and conservation of the aquatic environment 689
(A/CONF.49/P/536)
P.R. Kamath, I.S. Bhat, A.K. Ganguly
Возможность широкого мирного использования атомной энергии при обеспечении радиационной безопасности населения 703
(A/CONF.49/P/684)
Ю.А. Израэль, Е.Н. Теверовский
(Prospects for extensive peaceful utilization of atomic energy without radiation risk to the population: Yu.A. Izraehl', E.N. Teverovskij)
Studies of the exposure of the population in Czechoslovakia to ionizing radiation 711
(A/CONF.49/P/550)
E. Kunz, Z. Březík, D. Březíková, J. Chyský
Public health implications of radioactive waste releases 725
(A/CONF.49/P/652)
World Health Organization, International Atomic Energy Agency
Discussion on Agenda Item 3.3. 741

Panel: Ecological aspects and public acceptance of nuclear energy 749

AVAILABILITY OF TRANSLATIONS

The following translations of papers in this Volume, made by the countries of origin, can be obtained from the IAEA on request:

English translations of French language papers A/CONF.49/P/617, 676, 766, 848.
English translations of Russian language papers A/CONF.49/P/426, 427, 429, 439, 451, 457, 684, 685, 686, 687, 703.

These translations are available in printed form (a limited number of copies) and/or as microfiches from the:

INIS Clearinghouse, IAEA, Kärntner Ring 11,
P.O. Box 590, A-1011, Vienna, Austria,

on prepayment of US $0.65, or against one IAEA Microfiche Service Coupon, for each translation.

AGENDA ITEM 3.1

Health physics and radiation protection

Radioprotection

Радиационная безопасность и защита от излучений

Higiene radiofísica y proteccíon radiológica

Chairmen

B. LINDELL, Sweden (First Session)
C.J. VAN DAATSELAAR, Netherlands (Second Session)

Vice-Chairmen

A.M. MARKO, Canada (First Session)
N. AYBERS, Turkey (Second Session)

Scientific Secretaries

H.T. DAW, IAEA (Both sessions)
L. SZTANYIK, IAEA (Both sessions)

EVALUATION OF LONG-TERM EFFECTS OF LOW-LEVEL WHOLE-BODY EXTERNAL RADIATION EXPOSURES*

J. B. STORER
Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn.

V. P. BOND
Brookhaven National Laboratory, Upton, N. Y.,
United States of America

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

EVALUATION OF LONG-TERM EFFECTS OF LOW-LEVEL WHOLE-BODY EXTERNAL RADIATION EXPOSURES

Late effects of exposure to high doses of ionizing radiation have been extensively studied in a number of human populations. These include patients treated with X-rays for ankylosing spondylitis, tinea capitis, or enlarged thymus; survivors of the atomic bombings in Japan; patients treated with radioiodine for thyrotoxicosis; and radiologists and radiological technicians who were occupationally exposed. Nearly every suitable exposed group has been studied or is under continuing study. Particular attention has been paid to the induction of neoplastic disease although other effects such as changes in the mortality rate, ocular lens changes, and other pathologic effects were looked for in some of these populations. Since there is little prospect of detecting effects in human beings exposed to low doses delivered at low dose rates, extensive animal experimentation has been conducted under carefully defined conditions to try to assess effects of dose rate and the shape of the dose-response curves for various end points. Data from human and experimental animal studies are reviewed, and an attempt is made to assess the risk of low levels of exposure.

EVALUATION DES EFFETS DIFFERES DES RADIOEXPOSITIONS EXTERNES TOTALES DE L'ORGANISME SOUS DE FAIBLES DOSES.

Les effets différés d'une exposition à de hautes doses de rayonnements ionisants ont été largement étudiés sur un certain nombre d'échantillons de population: malades traités aux rayons X pour spondylite ankylosante, tinea capitis ou thyméмégalie; survivants de Hiroschima et de Nagasaki; malades traités au radioiode pour une thyréotoxicose; radiologues et techniciens radiologistes professionnellement radioexposés. Presque chacun des groupes radioexposés a été ou est actuellement suivi de près. Une attention particulière a été portée à l'apparition de tumeurs mais d'autres effets, comme les variations de taux de mortalité, les modifications du cristallin ou diverses manifestations pathologiques ont également été étudiés dans certains de ces groupes. Comme il est peu probable que l'on puisse détecter chez l'homme des effets dus à des radioexpositions à des doses très faibles, reçues sous un débit de dose très réduit, des études intensives ont été menées sur l'animal dans des conditions soigneusement définies, afin d'établir les effets du débit de dose et de déterminer la forme des courbes de réponse aux doses en divers points du corps. Les résultats de telles études sur l'homme et sur l'animal sont passés en revue et l'on s'attache à déterminer le risque associé aux faibles niveaux de radioexposition.

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ ДЛИТЕЛЬНОГО ОБЛУЧЕНИЯ ВСЕГО ОРГАНИЗМА ВНЕШНИМИ ИСТОЧНИКАМИ МАЛОЙ ИНТЕНСИВНОСТИ.

Поздние эффекты воздействия высоких доз ионизирующего излучения подробно изучались на большом количестве людей различной категории. Эти исследования включают пациентов, подвергавшихся облучению рентгеновскими лучами при лечении анкилозного спондилита, увеличения вилочковой железы; выживших после атомной бомбардировки Японии; пациентов, облученных радиоактивным йодом при тиреотоксикозе; а также персонал, по характеру своей деятельности подвергавшийся воздействию излучений. Почти все группы людей, подвергавшихся воздействию излучения, либо уже изучены, либо находятся под непрерывным наблюдением. Особое внимание при этом уделялось появлению неопластических

* Research jointly sponsored by Brookhaven National Laboratory, and by the U.S. Atomic Energy Commission under contract with the Union Carbide Corporation.

заболеваний, хотя у некоторых групп пациентов обращалось внимание также и на другие эффекты, такие, как смертность, изменения в хрусталике глаз и другие патологические изменения. По воздействию на организм человека малых доз облучения, получаемых от слабых источников, имеется очень мало данных. Поэтому были предприняты обширные эксперименты на животных, которые проводились в тщательно контролируемых условиях, с тем чтобы попытаться определить влияние мощности дозы на характер кривых зависимости доза-воздействие для различных конечных точек. Дается обобщение данных, полученных на пациентах и в экспериментах с животными, делается попытка оценить степень риска при воздействии доз низкого уровня.

EVALUACION DE LOS EFECTOS A LARGO PLAZO DE LA IRRADIACION EXTERNA DE POCA INTENSIDAD DE CUERPO ENTERO

Se han estudiado ampliamente los efectos tardíos de exposiciones a dosis elevadas de radiación ionizante en un cierto número de muestras de poblaciones humanas. Estas comprenden· pacientes tratados con rayos X para espondilosis rizomélica, herpes, o timo excesivamente desarrollado; supervivientes de los bombardeos atómicos en el Japón; pacientes tratados con yodo radiactivo para tirotoxicosis; radiólogos y técnicos en radiología continuamente expuestos en su profesión. Se han estudiado o están actualmente en estudio casi todos los grupos que han sufrido exposición. Se ha prestado particular atención a la inducción de daños neoplásticos, aunque también se han investigado en algunos de estos grupos otros efectos tales como los cambios en el cociente de mortalidad, las modificaciones del cristalino y otros efectos patológicos. Dado que hay escasas perspectivas de detectar en seres humanos efectos debidos a bajas dosis suministradas a bajas intensidades de irradiación, se ha realizado extensa experimentación en animales bajo condiciones cuidadosamente definidas, tratando de apreciar los efectos de las intensidades de irradiación y las formas de las curvas dosis-respuesta para diversos puntos del cuerpo. En esta memoria se consideran los datos procedentes de estudios sobre seres humanos y animales experimentales, y se hace un intento de evaluar el riesgo procedente de bajos niveles de exposición.

The long-term effects of exposure of man and experimental animals to ionizing radiation have been the subject of continuous study for many years. As new data become available, various scientific committees carefully evaluate it and use it to attempt to estimate the upper limits of risk to populations in the event of low levels of exposure. For example, the United National Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation continues to update and revise its reports as new information becomes available. Similarly, the International Commission on Radiological Protection keeps the problem under continuing scrutiny, and two of its task groups have recently reported the results of their evaluation [1]. Many individual scientists have also published their own evaluations and risk estimates, e.g. Dolphin and Marley [2] and Miller [3].

The two principal human populations on which risk estimates depend most heavily will probably need study for an additional twenty years before final conclusions can be reached. These populations are the survivors of the atomic bombings in Japan and the patients irradiated for ankylosing spondylitis in Great Britain and Northern Ireland. Because of the required prolonged period of study, it is obvious that new data are accumulated slowly. For this reason and because the problem is under continuing review by various scientific committees, we see little value in presenting here yet another evaluation of the same data. Rather, this presentation will be concerned primarily with the following questions: 1) Are the data from the various human populations consistent with one another? 2) Is there general agreement between the human and experimental studies? 3) Are the methods used in interpolation to risk at low doses and dose rates both internally consistent and consistent with well-established principles of radiation biology?

A variety of late sequelae to exposure to high levels of radiation have been reported. Many of these, however, occur only after very large doses such as those used in radiotherapy and are of little concern here. Among the deleterious late effects that might occur after whole body exposures are tumor induction, life shortening, injury

to the ocular lens, developmental abnormalities in the fetus, and genetic injury manifest in later generations. The last two types of injury lie in the domain of other specialists and will not be considered here. Injury to the ocular lens sufficient to cause impaired vision apparently occurs only after a relatively high threshold dose is attained and is not normally thought to be a hazard at low doses and dose rates. This leaves the two very serious hazards of tumor induction and life shortening to be considered in detail.

The exposed human populations for which the sample sizes and radiation doses are large enough that one might reasonably expect to detect life shortening if such an effect exists include the Japanese survivors of the bombings, the patients with ankylosing spondylitis, and the radiologists and radiological technicians who received relatively large occupational exposures in the past. All these groups have been studied, and the evidence is somewhat conflicting. For life shortening to occur it is obvious that the mortality rate relative to the control population must be increased. The usual method for expressing this increase is to use the ratio of the observed number of deaths to those expected at control rates. In 1947 Dublin and Spiegelman [4] reported that U. S. radiologists had a relatively high age-standardized mortality ratio as compared to other medical specialists. Warren [5] later estimated that the average age at death for U. S. radiologists was about 5 years less than that for other physicians. More recently, Seltser and Sartwell [6] examined principal causes of death in the radiologists as compared to certain other medical specialists. Of the specialists investigated, they found the members of the American Academy of Ophthalmology and Otolaryngology to have the lowest mortality rates. Since they considered this group as likely to have had the least exposure to ionizing radiation, they elected to compare the radiologists to it. Based on estimated median age at death from a life table analysis, it appeared that the radiologists showed about 5 years life shortening in the period 1935 to 1944. This difference decreased in later years. The mortality ratio for all causes in the interval from 1935 to 1958 was 1.4. Leukemia showed an excess incidence with a mortality ratio of 2.5. All other cancers showed a ratio of 1.6. Interestingly, cardiovascular-renal disease showed an excess of 103 cases with a ratio of 1.2. All other causes besides those listed above yielded a ratio of 1.6. Seltser and Sartwell [6] pointed out the cancer and leukemia accounted for only 59 of the estimated 228 excess deaths in the radiologists. Because of this finding, they cautiously concluded that exposure to ionizing radiation may cause nonspecific life shortening.

The findings for U. S. radiologists are generally in agreement with those for the patients with ankylosing spondylitis. Court Brown and Doll [7] classified the causes of death in these irradiated patients and compared the mortality experience with that for the general population. For causes of death considered to be unrelated to their disease and other than neoplasms of heavily irradiated sites, there were 812 deaths as opposed to an expected number of 608, a ratio of 1.3.

In contrast to the above two studies, in which there is some indication of a nonspecific increase in the mortality ratio, there are other populations which have not shown this effect. Court Brown and Doll [8] reported on the mortality experience of 1,377 British radiologists over the period 1897 to 1956. Rather than use another medical specialist group as controls they elected to use men in Social Class I, other physicians, and the general population. They found no evidence of an increased mortality rate among the radiologists, although for those entering the profession before 1921 there was an excess incidence of cancer of the skin and pancreas and possibly of leukemia. Similarly the Japanese survivors studied by the Atomic Bomb Casualty Commission [9] have not shown any consistent increase in mortality ratios for diseases other than neoplasms. Cardiovascular-renal diseases, which showed increased mortality ratios in the U. S. radiologists and in the spondylitics, have been studied intensively at ABCC without any indication of a radiation-related increase in incidence [10-12]. An 18-year

follow-up of over 6500 men who served as radiological technicians in the U. S. Army during World War II has failed to reveal any evidence of an increased mortality ratio [13].

Possible reasons for the lack of consistency in the human studies should be considered. In the case of the spondylitics, the study population was ill with a painful and debilitating disease. It is not known with certainty which diseases might be associated with their primary disease process. A further complication arises from the fact that they must have received treatments with a variety of drugs, the effects of which cannot be evaluated. The appropriate control group would be a population of unirradiated spondylitics. Unfortunately, it has not been possible to assemble sufficient data on such a group. Medical and social factors influencing the choice of medical specialty are impossible to evaluate in the case of the U. S. radiologists. In any event it can be argued that there is no a priori reason to choose the most long-lived of the medical specialists to serve as controls for the radiologists. It would be interesting to know whether the apparently nonspecific excess mortality would disappear if internists, for example, were used as controls. The above considerations would not apply to the same extent to the Japanese survivors, although there may well be significant social, economic, and occupational differences between the groups that received the various levels of exposure.

On the basis of animal experiments one would expect life shortening in irradiated human populations. In all the studies where high radiation doses have been employed, the animals have shown a loss of longevity [14]. Mice and rats have been the favorite experimental subject, but larger animals such as dogs have also been used. Probably the majority of the studies with rodents have shown a curvilinear relationship between loss of average life-span and dose, with the slope increasing at higher doses. Some studies, however, have suggested a linear relationship in the high dose range. The precise shape of the curve is most likely a sensitive function of the particular types of radiation-induced lesions that are characteristic of the mouse or rat strain.

The effect of low total doses has not been extensively investigated for obvious reasons. As the anticipated differences between control and treated groups become very small, the sample sizes necessary to demonstrate a difference become so large that the experiments are not feasible. Further, if no differences were demonstrated in a sample of n animals, where n is a very large number, it could always be argued that it might require $2n$ animals to see this effect. An experiment of modest size was set up in Oak Ridge by Upton and his colleagues and continues in progress. Over 15,000 genetically defined mice have been maintained under rigid barrier conditions to avoid possible interactions between radiation and pathogenic bacteria. Included in the study are 4,000 control mice and 3,000 mice exposed to 10 rads of gamma rays at 10 weeks of age. Although the experiment is still in progress, a preliminary analysis on a portion of the data has indicated 4 days life lengthening in male mice exposed to 10 rads and 7 days life shortening in females. Neither value differs significantly from zero effect.

Protraction of radiation exposure over days to months results in a remarkably decreased effectiveness in shortening the life-span of mice. For example, Upton et al. [15] exposed mice to gamma rays at dose rates from about 4 rads/day to 80 rads/min. It is not possible to specify precisely the relationship between the effectiveness at these various rates but it appears that the highest dose rate may have been 20 times as effective as the lowest rate in terms of life shortening. Even when the protraction was extended over only a few days, the highest rate appeared about 5 times more effective.

It can be argued that the sensitivity of the animals decreases with increasing age and that this might account for the decreased effectiveness of long protracted exposures. Even if it is true, however, this argument does not invalidate the empirically established fact that exposures at low rates are less effective. Further, this lessened effect with protraction over a few days could hardly be explained on the basis of an age-dependent decrease in sensitivity.

Studies on beagle dogs also appear to show a very pronounced decrease in effectiveness of irradiation with decreased dose rates. Andersen and Rosenblatt [16] exposed dogs to X-ray doses at 100 or 300 rads. They found that life shortening in this population amounted to about 6%/100 rads. Unfortunately, protracted exposures were not run concurrently on other dogs. At the University of Rochester, however, beagle dogs were exposed 5 days a week for life to graded small doses of X-rays. The dogs given 0.060 or 0.120 R/day showed an average survival time slightly longer than that of the controls [17]. A group exposed at 0.6 R/day showed a 5% shortening of longevity. The total accumulated dose varied, of course, with the survival time of the individual animals, but it ranged from about 1,000 to 2,000 rads. Thus, these very large accumulated doses produced a shortening of survival equivalent to that seen by Andersen and Rosenblatt [16] following exposures of 100 R at high dose rates.

It is not clear why the data for effects of radiation on longevity in man are somewhat conflicting while the experimental studies uniformly show life shortening. A possible clue to resolving the proglem is provided by recent careful analyses of causes of death in irradiated mouse populations. For example, Grahn et al. [18] have reexamined their data for mice exposed continuously to gamma rays at various dose rates. They find that when life shortening amounts to less than about 15% the entire life shortening effect is due to the induction of excess neoplasms. Similarly, Walburg [19] has shown that at least in some instances life shortening from single exposures can be accounted for entirely on the basis of a small number of radiation-induced diseases. As more careful histopathologic studies of irradiated animals are conducted, it may turn out that the so-called nonspecific life shortening may in effect represent missed diagnoses of specific radiation-induced disease.

If it should ultimately turn out that the only important radiation-induced diseases in human populations are neoplasms, it does not necessarily follow that these neoplasms will produce life shortening. An excess mortality ratio of 1.5 or 2.0 could be compensated by a lowered mortality ratio for some other cause of death, leaving the ratio for all causes at 1.0. Neoplasms in irradiated mice would be expected to shorten longevity since so many of them are lymphomas or leukemias, which have a short latent period. In man the leukemias also seem to have a shorter latent period than other tumors, but the disease is so rare that it would exert relatively little effect on the mean life-span.

In contrast to the problem of whether radiation produces life shortening, the situation with respect to the induction of certain tumors by high doses at high dose rates is more clear-cut. There is little doubt that radiation doses in excess of about 100 rads to human populations increases the incidence of leukemia and of thyroid carcinoma. Both show an increasing incidence at increasing doses, and it has been possible to make reasonably good risk estimates for radiation delivered at high dose rates [1, 2, 20]. The question of which other neoplasms may be radiation-induced and the estimates of risk for cancers of other sites are very much less well-defined. It appears that a variety of cancers can be induced in man by relatively massive exposures to various tissues and organs, but it is not apparent that they are necessarily induced in the dose ranges encountered by the Japanese survivors, the spondylitics, or the radiologists. For example, if it is assumed that the excess gastric cancers in the spondylitics were radiation-induced and if it is further assumed that the radiation dose was about 10% of the spinal marrow dose, then it would be concluded that the stomach is as susceptible to cancer induction as the bone marrow [1]. If this were the case, then a clear excess incidence of gastric cancer should have been seen in the Japanese. A recent report from the ABCC indicates no association between gastric cancer and radiation dose [21]. This inconsistency has led to the suggestion that in the spondylitics there may have been an interaction between the radiation and some other factor(s) [1].

Similarly, skin cancer arising particularly in areas of chronic radiodermatitis is known to be radioinducible. An excess was seen in the British radiologists [8] but not in the Japanese or the ankylosing spondylitis patients.

There are other cases where it appears that certain cancers may be increased by doses of a few hundred rads, but the yield to date is insufficient to make a risk estimate. Cancer of the breast provides an excellent example. Thirteen breast cancers were found among 271 patients subjected to repeated fluoroscopic examinations of the chest [22]. The radiation dose is not known but must have been high since at least some of the women showed evidence of a chronic radiodermatitis. In Japanese women exposed to more than 90 rads there were six cases of breast cancer with only 1.53 expected [23]. And finally, in a series of 606 women given local radiotherapy for acute mastitis there were 13 cases of cancer when only 5.86 were expected [24]. Thus, there were about 24 cases of breast cancer in these three series which presumably were radiation-induced; but it is obviously impossible to establish a clear dose-response relationship or to make a realistic estimate of risk.

Attempts to assign risk estimates to various other tissue sites have been fraught with similar difficulties. There have been inconsistencies between the principal studies yielding the data, and the cancer yield has often been too low to allow any evaluation. A method commonly used to circumvent this problem has been to pool all cancers other than leukemia and thyroid cancer and to estimate risks relative to the leukemia risk. For example, Dolphin and Marley [2] estimated that there might be four other cancers induced for every case of leukemia induced. A task group of the ICRP has attempted to assess tissue radiosensitivities to cancer induction and has discussed the difficulties in detail [1].

It was indicated earlier that the anticipated effects of radiation in the low dose range are based on an interpolation between the observed effects at high doses and the control or zero dose incidence. The reason for this is that with one exception there have been no reported late deleterious sequelae to exposure at low doses. The exception is the reported association between prenatal exposure to low X-ray doses and childhood tumors. A large number of these retrospective studies have been performed, and the results have usually suggested a positive association [25]. Typically, the approach used has been to identify children dying from leukemia or other cancer and then select a comparable cancer-free control group. By various methods it is then determined whether the frequency of prenatal X-ray exposure is greater in one group than the other. If it is found, for example, that 15% of the children with cancer were irradiated but only 10% of the control group were so exposed, the conclusion is reached that irradiation increased the cancer risks by 50%. It should be noted that positive associations with other variables such as childhood disease [26, 27] or a history of allergy [28] have also been identified, but such associations have generally not been pursued further. Prospective studies in which the children who have been irradiated are first identified and their subsequent history determined have been negative [29-31]. These studies, however, require enormous sample sizes because the investigator is looking for a change in incidence of a rare disease process and it is difficult to attain high statistical reliability. Recently Stewart and Kneale [32] published risk estimates for the expected incidence of cancer per rad of exposure to prenatal children based on their retrospective studies. Jablon and Kato [33], drawing on data for the Japanese children who received irradiation in utero from the atomic bombings, found their results entirely incompatible with the risk estimates of Stewart and Kneale. They found one case of cancer in their sample exposed to about 35,000 person-rads while the number expected based on Japanese national rates was 0.75, indicating no excess risk in the irradiated children. The positive association demonstrated in the retrospective studies cannot be ignored, but it

seems fair to say that the issue is presently in doubt and further work is required to resolve the problem.

In order to estimate radiation effects in the low dose range, it is necessary to know something of the dose-effect relationship or to assume arbitrarily some functional form for this relationship. In the case of radiation-induced neoplasms it is only for the induction of leukemia that the data even approach adequacy for evaluating the form of the dose-effect curve. Of the two studies providing the most data on radiation-induced leukemia, the studies from ABCC are probably the better for a number of reasons. The ankylosing spondylitis patients were treated with partial body X-irradiation in varying patterns of dose, dose rate, and dose distribution. The patients had a disease for which they were being treated not only with X-rays, but with a variety of drugs. The total doses to the spinal marrow were generally very high (more than 500 rads) and there is no information at low doses. These difficulties do not pertain to the data from Hiroshima and Nagasaki. The incidence of leukemia as a function of dose is reasonably consistent between the two studies, but for purposes of considering the shape of the dose-response curve at the low dose end of the range, we will restrict our attention to the data from Japan.

Ishimaru et al. [34] have recently reported on leukemia incidence as a function of the revised dose estimates. It is apparent from their data that a linear relationship cannot be excluded on statistical grounds for either Hiroshima or Nagasaki. It should be noted, however, that in contrast to Hiroshima, there was no excess of leukemia in Nagasaki at doses below 100 rads. It can be argued that this is a random fluctuation since the Nagasaki study population was only about one-half as large as that for Hiroshima. A more important difference is that the radiation doses in Hiroshima had a significant neutron component. Ishimaru et al. [34] iteratively assigned various values of relative biological effectiveness (RBE) to the neutron component of the dose to see if the dose-response curves for Hiroshima and Nagasaki could be brought to coincide more closely. They found that an assumed RBE of about 5 gave the best correspondence of the curves. It has also been shown [35] that the RBE is probably higher at low doses than at higher doses, an observation in agreement with a great wealth of experimental studies. If the RBE of the neutrons is greater than unity then it follows that multihit injury is more effective in inducing leukemia than single-hit injury. This in turn leads to the conclusion that for gamma rays delivered at high dose rates the dose-response curve must be curvilinear with increasing slope at increasing doses, since the low doses yield a smaller proportion of multihit injury. This conclusion is consistent with the shape of the curve for Nagasaki, where the radiation was nearly pure gamma rays.

The above argument for curvilinearity would be greatly strengthened if it could be shown that protracted exposures are less effective than a single high-dose exposure in inducing leukemia. There are no very good data for human populations exposed over long time periods. If we examine the data for U. S. radiologists, however, it appears that the incidence of leukemia was about what would be expected from 100 rads of acute exposure, based on a linear fit to the Japanese data. The doses received by these radiologists are not known but have been estimated at 2,000 rads accumulated over many years [36]. This strongly suggests a very pronounced protraction effect which, incidentally, is quite similar to the extent of the protraction effect seen for life shortening in dogs described above.

As indicated previously, human data for other types of neoplasms are not adequate to allow consideration of the likely shape of the dose-response curves. There is no reason to believe that protracted exposures are not less effective than single exposures, or that neutrons or other high LET radiations do not have an RBE greater than unity for tumor induction. Both of these considerations lead to the prediction of curvilinearity for high dose rate exposures.

None of the above argument should be interpreted as evidence that the dose-response curve with protracted exposures is other than linear. The relationship may well be linear but with a much flatter slope than that obtained by fitting a linear function to data for high doses and high dose rates. If we extend the argument to risk estimates, it follows that such estimates derived from the spondylitics or the Japanese are too high to be applicable to protracted exposures.

Certain general principles have emerged from animal experimentation which are consistent with the data for human populations. It would be too much to expect a one-to-one correspondence of a tumor system in the mouse to tumors of the same site in man. For example, the adenomas of the lung that are common in some strains of mice are probably not increased by radiation exposure. They arise from alveolar cells, however, as contrasted to the bronchogenic origin of many lung tumors in man. Among the general principles from experiments are the observations that not all tumor types are radiation-inducible, that there is usually a marked decrease in effectiveness of gamma rays when the doses are protracted, that the various radiation-inducible tumors have quite different dose-response curves, that neutrons tend to be more effective on a dose-for-dose basis than gamma rays, and that immature animals may be more sensitive than adults. One area of disagreement between animal experiments and human studies is the sensitivity of prenatal animals to tumor induction. For some reason prenatal mice may be refractory to tumor induction [37-39], and there is thus no good animal model for the retrospective studies of the effect of X-ray pelvimetry on prenatal children.

If we turn now to the question of whether the methods used by committees that recommend exposure standards are internally consistent, it appears that there are two principal inconsistencies. The first inconsistency concerns dose rate effects. The fact that radiation protection guides are given as a dose rate (i.e., so many millirem per year, with a further breakdown with respect to how much can be received per quarter) is tantamount to a statement that effects are dose rate dependent. Yet, in deriving upper limit estimates of risk for late effects, it has been stated consistently that in order to be prudent and conservative, no credit for dose rate will be taken. In the interest of overall consistency, one or the other of these contradictory positions should probably be modified.

A second inconsistency arises from assigning high values of RBE to high LET radiations. If risks increase linearly with dose of low LET radiation (gamma or X-rays) and there is no dose rate effect, then it follows that the relevent injury is produced principally by single-hit events. If this is true then the RBE for high LET radiations should be less than unity, since most of their ionizations would be wasted. It has been observed, of course, that high LET radiations do in fact have a high RBE for most effects. The inconsistency, then, is the assumption of linearity at high dose rates and no dose rate effect for low LET radiation. This problem has been dealt with in considerable detail by an ICRP Committee on RBE [40], but no modifications on the basic assumptions for risk estimates have yet been forthcoming.

REFERENCES

[1] International Commission on Radiological Protection, Radiosensitivity and Spatial Distribution of Dose. ICRP Publication 14, Pergamon Press, Oxford (1969).

[2] DOLPHIN, G. W., MARLEY, W. G., "Risk evaluation in relation to the protection of the public in the event of accidents at nuclear installations", Environmental Contamination by Radioactive Materials, International Atomic Energy Agency, Vienna (1969).

[3] MILLER, R. W., Delayed radiation effects in atomic-bomb survivors, Science 166 (1969) 569.
[4] DUBLIN, L. I., SPIEGELMAN, M., The longevity and mortality of American physicians, J. Amer. Med. Assoc. 134 (1947) 1211.
[5] WARREN, S., Longevity and causes of death from irradiation in physicians, J. Amer. Med. Assoc. 162 (1956) 464.
[6] SELTSER, R., SARTWELL, P. E., The influence of occupational exposure to radiation on the mortality of American radiologists and other medical specialists, Amer. J. Epidemiol. 81 (1965) 2.
[7] COURT BROWN, W. M., DOLL, R., Mortality from cancer and other causes after radiotherapy for ankylosing spondylitis, Brit. Med. J. 2 (1965) 1327.
[8] COURT BROWN, W. M., DOLL, R., Expectation of life and mortality from cancer among British radiologists, Brit. Med. J. 2 (1958) 181.
[9] BEEBE, G. W., KATO, H., LAND, C. E., JNIH-ABCC Life Span Study, Hiroshima and Nagasaki. 5. Mortality and Radiation Dose, Oct. 1950-Sept. 1966, ABCC Technical Rep. TR 11-70, Hiroshima, Japan.
[10] YANO, K., UEDA, S., Coronary heart disease in Hiroshima, Japan: Analysis of the data at the initial examination, 1958-1960, Yale J. Biol. Med. 35 (1963) 504.
[11] JOHNSON, K. G., YANO, K., KATO, H., Cerebral vascular disease in Hiroshima, J. Chronic Dis. 20 (1967) 545.
[12] JOHNSON, K. G., YANO, K., KATO, H., Coronary heart disease in Hiroshima, Japan: A report of a six-year period of surveillance, 1958-1964, Am. J. Public Health 58 (1968) 1355.
[13] MILLER, R. W., JABLON, S., A search for late radiation effects among men who served as X-ray technologists in the U. S. Army during World War II, Radiology 96 (1970) 269.
[14] VAN CLEAVE, C. D., Late Somatic Effects of Ionizing Radiation, Division of Technical Information, U. S. Atomic Energy Commission, Doc. TID-24310 (1968).
[15] UPTON, A. C., RANDOLPH, M. L., CONKLIN, J. W., Late effects of fast neutrons and gamma-rays in mice as influenced by the dose rate of irradiation: life shortening, Radiation Res. 32 (1967) 493.
[16] ANDERSEN, A. C., ROSENBLATT, L. S., The effect of whole-body x irradiation on the median life span of female dogs (beagles), Radiation Res. 39 (1969) 177.
[17] CASARETT, G. W., "Pathological changes after protracted exposure to low dose radiation", Ch. IV, Late Effects of Radiation (FRY, R. J. M., GRAHN, D., GRIEM, M. L., RUST, J. H., Eds.), Taylor and Francis, London (1970).
[18] GRAHN, D., FRY, R. J. M., LEA, R. A., Applications, interpretations and problems in the actuarial analysis of survival data of mice under single dose and daily gamma irradiation. Presentation before the 19th annual meeting, Radiation Research Society, Boston, May 9-13 (1971).
[19] WALBURG, H. W., personal communication (1971).
[20] Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. General Assembly, 19th Session. Supplement No. 14 (A/5814), United Nations, New York (1964).
[21] YAMAMOTO, T., KATO, H., ISHIDA, K., TAHARA, E., McGREGOR, D. H., Gastric carcinoma in a fixed population: Hiroshima and Nagasaki, Gann 61 (1970) 473.
[22] MacKENZIE, I., Breast cancer following multiple flouroscopies, Brit. J. Cancer 19 (1965) 1.
[23] WANEBO, C. K., JOHNSON, K. G., THORSLUND, T. W., Breast cancer after exposure to the atomic bombings of Hiroshima and Nagasaki, New Eng. J. Med. 279 (1968) 667.

[24] METLER, F. A., HEMPELMANN, L. H., DUTTON, A. M., PIFER, J. W., TOYOAKA, E. T., AMES, W. R., Breast neoplasms in women treated with X-rays for acute post-partum mastitis. A pilot study, J. Natl. Cancer Inst. 43 (1969) 803.
[25] MacMAHON, B., HUTCHISON, G. B., Prenatal x ray and childhood cancer: A review, Acta Union Internat. Contre le Cancer 20 (1964) 1172.
[26] STEWART, A., WEBB, J., HEWITT, D., A survey of childhood malignancies, Brit. Med. J. 1 (1958) 1495.
[27] GIBSON, R. W., BROSS, I. D. J., GRAHAM, S., LILIENFELD, A. M., SCHUMAN, L. M., LEVIN, M. L., DOWD, J. E., Leukemia in children exposed to multiple risk factors, New Eng. J. Med. 279 (1968) 906.
[28] MANNING, M. D., CARROLL, B. E., Some epidemiological aspects of leukemia in children, J. Natl. Cancer Inst. 19 (1957) 1087.
[29] COURT BROWN, W. M., DOLL, R., HILL, A. B., Incidence of leukemia after exposure to diagnostic radiation in utero, Brit. Med. J. 2 (1960) 1539.
[30] LILIENFELD, A. M., Epidemiological studies of the leukemogenic effects of radiation, Yale J. Biol. Med. 39 (1966) 143.
[31] GRIEM, M. L., MEIER, P., DOBBEN, G. D., Analysis of the morbidity and mortality of children irradiated in fetal life, Radiology 88 (1967) 347.
[32] STEWART, A., KNEALE, G. W., Radiation dose effects in relation to obstetric X rays and childhood cancers, Lancet 1 (1970) 1185.
[33] JABLON, S., KATO, H., Childhood cancer in relation to prenatal exposure to atomic bomb radiation, Lancet 2 (1970) 1000.
[34] ISHIMARU, T., HOSHINO, T., ICHIMARU, M., OKADA, H., TOMIYASU, T., TSUCHIMOTO, T., YAMAMOTO, T., Leukemia in atomic bomb survivors, Hiroshima and Nagasaki, 1 October 1950–30 September 1966, Radiation Res. 45 (1971) 216.
[35] JABLON, S., FUJITA, S., FUKUSHIMA, K., ISHIMARU, T., AUXIER, J. A., "RBE of neutrons in Japanese survivors", Proc. Symp. Neutrons in Radiobiology, Nov. 11–14, 1969, Oak Ridge, Tennessee, CONF-691106, Biology and Medicine (TID-4500).
[36] BRAESTRUP, C. B., Past and present radiation exposure from the point of view of life expectancy, Am. J. Roentgenol. 78 (1957) 988.
[37] RUGH, R., DUHAMEL, L., SKAREDOFF, L., Relation of embryonic and fetal x irradiation to life time average weights and tumor incidence in mice, Proc. Soc. Exptl. Biol. Med. 121 (1966) 714.
[38] BRENT, R. L., BOLDEN, B. T., Indirect effect of X irradiation on embryonic development: V. Utilization of high doses of maternal irradiation on the first day of gestation, Radiation Res. 36 (1968) 563.
[39] UPTON, A. C., CONKLIN, J. W., POPP, R. A., "Influence of age at irradiation on susceptibility to radiation induced life shortening in RF mice", Radiation and Ageing (LINDOP, P. J., SACHER, G. A., Eds.), Taylor and Francis, London (1966).
[40] Report of the RBE Committee to the International Commissions on Radiological Protection and on Radiological Units and Measurements, Health Physics 9 (1963) 357.

A BIOSTATISTICAL INVESTIGATION OF LUNG CANCER INCIDENCE IN SOUTH AFRICAN GOLD/URANIUM MINERS

J.K. BASSON
National Nuclear Research Centre, Pelindaba

C.H. WYNDHAM, A.J.A. HEYNS, W.H. KEELEY,
C.P.S. BARNARD, A.H. MUNRO
Chamber of Mines of South Africa, Johannesburg

I. WEBSTER
National Research Institute for Occupational Diseases, Johannesburg, South Africa

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

A BIOSTATISTICAL INVESTIGATION OF LUNG CANCER INCIDENCE IN SOUTH AFRICAN GOLD/URANIUM MINERS.

The incidence of lung cancer among South African gold miners has been investigated to determine whether, as a result of exposure to radon daughters, arising from the presence in the ore as mined of low concentrations (0.015 to 0.075% U_3O_8) of uranium, it is greater than for the male population as a whole. A random sample of 1100 men was drawn from the total of 227 000 white miners registered by the Chamber of Mines up to the end of 1967, and the cumulative exposure for each man was calculated as the product of the shifts worked underground and the relevant concentration of radon daughters. On the basis of surveys made in twelve typical mines, estimates of radon concentrations expressed in 'working levels' were assigned to each of the 119 mines concerned. The average cumulative exposure over the period 1960-7 was 35.8 'working level months'. From the number of deaths due to bronchogenic carcinoma and the estimated population at risk (using an expansion factor 227 000/1100 = 206) the crude death rates were calculated. The average annual death rate due to lung cancer among white gold miners in South Africa was found to be 2.96 per 10 000 (or 3.70 when corrected for all possible omissions) as compared with 3.12 for the general population of white South African males (or 3.67 when corrected for age distribution). It is concluded that the death rate from lung cancer among white South African miners has not been increased by the low radon exposure occurring in South African gold/uranium mines. Furthermore, although this investigation was undertaken as a pilot study, it appears that no improved results would be obtained by increasing the sample size as the estimates of cumulative exposure of individuals are necessarily very crude and the spread of exposures very narrow.

ETUDE BIOSTATISTIQUE DE LA FREQUENCE DU CANCER DU POUMON CHEZ LES MINEURS DES MINES D'OR ET D'URANIUM D'AFRIQUE DU SUD.

On a entrepris une étude pour déterminer si l'exposition aux descendants radioactifs du radon due à la présence dans le minerai de faibles concentrations d'uranium (0,015 à 0,075% de U_3O_8) peut avoir pour conséquence une augmentation de la fréquence des cas de cancer du poumon chez les mineurs des mines d'or d'Afrique du Sud, par rapport à l'ensemble de la population mâle. Un échantillon aléatoire de 1100 hommes a été pris sur un total de 227 000 mineurs blancs enregistrés par la Chambre des mines jusqu'à la fin de 1967; la radioexposition cumulative de chaque homme a été calculée en multipliant les heures de travail sous terre par la concentration de descendants du radon. D'après les enquêtes faites dans 12 mines types, les concentrations de radon, exprimées en «unités», ont été évaluées pour chacune des 119 mines considérées. L'exposition cumulative moyenne sur la période 1960-67 a été de 35,8 «unités-mois». A partir du nombre de décès dus au carcinome bronchogène et de l'estimation de la population menacée (en utilisant le facteur d'extrapolation 227 000/1100 = 206), on a calculé les taux bruts de mortalité. La mortalité moyenne annuelle due au cancer du poumon dans les mines d'or sud-africaines a été de 2,96 pour 10 000 mineurs blancs (ou 3,70 compte tenu de toutes les omissions possibles), ce même taux étant de 3,12 pour l'ensemble de la population blanche de sexe masculin en Afrique du Sud (ou 3,67 correction

faite pour la répartition des catégories d'âges). On peut conclure que le taux de mortalité due au cancer du poumon chez les mineurs blancs d'Afrique du Sud n'a pas été accru par la faible radioexposition au radon rencontré dans les mines d'or ou d'uranium. De plus, bien que cette enquête ait été considérée comme une étude pilote, il s'avère que les résultats ne pourraient être améliorés en augmentant l'échantillonnage, car les estimations des radioexpositions cumulatives individuelles sont nécessairement très approximatives et la dispersion des radioexpositions est très étroite.

БИОСТАТИЧЕСКОЕ ИЗУЧЕНИЕ РАКА ЛЕГКИХ НА ЮЖНО-АФРИКАНСКИХ ЗОЛОТО-УРАНОВЫХ РУДНИКАХ.

Проводилось исследование, зависит ли число случаев заболевания раком легких среди рабочих золотодобывающих шахт Южной Африки от облучения дочерним радоном, образующимся вследствие наличия в добываемой руде малых концентраций (от 0,015 до 0,075% U_3O_8) урана. Дозы облучения, которые получают рабочие рудников, превышают по этой причине дозы облучения, получаемые мужским населением страны в целом. Обследованию подверглись 1100 человек, произвольно взятых из общего числа 227 000 белых рабочих горнодобывающей промышленности, зарегистрированных в Горнорудной палате на конец 1967 года; для каждого рабочего была вычислена суммарная доза облучения на основании числа смен, отработанных под землей, и соответствующей концентрации дочернего радона в шахтах. Обследования проводились в двенадцати типичных шахтах; оценки концентрации радона, выраженные в рабочих уровнях, были отнесены к каждой из 119 шахт. Среднее суммарное облучение за период 1960-1967 годы составило 35,8 рабочих уровней-месяцев. На основании оценки числа смертных случаев, зарегистрированных вследствии бронхогенного рака, и числа людей, подвергающихся риску (при факторе расширения 227 000/1100 = 206), была вычислена приблизительная смертность. Было найдено, что средняя годовая смертность вследствие рака легких среди белых рабочих золотодобывающих шахт в Южной Африке составляет 2,96 на 10 000 (или 3,70 со всеми возможными пропусками), по сравнению с 3,12 среди всего белого мужского населения Южной Африки (или 3,67 при учете всех возрастных групп). Можно сделать заключение, что смертность от рака легких среди белых горняков Южной Африки не увеличилась за счет облучения радоном. Более того, хотя это исследование проводилось как экспериментальное, оказалось, что более хорошие рузультаты нельзя получить путем увеличения числа обследуемых, поскольку оценки суммарной дозы облучения отдельных рабочих очень приблизительны, а разброс доз облучения очень узок.

INVESTIGACION BIOESTADISTICA SOBRE LA FRECUENCIA DEL CARCINOMA PULMONAR EN LAS MINAS DE ORO Y URANIO SUDAFRICANAS.

Se ha emprendido un estudio para determinar si, como consecuencia de la exposición a los descendientes del radón originados por la presencia de débiles concentraciones de uranio (0,015 a 0,075% de U_3O_8) en el mineral que va siendo extraido, la frecuencia del carcinoma pulmonar entre los trabajadores de las minas de oro sudafricanas es mayor que en la totalidad de la población masculina. Entre los 227 000 mineros de raza blanca, inscritos en la Chamber of Mines a finales de 1967, se eligió, al azar, un grupo de 1100 hombres y se calculó la exposición acumulativa de cada uno de ellos como resultado de los turnos de trabajo subterráneo y de las correspondientes concentraciones de los descendientes del radón. Tomando como base los reconocimientos efectuados en las doce minas más caracterizadas, a cada una de las 119 minas consideradas se les asignaron unos valores de concentración de radón expresados en niveles de trabajo. El promedio de exposición acumulativa durante el período 1960-1967 fue de 35,8 niveles de trabajo por mes. A partir del número de fallecimientos a causa de carcinoma broncógeno y del personal que se considerá sometido al riesgo (utilizando un factor de expansión de 227 000/1100 = 206) se calcularon los fallecimientos anuales por 10 000 mineros y por año, durante ese periodo de ocho años. El promedio anual de fallecimientos a consecuencia de cáncer de pulmón entre los mineros de raza blanca de las minas de oro sudafricanas fue de 2,96 por 10 000 (o de 3,70 si se corrige para tener en cuenta todas las omisiones posibles) en contraposición al de 3,12 correspondiente a la población masculina sudafricana total de raza blanca (o de 3,67 si se corrige para tener en cuenta la distribución por grupos de edad). La conclusión es que los fallecimientos a consecuencia de carcinoma pulmonar entre los mineros sudafricanos de raza blanca no han aumentado con la exposición a las bajas concentraciones de radón que se dan en las minas sudafricanas de oro/uranio. Por otra parte, aun cuando esta investigación fué considerada como un estudio piloto, parece ser que no habrían de obtenerse mejores resultados incrementando el grupo-muestra, ya que los cálculos de las exposiciones acumulativas individuales son siempre muy imperfectos y la dispersión de dichas exposiciones es muy reducida.

INTRODUCTION

The incidence of lung cancer among uranium miners, ascribed to ionising radiations, has received increasing attention in recent years with the establishment of uranium mining for peaceful purposes [1]. Excess rates of lung cancer in underground miners at Schneeberg and Jáchymov have been ascribed to overexposure to radon and its daughters but these data do not lend themselves to accurate analysis because of uncertain exposure levels and even doubt as to the diagnosis in many cases [2]. Such analyses have been attempted [3] but the only reliable study, thus far, is the prospective investigation initiated by the U.S. Public Health Service in January 1950 on the Colorado uranium miners [4]. A continued study up to September 1967 reports on 3414 miners with 62 observed deaths compared with 10.06 expected [5,6,7].

Various analyses of the U.S. data have agreed that there is clear evidence that the incidence of lung cancer is dose-dependent in dose categories with mid-range doses in excess of approximately 600 Working Level Months (WLM) [7,8]. It has, however, also been concluded that an exposure of 120 WLM (estimated to deliver 360 rads to the lung) appears to double the lung cancer incidence characteristic of the general population [3]. Such conclusions are, however, rendered doubtful [9] by the small numbers involved, the uncertain dose allocations and also by the fact that even in some non-uranium (metal) miners the mortality from lung cancer (as also from accidents, etc.) is increased by a factor about 3 times the normal rate [8].

South Africa has a large and stable mining population, under excellent medical surveillance, working in gold/uranium mines with radon daughter concentrations of less than 1 WL on the average, with some of the mines in existence for as long as 50 years. Consequently it has long been evident that a detailed analysis of their lung cancer mortality might provide unique information on the biological effects of relatively low levels of radiation [10]. This is not only of great practical significance to the uranium mining industry all over the world, but also of fundamental importance to the International Commission on Radiological Protection (ICRP) and others in developing permissible levels of exposure.

It has been known since 1915 that Witwatersrand ores contain radioactive minerals and in 1923 the mineral uraninite was identified. The tremendous post-war interest in uranium as nuclear fuel led to the production of uranium in South Africa since 1952, as a by-product of gold mining. It is important to realise that virtually all South African gold mines contain some uranium and, consequently, that a large number of underground employees (at present about 20 000 whites and 250 000 non-whites) has always been exposed.

Although attempts had already been made in 1947-8 to measure radon in South African mines (J.K. Basson and S.J. du Toit - unpublished work), it was only after development of suitable methods to determine radon or its daughters that a limited survey was carried out during 1958-61 [10,11]. The results indicated that the concentration of radon and its daughters was related primarily to the uranium values in the ore

bodies, but that the extent of the ventilation and the length of time during which the air remained in the ventilation circuit also influenced these values. An extended survey [12], started in 1967, has confirmed that in spite of the extensive nature of the underground working on gold mines, the large volume of air required to control environmental conditions is sufficient to dilute the concentration of radon daughters to below 1 WL and in many cases to below 0.3 WL. Consequently no regulatory action has been considered necessary.

The incidence of malignant disease in South African miners has already been the subject of several biological investigations. Data obtained from the autopsy series of the Pneumoconiosis Bureau and the Johannesburg General Hospital revealed no unusual incidence of lung cancer in the Witwatersrand mine workers [13]. A survey of 1620 African (Bantu) gold miners by Chatgidakis [14] also produced no evidence of an increase in primary carcinoma of the lung. A further survey was conducted as the result of an appeal at the International Radiological Conference, Montreal (1962), to report any cases showing bone changes due to occupational exposure to radioactive materials: Oosthuizen and Theron [15] surveyed the forearms of 600 miners but found none of the unequivocal signs of radiation damage to bone, nor were any cases of bone sarcoma discovered. A later study by Webster [16] indicated a possibly significant difference in the distribution of the types of bronchogenic carcinoma between miners and non-miners, largely due to an increase in "small-cell" cancers, but it dit not indicate any relationship between radiation exposure and the increased incidence of small-cell carcinomata; he also restated that there was no correlation between silicosis and lung cancer.

The radiation hazard situation in South African uranium mines has been reviewed at several conferences and in many scientific papers [10-17]. (At the International Conference on Pneumoconiosis, Johannesburg (1969) a special session was devoted to radioactivity in mining [1]). None of these studies, however, attempted to correlate the incidence of malignancy with radiation exposure and it had been concluded that the prospect of any significant findings emerging from a prospective study was so small that the whole investigation would be difficult to justify.

However, in view of the fundamental radiobiological interest in the long-term effects of small radiation doses as well as the practical aspects of radiation protection as shown by the ICRP, the South African Atomic Energy Board (AEB) initiated a retrospective study in collaboration with the Chamber of Mines of S.A. (COM) and the Pneumoconiosis Research Unit (PRU)* in May 1968. A pilot study was decided upon to determine the cumulative exposure distribution of the underground mining population from a random sample of about 600 white miners who had worked during the period 1949-67 and to which 499 cases of lung cancer recorded by PRU could then be related. This study had to be limited

* Name changed to "National Research Institute for Occupational Diseases" on 1 April 1971.

to white miners because the non-white group, forming the majority of the underground employees, comprises mainly unskilled workers who come from rural areas and work for intermittent periods varying from a few months to $1\frac{1}{2}$ years before returning to their homelands.

THE BIOSTATISTICAL INVESTIGATION

Lung cancer is a mortal disease with average survival time of only a few months and with comparatively little success in treatment [18]. Consequently, death has been regarded as a suitable endpoint for this retrospective biostatistical analysis (of which full details will appear in an AEB report [19]).

The determination of the relationship between the incidence of lung cancer and radon exposure required the estimation of the population at risk during each of the years 1949 to 1967, specific to age and cumulative radiation exposure, and the classification of the actual deaths reported by the PRU, according to the same age and cumulative radiation exposure categories.

For the estimation of the population sample a sample of 1100 Provident Fund (PF) numbers was drawn from all those allocated up to the end of 1967 - the total number is 227 000. As detailed an industrial history as it was possible to obtain from the COM Records Department and the Provident Fund as well as from the Population Register, but not from individual mine records, was compiled for each miner whose number was drawn and who had worked underground.

For all of the men in the random sample who had worked underground, and for all of the PRU lung cancer cases, the radiation exposure was calculated for each year up to 1967 (or the termination of his working life) by multiplying the number of underground shifts by the radon level. In this way the cumulative radiation exposure at the end of each of the years 1949 to 1967 expressed as Working-Level-shifts, was obtained.

The subsequent biostatistical analysis is based on the following three sets of data, with limitations as discussed:

(i) The random sample

Of the 1100 PF numbers drawn, 575 men had worked underground at some time or other. As only those men who had been exposed to radon in gold mines were considered for the purpose of the study, the remaining 525 men were ignored. Of the 575 men who had worked underground, the position at the end of 1967 was that 447 had worked underground in gold mines and were still alive, 12 had worked only in collieries and were still alive, 99 had worked in gold mines and had died, and 17 men could not be traced at all.

It should also be pointed out that the sample of 575 men appears deficient in men in the higher age groups. This probably arises from the difficulty of including in the sample a due proportion of men who left the industry before 1934. This would decrease the estimates of the expected incidence of lung cancer in the higher age groups.

(ii) Lung cancer cases

The PRU provided the names and, in some cases, the PF numbers of 499 men who had died of lung cancer. It was found that eight of these were duplicates and that fifty-seven could not be traced, as a result of either a wrong name or number. There were therefore 434 cases for whom employment records could be obtained. However, of these 434 cases, eighty-two had either worked only on collieries or only on the surface of gold mines. The remaining 352 cases had worked underground in gold mines.

It was noted that the number of cases of lung cancer was considerably less at the beginning of the period than at the end (see TABLE I) and this indicates that initially not all cases of lung cancer were submitted to the PRU through the Miner's Medical Bureau. This is explained by the fact that the Pneumoconiosis Act [20] was amended in 1956, resulting in the establishment of the PRU which only functioned fully towards 1960. Although it is now a legal requirement that the cardiorespiratory organs of all proved or suspected pneumoconiotics be submitted to the Miner's Medical Bureau after death, in a recent survey it appeared that the cardiorespiratory organs of approximately 20% of the miners who died were not sent to the Miner's Medical Bureau [16].

(iii) Radon daughter concentrations

From the measurements made on twelve mines a rough estimate was made of the average concentration of radon and radon daughters in each of the various mines on which the men had worked. Since a large number of these mines had already closed down and as there were no recorded data for many others, the uncertainties attached to the estimated average concentrations need no emphasis.

It must also be appreciated that in gold mines higher radon and radon daughter concentrations exist in certain isolated areas, usually as a result of different ventilation conditions. There is no way of establishing from the COM records the area of a mine in which a man had worked and therefore a man's cumulative exposure, calculated in terms of the assessed average concentration of radon and radon daughters in the mine, could be considerably in error.

Examination of these data also shows that the range of average concentrations of radon and radon daughters is very small. In 114 (96%) of the 119 mines, the concentrations ranged from 0.1 to 0.7 WL and in 92 mines (77%) the concentrations fell within the range 0.3 to 0.5 WL. It is therefore impossible to distinguish between the effects of different levels of cumulative exposure and different numbers of cumulative shifts underground. In other words, the differences between mines as regards radiation levels are so small that they are swamped by the influence of differences in the numbers of shifts worked underground. This averaging process is further assisted by the fact that both white and non-white employees are subject to frequent moving from one working place to another within the mine, and may also move from one mine to another during their period of service within the industry.

TABLE I. CRUDE DEATH RATES PER ANNUM FROM LUNG CANCER IN UNDERGROUND MINERS

Year	Number at risk in sample of 1100 men	Estimate of population at risk	Deaths	Death rate per 10 000
1949	247	51 000	8	1.57
1950	266	54 900	8	1.46
1951	274	56 500	8	1.42
1952	280	57 800	20	3.46
1953	288	58 400	5	0.84
1954	302	62 300	7	1.12
1955	321	66 200	14	2.11
1956	342	70 600	15	2.12
1957	360	74 300	8	1.08
1958	363	74 900	12	1.60
1959	373	77 000	14	1.82
1960	381	78 600	24	3.05
1961	402	83 000	24	2.89
1962	403	83 200	18	2.16
1963	418	86 300	28	3.34
1964	423	87 300	24	2.75
1965	432	89 100	22	2.46
1966	445	91 800	24	2.61
1967	447	92 200	41	4.45

RESULTS

Crude death rate/10 000/year

Crude death rates were calculated for the period 1949 to 1967, using the factor $\frac{227\,000}{1\,100} = 206.36$ for estimating the populations at risk in each year of that period and these are given in TABLE I. It will be noted that before 1959 the crude death rate varied appreciably but after 1960 it was more constant. This reaffirms that in the earlier years there were many lost cases of cancer of the lung. It was therefore decided to use only the data for the period 1960 to 1967 in calculating the crude death rate for the mining population.

With a view to drawing a comparison, figures for deaths due to malignant neoplasms of the bronchus and lung (I.C.D. code 162, 7th revision) for the male white South African population (1960-7) were obtained from the Department of Statistics and these are presented in TABLE II.

TABLE II. MALIGNANT NEOPLASM OF BRONCHUS AND LUNG IN WHITE SOUTH AFRICAN MALES

(a) NUMBER OF DEATHS

Year	Total	Age at death (years)																	
		-5	5-9	10-14	15-19	20-24	25-29	30-34	35-39	40-44	45-49	50-54	55-59	60-64	65-69	70-74	75-79	80-84	85+
1960	433	-	-	-	1	-	-	-	8	8	21	39	61	87	84	62	38	16	8
1961	446	-	-	-	-	1	2	1	2	6	18	45	63	84	94	58	35	27	10
1962	456	1	-	1	-	-	1	-	3	11	20	42	85	70	88	73	37	16	8
1963	477	-	1	-	-	-	1	1	-	7	23	57	82	84	81	60	44	27	9
1964	557	2	-	2	-	-	3	1	5	14	44	63	90	95	85	65	50	27	11
1965	559	-	-	-	-	-	-	2	3	13	22	51	90	117	113	73	45	27	3
1966	549	-	1	-	-	-	2	2	5	17	38	61	86	97	92	74	42	21	11
1967	640	-	2	-	1	-	1	2	2	14	36	62	105	115	118	92	55	27	8

(b) AGE SPECIFIC FIGURE (PER 100 000 OF THE POPULATION)
(Average values for miners in brackets)

1960	28.2(30.5)	-	-	-	0.7	-	-	-	8.2	9.3	22.7	46.5	101.3	196.2	237.9	252.0	226.3	171.0	166.2
1961	28.7(28.9)	-	-	-	-	0.8	1.9	1.0	2.0	6.4	19.6	53.0	97.3	190.7	262.5	232.2	211.8	281.5	201.7
1962	28.8(21.6)	0.5	-	0.6	-	-	0.9	-	3.1	11.5	22.0	48.8	121.2	160.1	242.7	288.7	228.2	164.3	161.4
1963	29.5(33.4)	-	0.6	-	-	-	0.9	0.9	-	7.2	25.4	65.4	110.2	168.2	220.9	234.7	267.9	280.8	178.8
1964	33.6(27.5)	1.0	-	1.2	-	-	2.7	0.9	4.7	14.0	44.0	69.6	138.2	189.4	223.0	245.2	274.3	267.1	207.5
1965	33.0(24.6)	-	-	-	-	-	-	1.8	2.8	12.7	21.5	55.1	135.1	138.8	289.9	269.2	241.4	261.1	55.3
1966	31.6(26.1)	-	0.5	-	-	-	1.7	1.7	4.5	16.2	36.2	64.3	125.9	193.1	230.1	266.1	219.7	198.1	197.8
1967	36.0(44.5)	-	1.0	-	0.6	-	0.8	1.7	1.8	13.0	33.5	63.8	150.2	223.7	288.4	323.2	281.1	248.8	140.5
Average	31.2(29.6)	0.2	0.3	0.2	0.2	0.1	1.1	1.0	3.4	11.3	28.1	58.3	122.4	182.5	249.4	263.9	243.8	234.1	163.7

Assuming that the estimates of the populations at risk (TABLE I) are roughly correct, which is reasonable because the death rates are more influenced by variations in the number of deaths per annum than by the population at risk, then the following average annual death rate (over the eight-year period), with the associated 95 per cent confidence limits, is obtained:

Average lung cancer deaths per 10 000 miners per annum $= 2.96 \pm 0.48$

Cumulative exposure to radiation

The cumulative exposure to radiation (in WL-shifts) was calculated for each of the men who had worked underground at some time or another from the sample of 1100 men. This was done by multiplying the number of shifts worked underground on gold mines by the estimated radiation levels for each mine on which they worked.

TABLE III gives the frequency distribution of WL-shifts for the eight year period 1960 to 1967. In the bottom row the average cumulative exposures per individual miner are expressed as WLM, obtained by dividing the WL-shifts by 26, i.e. the average number of shifts worked per month.

TABLE III. CUMULATIVE EXPOSURE IN WORKING-LEVEL-SHIFTS

Cumulative exposure		Number of underground miners in exposure category							
Working-Level-shifts	Mid-point	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967
0 - 150	75	118	135	130	133	132	143	156	149
150 - 450	300	80	79	88	100	101	94	85	92
450 - 900	675	57	61	57	56	58	63	70	73
900 - 1500	1200	55	58	61	60	60	59	59	56
1500 - 3000	2250	54	51	47	49	50	48	50	52
3000 - 6000	4500	13	13	15	15	17	20	20	20
6000 - 10000	8000	2	3	3	2	1	1	1	1
10000 - 15000	12500	2	2	2	3	4	4	4	4
Number of underground workers		381	402	403	418	423	432	445	447
Average Working-Level-shifts per man		940.5	912.6	918.3	911.5	941.7	945.0	934.3	940.2
Average Working-Level-months per man		36.17	35.10	35.32	35.06	36.22	36.35	35.93	36.16

The grand average for the eight-year period (1960 to 1967) and the associated 95 per cent confidence limits for this mean are:

Average exposure = 35.8 ± 0.4 WLM

(At an average exposure level of 0.4 WL this gives an average working time of 7½ years which corresponds well with actual practice [20].)

Crude death rate in relation to age

Sufficient data were obtained to calculate death rates for the age groups 40 to 49, 50 to 59 and 60+ but only one death was reported in the age group below 39 and no estimate of death rate could therefore be made in that age group. The results are given in TABLE IV and these are compared with the figures (in brackets) for the male white South African population (1960-7) as calculated from the data of the Bureau of Statistics (TABLE II).

From TABLE IV it is clear that the incidence of lung cancer increases with increase in age as would be expected from the incidence in the normal population.

TABLE IV. ANNUAL DEATH RATE FROM LUNG CANCER PER 10 000 IN RELATION TO AGE
General population for 1960-7 in brackets

Age	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	Average
40 to 49	2.9	0.5	0.5	1.0	0.5	1.1	0.0	1.6	1.0(1.9)
50 to 59	4.2	9.5	5.4	6.1	6.2	5.2	5.7	8.5	6.4(8.6)
60 and above	37.1	44.4	24.2	37.9	25.1	20.8	21.2	29.8	30.1(22.4)
All ages	3.1	2.9	2.2	3.3	2.7	2.5	2.6	4.4	3.0(3.7)

TABLE V. ANNUAL DEATH RATES FROM LUNG CANCER PER 10 000 IN RELATION TO CUMULATIVE EXPOSURES IN WL-SHIFTS

Age	Cumulative exposure	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	Average
All ages	0.1 - 450	1.2	0.2	0.4	0.2	0.0	0.6	0.2	1.0	0.5
	450 - 1500	2.2	1.6	0.8	2.5	2.5	2.4	1.9	3.0	2.1
	1500 - 15000	9.5	13.3	10.1	14.7	12.1	8.6	11.6	17.6	12.2
	All exposures	3.1	2.9	2.2	3.3	2.7	2.5	2.6	4.4	3.0

TABLE VI. ANNUAL DEATH RATES FROM LUNG CANCER PER 10 000 IN RELATION TO CUMULATIVE SHIFTS

Age	Cumulative shifts	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	Average
All ages	1 - 900	1.1	0.3	0.5	0.0	0.0	0.7	0.2	0.9	0.5
	900 - 3 000	1.3	0.4	0.4	0.8	1.2	1.9	1.5	2.7	1.3
	3 000 - 6 000	7.2	6.4	4.3	9.7	8.2	3.4	5.2	7.4	6.5
	6 000 - 14 000	11.7	20.3	14.1	19.1	14.1	13.6	16.2	25.6	16.8
	All periods	3.1	2.9	2.2	3.3	2.7	2.5	2.6	4.4	3.0

Crude death rate in relation to cumulative exposure and cumulative shifts

An analysis was made of the death rate in relation to estimated cumulative exposure and the results are given in TABLE V. It will be noted that the death rate, for all ages, increases with increase in cumulative exposure.

A similar analysis was made of the death rate in relation to cumulative shifts and the results are given in TABLE VI. It will be noted that the death rate, for all ages, increases with increase in the number of cumulative shifts in a manner which is closely analogous to the increase with increase in cumulative exposure.

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

Incidence of lung cancer in South African miners

The most important outcome of this study is the finding that the average death rate from lung cancer reported among white miners in South African gold mines is 2.96 $\pm$ 0.4 at an average radiation exposure of 35.8 $\pm$ 0.4 Working-Level-months for the period 1960-7. These figures show clearly that the white miner in South African gold/uranium mines is exposed to only very low levels of radiation compared with the radiation exposures in uranium mines elsewhere, and that the death rate from bronchogenic carcinoma is also very low. This conclusion is confirmed when these figures are compared with those of Wagoner et al. [4] from which the estimated crude incidence of lung cancer is 2.69 for radiation exposures of less than 120 WLM. This is very close to the figure of 2.96 obtained in the present study.

Does the cancer death rate of 2.96/10 000 miners/year represent an increase in the incidence of lung cancer among white miners in South African gold mines compared with that of the non-mining population? The published figures for the general male white population during 1960-7 (TABLE II) vary between 2.82 and 3.60 with an average value of 3.12. If, however, the incidence is calculated for the mining Provident Fund age distribution a value of 3.67 is obtained.

The objection may, of course, be raised that the PRU data do not represent all the cases of lung cancer that occurred during the period in question. Even if, as previously discussed, 20% is not taken into account [16] this still results in an incidence of only $2.96 \times \frac{100}{80} = 3.70$

It must be appreciated, however, that any comparison of this nature is very questionable. Miners differ considerably from the general male population with respect to the criteria used in their initial selection by the Miner's Medical Bureau, their age distribution, the ventilation of the mine atmosphere, their smoking habits, etc. (Wagoner et al. [4] have also found an increase in mortality due to motor-vehicle accidents, other violent deaths, respiratory system as well as all other causes.) Even in the non-mining population the incidence of lung cancer varies considerably with age (between 0.02 and 26 - TABLE II) region (4.2 to 18.2) and even from city to city (8.2 to 20.3) - most probably due to various co-carcinogens such as cigarette smoking [21]. Because of these problems it is possibly better to agree with Archer and Lundin [3] that the baseline or "expected rate" for miners lies in the range 2 - 5 per 10 000 per year.

It is concluded, therefore, that the observed average annual death rate from lung cancer among white miners in the gold/uranium mines of South Africa is not higher than in the comparable non-mining population.

Dose-dependence

The results (TABLE V) may appear to indicate that the death rate from lung cancer increases with increase in cumulative exposure to radiation. However, any such conclusion would not be justified because the death rate from lung cancer is also shown to increase with increase in cumulative shifts (TABLE VI) and with age (TABLE IV). Cumulative shifts and age are closely correlated and, furthermore, the very narrow range of radon and radon daughter concentrations in the various mines (77% were between 0.3 and 0.5 WL) means that cumulative exposure to radiation and cumulative shifts are very closely correlated.

The present results, therefore, cannot confirm any increase in death rate from lung cancer with increase in cumulative exposure to radon daughters in the mine atmosphere, as any such increase is indistinguishable from that owing to cumulative exposure to other possible carcinogens such as cigarette smoking or diesel fumes in the mine atmosphere or merely to age. The latter is borne out by comparison with the general population in TABLE IV.

$(MPC)_a$

Whereas the maximum permissible levels of exposure to ionising radiations have in the past presented no undue hardship in their application, mostly to radiation workers in nuclear institutes - as witness the very low exposures generally recorded - this is no

longer the case specifically as regards public exposure due to nuclear power and uranium mining. In the first case non-participating members of the public are exposed involuntarily to an additional hazard, albeit very small. The additional hazards resulting from the mining of uranium by persons who have selected mining as their career have, however, much more serious practical implications where mines may find it quite uneconomical and even technically impossible to comply with more stringent requirements.

Consequently one must refer to the basis underlying the ICRP recommendations (ICRP Publication 9, paragraph 34): "Any exposure to radiation is assumed to entail a risk of deleterious effects. However, unless man wishes to dispense with activities involving exposure to ionizing radiations, he must recognize that there is a degree of risk and must limit the radiation dose to a level at which the assumed risk is deemed to be acceptable to the individual and to society in view of the benefits derived from such activities."

It should be borne in mind that mining as such is a hazardous occupation accompanied by a comparatively high fatal accident rate as well as possibility of developing pneumoconiosis [20]. Consequently one must have a close look at the basic premise postulated, i.e. a dose limit corresponding to a value with no evidence of dose-dependence but with an additional safety factor of five [8].

Also, far-reaching conclusions have been drawn which are based on quite small numbers, i.e. 34 deaths in the first U.S.A. study and 62, including the first 34, in the second. Furthermore, a threefold higher mortality has been found in both uranium and metal mining groups which should not be ascribed to radon daughters [8]. A further weakness in the U.S.A. data may lie in the incomplete elimination of the effects of age, smoking, etc. (If correction for the age distribution of the mining group has not been carried out accurately this may easily account for the apparent increase as the incidence of lung cancer increases markedly with increasing age - see TABLE II.) Finally the WLM as a unit does not take dose rate into consideration, e.g. 12 months at 10 WL is assumed to give the same effect as 120 months at 1 WL.

It has also been shown that the Working Level is not a satisfactory measure of radiation dose to the lung. An uncertainty of as much as a factor ten, depending on atmospheric and ventilation conditions, has been demonstrated (ref. [8] p.555). On the other hand, the measurement of radon concentration, corresponding to its short-lived daughter RaA, determines the absorbed dose much more closely.

Although the induction of lung cancer by high concentrations of radon and radon daughters cannot be questioned by this investigation, the study cannot produce evidence for any effect from the cumulative exposures encountered in South African mines (at an average exposure rate of about 0.4 WL).

Extension of project

Finally, it should be stated that although this retrospective study was undertaken mainly as an exploration of the difficulties involved in estimating the death rate from lung cancer among miners, it has in fact been possible to extend the study and give an estimate of the average death rate and the average exposure to radiation, in WLM, of the white miner in South African gold mines. Moreover, because of the limited information available on his industrial history and of the radiation levels in mines, no purpose would be served in doing any further statistical analysis. It is not possible from the records available to increase the accuracy of the work history of the miners with regard to the levels of radiation exposure and, furthermore, owing to the narrow spread of the radiation levels in the 119 mines (77% were between 0.3 and 0.5 WL) it would be impossible to decide, even with more refined statistical methods, how much of the crude data rate was due to cumulative shifts (and age) or to cumulative exposure per se, or a combination of both.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors have pleasure in acknowledging the assistance received from the other members of the AEB Steering Committee for the Investigation of the Relationship between the Incidence of Lung Cancer and Radon Exposure in South African Mines i.e. Dr. R.S.J. du Toit and Dr. G.K. Sluis-Cremer as well as the late Mr.S.R. Rabson who contributed so much to the radiation safety of uranium mining and milling in South Africa. A special word of thanks is due to the Department of Statistics for supplying comparable data regarding the general population. Thanks is also due to Dr. S.H. Sichel for the contribution he made as statistical consultant in the analysis of the data and its interpretation.

REFERENCES

[1] SHAPIRO, H. (Ed.): "Pneumoconiosis", proceedings of the International Conference, Johannesburg (1969). (Oxford University Press)(1970) pp. 537 - 577.

[2] BĚHOUNEK, F.: History of the exposure of miners to radon - Health Physics 19, 56 - 57 (1970).

[3] ARCHER, V.E. and LUNDIN, F.E.: Radiogenic lung cancer in man: exposure-effect relationship - Environmental Research 1, 370 - 383 (1967).

[4] WAGONER, J.K., ARCHER, V.E., LUNDIN, F.E., HOLADAY, D.A. and LLOYD, J.W.: Radiation as the cause of lung cancer among uranium miners - New England J. Med. 273, 181-188 (1965).

[5] FEDERAL RADIATION COUNCIL: Radiation Exposure of Uranium Miners - a report of an Advisory Committee from the Division of Medical Sciences: National Academy of Sciences - National Research Council - National Academy of Engineering, U.S.A. (August 1968).

[6] LUNDIN, F.E., LLOYD, J.W., SMITH, ELIZABETH M., ARCHER, V.E. and HOLADAY, D.A.: Mortality of uranium miners in relation to radiation exposure, hard-rock mining and cigarette smoking - 1950 through September 1967 - Health Physics 16, 571 - 578 (1969).

[7] ARCHER, V.E. and BROWN, M.C.: American uranium miners and lung cancer - "Pneumoconiosis", Proceedings of the International Conference, Johannesburg, 1969 (Oxford University Press) 569 - 571.

[8] STEWART, C.G.: On an $(MPC)_a$ for the short-lived daughters of Rn-222-ibid, 551 - 554.

[9] BAIR, W.J.: Inhalation of radionuclides and carcinogenesis - Inhalation Carcinogenesis, AEC Symposium Series 18, USAEC (April 1970).

[10] RABSON, S.R., DU TOIT, R.S.J. and VERWEY, C.J.: Experience in the measurement of radon and radon-daughter concentrations in South African uranium mines - Radiological Health and Safety in Mining and Milling of Nuclear Materials (IAEA, Vienna, 1964) Vol. II, 335 - 347.

[11] RABSON, S.R., DU TOIT, R.S.J. and VERWEY, C.J.: The radon problem in the uranium-producing mines of South Africa - National Conference on Nuclear Energy, Pretoria (1963) (Atomic Energy Board) 173 - 181.

[12] GREIG, J.D. and ROLLE, R.: Radiation levels in gold mines in South Africa with special reference to radon and radon daughters - "Pneumoconiosis", Proceedings of the International Conference, Johannesburg, 1969 (Oxford University Press) 544 - 546.

[13] OOSTHUIZEN, S.F., PYNE-MERCIER, W.G., FICHARDT, T. and SAVAGE, D.: Experience in radiological protection in South Africa - Proceedings 2nd UN Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy 21, 25 - 31 (1958).

[14] CHATGIDAKIS, C.B.: The incidence of malignant disease in 1620 African (Bantu) gold miners - A.M.A. Arch. Environ. Health 1, 17 - 19 (1960).

[15] OOSTHUIZEN, S.F. and THERON, C.P.: A radiological survey of the forearms of 600 South African gold miners - Medical Proceedings 10, 128 - 131 (1964).

[16] WEBSTER, I.: Bronchogenic carcinoma in South African gold miners. "Pneumoconiosis", proceedings of the International Conference, Johannesburg (1969). (Oxford University Press)(1970) 572 - 574.

[17] DU TOIT, R.S.J.: Review of the radiation hazard situation on South African uranium mines - International Meeting on Occupational Health Aspects in Atomic Energy Industries, Biwako, Japan (September 30, 1969).

[18] SANDISON, A.G.: An evaluation of the treatment of advanced bronchial cancer with radiotherapy alone and in combination with cancer chemotherapy - M.D. thesis, University of Pretoria (1966).

[19] BASSON, J.K., WYNDHAM, C.H., HEYNS, A.J.A., KEELEY, W.H., BARNARD, C.P.S., MUNRO, A.A. and WEBSTER, I.: Lung cancer and exposure to radon daughters in South African gold/uranium mines. AEB Rep. PEL 209 (1971).

[20] DU TOIT, R.S.J.: The functional relationship between dust hazard and the rate of collecting funds to pay compensation for pneumoconiosis - J.S. Afr. Inst. Min. Met. 70, 291 - 309 (1970).

[21] OETTLé, A.G.: Cigarette smoking as the major cause of lung cancer - S.A. Medical Journal 37, 935 - 941, 957 - 963 and 983 - 987 (1963).

EVALUATION OF THE LONG-TERM EFFECTS OF HIGH BACKGROUND RADIATION ON SELECTED POPULATION GROUPS ON THE KERALA COAST*

A.R. GOPAL-AYENGAR, K. SUNDARAM, K.B. MISTRY, C.M. SUNTA, K.S.V. NAMBI, S.P. KATHURIA, A.S. BASU, M. DAVID
Bio-medical Group and Health Physics Division,
Bhabha Atomic Research Centre,
Trombay, Bombay, India

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

EVALUATION OF THE LONG-TERM EFFECTS OF HIGH BACKGROUND RADIATION ON SELECTED POPULATION GROUPS ON THE KERALA COAST.

Investigations on human populations which are subjected to high levels of natural background radiation offer possibilities for evaluating the long-term effects of chronic radiation exposure in man. Monazite-bearing high-radiation areas exist along the south-west coast of India. Here a strip of about 55 km has definable geographical landmarks, includes the most concentrated distribution of monazite and supports a high density of population. Demographic data, including detailed fertility history for 13 355 households (about 70 000 individuals) of this strip were collected. Dosimetric survey of 20% of this population using calcium fluoride thermoluminescent dosimeters was completed. Processing of a representative sample of the dosimetric data revealed that about 20 000 individuals in this strip are likely to be receiving radiation dose between 5 to 10 times normal background. These data are being analysed to yield information on: (i) classification of population into sub-samples according to radiation exposure; (ii) sex-ratio among offsprings in each sub-sample; (iii) ratio of abortions and still-births to total pregnancies; (iv) ratio of congenital abnormalities to total live-births; and (v) infant mortality rates in each sub-sample. Studies of chromosomal patterns in new borns in this population and interlinking with radiation exposure history of parents have been initiated.

EVALUATION DES EFFETS A LONG TERME D'UNE HAUTE RADIOACTIVITE NATURELLE SUR DES GROUPES SELECTIONNES DE LA POPULATION DES COTES DE KERALA.

Une enquête sur les populations qui sont exposées à une haute radioactivité naturelle permet d'évaluer les effets à long terme de l'exposition chronique aux rayonnements chez l'homme. On trouve des régions à haute radioactivité naturelle, due à la présence de monazite, sur la côte sud-ouest de l'Inde. Une bande d'environ 55 kilomètres, géographiquement bien délimitée et à forte densité de population, a les concentrations les plus élevées en monazite. Les données démographiques, comprenant des détails sur la fécondité de 13 355 familles (environ 70 000 personnes) de cette région, ont été recueillies. L'étude dosimétrique de 20% de cette population a été effectuée à l'aide de dosimètres thermoluminescents au fluorure de calcium. Le traitement d'un échantillon représentatif des résultats dosimétriques a montré qu'environ 20 000 individus de cette région sont exposés à des doses de 5 à 10 fois supérieures au rayonnement naturel normal. On analyse ces renseignements en vue d'établir: i) la classification de la population en sous-échantillons selon la radioexposition; ii) la proportion des sexes dans la progéniture pour chaque sous-échantillon; iii) la proportion des avortements et des mort-nés en fin de grossesse; iv) la proportion des difformités congénitales pour la totalité des enfants nés vivants; v) les taux de mortalité infantile dans chaque sous-échantillon. On a commencé des études sur les types chromosomiques parmi les nouveau-nés de cette population et sur l'influence des antécédents de radioexposition des parents.

* This work has been supported in part by WHO under an Agreement dated 23 Dec. 1965.

ОЦЕНКА ДЛИТЕЛЬНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ВЫСОКОГО ФОНОВОГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА ОТДЕЛЬНЫЕ ГРУППЫ НАСЕЛЕНИЯ ПОБЕРЕЖЬЯ КЕРАЛА.

Исследования популяций человека, подвергающихся воздействию высокого фонового природного излучения, открывают возможности для оценки длительного влияния облучения на человека. Вдоль юго-западного побережья Индии расположены залежи монацита высокой активности. Полоса, длиной около 55 км, имеет наиболее концентрированные месторождения монацита и высокую плотность населения. В этом районе были собраны демографические данные, включая подробные данные о рождаемости, у 13 355 семей (примерно 70 000 индивидуумов). Было проведено дозиметрическое обследование 20% населения с помощью термолюминисцентных фтористо-кальциевых дозиметров. Обработка большого количества дозиметрических данных показала, что 20 000 индивидуумов в данном районе, по всей вероятности, получили дозу облучения, в 5-10 раз превышающую обычный фон. Эти данные анализируются, чтобы получить информацию по следующим пунктам: i) классификация населения на подгруппы по дозе облучения; ii) соотношение полов среди потомков каждой подгруппы; iii) отношение выкидышей и мертворожденных детей к общему количеству беременностей; iv) отношение врожденных аномалий к общему числу нормально рожденных детей; v) процент смертности детей в каждой подгруппе. Были начаты исследования хромосомных моделей новорожденных этой популяции и их взаимосвязи с историей облучения родителей.

EVALUACION DE LOS EFECTOS A LARGO PLAZO DE FONDOS RADIACTIVOS CONSIDERABLES EN LA COSTA DE KERALA SOBRE GRUPOS SELECCIONADOS DE POBLACION.

Las investigaciones sobre las poblaciones humanas que están sometidas a fondos radiactivos naturales elevados ofrecen la posibilidad de evaluar los efectos a largo plazo de la exposición crónica a la radiación en el hombre. A lo largo de la costa sudoccidental de la India existen zonas de radiación elevada, por su contenido en monacitas. En este lugar, una franja de unos 55 km con límites geográficos definidos, presenta la mayor concentración de monacitas y tiene una gran densidad de población. Se han recogido datos demográficos, un historial detallado de la fertilidad en más de 13 355 círculos familiares (unos 70 000 individuos) de esta franja. Se ha finalizado un estudio dosimétrico del 20% de esta población utilizando dosímetros termoluminiscentes del fluoruro cálcico. La elaboración de los datos dosimétricos de una muestra representativa reveló que unos 20 000 individuos de esta franja está recibiendo muy probablemente dosis de radiación comprendidas entre 5 y 10 veces el fondo normal. Estos datos se están analizando para obtener información sobre: 1) la clasificación de la población en muestras estratificadas de acuerdo con la exposición a la radiación; 2) la relación de sexo en la descendencia de cada estrato muestral; 3) la relación de abortos y nacidos muertos a embarazos totales; 4) la relación de anormalidades congénitas al total de nacidos vivos, y 5) las tasas de mortalidad infantil en cada estrato muestra. Se han iniciado estudios de los modelos cromosómicos en los recién nacidos de esta población y su conexión con el historial de exposición a la irradiación de los padres.

1. INTRODUCTION

Ever since the demonstration that ionizing radiations are mutagenic in lower forms of life, there has been an increased tendency on the one hand to regard all unwanted exposures to these radiations as harmful and on the other to identify areas where human populations are subjected to high levels of natural background radiations. It has been the fervent hope that investigations on such populations may perhaps lend themselves to critical analysis and thus provide more meaningful answers to yet unresolved questions: Do chronic exposures of human populations indeed result in genetic harm? And are estimates of risk based on animal experiments indeed valid for the human situation? The task we have set ourselves is complex and direct answers to these questions are unlikely to emerge in view of the many imponderable variables in the nature and styles of life of the populations studied.

One such geographical area, where large human populations are involved, lies along the west coastal region of Kerala and Tamil Nadu (Fig. 1).

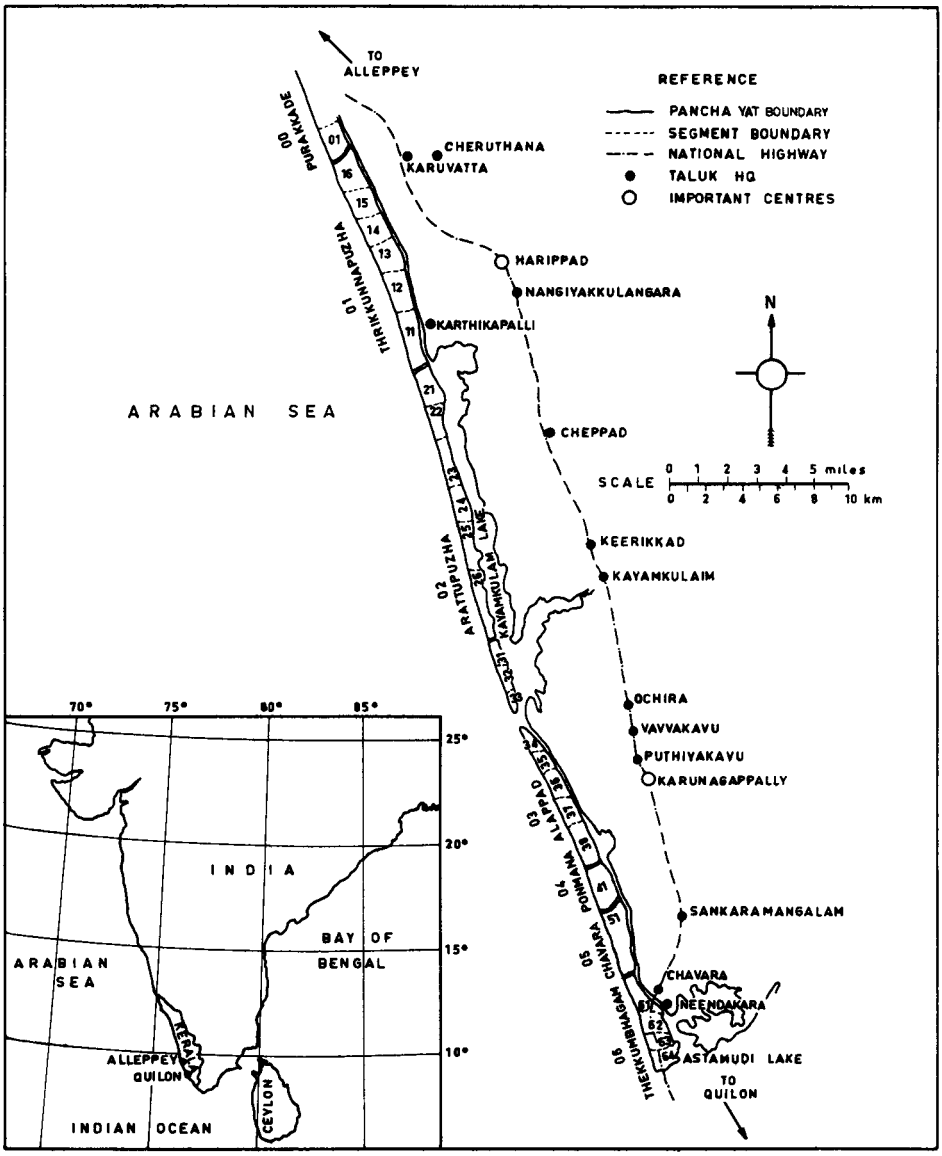


FIG. 1. Monazite bearing area surveyed in Kerala.

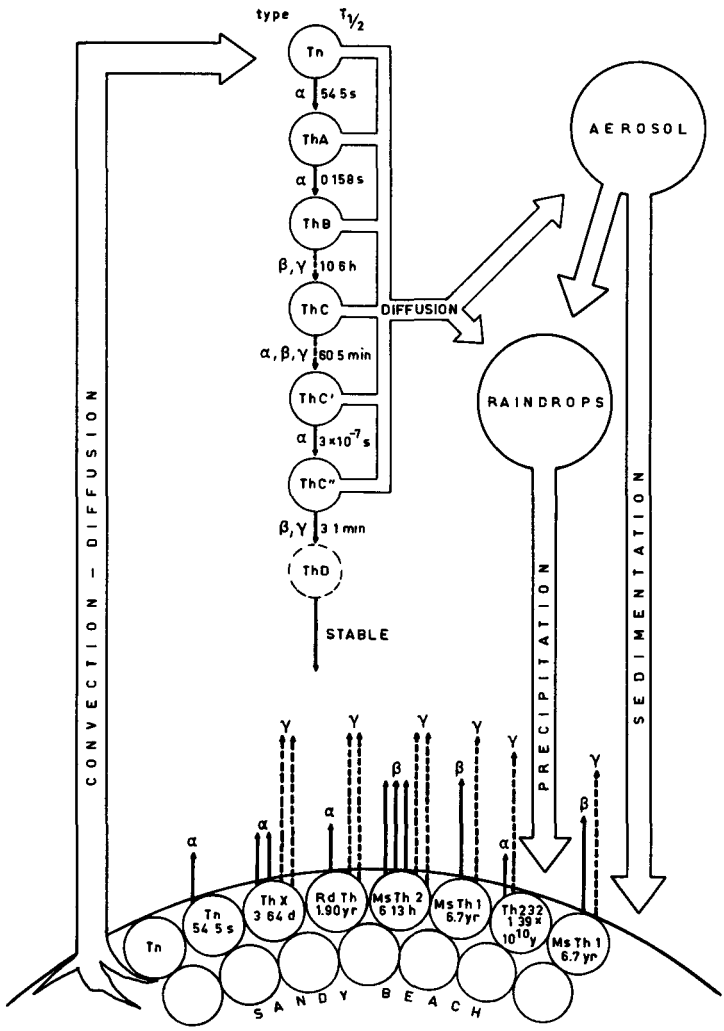


FIG.2. Schematic representation of the decay chain of thorium and its daughter products.

Here over a stretch of about 160 kilometres the coastline is characterized by patches of radioactive sand. For the purposes of our investigations we have selected a coastal strip of about 55 km extending from Thekkumbhagum in Quilon District in the south to Purakkadu in Alleppy District in the north. This area has certain features: (i) the area includes the most concentrated distribution of monazite; (ii) it has definable geographical land marks with the backwaters separating this strip from the mainland; (iii) it carries a high density of population.

The monazite deposits admixed with ilmenite, rutile, zircon and other rare earths are widely distributed in the beach sands and in the adjoining areas along this coastal strip. Thorium and its radioactive decay products contribute to the high background radiations. Figure 2 presents a schematic representation of the decay chain of thorium and its daughter products. It is evident that during the decay of thorium, alpha, beta and gamma radiations are released – as is also radioactive thoron, which diffuses out of the sands and contributes to the contamination of the air. Therefore, the human populations living in these areas are subjected to radiation exposures from: (i) external radiations caused by beta and gamma radiation from natural uranium and thorium contained in monazite; (ii) beta and gamma radiations from radon, thoron (gaseous products) and their decay products in the air; and (iii) internal exposures from deposition of these radioactive materials in the body through ingestion and inhalation.

This paper reports on the present status of our studies in the region. During the current phase of the project, two aspects have been taken up:

(a) An ad hoc demographic survey;

(b) Radiation dosimetric measurements of households and personnel.

A preliminary progress report on these investigations was published during 1970 [1]. The data reported therein which pertain to a small sub-sample of the households and population in the monazite belt, are incorporated in the present paper.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Demographic survey

The demographic survey was completed in January 1970 with the assistance of the Bureau of Economics and Statistics, Kerala State. The region under study is divided into 7 areas and each area is subdivided into segments, and each house in a segment is given an individual house number. In all 13 355 households are included in the region and nearly 70 000 persons representing all age groups and different religions are covered. A batch of investigators visited each household and the demographic data were collected in computer-compatible formats [2]. The population has been divided into three occupational groups representing: (I) individuals employed outside the area; (II) individuals totally employed within the area; and (III) fishermen. The occupational Group I includes children going to school and other individuals who spend a good part of the day outside the area, but does not include fishermen. Occupational Group II includes male members who normally work in the area, housewives, and children who do not go to school but spend the day in and around the house. Occupational Group III consists of all persons who go fishing and spend the rest of their time in and around the area. This classification is important since human beings are mobile and the fact that they are resident in a high background area may not necessarily imply that they always receive high exposures. For each married couple in a household, a detailed fertility history has also been obtained.

A preliminary inquiry in the region revealed that there are various religious groups clustered discretely along the coast and it was difficult to get a suitable control population which would meet all requirements outside the region. Further, information obtained from our earlier radiometric surveys [3-6] indicated that along the coast the high radiation belt is frequently interrupted by stretches with normal background radiation levels. In view of this unique situation, it was felt that a sizeable fraction of the population would be receiving low or near normal background levels of radiation exposure which could justify this fraction being considered as a suitable control group.

2.2. Dosimetric survey

Our earlier radiometric surveys have demonstrated the patchy distribution of monazite sand in the Thekkumbhagum to Purakkadu region. In addition, the radioactivity in a given zone is relatively high near the shoreline and generally falls off as one moves inland by about 400 m [5]. These measurements were made by the conventional G-M survey meters. In the absence of reliable personnel integrating dosimeters, no measurements on individuals residing in the area could be carried out earlier. These studies however highlighted the complexity of the situation and also indicated that the computation of per capita annual dose on the basis of a single G-M measurement was likely to overestimate the actual doses received by the individuals in the population.

2.2.1. Dosimetric system

The development of thermoluminescent dosimeters, and especially calcium fluoride dosimeters at the Bhabha Atomic Research Centre, has now made it possible to measure the radiation dose received by individual members of the population with a reasonable measure of accuracy, reliability and reproducibility.

Dosimeter design and reader system have been reported earlier [7-9]. The dosimeter consists of a 40 mm × 12.5 mm × 0.25 mm Al variety kanthal strip at the centre of which fluorite TLD powder (50 to 100 mg, mesh 120) is deposited and secured by a silicone resin. For reading the light output from an exposed dosimeter, an EMI type 9514S photomultiplier tube is used, whose output is recorded when the dosimeter is heated under its photocathode. Minor modifications were made on this dosimeter for its use in the present work: A 15 mm × 10 mm × 0.5 mm depression was embossed at the centre of the kanthal strip, ensuring firm deposition of the fluorite. The kanthal strip dosimeter was enclosed in a light-tight black PVC bag which was in turn finally sealed inside another PVC packet.

Figure 3 shows the dosimeter which was supplied to the individuals. Female members of the population wore these dosimeters around the neck, children and male members wore them around their waist. The effect of variations in the geometry of these dosimeters on the exposure recorded was not significant.

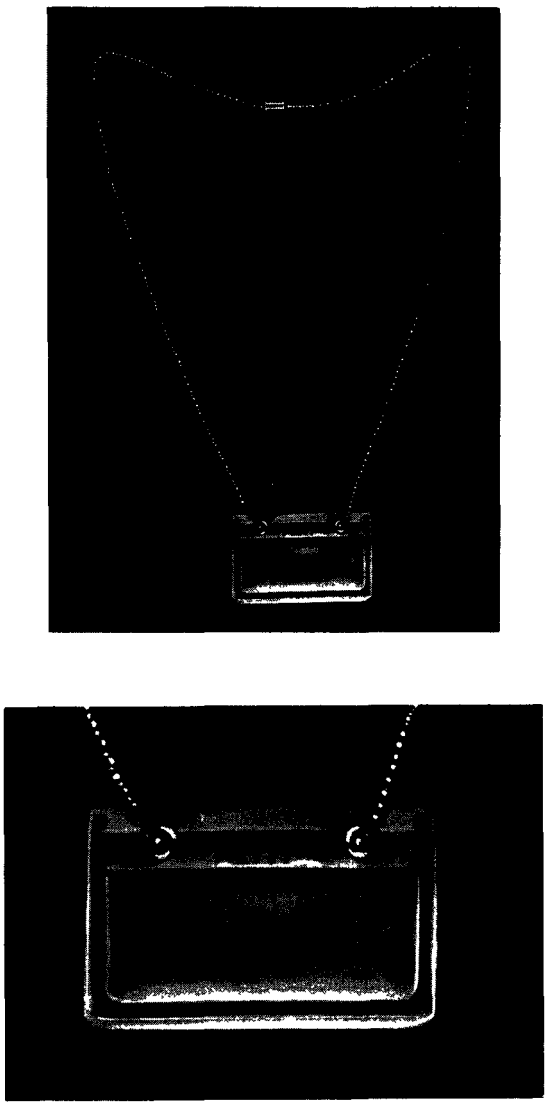


FIG.3. A typical CaF_2-TLD with chain.

2.2.2. Calibration procedure

Calibration of the dosimeters was carried out using a 9.14 mCi standard radium source enclosed in a 0.0625 in (1.588 mm) thick Perspex capsule. Dosimeters were arranged along the circumference of a 10 cm radius ring with the source at the centre. Twenty-eight dosimeters were placed in the calibrating ring at a time. Initially full range calibration was done for a few dosimeters and the range of linearity

was established. Linearity extends from 10 mR to 10^4 R [7]. There was no change in the calibration of the dosimeters, even after repeated use. In view of the large number of dosimeters used in this study, each dosimeter was calibrated at two exposure values, 20 mR and 100 mR, though even a single point calibration would have been adequate. A calibration line was drawn on a log-log graph with a slope of unity. If both the calibration points did not fall on the unity slope line, the calibration was repeated or the dosimeter rejected. In addition, 3% of dosimeters returned from the field were recalibrated and no change was detected in most batches.

An important factor affecting the calibration is the energy dependence of dosimeters. Calcium fluoride being of comparatively high effective atomic number has an energy dependent response [7, 8]. This problem has been overcome in the present work by using radium gammas for calibration. The comparative response values of CaF_2 TLD per roentgen of exposure from the radium source was found to be very close to that from the gamma rays of the thorium series which predominate in the monazite belt. The weighted average of TLD response per roentgen was 1.42 for the radium source and 1.40 for the thorium series gamma rays.

2.2.3. Mode of dosimetric survey

About 20% of the households in each of the areas in the region were covered by the dosimetric survey. The selection of the households was made from the table of random numbers. In all 12 716 dosimeters were issued. Of these, 10 887 dosimeters were received back in good condition for reading. The remaining were either damaged or lost. The dosimeters were worn by the individuals throughout the day and night for a period of two months. One dosimeter was also placed at approximately 3 ft above ground level in each of the households surveyed. All dosimeters were run through the reading cycle just prior to despatch to the field in order to erase previously accumulated background exposure. A set of dosimeters from each batch was returned to the main laboratory at Bombay immediately on receipt in Kerala to correct for the exposure during transport by air. Another set of control dosimeters was maintained at the field headquarters of the project located at Trivandrum outside the monazite belt. At the end of two months, all dosimeters including the controls were collected and read. The household and personnel radiation exposures reported here were corrected for the exposure recorded by the control dosimeters during their transit from Bombay to Trivandrum and back.

2.3. Analysis of data

The dosimetric and demographic data have been analysed to yield the following information:

(a) Classification of the households and population into sub-samples according to the radiation environment and personal dose received;
(b) Fertility index;
(c) Sex ratio among the offspring in each of the sub-samples;
(d) Ratio of abortions and still-births to total pregnancy;
(e) Ratio of congenital abnormalities to total live births;
(f) Infant mortality rates in each of the sub-samples.

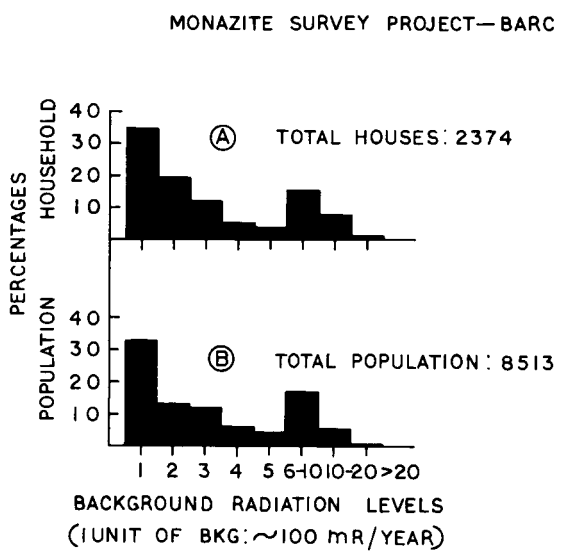


FIG.4. A. Household exposure distribution in all areas under survey;
B. Personal exposure distribution in all areas under survey.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Data on the distribution of the 2374 households covered by the survey according to radiation exposure levels are presented in Fig.4A. For the purpose of the present study, one unit of background radiation exposure level has been taken to be equal to 100mR/yr. This value is based on the exposures recorded in Bombay and Trivandrum which have normal natural background radioactivity.

It is evident from Fig.4A that 24.6% of the households recorded levels greater than five times the normal natural background radiation level. 8.8% of the households received more than 10 times the normal radiation level, and 1.1% recorded more than 20 times the normal levels.

Details of the household exposure levels in each of the seven areas within the region under investigation are shown in Fig.5. Data indicate that of the total households in each area those recording greater than 5 times normal natural background level constitute 49.9% and 80.3% in Thekkumbhagum and Chavara in the south, 16.8%, 26.5% and 1.2% in Ponmana, Allappadu and Arratupuzha in the middle of the coastal strip and none in Thirukkunnapuzha and Purakkadu in the north. Thus, as one proceeds from Purakkadu in the north to Thekkumbhagum in the south the fraction of households in each area receiving greater than 5 times normal background radiation exposure levels gradually increases with the maximum peak value in the Chavara area. Further, the percentages of households receiving greater than 10 and 20 times the normal levels are also observed to be highest in the Chavara and Thekkumbhagum areas.

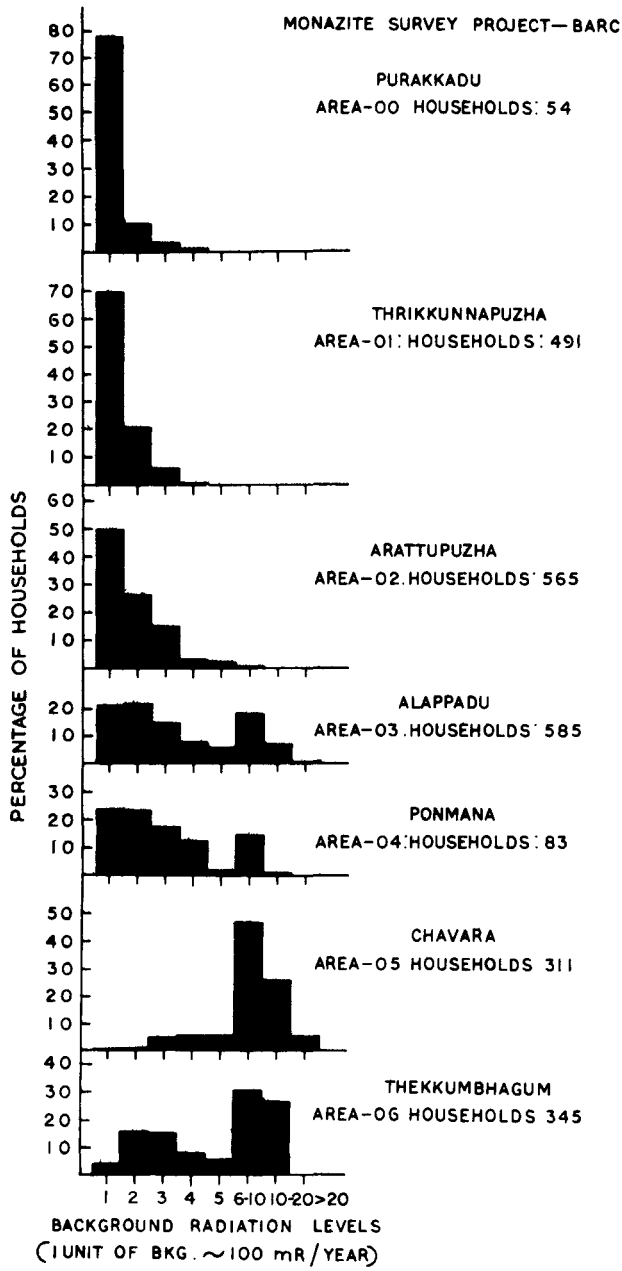


FIG. 5. Exposure distribution patterns in 7 different areas.

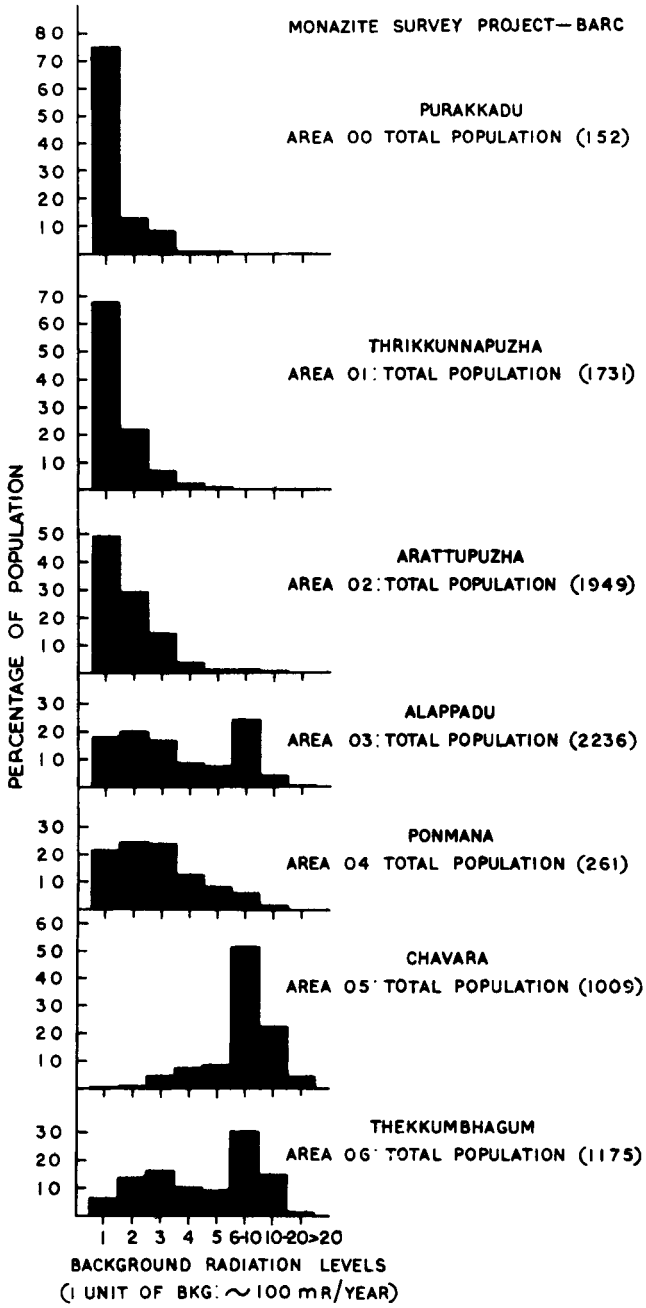


FIG. 6. Personal exposure data of all occupational groups included in the survey.

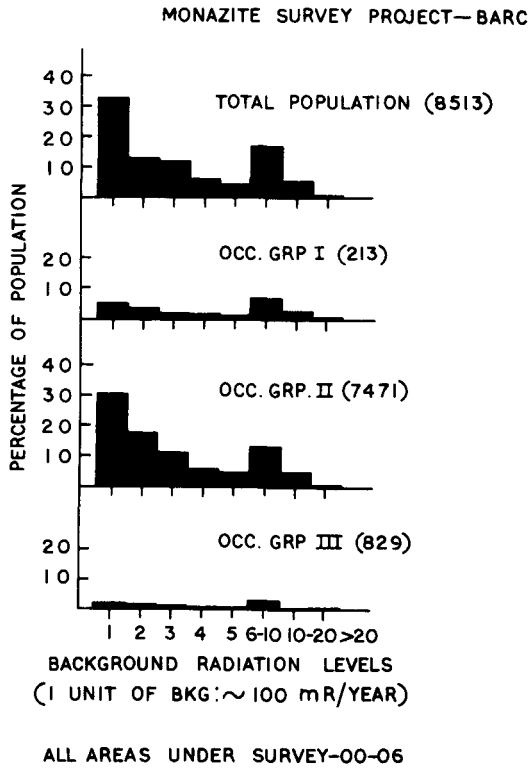


FIG. 7. Personal exposure patterns according to occupation.

We have also examined the individual household measurements in each of the seven areas; the exposure data reveal significant variations between adjacent households in a given area. This indicates that even in a specific area the distribution of monazite deposits is non-homogeneous.

Personal radiation exposure patterns of the total population of 8513 individuals included in the present study as well as the exposure pattern in each of the seven areas are shown in Figures 4B and 6, respectively. The exposure distribution profiles according to different occupational groups within the total population are presented in Fig. 7. Further, the areawise radiation exposure profiles for occupational Group II, which constitutes about 90% of the total population surveyed, have also been computed separately and are given in Fig. 8.

The main feature of personnel dosimetric results is that the radiation exposure profiles for the population taken as a whole (Fig. 4B) as well as in each of the seven areas (Fig. 6) reveal a close similarity to the household exposure profiles (Figs 4A and 5). Between different occupational groups, the exposure profile for Occupational Group II shows the closest fit with the total population profile (Fig. 7). Further, the areawise exposure distribution for individuals in Occupational Group II (Fig. 8), who are

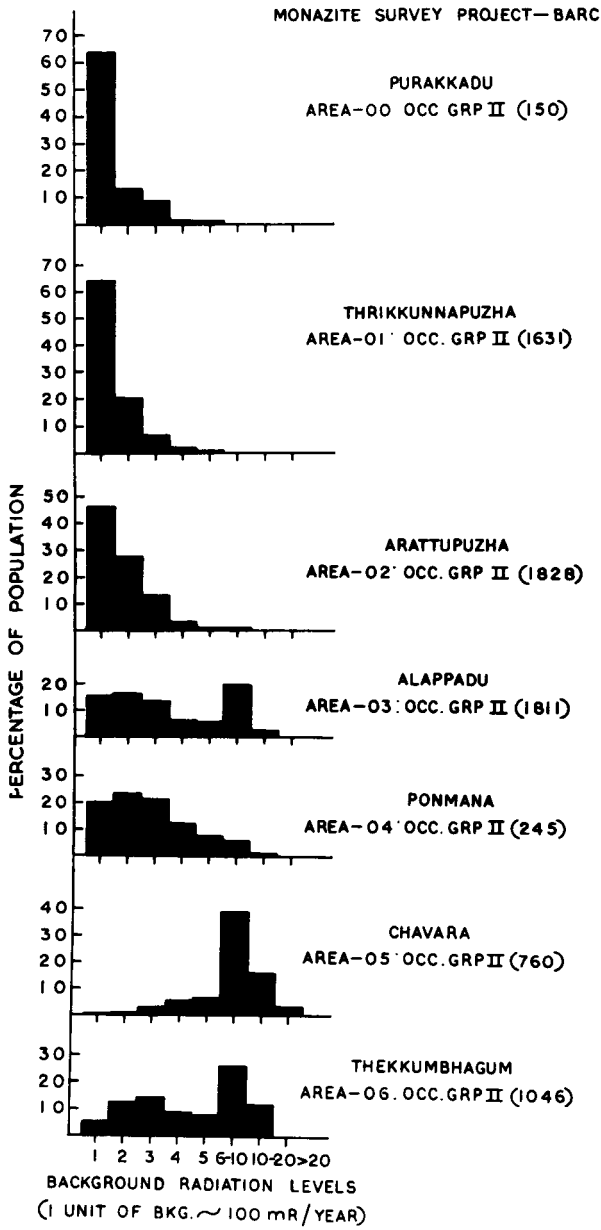


FIG. 8. Personal exposure data of Occupational Group II included in the survey according to the different areas of residence.

TABLE I. SUMMARY DATA ON FERTILITY AND PREGNANCIES OF MARRIED COUPLES RESIDENT IN MONAZITE BELT INCLUDED IN THE DOSIMETRIC SURVEY

BKG Levels	No. of couples	No. of living children			Children born alive, since dead			Children born alive	No. of still-births				Abortions and miscarriages	Total pregnancies	Twins	Gross abnormalities
		M	F	T	M	F	T		M	F	U	T				
1 to 5	1887	3955	3731	7686	1168	1098	2266	9952	219	127	38	384	503	10773	66	39
6 to 10	407	896	795	1691	202	196	398	2089	36	30	8	74	102	2244	21	12
11 to 20	104	218	249	467	51	47	98	565	1	7	2	10	20	589	6	3
> 20	22	46	36	82	9	13	22	104	3	3	1	7	4	114	1	-
Total	2420	5114	4811	9925	1430	1354	2784	12709	259	167	49	475	629	13720	94	54

1 unit of BKG ~100 mR/year.
M = male; F = female; U = sex unknown; T = total.

totally employed in the region, can be seen to mirror the areawise household radiation exposure profiles (Fig.5). The latter observation lends a degree of confidence to the dosimetric data and the classification of the population according to occupation adopted in the demographic survey.

On the basis of the dosimetric data reported in the present paper, 2020 out of the 8513 individuals surveyed received exposures greater than 500 mR/yr. Of these, 551 individuals received exposures greater than 1R/yr while 57 individuals received a dose greater than 2R/yr. If these data are representative of the total population in the region, one could estimate that, as a first approximation, of the 70 000 individuals living in the region covered by the demographic survey about 16 600 are likely to be receiving a dose exceeding 500 mR/yr. This estimate would be the likely maximum value since, as discussed earlier, the individual household and hence the personnel exposure values between adjacent households in the same area show large variations chiefly due to the non-homogeneous distribution of the monazite deposits in the coastal belt. The per capita dose for the entire population resident in the region has been computed on the basis of the sample surveyed and it works out to 397 mR/yr.

3.1. Statistics of the population covered by the survey

Data on the pregnancies and their termination in the population covered by dosimetric measurements are presented in Table I. In addition, the raw data on the subsamples in each of the areas are also presented, in Table II. 2420 married couples with 13 720 pregnancies have been analysed. The couples are grouped according to the personal exposure received by the female member, since in general the maternal dose recorded was higher than the paternal dose.

Fertility index. The number of pregnancies per couple (Fertility Index) varied from 5.76 to 6.07. The differences between groups receiving different levels of background radiations are not statistically significant. The fertility indices of the subsamples are presented in Table III. It is observed that there is a tendency to lower values as one proceeds from Purakkadu in the north to Thekkumbhagum in the south. In addition, it is noticed that in two of the areas for groups where maternal radiation exposure levels are in excess of 20 background (BKG) units the fertility index of 4.99 is recorded, which is the lowest for the population surveyed. The number of couples falling in this group is only 22 and the data are not adequate for drawing definite conclusions.

Sex ratio among the off-spring. The sex-ratios of the offspring have been computed for three groups, living, still-born and infant mortality. The data are presented in Table IV. The values obtained for the various groups show wide variations and no clear cut patterns have emerged. On the basis of genetic considerations, maternal exposure would result in fewer males among the living offspring and a greater loss of males through still-births and early deaths during the first year after birth. Though the number of living male children in the group receiving 11 to 20 BKG units are significantly lower than in those groups receiving lower background levels of radiation, it is observed that the group receiving over 20 BKG units does not show this trend. In fact, there appears to be a small excess

TABLE II. PRIMARY DATA ON FERTILITY AND PREGNANCIES OF MARRIED COUPLES RESIDENT IN MONAZITE BELT INCLUDED IN THE DOSIMETRIC SURVEY

BKG levels	Area code	No. of couples	No. of living children			Children born alive, since dead			Children born alive	No. of still-births				Abortions and miscarriages	Total pregnancies	Twins	Gross abnormalities
			M	F	T	M	F	T		M	F	U	T				
1 to 5	00	75	172	186	358	59	51	110	468	5	3		8	30	505	1	
	01	535	1091	1028	2119	383	337	720	2839	58	23	7	88	163	3072	18	15
	02	542	1104	970	2074	342	318	660	2734	67	44	16	127	134	2978	17	9
	03	446	951	943	1894	250	274	524	2418	56	38	11	105	103	2608	18	7
	04	69	151	128	279	32	28	60	339	16	11	2	29	18	382	4	7
	05	55	123	108	231	28	23	51	282	1	3		4	17	299	4	1
	06	165	363	368	731	74	67	141	872	16	5	2	23	38	929	4	
6 to 10	00																
	01																
	02	8	20	15	35	5	3	8	43		1		1	2	46		
	03	143	324	277	601	78	72	150	751	11	11	2	24	30	797	8	7
	04	6	18	16	34	2	9	11	45	1			1	3	49		1
	05	133	292	249	541	63	65	128	669	15	12	4	31	32	726	6	4
	06	117	242	238	480	54	47	101	581	9	6	2	17	35	626	7	

	00																
	01																
	02																
11 to 20	03	21	48	47	95	7	8	15	110					4	114		1
	04	1	4	1	5	1		1	6						6		
	05	49	89	114	203	31	23	54	257	1	3		4	8	263	6	2
	06	33	77	87	164	12	16	28	192		4	2	6	8	206		
	00																
	01																
	02																
> 20	03	2	6	5	11		2	2	13	1			1	1	15		
	04																
	05	11	23	19	42	4	3	7	49	1	3	1	5	1	54	1	
	06	9	17	12	29	5	8	13	42	1			1	2	45		
Total		2420	5115	4811	9926	1430	1354	2784	12 710	259	167	49	475	629	13 720	94	54

1 unit of BKG ~ 100 mR/year
00 - Purakkadu; 01 - Thrikkunnapuzha; 02 - Arattupuzha; 03 - Alappadu; 04 - Ponmana; 05 - Chavara; 06 - Thekkumbhagum
M = male; F = female; U = sex unknown; T = total

TABLE III. FERTILITY INDEX OF MARRIED COUPLES IN THE SAMPLED POPULATION

Area	Radiation exposure levels (BKG Units)[a]			
	1 - 5	6 - 10	11 - 20	> 20
0	6.7	-	-	-
1	5.74	-	-	-
2	5.49	5.75	-	-
3	5.85	5.57	5.43	7.5
4	5.54	8.1	6.00	-
5	5.43	5.45	5.40	4.99
6	5.63	5.35	6.24	5.0
Total ± S.E.	5.76 ± 0.16	6.04 ± 0.67	5.77 ± 0.15	5.83 ± 0.8

[a] BKG Unit: ~ 100 mR/year

TABLE IV. MALE: FEMALE SEX-RATIO AMONG THE OFFSPRING IN THE SAMPLED POPULATION

	Radiation exposure levels (BKG Units)[a]			
	1 - 5	6 - 10	11 - 20	> 20
Living	1.06	1.12	0.87	1.2
Stillborn	1.7	1.2	-	1
Infant mortality[b]	1.06	1.03	1.08	0.69

[a] BKG Unit· ~ 100 mR/year
[b] National average for rural India 1.09 [10]

of males in this group as compared to others. Again the sex-ratio among the still-born shows a large excess of males among those couples receiving lower radiation exposures. The pattern of infant mortality also does not indicate any definitive trends and the figures for all groups except those falling above 20 BKG units are comparable to 1.09, a value computed from the data published by Registrar General, India [10] for infant mortality rates for rural India. The lower value observed in those couples receiving radiation exposures in excess of 20 BKG units may perhaps be explained as a compensatory phenomenon to off-set the reduced fertility index in this group, since surviving male children are regarded as potential wage earners to the family. The estimates of sex-ratio among the offspring have not provided any clue from which conclusions on the possibility of genetic damage to the population resident in the monazite bearing areas could be drawn.

TABLE V. INFANT MORTALITY RATE PER 1000 LIVE BIRTHS IN POPULATION

Area	Radiation exposure levels (BKG Units)[a]			
	1 - 5	6 - 10	11 - 20	> 20
0	235	-	-	-
1	253	-	-	-
2	241	186	-	-
3	216	199	136	153
4	171	244	166	-
5	180	191	210	143
6	162	174	146	309
Total ± S.E.[b]	208 ± 12.3	198 ± 9.7	164 ± 14.0	201 ± 52.4

[a] BKG Unit· ~ 100 mR/year

[b] National average for rural India 145.9 [10]

Infant mortality rate. The data on the infant mortality rate are presented in Table V. It is observed that the values obtained are slightly in excess of 145.9, a figure estimated by the Indian National Survey for rural areas of India in 1963 [10]. A more recent estimate based on data of continuous enumeration on annual samples in 1968 gives an infant mortality rate of only 111 for the whole country. It is well known that infant mortality is one of the sensitive indicators of the living standards of a community and is particularly sensitive and responsive to improvements and deterioration in the environment in which the infant lives. The infant mortality rates computed from the data collected in our study gives a mean figure of 184. Such high values are recorded in other parts of India, notably in the state of Uttar Pradesh in northern India. Considering the primitive medical facilities available in the monazite bearing areas, inadequate sanitation and exposure to vagaries of nature, the high infant mortality rates seen in this population are not surprising. Again the differences in the infant mortality rates between the high and low background exposure levels are not statistically significant. However, it may be mentioned in passing that the highest value of 309 is recorded in the group of 9 couples living in Thekkumbhagum receiving an exposure greater than 20 BKG units, in whom 13 of the 42 children born died in the first year of their life.

Pregnancy terminations, abnormalities and multiple births. The data are presented in Table VI. It is observed that on an average 4.5% of pregnancies ended in abortions. The frequency of abortions in the four radiation exposure categories are not different. The frequency of still births in the group receiving a radiation exposure in excess of 20 BKG units is significantly higher than in other groups. As stated earlier, the infant mortality rate in this group was also the highest. It thus appears that the total loss of offspring in this group is significantly higher than in those

TABLE VI. PREGNANCY TERMINATIONS, ABNORMALITIES AND MULTIPLE BIRTHS IN THE SAMPLED POPULATION [a]

Parameter	Radiation exposure levels (BKG Units) [b]			
	1 - 5	6 - 10	11 - 20	> 20
Abortions (%)	4.66	4.54	3.40	3.50
Stillbirths (%)	3.60	3.30	1.70	6.14
Gross abnormalities (%)	0.36	0.53	0.50	-
Twins (%)	0.61	0.93	1.01	0.87

[a] As percent of total pregnancies
[b] BKG Unit: ~ 100 mR/year

receiving lower radiation exposures. It is proposed to study a larger group falling in this category in the near future. The frequency of gross abnormalities do not show any significant differences between the various groups.

4. SUMMARY AND CONCLUSIONS

In an attempt to evaluate possible genetic effects of chronic irradiation in man, demographic and radiation dosimetric surveys of the population resident in the monazite bearing high radiation areas of the Kerala coast in south-west India were undertaken. Demographic data including detailed fertility history of married couples of nearly 70 000 individuals resident in 13 355 households in a 55 kilometre strip along the monazite belt were recorded. Radiation exposure levels received by a randomly selected sample population of 8513 individuals resident in 2374 households in the coastal strip were also recorded, using calcium fluoride thermoluminescent dosimeters.

Dosimetric data revealed that about 25% of the households covered by the survey recorded greater than 5 times the normal natural background radiation level. The fraction of households receiving greater than 5 times the normal background exposure gradually increased from north to south along the strip. The percentage of households recording greater than 10 and 20 times the normal levels was also highest in the southern part of the strip.

The radiation exposure profiles for the population revealed a close similarity to the household exposure profiles. The profiles for individuals in Occupational Group II, who are totally employed in the region and which constitutes about 90% of the total population surveyed, was seen to mirror the household radiation exposure profiles. In all, 2020 out of the 8513 individuals surveyed received exposures greater than 5 times the normal levels (500 mR/yr). Of these, 551 individuals received exposures greater than 1 R/yr while 57 individuals received a dose greater than 2R/yr. On the basis of the data reported here, it can be estimated that of the

70 000 individuals living in the strip about 16 600 are likely to be receiving a dose exceeding 500 mR/yr. The per capita dose received by this population is estimated to be 397 mR/yr or nearly four times the normal background radiation level. Analysis of the demographic data indicated no statistically significant differences in fertility index, sex-ratio among offspring, infant mortality rate, pregnancy terminations, multiple births and gross abnormalities between population groups receiving different levels of radiation exposure. However, the lowest value of fertility index and the highest value of infant mortality rate were recorded for a group of married couples who received radiation exposures greater than 20 times normal background levels; the total loss of offspring in this group was significantly higher than in those receiving lower radiation exposures.

It is very likely that the various parameters which have been analysed in Phase I of this study are not sensitive enough to reveal any differences which are statistically significant. In view of the recent observations of radiation damage to chromosomes of human cells irradiated in vitro, it is hoped that human chromosomal studies of the population resident in the area would throw more light on the effects of chronic high background radiation on man. Phase II of the investigations would include, among others, detailed studies on blood lymphocytes from the new born, children of various age groups and adults on samples drawn from the various radiation exposure groups.

REFERENCES

[1] GOPAL-AYENGAR, A.R., SUNDARAM, K., MISTRY, K.B., SUNTA, C.M., DAVID, M., Paper presented to United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 20th Session, United Nations, Geneva (1970).

[2] Ad hoc Demographic Survey, Monazite Survey Project, Bio-Medical Group, Bhabha Atomic Research Centre, Trombay (1968).

[3] GOPAL-AYENGAR, A.R., in Effect of Radiation in Human Heredity, WHO Tech. Rep. Ser. No.166, World Health Organization, Geneva (1957) 115.

[4] BHARATWAL, D.S., VAZE, G.H., "Radiation dose measurements in the monazite areas of Kerala State in India", 2nd Int. Conf. peaceful Uses Atom. Energy (Proc. 2nd Conf. Geneva, 1958) 23, UN, New York (1958) 156.

[5] GOPAL-AYENGAR, A.R., MISTRY, K.B., "On the radioactivity of plants from the high radiation areas of the Kerala Coast and adjoining regions. I. Studies on the uptake of gamma-emitting radionuclides", Radioisotopes in Soil-Plant Nutrition Studies (Proc. Symp. Bombay, 1962), IAEA, Vienna (1962) 3.

[6] MISTRY, K.B., GOPAL-AYENGAR, A.R., BHARATHAN, K.G., Health Phys. 11 (1965) 1459.

[7] NAMBI, K.S.V., SUNTA, C.M., Ind. J. pure appl. Phys. 6 (1968) 294.

[8] NAMBI, K.S.V., SUNTA, C.M., Bhabha Atomic Research Centre, Trombay, Rep. BARC/HP/D-3 (1967).

[9] NAMBI, K.S.V., KATHURIA, S.P., SUNTA, C.M., "Radiation monitoring with a natural calcium fluoride thermoluminescent detector", Radiation Protection Monitoring (Proc. Regional Seminar Bombay, 1968), IAEA, Vienna (1969) 321.

[10] Sample Registration Bulletin No.20 (1968), Registrar General, India.

HEALTH PHYSICS INSTRUMENTATION AND SYSTEMS

S. MUŽDEKA, A. KOTUROVIĆ, M. ŠOBAJIĆ, M. ŠMELCEROVIĆ, D. DAMLJANOVIĆ, B. KOVAČ
Boris Kidrič Institute of Nuclear Sciences,
Belgrade, Yugoslavia

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

HEALTH PHYSICS INSTRUMENTATION AND SYSTEMS.

New electronic components have made possible modern electronic instrumentation and system development at the Boris Kidrič Institute. With miniaturization, the size and power consumption of the instruments have been decreased, while their temperature operating ranges, reliability, sensitivity and accuracy have been increased. Instruments were designed for measuring exposure rate, radioactive contamination and samples. Fixed stations and mobile laboratories for the monitoring and control of radiation in nuclear installations and their environs in normal and emergency situations have been devised The basic concepts of the solutions adopted have been presented and some particularly interesting details are given. Possibilities for developing complex measuring systems using these various instruments are also described.

APPAREILS ET DISPOSITIFS DE RADIOPROTECTION.

Les nouveaux composants électroniques ont permis de mettre au point des appareils et dispositifs électroniques modernes à l'Institut Boris Kidrič Grâce à la miniaturisation, on a pu réduire les dimensions et la consommation d'énergie des appareils, tout en augmentant la température d'utilisation, la fiabilité, la sensibilité et la précision. Les appareils sont destinés à mesurer les débits d'exposition, la contamination radioactive et les échantillons. On a étudié des plans détaillés de stations fixes et de laboratoires mobiles pour le contrôle radiologique à l'intérieur et aux alentours des installations nucléaires, en situation normale et en cas d'urgence. Les principes qui sont à la base des solutions adoptées sont présentés et quelques détails particulièrement intéressants soulignés. Les auteurs font également état des opérations de mesure complexes que permettraient ces divers instruments.

ПРИБОРЫ И СИСТЕМЫ, ПРИМЕНЯЕМЫЕ В ЦЕЛЯХ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ.

Новые электронные компоненты позволили осуществить разработку самых современных электронных приборов и систем в Институте им.Бориса Кидрича. Миниатюрные размеры компонентов позволили уменьшить размеры приборов и потребление ими электроэнергии с одновременным увеличением рабочего диапазона температур, надежности, чувствительности и точности измерений. Описаны приборы для измерения мощности дозы облучения, уровня радиоактивного загрязнения и радиоактивных проб. Разработано стационарное и подвижное лабораторное оборудование, применяемое для радиационного контроля на ядерных установках и вокруг них в нормальных и аварийных ситуациях. Приводятся основные концепции принятых решений и рассматриваются некоторые наиболее интересные детали. Кроме того, рассмотрены возможности создания сложных измерительных систем с использованием этих разнообразных приборов.

SISTEMAS E INSTRUMENTACION EN HIGIENE RADIOFISICA

Los nuevos componentes electrónicos permitieron el desarrollo de modernos instrumentos y sistemas electrónicos en el Instituto Boris Kidrič. Con la miniaturización, el tamaño y el consumo de energía de los instrumentos han disminuido, mientras que los intervalos de temperatura en que pueden funcionar, así como la fiabilidad, sensibilidad y precisión, han aumentado. Se diseñaron los instrumentos para medir la exposición por unidad de tiempo, la contaminación radiactiva y muestras diversas. Se han proyectado estaciones fijas y laboratorios móviles para la vigilancia y control de la radiación en las instalaciones nucleares y sus alrededores, en condiciones normales y de urgencia. Se presentan los conceptos básicos de las soluciones adoptadas, destacando ciertos aspectos particularmente interesantes. También se describen las posibilidades de desarrollar complejos sistemas de medida usando estos diversos instrumentos.

1. INTRODUCTION

New electronic components such as the IG FET (Insulated-Gate Field Effect Transistor), integrated circuits, semiconductor detectors, solid-state indicators, etc. have been forerunners of modern electronic instrumentation and system development. Owing to the inherent characteristics of these components (small size, etc.), the dimensions and power consumption of the instruments can be decreased. Their reliability, temperature operating range, sensitivity and accuracy have increased. This paper describes instrumentation designed and built at the Boris Kidrič Institute of Nuclear Sciences.

2. PORTABLE MEASURING METERS AND MONITORS

2.1. Portable exposure rate-meter PD-6F

The schematic diagram of a wide range (10 mR/h to 1000 R/h, in six linear ranges) portable exposure-rate meter is given in Fig. 1.

The wide measuring range is achieved by means of two permanently-connected ionization chambers in parallel. A new feature of the circuit is that a special diode maintains the high input impedance even in the situation where the collector of the larger chamber is short circuited on the higher exposure-rate ranges [1].

The current measurement is performed with a high-input-impedance operational amplifier using insulated gate field effect transistors (FET) in the input circuit. The feedback elements consist only of two high-ohmic resistors for all measuring ranges.

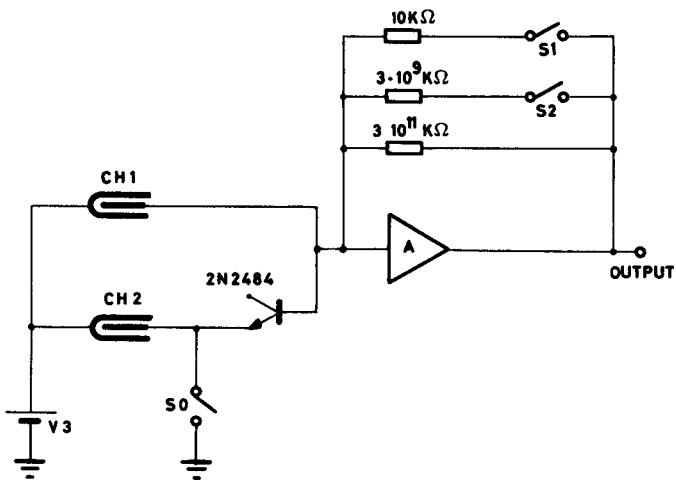


FIG. 1. Schematic diagram of a wide-range, portable exposure-rate meter.

2.2. Radiation multi-meter KOMO-10

The radiation multi-meter KOMO-10 is a portable transistorized instrument used for alpha, beta, beta/gamma, and gamma radiation, and X-ray measurements. With different probes, this meter can be used for:

(i) Exposure rate measurements from 10 μR/h to 1000 R/h;
(ii) Measurements of alpha, beta and beta/gamma surface contamination;
(iii) Measurements of radioactive samples.

For beta, beta/gamma, X and gamma radiation measurements, a connector for halogen G-M counters is provided, while a connector for proportional counters is used for alpha and neutron detection. Both detectors, G-M and proportional counters, can be connected to the device at the same time.

The G-M counters are mounted in energy compensating filter circuits to provide a constant count-rate per unit exposure rate over a wide range of gamma energies.

A special protective circuit has been built in to ensure that the meter stays at full-scale deflection even in the event of severe overloading.

For high exposure rates a d.c. measuring range is provided.

The counting circuit contains a ratemeter having three linear ranges: 0-10, 0-100, 0-1000 cpm.

The instrument can be operated from two 1.5 V batteries, or from a 220 V a.c. supply by means of a special adaptor, or from car batteries of voltages between 6 and 12 V.

The KOMO-10 is designed to be operated from Ni/Cd batteries that would be charged by solar cells.

The shaped output pulses may be used for further data processing in an acquisition system.

3. SAMPLE MEASUREMENTS

3.1. Beta activity sample measurements

The LOLA-10 has been developed for making beta activity sample measurements.

A simple anticoincidence circuit [2] with Philips 18516/18518 or 18536/18518 G-M counters designed with passive elements is placed in a 65 kg lead shield. This anticoincidence circuit and the lead shield reduce the background to less than 1.2 cpm, thus enabling the sample activities of the order of 10^{-12} Ci to be measured. The number of electronic components is small, resulting in high reliability and low power consumption (5W). The 220V a.c. mains or a 12 V car battery can be used to run LOLA-10, so the apparatus can be used under field conditions.

Table I shows some instrument characteristics and the lowest activities that could be measured during 30 min measurements (δ_{max} = 12%) for different isotopes.

Without the anticoincidence connection and with the G-M counter 18536 alone, it is possible to perform measurements of specific activities using the method of thick samples, for example, for liquid samples from 10^{-10} Ci/ml to 10^{-6} Ci/ml.

TABLE I. INSTRUMENT CHARACTERISTICS

G-M counter	Philips 18516		Philips 18536	
Effective area (cm^2)	6.1		6.1	
Window thickness (mg/cm^2)	10		1.5 - 2	
Isotope	Efficiency (%)	Min. act. (pCi)	Efficiency (%)	Min. act. (pCi)
C-14	1	54	10	5.4
Co-60	11	4.9	25	2.1
Tl-204	24	2.3	34	1.6
Bi-210	34	1.6	43	1.2
Pa-234	46	1.2	47	1.1

3.2. The apparatus for continuous long-lived aerosol monitoring

The measurement of long-lived beta-active aerosol concentrations has been done four days after their deposition on filter paper tape. Halogen G-M counters (Philips types 18518 and 18516), placed in the anticoincidence circuit, have been used as detectors. The logarithmic ratemeter output signals are continuously recorded. This ratemeter covers five decades, 0.1 up to 10 000 cpm. At the same time, the pulses may be transmitted to a counting system where they are counted and printed. Long-term measurements have shown that the average background of the counter (Philips type 18516) in the anticoincidence circuit is constant provided that the gamma radiation background is constant over that period of time. This apparatus is very sensitive since 1 cpm corresponds to 5×10^{-14} Ci/m^3 [3]. Time intervals suitable for successive pulse recording of the aerosol concentration values lie between 30 to 60 min.

3.3. Portable nuclear spectrometer

A miniature nuclear spectrometer MINUS-10 has been designed and developed at the Electronics Department of the Boris Kidrič Institute. The analyser is made using microelectronic integrated circuits. A charge sensitive or pulse pre-amplifier produces a voltage pulse proportional to the energy of incident radiation. After amplification and shaping the pulses go to the analyser, operating either in a differential or integral mode. The maximum discrimination level is 5 V, and the channel width is continuously variable from 5 mV to 500 mV. The adjustment of the discrimination level is performed manually, or automatically using an electronic linear time base.

The linear time base is obtained using an IG FET type FI 100 and linear integrated circuits (SGS μA-709 and μA-710). The time base makes it possible to have ten different voltage rates:

$$0.1 - 0.2 - 0.5 - 1 - 2 - 5 - 10 - 20 - 50 - 100 - 500 \text{ mV/s.}$$

i. e. the complete dynamic range of 5 V can be analysed in time intervals from 10 seconds to 14 hours.

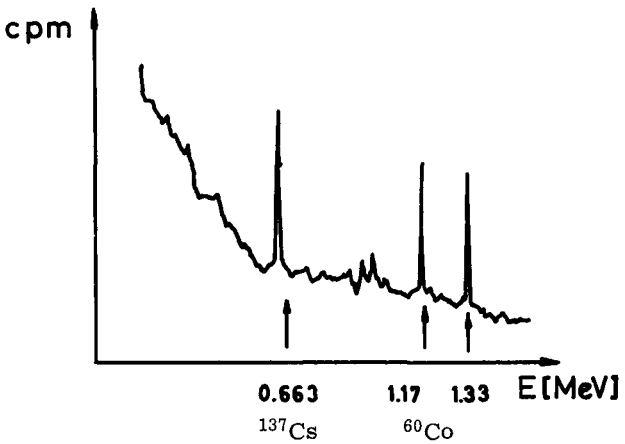


FIG. 2. Cobalt-60 and caesium-137 spectra obtained using a semiconductor Ge-Li detector together with the portable spectrometer

MINUS-10 also includes a ratemeter with six linear ranges from 10 to 10 000 cps. The elements to be added for measurement indication can be a strip chart recorder or a scaler having solid-state numerical indicators (MIS-10).

The satisfactory operation of MINUS-10 has been verified by measuring several typical spectra. Spectra of cobalt-60 and caesium-137 obtained with a semiconductor Ge-Li detector are given in Fig. 2. Very low electrical energy consumption (12 V, 3 W) enables one to use it in the field for contamination and environmental surveys also.

4. MOBILE LABORATORY FOR RADIOPROTECTION

Due the many varieties of radioactive sources and the different types of radiation, detection in the event of an emergency situation becomes a rather complicated problem. Different instruments are required for the detection, identification and measurement of the ionizing radiations involved. The problem becomes even more complex should it be necessary to make measurements in the field while covering a wide range of activities up to levels that might result from large nuclear accidents. The use of modern electronic components and simplified electronic circuitry has enabled the institute to design and build a complete mobile laboratory mounted on a cross-country vehicle.

This mobile laboratory [4] is equipped to make the following measurements:

(I) Personal exposure;
(II) Gamma exposure rate and orientation relative to the source location;
(III) Surface contamination;
(IV) Activity of various samples (water, food, air and biomedical samples).

The mobile laboratory is also equipped to render first aid and to effect human decontamination.

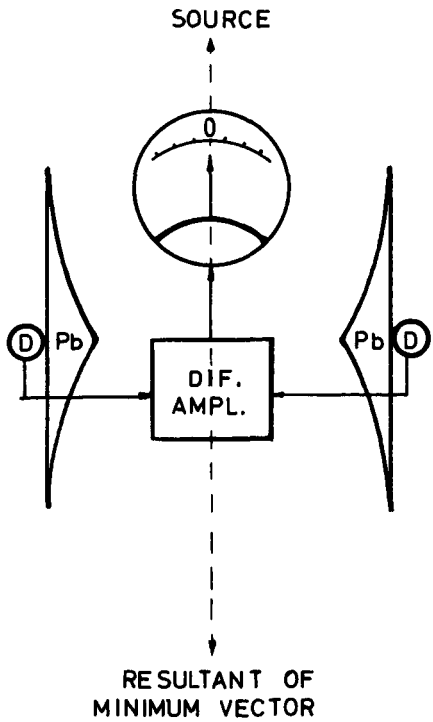


FIG. 3. 'CONURA' principle of operation.

In addition to the instruments already described, the mobile laboratory also contains the CONURA-10 and MEER-10 devices.

CONURA-10 gives acoustic and visual alarm signals and provides exposure-rate readings (logarithmic scale). The CONURA-10 has two probes so that it can be used as a "nuclear radiation compass". It is schematically shown in Fig. 3. The detectors are halogen G-M counters, differentially connected, having an absorption lead shield between them. The pointer of the indicating instrument will be either to the left or right of the mid-point (zero position) depending on whether the left- or right-hand counter is exposed to higher radiation intensity. The position of the device that gives a pointer reading of zero will determine the direction of the centre of radiation to an accuracy of a few degrees.

As an example of the application of this principle — a radiation source finder has been developed (Fig. 4). Each wheel of the finder is driven independently by a current proportional to the corresponding detector. As a result, the finder automatically moves towards the source of radiation. It is also possible to arrange the control system such that the device can, in an area containing various sources of different strengths, choose the optimum path (path of least exposure) through the system.

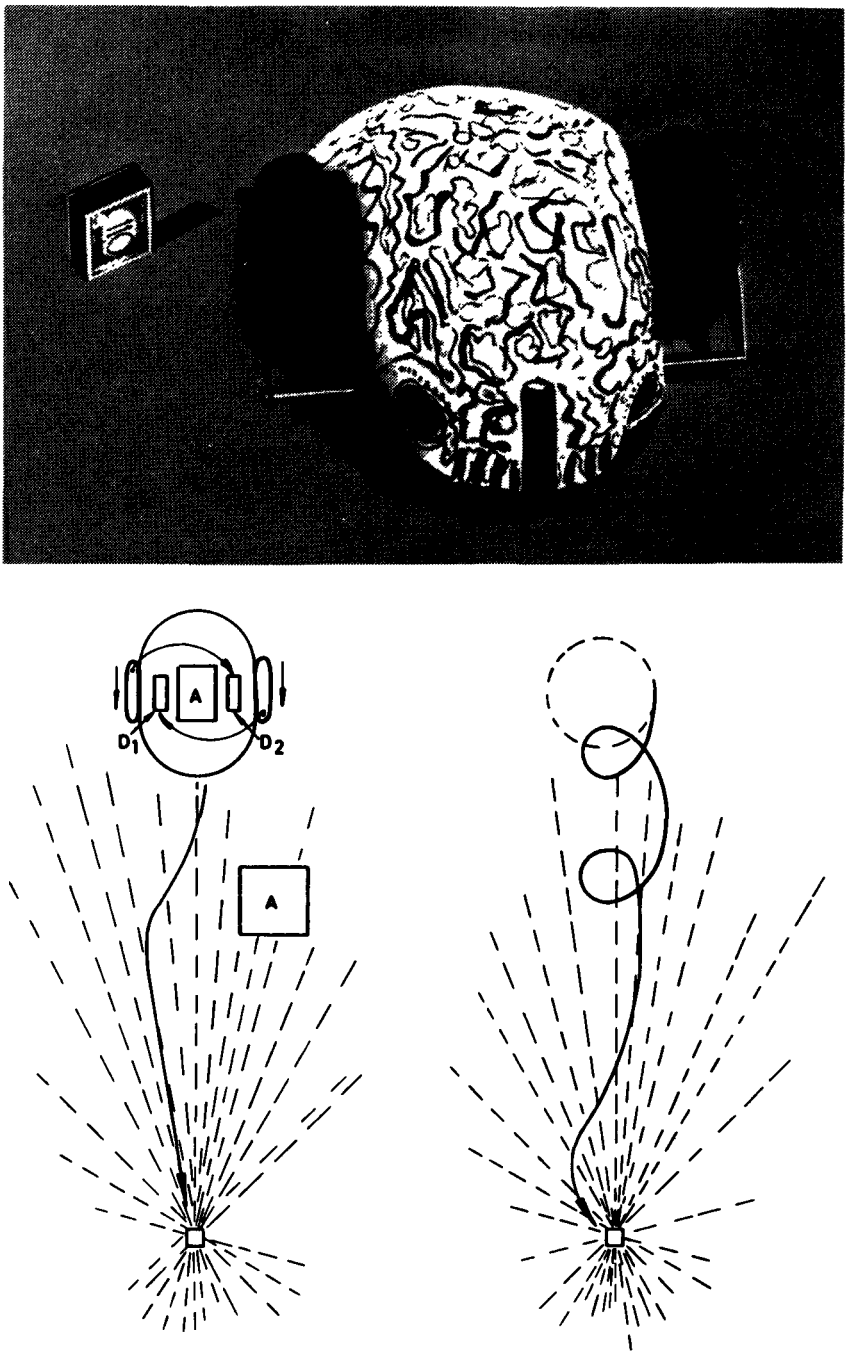


FIG. 4. The 'Radiation-Source Finder'.

MEER-10 is designed for exposure-rate measurements in the interval from 10 μR/h to 1000 R/h and exposure measurements up to 1000 R. Such a measuring range is made possible with the use of two G-M counters. A digital read-out is provided.

The primary power source for the mobile laboratory is a 12 V car battery. The instruments used outside the mobile laboratory are also equipped with built-in batteries. The use of the vehicle's power supply system makes the laboratory completely independent of the a. c. mains. The total power consumption of the equipment is approximately 30 W.

5. INSTRUMENTATION SYSTEMS AND NETWORKS

It would, of course, be possible to develop a more complex instrumentation system using analog instruments, but it would have many disadvantages. Using digital instrumentation it is possible to assemble, simply and functionally, more or less complete instrumentation systems and to adapt these during operation if necessary. Such an instrumentation system would require the instruments to be supplied in advance with a logic subsystem used for interconnection. Indeed, the subsystem itself could consist of seperate instruments.

Such a system for use in health physics instrumentation is under development at the Boris Kidrič Institute. The instruments KOMO-10, LOLA-10, and MINUS-10, having shaped the output pulses, may be used as a base of the system which could also include the following digital measuring instruments: scaler MIS-10, exposure meter and exposure ratemeter MEER-10, and exposure meter with electromechanical indication MID-10, as shown in Fig. 5. The registration of results would be made either by

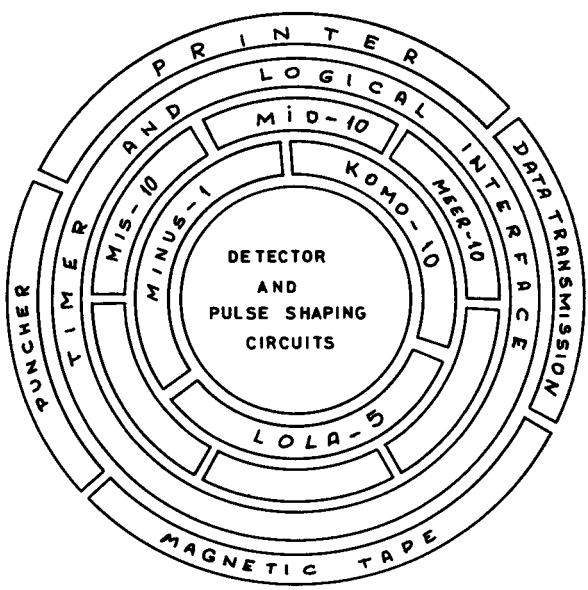


FIG. 5. Digital instrumentation system.

a printer or a tape recorder, or both; registration on punched tape and data transmission, as indicated in Fig. 5, are also possible methods. In order to synchronize the operation of the instruments it would be necessary to have a common timer. Since KOMO-10 and the other instruments representing the basic units of the system are portable, the complete system should be kept mobile and portable. The supply potential should be 12 V so that the system can be operated from a car battery. An interesting idea is to make solar cells the source of energy for charging the batteries, and it would be possible to arrange the power system to be fully self-contained and automatic.

In the system shown in Fig. 5, the digital instrumentation includes only pulse counting measurements. However, the digital instrumentation could also be used for analog signal, e.g. d.c. current, measurements. Using suitable analog-to-digital converters the system could be extended beyond that shown in Fig. 5.

5.1. A measuring station

A more complex measuring system such as the one shown in Fig. 6 [4] can be visualized. This is a data acquisition system. The intention is to introduce modern measuring techniques into health physics measurements and to effect simply multiparametric measurements. The system is composed of two basic parts: one to receive and process continuous analog signals, and the other to handle pulses. Both parts are controlled and integrated into one measuring system by a control unit, comprising a timer and a part of the logic interface mentioned in Fig. 5.

Such an experimental station was formed for the measurement of environmental radiation at the Boris Kidrič Institute.

Figure 7 illustrates the results of measurements of long-lived beta active aerosol concentrations during the month of January, 1969. During these measurements, the gamma background ranged from 10 to 12 μR/h in the room in which the counters were placed [5].

5.2. A more complex measuring system

It is obvious that the data obtained in a measuring station may be further fed to a data centre by means of a convenient transmission system. In this case, the system shown in Fig. 6 would be the measuring point. Thus, the data can be recorded and processed in a more complex manner by means of computer. In this way one may obtain records on measurements, bulletins, etc. Warnings initiated by monitoring may be included, too.

It is evident that the detailed structure of the measuring system can be varied. Figure 8 illustrates such a possibility. The horizontal columns show particular structures in which some of the structure elements could be skipped.

The choice of the system, i.e. the choice of the structural elements, depends on the specific conditions at any site.

5.3. Measuring network

Data transmission enables the information on measurements to be obtained at various distances from the measuring point. Such a network has

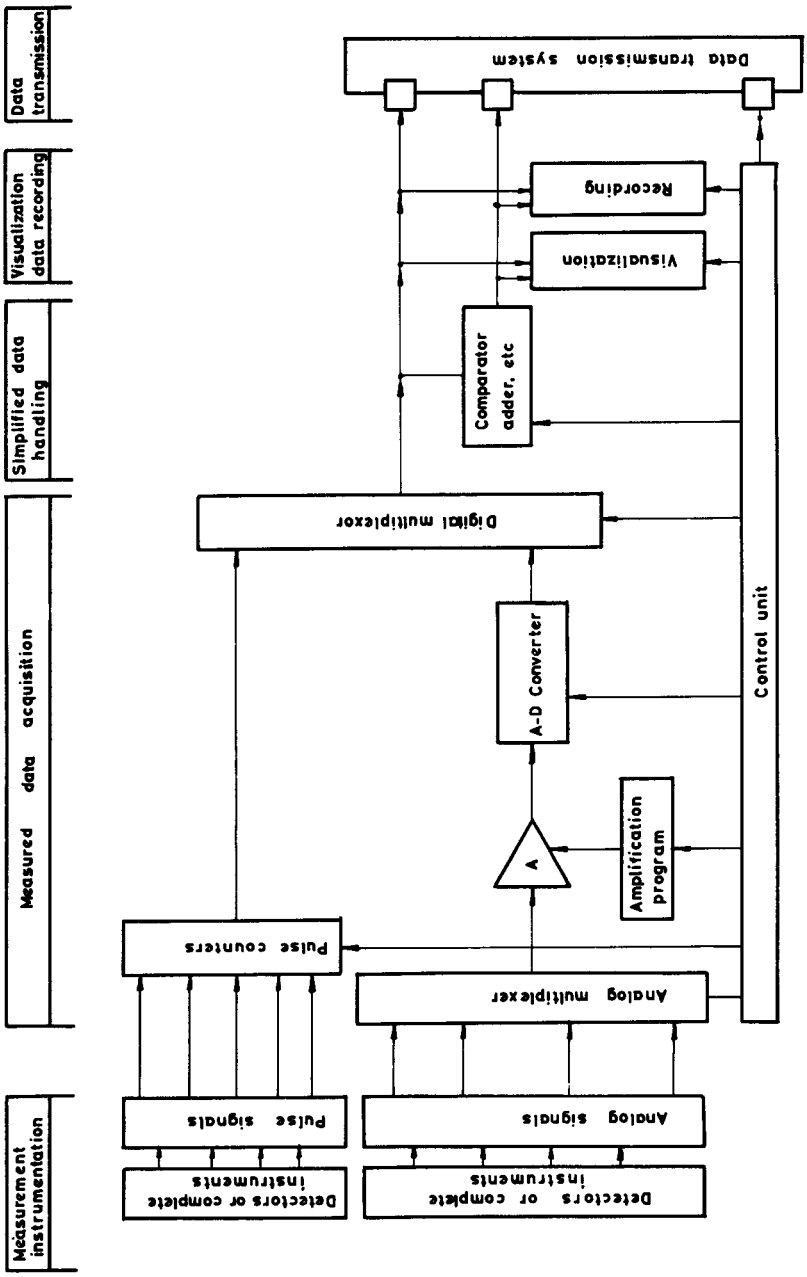


FIG. 6. Measuring station.

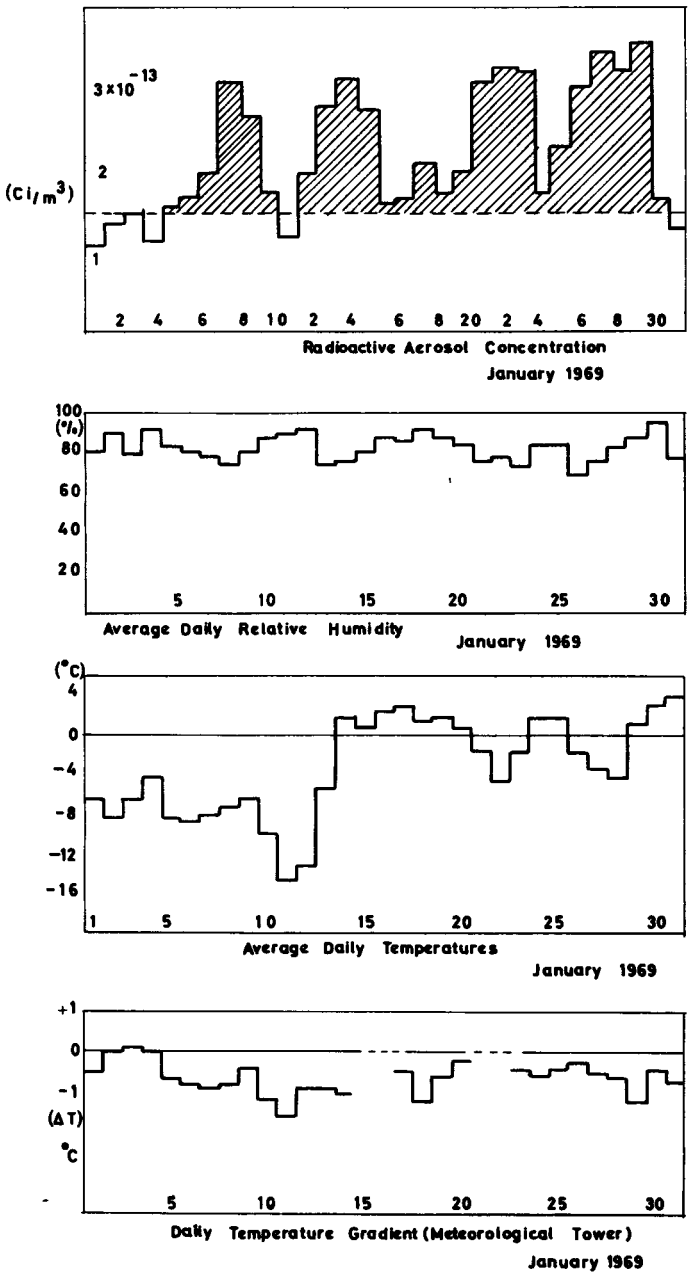


FIG. 7. Some results obtained with the experimental station for measuring environmental radiation at the Institute.

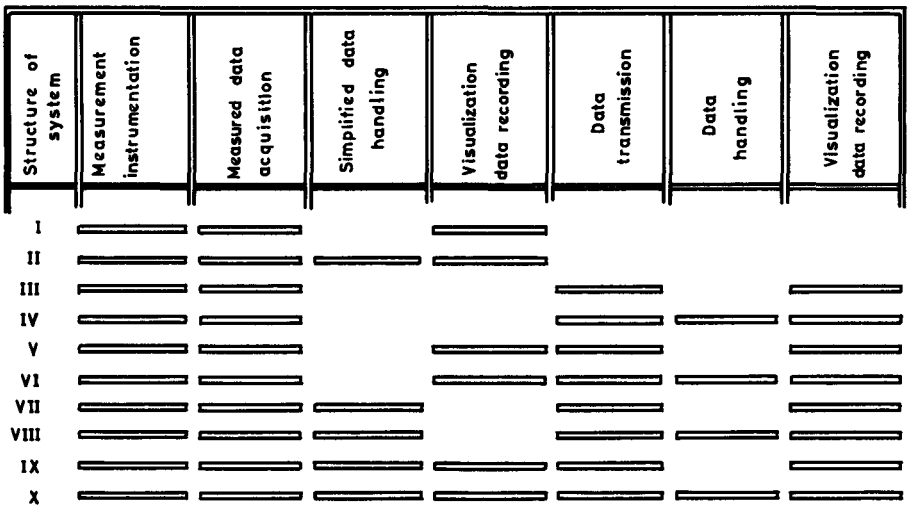


FIG. 8. Variations of measuring systems in a typical measurement network.

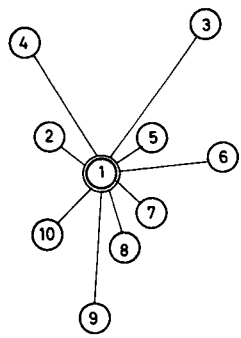


FIG. 9. Example of a measuring network.

a centre (1 in Fig. 9) into which the data obtained at measuring points 2, 3, etc. are transmitted. However, in general, the configuration of the network as given in Fig. 9 is not the most economical one. This raises the problem of optimizing the network for data transmission. Starting from defined quantities of information to be transmitted from the measuring points to the measuring centre, it is possible to form necessary elements of a mathematical model with which the synthesis can be performed [6].

Particular kinds of measuring networks interesting for health physics, meteorology and atmospheric pollution are the subject of the present research at the Boris Kidrič Institute. These are the network structures which vary in some way with time [7-9]. They are needed in emergency conditions, when they have to transmit more information than under normal conditions. Reliability in data transmitting is a vital problem and the system might be required to function with the whole network operating continuously, without disturbance even if some parts suffer damage. The work in this direction is a logical continuation of our research activities in the domain of health physics.

REFERENCES

[1] ŠOBAJIĆ, M., MUŽDEKA, S., BLAGOJEVIĆ, R., "New solution of input circuit for wide range portable exposure rate meter", 2nd Int. Conf. of IRPA, Brighton, 1970.

[2] KOVAČ, B., MUŽDEKA, S., ŠOBAJIĆ, M., G-M counters as switching elements in the coincidence and anticoincidence circuit, Nucl. Instr. Meth. 23 (1963) 129.

[3] KOVAČ, B., MUŽDEKA, S. et al., Measurements of radioactive aerosols and low level activities using simplified and reliable circuits, Acta IMEKO Stockholm (1964) 453.

[4] MUŽDEKA, S., FRANTLOVIĆ, P. et al., "A mobile laboratory for radioprotection", Coll. sur l'electr. nucl. et radioprotec, Toulouse, 1968.

[5] MUŽDEKA, S., KOTUROVIĆ, A., STOJANOVIĆ, D., Multiparametric measurement of environmental radioactivities, Sec. Int. Conf. of IRPA, Brighton (1970).

[6] KOTUROVIĆ, A., Synthesis of a measuring net treated as a kind of communication net, Proc. Vth Congr. IMEKO (Versailles May, 1970), paper D-TH-24.

[7] KOTUROVIĆ, A., MUŽDEKA, S., STAMENKOVIĆ, B., "Problems of synthesis of radiological protection measuring networks for accidental situations", (in Yugoslav), 5th Yug. congr. radioprotect., Bled, 1970.

[8] Conference on Radiological Protection of the Public in Nuclear Mass Disasters (Interlaken, 1968).

[9] Environmental Monitoring in Emergency Situations, Safety Series No.18, IAEA, Vienna (1966).

RADIOLOGICAL CONDITIONS AND EFFLUENT RELEASES AT CEGB NUCLEAR STATIONS
A comparison between forecasts and operational experience

R. B. PEPPER
Central Electricity Generating Board, London

P. A. CARTER
Central Electricity Generating Board, Hinkley Point, Somerset, United Kingdom

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

RADIOLOGICAL CONDITIONS AND EFFLUENT RELEASES AT CEGB NUCLEAR STATIONS: A COMPARISON BETWEEN FORECASTS AND OPERATIONAL EXPERIENCE.

During the design and early construction stages of seven commercial Mk.I gas-cooled-reactor (Magnox) power stations, estimates were made of dose-rates that would occur on and around the site and in operational and maintenance areas of the reactor buildings. Existing data were used in calculations to predict the quantities of radioactive liquid and gaseous effluents, and proposals were made for contamination control systems. Comparisons made between these various estimates and the values measured during operation show that the shielding proved to be more effective than anticipated. The doses received by classified workers are presented and discussed. The system of contamination control was found to be over-cautious and a description is given of the simpler arrangements adopted. Liquid wastes arising from various operations have contained unexpected quantities of caesium, tritium and sulphur and the consequences of this are reported. Gaseous effluent discharges have not presented problems. A brief discussion is given of the implications of this experience for health physics control and for aspects of design of future power reactors.

CONDITIONS RADIOLOGIQUES ET EMISSION D'EFFLUENTS DANS LES CENTRALES NUCLEAIRES DU CEGB: COMPARAISON ENTRE LES PREVISIONS ET L'EXPERIENCE D'EXPLOITATION.

Pendant l'étude et les premières phases de la construction de sept centrales à réacteurs Mk I refroidis par un gaz (Magnox), on a évalué les débits de dose à l'intérieur et autour des sites ainsi que dans les zones d'exploitation et d'entretien des bâtiments de réacteurs. D'après les renseignements dont on disposait on a calculé les quantités d'effluents radioactifs liquides et gazeux, et des propositions ont été faites au sujet des dispositifs de contrôle radiologique. Les comparaisons faites entre ces différentes estimations et les valeurs mesurées en cours d'exploitation montrent que le blindage a été plus efficace qu'on ne le prévoyait. Les doses reçues par les travailleurs professionnellement exposés sont examinées dans le mémoire. Le dispositif de contrôle de la contamination s'est révélé trop poussé et les auteurs décrivent le système plus simple qui a été adopté. Les déchets liquides ont renfermé des quantités imprévues de césium, de tritium et de soufre; les conséquences en sont exposées dans le mémoire. L'évacuation des effluents gazeux n'a pas soulevé de problème. Une analyse succincte est donnée des résultats de cette expérience en ce qui concerne la radioprotection et divers aspects de l'étude des futurs réacteurs de puissance.

РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ И ВЫДЕЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ПРОДУКТОВ НА АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЯХ ЦЕНТРАЛЬНОГО ЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО УПРАВЛЕНИЯ: СРАВНЕНИЕ ПРОЕКТНЫХ ОЦЕНОК С ДАННЫМИ, ПОЛУЧЕННЫМИ ПРИ ЭКСПЛУАТАЦИИ.

При проектировании и на ранних стадиях строительства в Англии семи промышленных электростанций с газоохлаждаемым магноксовым реактором Mk I была проведена оценка предполагаемых мощностей доз облучения на площадке и в прилегающей местности, а также в эксплуатационных и ремонтных зонах зданий реакторов. При расчетах предполагаемых количеств радиоактивных жидких и газообразных сбросов использовались существующие данные; внесены предложения относительно систем контроля за загрязнением. Сравнение этих оценок с величинами, измеренными в период эксплуатации станций, показывает,

что защита оказалась более эффективной, чем предполагалось. Представлены и обсуждаются дозы облучения, полученные различными рабочими. Система контроля за загрязнением была признана слишком перестраховочной; дается описание более простой принятой системы. Появляющиеся жидкие отходы содержали непредвиденные количества цезия, трития и серы; последствия этого рассматриваются в докладе. Сброс газообразных продуктов не представлял проблем. В связи с приобретенным опытом эксплуатации, кратко рассматриваются вопросы контроля за радиационной безопасностью и аспекты проектирования будущих энергетических реакторов.

CONDICIONES RADIOLOGICAS Y DESCARGAS DE EFLUENTES EN LAS CENTRALES NUCLEARES DE LA CEGB: COMPARACION ENTRE LAS PREVISIONES Y LA EXPERIENCIA DE FUNCIONAMIENTO.

Durante el proyecto y las primeras etapas de la construcción de siete centrales comerciales con Reactores Refrigerados por Gas (Magnox) Mk I, se efectuaron estimaciones de las dosis que podrían aparecer en el emplazamiento y en sus alrededores y en áreas de trabajo y de servicio de los edificios de los reactores. En los cálculos de las cantidades de los efluentes radiactivos líquidos y gaseosos se utilizaron los datos ya existentes, y se propusieron sistemas para el control de la contaminación. Las comparaciones realizadas entre las diversas estimaciones y los valores medidos durante el funcionamiento, muestran que el blindaje resultó más efectivo de lo previsto. Se presentan y discuten las dosis recibidas por obreros clasificados. Se vio que el sistema de control de contaminación suponía precauciones excesivas y se describen las simplificaciones que se adoptaron. Los desechos líquidos producidos contenían cantidades no previstas de cesio, tritio y azufre y se indican las consecuencias de ello. Las descargas de efluentes gaseosos no presentaron problemas. Se hacen unos breves comentarios sobre las implicaciones de esta experiencia en el control de física sanitaria y en los aspectos referentes al diseño de futuros reactores de potencia.

1. INTRODUCTION

By the end of 1970, the Central Electricity Generating Board (CEGB) had seven Mk. 1 Gas Cooled twin-reactor (Magnox) stations operating. Six of these had steel pressure-vessels[1], but the other had concrete pressure-vessels[2]. At the latter, the boilers are housed within the reactor pressure vessels. The major radiological differences between these two types of station are the levels of radiation outside the reactor shielding, and the absence of shield cooling air from the concrete vessel station.

2. SHIELDING AND DOSE RATES

2.1 Shielding at steel pressure vessel stations

All designs aimed to ensure that the annual dose received by any individual from anticipated operation and maintenance work was less than half the permitted annual dose of 5 rem/man. An annual reserve of 2·5 rem per man would thus remain to cover contingencies arising from unexpected operational conditions. At any point in the reactor building contributions to the dose rate may be made by (i) radiations penetrating the biological shield (ii) radioactive coolant gas circulating through ducts and pipework outside the biological shield (iii) radiation streaming along penetrations in the biological shield. Pugh et al [1] have given a comprehensive survey of the methods of calculation used for shield designs and have described investigations made at the first two operational stations to determine the validity of the calculations. Gamma dose rates on the outer surfaces of the biological shield were found to have been over-estimated by a factor of 3, but the neutron dose-equivalent rates were confirmed as negligible. Ultimately it was demonstrated that coolant activities were 2 to 3 times less than predicted. Before then, however, a decision had been made to provide shielding of exposed ducts and boilers at the last three steel vessel stations in order to reduce dose rates about the site.

---

[1] South of Scotland Board also operate one at Hunterston.

[2] Another, at Wylfa, came into operation early 1971.

The largest penetrations of the biological shield are those for the gas ducts (2,000 mm dia). Streaming and scattering of core neutrons and gammas through these gas-duct penetrations, through refuelling stand-pipes, gas-drier ducts etc. are minimised either by external shield walls or internal shield plugs. Dose rates in such locations have generally been lower than forecast.

2.2 Shielding at concrete pressure vessel stations

The boilers at these stations are housed within the 6,500 mm thick concrete vessel. This provides almost double the thickness required for shielding purposes. The only major penetrations of the bulk shield are stand pipes, blower housings, boiler loading slots and boiler service penetrations and these are well shielded. These factors result in general access-area dose rates being considerably lower than at steel pressure – vessel stations. Since access to the boilers is required for inspection or maintenance under shut-down conditions, shielding has been provided between the core and boilers to limit neutron activation of the boilers. The measured radiation levels of 5 to 50 mrem/h are in good agreement with design forecasts.

2.3 Comparison of predicted and measured dose rates at specific points

Since in general, gas circuits activities are lower and shielding more effective than predicted, the resultant dose rates about the plant are also lower. Comparative figures are given in Table I for Bradwell, one of the first steel-vessel stations, Sizewell, the last steel-vessel station and Oldbury, the first concrete-vessel station. The dose rates in large areas of plant are sufficiently low to permit unrestricted access by operational staff. Control of personnel is required in some areas to avoid over-exposure and is achieved by job-time study and by use of personal dosimeters. Although a possible contribution to whole-body dose from neutrons must be considered adjacent to shield penetrations, surveys have been reassuring and the few shielding weaknesses revealed have since been corrected.

TABLE I

COMPARISON OF PREDICTED AND MEASURED DOSE RATES

Station	General Areas			Restricted Areas		
	Position	Dose rate mrem/h		Position	Dose rate mrem/h	
		Forecast	Measured		Forecast	Measured
Bradwell	Circulator Hall	0·6	<0·1	Boiler Surface	55	20
	Change Room	0·2	<0·1	CO_2 Drier	6	50
	Pile Cap	1·4	<0·1	Blower House		
	Visitors Gallery	0·4	0·4	Roof	20	3
Sizewell	Circulator Motor Room	0·25	<0·1	Boiler Surface	67	30
	Change Room	0·1	<0·01	CO_2 Filter Room	22	17
	Pile Cap	0·17	<0·03	Boiler House		
	Main Fuel Store	3·5	1·8	Roof	21	12
Oldbury	Circulator House	<0·1	0·02	Fuel Loading Room	0·14	6·3
	Change Room	<0·1	0·01	Boiler (7 days		
	Pile Cap	<0·1	0·02	after shut-		5 to 10
	Visitors Gallery	0·45	0·04	down)	–	generally
				Pile Cap		
				Transient	–	25

2.4 Dose rates from other miscellaneous sources

The massive fuelling machines which contribute to dose rates on the pile-cap during on-load refuelling, present a complex shielding problem. Transient doses occur during fuel withdrawal and irradiated elements withdrawn into the machines emit gamma radiation and delayed neutrons. Few direct comparisons between design predictions and actual dose rates have been possible due to differences between actual operating conditions and assumptions made for calculations. On one particular machine however, the predicted dose rate was within a factor two of that measured in an area where shielding geometry was simple; but the predicted dose rates round the machine during refuelling of a channel were high by a factor of 5 or more. Comprehensive surveys such as that by Gayton [2] have demonstrated that satisfactory radiation conditions have been achieved around all the machines.

Maintenance and modifications are often required on active or heavily contaminated objects, or on plant carrying radioactive fluids. Purpose-built shielding is provided when such work is foreseen by the designers, but in many cases such work is carried out unshielded. Close health physics control is essential for such conditions.

2.5 Radiation levels off-site

These levels are pertinent when considering exposure to the public. Table II gives the measured and predicted dose rates at various distances from some reactors. The measured dose rates have generally decreased with each new station despite the increase in reactor power, and were over-estimated by a factor of 2 to 3. The results emphasise the advantageous effect of the concrete vessel at Oldbury.

TABLE II

COMPARISON OF PREDICTED AND ACTUAL OFF-SITE DOSE RATES

Station and Output MW (e)		Dose rates in mrem/h*					
		100 yd.		200 yd.		300 yd.	
		a	b	a	b	a	b
Bradwell	(276)	0·24	0·11	0·08	0·06	0·03	0·03
Berkeley	(300)	2·2	0·8	0·6	0·2	0·2	0·07
Hinkley Point	(500)	0·44	0·2	0·11	0·05	0·06	0·03
Trawsfynydd	(500)	n.a.	n.a.	n.a.	0·02	n.a.	0·02
Sizewell	(580)	0·06	0·03	0·05	0·02	0·02	0·01
Oldbury	(600)			Background			

* a = predicted b = actual n.a. = not available

3. ANNUAL DOSES TO EMPLOYEES

The fact that the general levels of dose rate are lower than anticipated, has contributed to the employees annual doses being low. Since reactor operation began in 1962, no classified worker employed by the CEGB has received an annual whole-body dose of 5 rem and in 1970 only 3·5% of a total of almost 3,500 classified workers received annual doses in excess of 1·5 rem. Data in Tables III and IV demonstrate the satisfactory control which is exercised. The following trends may be noted, however, particularly at the earlier stations: (i) the number of persons receiving more than 0·5 rem/y at a station increases over the initial 3 to 4 years of operation;

TABLE III

NUMBER OF EMPLOYEES RECEIVING MORE THAN 0·5 REM/YEAR

Station	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970
Bradwell	119	163	207	202	202	226	234
Berkeley	229	339	298	371	372	307	295
Hinkley Point			205	266	250	168	70
Trawsfynydd				27	91	89	125
Dungeness			54	59	85	260	91
Sizewell				2	6	31	26
Oldbury					2	6	7
Total	348	502	764	927	1,008	1,087	848

TABLE IV

DOSE COMMITMENT IN REM PER FULL YEAR OF OPERATION

Station	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970
Bradwell	196·6	226·7	259·4	240	289	253·9	311·6
Berkeley	273·6	399·1	349·5	418·2	444·3	424·3	368·3
Hinkley Point			312·1	363	333·9	274·7	179·0
Trawsfynydd				112·9	203·1	184	243·6
Dungeness				173·2	193·7	322·8	211·4
Sizewell				59·4	73·1	111·3	86·6
Oldbury					60·6	95·3	78·2
Total	470·2	625·8	921·0	1366·7	1597·7	1666·3	1478·7

(ii) at any particular station the total annual dose commitment increases markedly over a similar period. Both of these parameters then tend to become more steady. These initial trends are consistent with a maintenance and modification programme on plant items which become more active or contaminated with irradiation time. In 1969 Dungeness undertook a large-scale pond cleaning operation, whilst in 1970 there was a marked reduction in maintenance on items of active plant at Hinkley Point. These conditions are reflected in the results in Tables III and IV.

Irradiated fuel handling in the cooling ponds has made an increasing contribution to total dose commitment at a number of stations. In the operation of submersible equipment for these ponds, problems have been encountered. This has resulted in some fuel remaining in ponds longer than intended and increased corrosion of the Magnox cans has occurred. As a result, the radiation levels around the ponds at some stations have risen from fractions of a mrem/h to 10 or more mrem/h. Maintenance and operational work on any plant associated with such pond conditions thus present increasing problems. This may be illustrated by noting that at one station the average annual whole-body dose to pond personnel rose from 665 mrem to 2,005 mrem over a period of 5 years. The control of extremity doses during work on heavily contaminated items has also become an increasing part of health physics supervision.

Staff rotation between jobs makes it difficult to comment on which task or type of worker accumulates above average doses. However, records show that fuel-route operators and maintenance staff are generally in this category. At some stations, the average dose received by health physics monitoring staff is higher than that for any other occupational group [3]. This may be inevitable since their work includes exploratory monitoring, and control of staff working in areas of high dose rates.

Only occasional entries are required to areas where a significant neutron flux exists. The use of neutron dosimeters [4] in such a situation has demonstrated the necessity for taking account of intermediate energy neutrons, as these may contribute a large proportion of the total dose-equivalent rate.

4. LIQUID EFFLUENTS

The radioactive liquid effluents from CEGB reactors are discharged to the sea or estuaries, and in one case to a lake. The problems associated with authorisation of such effluents have been fully discussed by Preston [5]. Design considerations indicated that radioactive liquid wastes from Mk. 1 GCR stations, for which authorisation must be sought, would come principally from the pond-water treatment plant. This and the occurrence of other liquid wastes, not initially anticipated, are discussed below.

4.1 Waste from pond-water treatment plant

Little information was available to designers of early Mk. 1 GCR station on the forecast isotopic composition and levels of activity in the cooling ponds. Experience at Windscale ponds was helpful, but its applicability was limited by differences in operating conditions. The CEGB therefore installed versatile pond-water treatment plants which, it was anticipated, would cope with unexpected quantities or types of radio-activity [6]. It will be seen from Table VI that consideration of authorisations for Berkeley and Bradwell (pre 1961) were based on the premise that ^{65}Zn would constitute 85% of the discharged activity, unless additional effluent treatment was provided. Subsequently (1961-1964) this proportion was reduced to 26% and the presence of other isotopes forecast. Before the authorisation for Sizewell was discussed (1964-1966) new information enabled a further revision to be made of the anticipated isotopic constituents of the discharges. When such revisions were made, existing authorisations were reviewed by the authorising Ministries and they confirmed that such changes produced no unacceptable degree of hazard from the discharges.

4.1.1 Sulphur 35

In 1965 analysis of effluent liquors at Bradwell revealed the presence of ^{35}S, a low energy beta emitter, in significantly greater quantities than anticipated. Subsequently this isotope was found in varying degrees at other operating stations. The origin of ^{35}S remains uncertain but it is transferred to the pond water as a contaminant of fuel surfaces. An anticipated composition, suitably modified to account for ^{35}S, was used in considering the permissible discharges from Oldbury (see Table VI). The quantity of ^{35}S arising at Bradwell was significant compared to the existing annual authorisation to discharge 50 Ci total activity. However, with knowledge of the actual isotopic composition of the discharges, the Ministries raised the authorisation to 200 Ci per annum.

4.1.2 Caesium 137

During 1966 increasing quantities of ^{137}Cs were measured at Bradwell and Berkeley, and subsequently at all stations. A preliminary investigation showed that caesium release resulted primarily from direct water-leaching of high burn-up fuel, following can penetration. Caesium has grown in significance until it has become the major contributor to pond activity and to effluent discharges at virtually all sites. At some stations, levels of caesium are reduced by circulating the pond-water through materials such as sodium alumino silicate resin or sodium phenol formaldehyde resin.

4.2 Tritium arisings

The liquid effluent authorisation for the first two stations were negotiated prior to the realisation that liquors from coolant-gas driers would contain tritium. UKAEA experience showed that the measured quantities were much less than calculations predicted. Consequently the liquors were stored on site at the two stations until the actual rate of production of tritium could be established. The low radiotoxicity of tritium and the good conditions of dilution and dispersion obtaining at the stations enabled the discharges to be authorised. Similar authorisation for subsequent stations were based on this experience. Authorised and measured discharges of tritium are included in Table V.

TABLE V

AUTHORISED AND MEASURED DISCHARGES OF AQUEOUS EFFLUENTS

Station	Tritium		Other Isotopes	
	Authorised	Discharged 1970	Authorised	Discharged 1970
Bradwell	1500 Ci	95·3	200 Ci**	129·1
Berkeley	1500 Ci	61·3	200 Ci	22·6
Hinkley Point	2000 Ci	18·6	200 Ci	127·7
Trawsfynydd	2000 Ci	67·7	40 Ci*	13·5
Dungeness	2000 Ci	18·6	200 Ci	83·7
Sizewell	3000 Ci	20·9	200 Ci	23·4
Oldbury	2000 Ci	67·9	100 Ci	7·8

* Discharges made to artificial fresh water lake

** Includes ⩾ 5 Ci ^{65}Zn

4.3 Contaminated oil

Oil contaminated to a low degree of radioactivity was a source of arisings not foreseen before operations began. The arisings resulted from leakage or renewal of oil in plant associated with coolant-gas circulators in which the lubricant, also used as a pressure seal, becomes contaminated by contact with active gas. The most convenient means of disposal of this oil is to burn it at a conventional oil-fired station operated by the CEGB, and authorisations to permit this have been negotiated. Normally the specific activity of these oils is less than 10^{-2} μCi/g.

4.4 Other arisings

Design forecasts of liquid effluents from auxiliary facilities such as the decontamination centre, active laundry, fuel-flask wash-down bay etc. were necessarily of a very tentative nature. Experience has shown them to be variable but quantities of up to 3 Ci/month at a station have been reported.

For the past four years, the CEGB and appropriate Government departments have collaborated in a joint programme of isotopic analysis of aqueous effluents from each site. Recent analyses from two stations are included in Table VI. The effect of any marked changes in composition is continually reviewed, but no amendments to authorisations have yet proved necessary.

5. GASEOUS EFFLUENTS

At steel pressure-vessel stations, cooling air is irradiated during its passage between the biological shield and the reactor vessel. Activated particles eroded from structural materials may be entrained by this air, but after mixing with ventilation air from certain contamination areas, it is filtered before discharge from stacks at roof height. Leakage from the pressure circuit, deliberate

TABLE VI

MAJOR CONSTITUENTS OF AQUEOUS DISCHARGES
(as percent of activity discharged)

	Predicted			Measured		
	Pre '61	'61 - '64	'64 - '66	'66	Sizewell 1969	Bradwell 1970
^{65}Zn	84·8	26·0	4·3	1·4		
^{35}S			6·2	70·3	33·6	5·1
^{51}Cr			26·9	8·5	2·3	
^{55}Fe		5·8	15·8	5·0	3·7	
^{124}Sb		9·9			2·5	
^{32}P		<1			9·1	
^{204}Tl			4·8	1·5		
^{45}Ca	4·8	<1	3·3		8·6	
^{60}Co		7·0	2·0			
Fission Products	10	25·0	20	6·3	41·3	92·5

TABLE VII

FORECAST AND MEASURED STACK DISCHARGE ACTIVITIES

	Particulate (mCi/vr)		Argon 41 (mCi/s)	
	Forecast	Measured (1968-69)	Forecast	Measured
Berkeley	TRACE ONLY	9·5 mCi/y	5·5	
Bradwell		3·1 „	7·8	0·3
Hinkley		20·1 „	12·2	3·4
Trawsfynydd		17·4 „	7·5	2·2
Dungeness		148·7 „	8·4	
Sizewell		13·3 „	7·2	
Oldbury		33·3 „	Nil	Nil

blow-down of coolant, unavoidable discharges resulting from fuelling machine operations,etc. are also released from these or similar stacks. Continuous samples are taken of the particulate matter entrained in these discharges to atmosphere [7].

Authorisations issued to the CEGB for the discharge of radioactive dusts, mists and gases place no limit on the quantities, but they require that the best practicable means be used to minimise the amount of radio-activity to be discharged. Pre-operational estimates of the particulate content of the discharges indicated that they would be very low, perhaps a few tens of millicuries per year . Calculations of the Argon 41 emission at full power predicted

discharges of a few millicuries per second. Operational measurements of the ^{41}Ar have been made at some sites, but these are not repeated routinely. Results of particulate monitoring are given for all stations for the period 1968-69 in Table VII, together with the ^{41}Ar data.

On the limited evidence available, all the ^{41}Ar estimates were probably at least a factor 3 too high. Consequently the contribution to off-site dose rates from the argon plume will be below the forecast levels of about 0·02 mrem/h by a similar factor. The particulate discharges of a few tens of millicuries per year from each station are below the Derived Working Limit (DWL) calculated on the pessimistic assumption that it is all ^{90}Sr. District survey measurements have not detected any increase in environmental activity as a result of normal station operation. Isotopes present in stack samples vary from site to site. In many cases ^{35}S is a major constituent but is of low radiological significance. Investigations are being made into the chemical form in which ^{35}S occurs, and into providing a satisfactory sampling method. If it is occurring as a vapour, current estimates of activity discharged may be too low. However, determinations have been made of the ^{35}S level in milk produced near each station and in all cases, it has been below the level of detection (100 pCi/l) compared with the DWL of 19,000 pCi/l.

It is therefore concluded that the quantities of radioactive gases, mists and dusts discharged from operating stations are producing an even lower contribution to population dose than design predictions indicated. It has been demonstrated that the unexpected presence of ^{35}S is in quantities too small to be of significance.

6. CONTAMINATION CONTROL

The provision of change-room facilities at steel vessel stations was based on the concept of the entire reactor area being a potential contamination area. It was proposed that all entries be made via a main change room. Employees going to specific contamination areas would put on clean underwear and a coverall and proceed to the appropriate sub-change room. Here the coverall would be replaced with appropriate protective clothing. After work, the reverse procedure would be followed. Initial hand washing and monitoring at the sub-change room, followed by showering and full monitoring at the main change room, was intended. Workers not planning to enter a specific contamination area would be required to change their shoes and put on a coverall on entering the reactor area, and to wash and monitor on their return. A modified system of control was proposed for concrete vessel stations. It was made possible by the compact integrated layout of the reactor and ancillaries and also as a result of the general low dose rates and the experience from operating stations. Routes between the main change-room and contamination areas were to be segregated from those beyond the main change-room leading only to radiation areas. A degree of flexibility (e.g. lockable doors) would be necessary to permit personnel routing to be varied as occasion demanded.

Operational experience showed that contamination could be contained by sub-change rooms, and the design concepts for control were unduly restrictive at all stations. The modified procedures adopted by individual stations exhibit differences but they follow similar broad principles. Workers proceeding to a contamination area use the main change room as designed. At many sites, more sub-change rooms were built so that they were situated nearer to the contamination area. A second sub-change barrier is commonly introduced to localise the contamination still further. Workers not planning to enter contamination areas make no change, but are encouraged to wash and monitor as they return via the main change room.

Levels of contamination during operations have, in general, proved to be low, but during maintenance they can be very high [3]. Contaminated underwater pond equipment has been known to give rise to initial surface dose rates of tens of rem/h. Isotopes of low solubility have recently caused problems in the Hinkley Point pond area. Handling of heavily corroded elements has resulted in air contamination. This condition has persisted for several months and contrary to early expectations the air contamination contains measurable levels of ^{239}Pu. The use of respiratory protection was introduced as a precaution. The presence of low energy betas from ^{35}S, which occurs in some ponds has necessitated a modification to techniques in both personal and surface contamination monitoring. An appropriate dual standard for hard and soft betas has

been put into operation [8]. Where alpha surface contamination occurs, the associated high levels of beta-gamma activity are always of overriding radiological significance. Routine personnel monitoring is therefore now restricted to the latter.

Few cases of external personal contamination occur in practice. The majority can be cleared by simple techniques and no cases have occurred which could not be dealt with by the station staff. Similarly, no case of significant internal contamination has occurred. Occasional biological checks and whole body monitoring has been performed but none have indicated significant body retention. Despite this excellent record, ways of improving control are being sought. The use of 'sticky' mats on the clean side of sub-change rooms are finding increasing use as detectors of low level contamination. 'Door-post' monitors for detecting contamination on workers' clothes may be used increasingly.

7. RADIOLOGICAL CONSIDERATIONS FOR FUTURE DESIGNS

Experience at existing Mk. I GCR stations shows an excellent record on all aspects of radiological control. Although future reactors will differ in many ways, lessons learned from operation of these stations may be utilised in design considerations.

A good degree of confidence can now be placed in forecasts of dose rates during normal operation, but high dose rates on active and contaminated plant will continue to occur. Potential whole body and extremity doses during maintenance or modification to such plant could be reduced if, at the design stage more consideration were given to the ease and speed with which components may be replaced. Greater use of modular construction, and of equipment specifically designed to permit remote maintenance in shielded facilities, would also be of benefit. The doses received by health physics monitoring staff may be reduced by examining critically the need for any measurement involving entry to a high dose rate area.

Contamination control systems will be based on those found acceptable at existing stations. The levels of in-circuit contamination of future reactors may be higher than at present stations. If large-scale maintenance such as boiler removal is undertaken, problems of contamination control may be on a scale not yet experienced within the CEGB. Adequate facilities must be available to cope with such operations.

Increasing world-wide interest in pollution emphasises the necessity to provide adequate treatment of gaseous and liquid discharges. As experience has shown, it must be versatile in order to cope with both expected and unexpected types and quantities of activity.

Some consideration is already given to the retrieval of solid radioactive waste now being accumulated on-site in vaults. There has been some discussion on the possible demolition of obsolete reactors [9], and the time may soon come when the ultimate fate of reactors has to be considered in design submissions. If the complete removal of such stored wastes and debris from demolished reactors was undertaken, a heavy dose commitment could be involved unless carefully planned.

Designers aim to provide a power station for the efficient generation of electricity. A nuclear power station must be designed also for operation in accordance with accepted standards of radiological safety. Health physics control has assisted management in achieving both of these aims at existing stations without undue restrictions. The authors are confident that these same standards of safety will be achieved in future stations and that solutions will be found to any unforeseen radiological control problems.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful for the co-operation of their colleagues in the preparation of this paper.

REFERENCES

[1] PUGH, I. G., et al., International Conference on the Physics Problems of Reactor Shielding (Proc. Conf. London 1967) 4 AERE-R5773 (1968).

[2] GAYTON, F. M., et al., Internal CEGB report.

[3] EMMERSON, B. W., et al., 2nd International Congress of the International Radiation Protection Association, Brighton (1970) Paper 19.

[4] HARVEY, J. R., et al., 2nd International Congress of the International Radiation Protection Association, Brighton (1970) Paper 73.

[5] PRESTON, A., Symposium on Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. IAEA Symp. New York, 1970) Paper SM-146/9.

[6] DOUGALL, I., NEWELL, J. E., Symposium on Development in the Management of Low and Intermediate Level Radioactive Wastes (Proc. IAEA Symp. Aix-en-Provence, 1970) Paper SM-137/31.

[7] DALE, G. C., Symposium on Treatment of Airborne Radioactive Wastes (Proc. Symp. New York, 1968) IAEA Vienna (1968) 785.

[8] WASSON, M. M., Proc. of 1st European Congress on Radiation Protection, Menton (1968) Paper 53.

[9] BAINBRIDGE, G. R., Obsolete nuclear power stations – no major problems in demolition, Electl. Rev., Lond. 177 (Sept. 1966).

СОЮЗ СОВЕТСКИХ СОЦИАЛИСТИЧЕСКИХ
РЕСПУБЛИК
A/CONF.49/P/687

СИСТЕМА РАДИАЦИОННОГО КОНТРОЛЯ АТОМНЫХ ЭНЕРГЕТИЧЕСКИХ УСТАНОВОК С ВОДЯНЫМ ТЕПЛОНОСИТЕЛЕМ

В.С.ЖЕРНОВ, Б.Л.КИСЕЛЕВ, В.В.МАТВЕЕВ,
Б.Г.ПОЛОГИХ, В.М.СКАТКИН, Н.С.ХЛОПКИН
Государственный комитет по использованию
атомной энергии СССР, Москва,
Союз Советских Социалистических Республик

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

RADIATION MONITORING SYSTEMS FOR ATOMIC POWER PLANTS WITH WATER-COOLED REACTORS.

This paper discusses the principles of radiation safety and, more particularly, the installation of a radiation monitoring system in a two-loop atomic power plant with water-cooled reactors. The forecasting of radiation conditions from radiation monitoring system data and the timely application of predetermined measures to normalize these conditions and protect personnel enable the plant to be run for long periods within the design standards for waste activity and personnel exposure. These measures include switching on purification filters, decontamination, reducing the time spent by personnel in radiation fields, the use of individual protective equipment and shutting down part of the plant. The radiation monitoring system comprises coolant analysis, leak detection equipment, checks to ensure observance of waste release norms, evaluation of overall radiation conditions and careful control of personnel exposure. The state of the coolant is assessed by recording krypton-88 gamma radiation; the integrity of the primary circuit in the steam generators is checked by measuring nitrogen-16 beta radiation directly in the secondary circuit medium; the integrity of the auxiliary heat exchangers by measuring xenon-133 gamma radiation; and the integrity of the pumps and vessels by measuring beta-active gases. The overall radiation situation is assessed by remote measurement of gamma and neutron radiations, the observance of exposure standards is checked by individual automatic measuring and recording dosimeters and also by personal teledosimeters and human radiation counters. Monitoring of contamination on the surfaces of equipment, the body and clothing is effected by mobile and stationary apparatus, and the isotopic composition of samples is determined by means of a pulse-height analyser.

CONTROLE RADIOLOGIQUE DANS LES CENTRALES NUCLEAIRES A REACTEUR REFROIDI A L'EAU.

Les auteurs exposent les principes qui permettent d'assurer la radioprotection et d'établir un système de contrôle radiologique dans les centrales nucléaires à réacteur à double circuit refroidi à l'eau. La prévision de la situation radiologique sur la base des renseignements fournis par le système de contrôle, et l'application préventive de mesures élaborées à l'avance pour normaliser cette situation et protéger le personnel, permettent de respecter systématiquement dans l'installation les normes prévues pour l'activité des déchets et pour les doses de rayonnements auxquelles s'expose le personnel d'exploitation. Parmi les mesures mentionnées figurent notamment les suivantes: mise en place de filtres, décontamination, réduction du temps de séjour du personnel dans les champs de rayonnements, emploi de moyens de protection individuels et mise hors circuit d'une partie du matériel servant à la production d'énergie. Le système de contrôle radiologique comporte les opérations ci-après: évaluation de l'état du fluide caloporteur, vérification de l'étanchéité du matériel, vérification de l'observation des normes établies pour l'évacuation des déchets, évaluation de la situation radiologique et vérification de l'observation des normes fixées pour l'irradiation du personnel. En vue d'évaluer l'état du fluide caloporteur on enregistre l'émission gamma du krypton-88, alors que l'étanchéité du circuit primaire dans les générateurs de vapeur est vérifiée d'après le rayonnement bêta de l'azote-16, mesuré directement à l'intérieur du circuit secondaire, l'étanchéité des échangeurs de chaleur auxiliaires d'après le rayonnement gamma du xénon-133 et l'étanchéité des pompes et des cuves d'après les émetteurs bêta gazeux. La situation radiologique est évaluée par des mesures à distance du rayonnement gamma et du rayonnement neutronique; pour s'assurer que les normes d'irradiation sont observées on utilise des dosimètres individuels avec dispositifs

de mesure et d'enregistrement automatiques, ainsi que des télédosimètres individuels et un anthroporadiamètre. Le contrôle de la contamination superficielle du matériel, du corps et des vêtements se fait à l'aide d'appareils portatifs et fixes; la composition isotopique des prélèvements est déterminée à l'aide d'un analyseur d'amplitude.

СИСТЕМА РАДИАЦИОННОГО КОНТРОЛЯ АТОМНЫХ ЭНЕРГЕТИЧЕСКИХ УСТАНОВОК С ВОДЯНЫМ ТЕПЛОНОСИТЕЛЕМ.

Излагаются принципы обеспечения радиационной безопасности и построения системы радиационного контроля двухконтурной атомной энергетической установки (АЭУ) с водяным теплоносителем. Прогнозирование радиационной обстановки по информации системы радиационного контроля и опережающее применение заранее предусмотренных мер по ее нормализации и защите персонала позволяют длительно поддерживать установку в проектных нормах активности отходов и доз облучения обслуживающего персонала. К указанным мерам относится ввод в работу фильтров очистки, дезактивация, сокращение времени пребывания персонала в полях облучения, использование индивидуальных защитных средств, отключение части энергетического оборудования. Система радиационного контроля охватывает: оценку состояния теплоносителя, проверку герметичности оборудования, проверку соблюдения норм выбросов отходов, оценку радиационной обстановки, а также проверку соблюдения норм облучения персонала. Состояние теплоносителя оценивается путем регистрации гамма-излучения криптона-88, герметичность первого контура в парогенераторах проверяется по бета-излучению азота-16 непосредственно в среде второго контура, герметичность вспомогательных теплообменников — по гамма-излучению ксенона-133, герметичность насосов и корпусов — по бета-радиоактивным газам. Радиационная обстановка оценивается дистанционным измерением гамма- и нейтронных излучений, соблюдение норм облучения контролируется индивидуальными дозиметрами с устройством автоматического обмера и записи, а также индивидуальными теледозиметрами и счетчиком излучений человека. Контроль загрязнения поверхности оборудования, тела и одежды производится переносными и местными приборами, изотопный состав проб определяется с помощью амплитудного анализатора.

SISTEMA DE CONTROL RADIOLOGICO DE LAS CENTRALES NUCLEARES REFRIGERADAS POR AGUA.

En la memoria se exponen los principios que permiten garantizar la protección radiológica y establecer un sistema de control radiológico en una central nuclear de doble circuito, refrigerada por agua. La previsión de las condiciones radiológicas, de acuerdo con las informaciones que suministra el sistema de control, y la aplicación preventiva de las medidas previamente establecidas para normalizar esas condiciones y proteger el personal, permiten a la central respetar durante largo tiempo las normas previstas en cuanto a la actividad de los residuos y a la dosis de irradiación del personal operador. Entre las medidas previstas se incluye el funcionamiento de los filtros de purificación, la descontaminación, la reducción del tiempo de permanencia del personal en las zonas sometidas a la radiación, la utilización de medios de protección individuales, la desconexión de parte del equipo generador de energía. Los sistemas de protección radiológica comprenden las siguientes funciones: evaluación del estado del refrigerante, verificación de la estanqueidad de la instalación, control del cumplimiento de las normas para la evacuación de los residuos, evaluación de las condiciones radiológicas, control del cumplimiento de las normas referentes a la irradiación del personal. El estado del refrigerante se juzga mediante el registro de la radiación gamma del criptón-88, la estanqueidad del circuito primario en los generadores de vapor se controla por medio de la radiación beta del nitrógeno-16, medida directamente en el interior del circuito secundario, la estanqueidad de los cambiadores de calor auxiliares se controla mediante la radiación gamma del xenón-133, la estanqueidad de las bombas y vasijas mediante los emisores beta gaseosos. Las condiciones radiológicas se evalúan por mediciones a distancia de la radiación gamma y de los neutrones, el cumplimiento de las normas de irradiación se controla con dosímetros individuales y con sistemas automáticos de medición y registro, y también mediante teledosímetros personales y contadores de la radiactividad corporal. El control de la contaminación de las superficies del equipo, del cuerpo y de los vestidos se realiza mediante instrumentos fijos y portátiles, la composición isotópica de las muestras se determina mediante analizadores de amplitudes.

ВВЕДЕНИЕ

Системы радиационного контроля советских атомных энергетических установок включают в себя приборы, оборудование, приспособления и методики, предназначенные для сбора и обработки информации о радиацион-

ной обстановке на объекте и выдачи данных, необходимых для длительного поддержания атомной энергетической установки в проектных нормах активности отходов и доз облучения обслуживающего персонала.

Прогнозирование радиационной обстановки по информации системы радиационного контроля и своевременное применение заранее предусмотренных мер по ее нормализации и защите персонала позволяют увеличить вероятность безотказной работы энергетических установок, обеспечить полную безопасность эксплуатации и исключить возможность загрязнения внешней среды.

В данном докладе излагаются принципы построения и параметры аппаратуры радиационного контроля атомных энергетических установок с водяным теплоносителем, широко освоенных в энергетическом реакторостроении [1].

ПРИНЦИПЫ ПОСТРОЕНИЯ АППАРАТУРЫ

Аппаратура радиационного контроля вырабатывает информацию о радиационном состоянии теплоносителя, о появлении минимальных нарушений герметичности основного оборудования, обеспечивает регистрацию индивидуальных доз облучения. В тех случаях, когда аварийное распространение радиоактивных веществ оказалось полностью не предотвращенным [2], аппаратура обеспечивает непрерывную оценку радиационной обстановки в районе аварии, на основе которой определяются возможные величины доз облучения персонала, привлекаемого для работ по ликвидации последствий аварии.

Решение перечисленных задач обеспечено выбором достаточно простых и надежных методов регистрации, подбором реперных изотопов-индикаторов.

Состав аппаратуры

Функции контроля распределяются между комплектом радиометрических и дозиметрических приборов (индивидуальных, переносных, стационарных) и централизованной информационно-измерительной системой радиационного контроля (ЦИИСРК). Для обеспечения оперативного и эффективного контроля без непосредственного участия человека в сборе информации решение большинства задач контроля возложено на ЦИИСРК.

Состав и измерительные параметры предлагаемой аппаратуры, обеспечивающей реализацию всех функций радиационного контроля в период эксплуатации, ремонта и перезарядок энергетической установки, приведены в табл.I и на рис.1-5.

Оценка состояния теплоносителя

Герметичность оболочек топливных элементов во время работы реактора оценивается по интенсивности гамма-излучения ^{88}Kr. Сцинтилляционный спектрометрический блок детектирования установлен около трубы первого контура на выходе ее из очистной ионообменной установки. Выбранное место расположения блока детектирования позволяет устранить влияние продуктов коррозии, которые удаляются фильтром, а также короткоживущих изотопов – продуктов активации воды, которые успевают в значительной мере распасться за время движения воды до бло-

ТАБЛИЦА I. СОСТАВ И ОСНОВНЫЕ ФУНКЦИИ АППАРАТУРЫ

Функция	Задача	Место контроля	Вид излучения, реперный изотоп-индикатор	Тип прибора, специфика датчика централизованной системы
1. Оценка состояния теплоносителя	1.1. Состояние оболочек топливных элементов	Труба после очистной установки	$^{88}Kr + {}^{88}Rb$ γ	Спектрометрический с водяным охлаждением; коллимация излучения
	1.2. Дублирующий контроль состояния топливных элементов	Труба после очистной установки	γ	Детектор – счетчик Гейгера
	1.3. Герметичность оболочек при перегрузке	Пробы воды каждого канала	β	Переносное измерительное устройство
2. Оценка герметичности оборудования	2.1. Герметичность первого контура в каждом парогенераторе	Трубопроводы второго контура до паросборника	^{16}N β	Работоспособен в условиях температуры и давления среды второго контура
	2.2. Герметичность парогенераторов – всех вместе	На выходе из эжектора турбины	β	Герметичная камера с прокачкой воздуха. Детектор – счетчик Гейгера
	2.3. Герметичность вспомогательных теплообменников	Трубопроводы вспомогательных контуров	γ ^{133}Xe	Экранирован свинцом. Работа при давлении до 15 кГ/см^2
	2.4. Герметичность прочего оборудования	Вентиляционные трубопроводы рабочих помещений	β $^{88}Rb, {}^{138}Cs$	а) Камера (см.2.2.) б) Камера с двумя фильтрами
3. Проверка соблюдения норм выброса отходов	3.1. Выброс газов	Вентиляционный трубопровод	β	Камера (см.2.2.)
	3.2. Выброс аэрозолей	Вентиляционный трубопровод	β	Используется фильтрующая лента; сутки прокачка и сутки выдержка
	3.3. Слив воды	Труба слива воды	γ	Сцинтилляционный, спектрометрический; коллимация излучения

4. Оценка радиационной обстановки	4.1. Гамма-поля	Все помещения зоны строгого режима	γ	Детектор – счетчик Гейгера
	4.2. Нейтроны	Ряд помещений в зоне строгого режима	нейтр.	Сцинтилляционный счетчик
	4.3. Гамма- и нейтронные поля, поверхностные загрязнения	Все помещения	γ нейтр. β	Переносные приборы
	4.4. Загрязнение тела и одежды	Санпропускник	β	Стационарные приборы
	4.5. Анализ проб сыпучих и жидких сред	Радиометрическая лаборатория	α, β, γ	Стационарный прибор, амплитудный анализатор
5. Проверка соблюдения норм облучения	5.1. Хроническое облучение	Весь персонал	γ	Индивидуальный дозиметр
	5.2. Планируемое повышенное облучение	Одновременно 5 человек в нескольких помещениях	γ	Дозиметр-передатчик
	5.3. Активные вещества в организме	Весь обслуживающий персонал	γ	Сцинтилляционный, спектрометрический

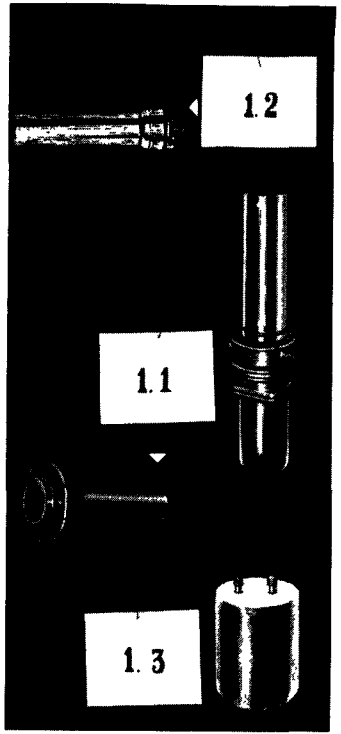


Рис.1. Датчики для оценки состояния теплоносителя (обозначения по табл.I).

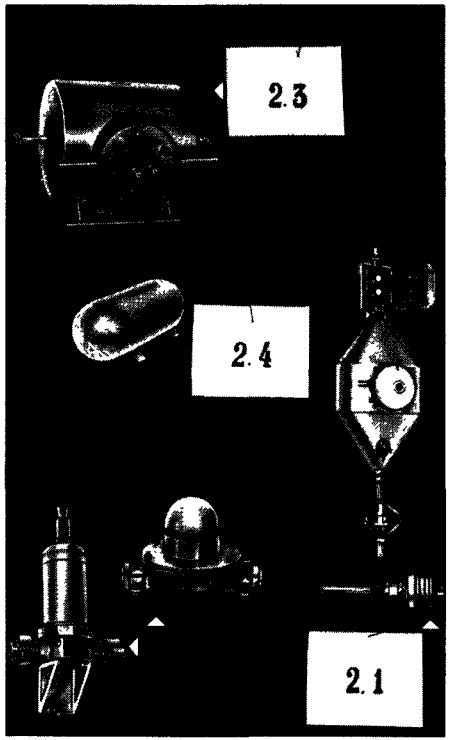


Рис.2. Датчики для оценки нарушения герметичности оборудования (обозначения по табл.I).

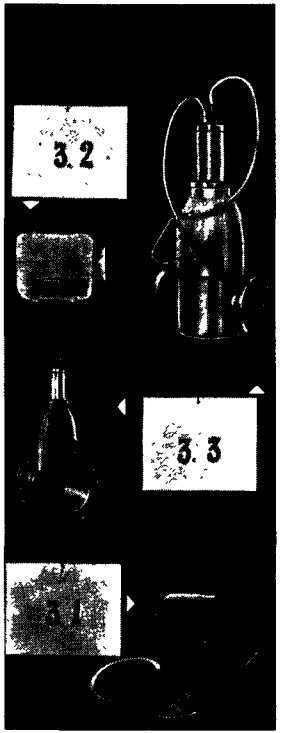


Рис.3. Датчики для контроля соблюдения норм выброса (обозначения по табл.I).

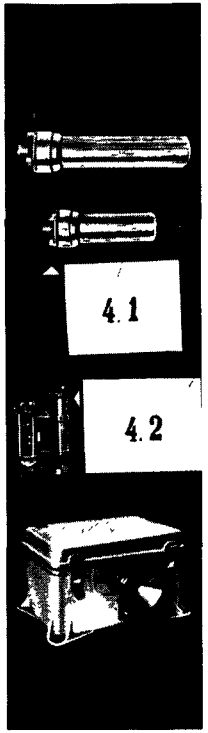


Рис.4. Датчики для оценки радиационной обстановки (обозначения по табл.I).

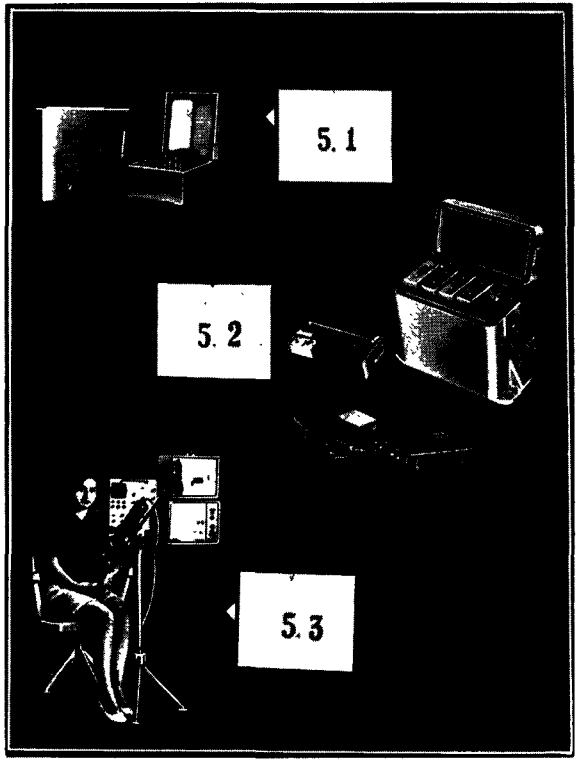


Рис.5. Датчики для контроля соблюдения норм облучения (обозначения по табл.I).

ка детектирования. Регистрация высокоэнергетического излучения ^{88}Kr позволяет устранить влияние излучения ^{41}Ar, обычно присутствующего в воде первого контура.

Помимо спектрометрического блока детектирования, для непрерывной регистрации активности воды первого контура используется счетчик Гейгера, который дублирует показания спектрометрического блока при больших активностях. Его показания пропорциональны общей гамма-активности воды.

Оценка герметичности оболочек топливных элементов при перегрузке реактора производится по активности газов, выделяемых из воды, отбираемой из каждого канала при расхоложенном реакторе. Измерение активности газов производится с помощью специального измерительного устройства, в которое входит камера для сбора и измерения активности газов ^{85}Kr, ^{133}Xe.

Оценка герметичности оборудования

Контроль герметичности парогенераторов осуществляется регистрацией появления радиоактивных газов в системе второго контура. Выбор в качестве индикатора изотопа ^{16}N обеспечивает контроль каждого парогенератора независимо от количества радиоактивных примесей в теплоносителе. Блок детектирования представляет собой цилиндрическую гильзу с высокотемпературным детектором излучения (счетчиком Гейгера), размещенную непосредственно в трубе второго контура. Возможность регистрации бета-излучения изотопа ^{16}N обусловлена выбором минимального диаметра гильзы, что позволило уменьшить толщину ее стенок при заданном внешнем давлении среды второго контура. Регистрация бета-излучения обеспечивает обнаружение протечки порядка 1 кг/час.

Проникновение воды первого контура во вспомогательные системы охлаждения маловероятны, а возможная скорость развития протечки невелика. Поэтому в данном случае контроль ведется обобщенно для всех теплообменников. В качестве индикатора выбран изотоп ^{133}Xe, что обусловлено возможностью его накопления при малых протечках.

Утечки перегретой воды в атмосферу помещений обнаруживаются по появлению радиоактивных веществ в воздухе, отбираемом из трубопроводов вытяжной вентиляции. Это обеспечивает хорошую представительность проб по объему помещений. Датчики системы контроля устанавливаются в помещениях с малым фоном, что позволяет обнаружить протечки воды $10 \div 20$ кг/час. Для уточнения места течи в помещении предусматривается возможность ручного поиска места течи с помощью гибких шлангов, подсоединенных общим трубопроводом к датчику контроля активности газа.

Проверка соблюдения норм выброса отходов

Расход воздуха в системе вытяжной вентиляции практически постоянен. В связи с этим непрерывное суммирование информации с блока детектирования газовой активности обеспечивает выдачу показаний непосредственно в единицах Ки/сут.

Аэрозольные выбросы контролируются блоком детектирования, в котором дисперсная фаза аэрозолей осаждается на фильтрующую ленту, удерживающую также йод в паровой фазе.

Контроль активности сливаемых вод производится с помощью регистрации гамма-излучения от соответствующего трубопровода. Расчеты

показывают, что для реальных измерений изотопного состава определение концентрации в Ки/л производится с приемлемой точностью. Для уменьшения загрязнения участка сливной трубы в месте установки датчика внутренняя поверхность трубы покрыта специальной синтетической пленкой, которая в случае необходимости может быть легко дезактивирована.

Оценка радиационной обстановки

Практически во всех случаях основной вклад в облучение персонала дает гамма-излучение. В централизованной системе используется достаточное количество датчиков гамма-излучения дистанционного контроля, расположенных во всех помещениях зоны строгого режима. Высокая временная стабильность датчиков позволяет обнаруживать минимальные изменения гамма-полей. Для измерения и анализа жидких, сыпучих и твердых проб в составе комплекса аппаратуры предусмотрен спектрометрический сцинтилляционный датчик и анализатор амплитуд импульсов.

Проверка соблюдения норм облучения

При выборе и разработке аппаратуры для проверки соблюдения норм внешнего облучения стремились исключить субъективные ошибки при обработке показаний индивидуальных дозиметров, обеспечить полноту и удобство контроля в сложной радиационной обстановке, а также учесть психологические факторы. Представляется, что в условиях повышенного облучения человек будет работать наиболее спокойно при сознании, что за его радиационной безопасностью следит квалифицированный специалист, который при необходимости может оперативно дать команду и совет по имеющемуся каналу связи. Индивидуальные средства контроля, способствующие безопасности, не должны отвлекать внимание персонала во время работы. Исходя из этих соображений, проверка соблюдения норм внешнего хронического облучения производится индивидуальными дозиметрами с устройствами автоматического измерения и записи показаний, а для контроля планируемого повышенного облучения в случае необходимости используются индивидуальные дозиметры, связанные по радио с центральным пультом [3].

В систему включена также аппаратура для "прижизненного" определения радионуклидов в теле человека. В ней используется счетчик (упрощенной конструкции) излучения человека, в котором тело контролируемого лица служит экраном от внешнего фона. Счетчик обеспечивает регистрацию 0,1 ÷ 0,5 предельно допустимого содержания кобальта, цезия и йода в организме.

ЦЕНТРАЛИЗОВАННАЯ ИНФОРМАЦИОННО-ИЗМЕРИТЕЛЬНАЯ СИСТЕМА

Обработка информации

Централизованный сбор и автоматизированная обработка основной информации требует вывода ее в удобной для оператора форме: в виде сигнала о факте превышения установленного уровня излучения с указанием места этого события, в виде записи контролируемых параметров или путем непрерывной индикации.

Поток информации, вырабатываемой блоками детектирования ЦИИСРК, поступает по линиям связи на устройства обработки и вывода информации (рис.6). Операции обработки информации включают в себя: анализ амплитуд импульсов, умножение на постоянный коэффициент (для учета разброса эффективности детекторов, настройки компенсационных каналов и т.п.), усредняющее преобразование (для получения электрического сигнала, пропорционального средней частоте следования импульсов), алгебраические операции и интегрирование, в соответствии с принятыми методами контроля, и выдачу сигналов превышения заданных уровней. В большинстве случаев операции усредняющего преобразования и алгебраические операции выполняются одновременно с помощью функциональных усредняющих устройств.

Схемные решения

Устройства обработки и вывода информации характеризуются использованием как аналоговых, так и цифровых способов построения схем.

Для каждой точки контроля централизованной системы предусмотрен автономный аналоговый измеритель скорости счета, вырабатывающий напряжение (пропорциональное скорости счета, разности или отношению скоростей счета), а также выдающий сигнал превышения.

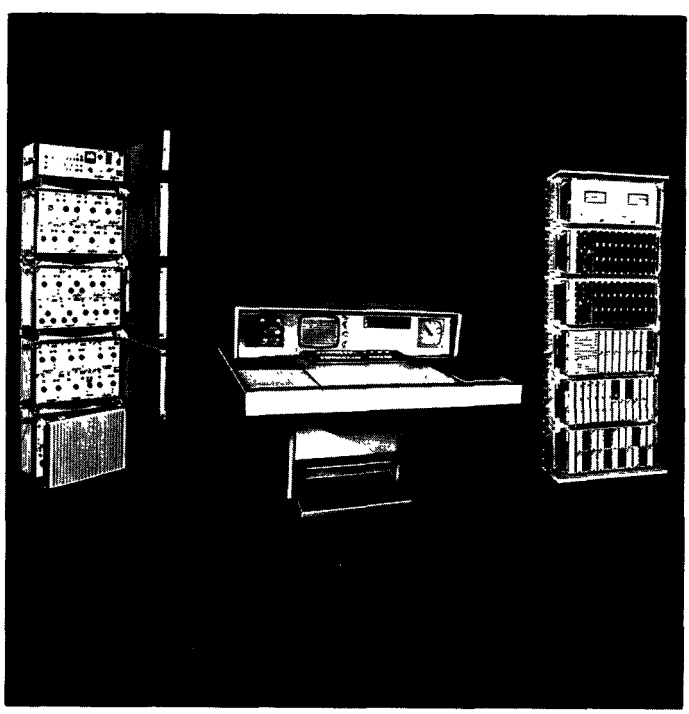


Рис.6. Устройства обработки и вывода информации централизованной информационно-измерительной системы.

Для получения повышенной точности контроля (задачи 2.1, 2.3 – табл.I) предусмотрен многоканальный реверсивный делитель частоты, в котором запрещен переход между крайними состояниями. Импульсы на каждый канал поступают по основному и фоновому входам через статистические пересчетные схемы. При отсутствии эффекта возможно только частичное заполнение одного реверсивного канала за счет статистических флуктуаций. При появлении эффекта канал заполняется полностью, что и служит сигналом появления эффекта.

Для решения задач 3.1 и 3.3 (табл.I) используется многоканальная реверсивная пересчетная схема, обеспечивающая понижение частоты и вычитание фона. Информация выводится с помощью электромеханических счетчиков.

Многоканальный сумматор обеспечивает выдачу сигналов в момент набора заданного числа импульсов по каждому каналу системы контроля планируемого облучения (задача 5.2 – табл.I). Время появления сигналов фиксируется на ленте цифропечатающего устройства. Таким образом, при телеметрическом контроле индивидуальных доз облучения оператор может запланировать допустимую дозовую нагрузку каждому из контролируемых лиц. Устройство выдает сигнал о ее получении, а на ленте цифропечатающего устройства сохраняются данные о распределении дозы во времени.

Запоминающее устройство хранит информацию о результатах отдельных измерений показаний индивидуальных дозиметров (задача 5.1). В любой момент информация об индивидуальной дозе может быть выведена на ленту цифропечатающего устройства и на цифровой индикатор. Для привязки данных цифропечати к текущему времени предусмотрен программно-временной блок. Информация от измерения показаний дозиметров поступает в виде пачек импульсов, число которых в пачке пропорционально накопленной дозе. Выбор необходимого канала записи производится автоматически с помощью кодирующих насадок на дозиметрах.

Управление автоматическими и дистанционными устройствами индивидуальной дозиметрии осуществляется оператором с помощью органов управления, расположенных на центральном пульте. В системе предусмотрен блок контроля, автоматически выдающий сигналы о неисправности любого из блоков детектирования. Индикатором неисправности служит отсутствие фоновых импульсов. Предусмотрена также возможность дистанционной проверки чувствительности большинства блоков детектирования с помощью специальных радиоактивных источников по сигналам с центрального пульта.

Вывод информации

Информация о радиационной обстановке и контролируемых параметрах выдается оператору с помощью мнемосхемы, электроннолучевого индикатора, цифрового измерителя, а также фиксируется на ленте самописцев и цифропечатающего устройства. В случае превышения заранее установленного уровня излучения в любой из контролируемых точек и при нарушении работы блоков комплекса на мнемосхеме загорается соответствующий сигнал.

При необходимости более детального анализа уровня излучения к измерителю скорости счета соответствующего канала может быть подключен цифровой измеритель. При этом, кроме численного значения, указывается размерность измеряемой величины.

На центральном пульте расположен электроннолучевой индикатор, на котором величина контролируемого параметра изображается вертикальной линией соответствующей длины. Применение такого индикатора обеспечивает компактный вывод информации с измерителей скоростей счета в удобной для оператора форме. Развертка луча по вертикали и горизонтали осуществляется синхронно с работой коммутатора, опрашивающего измерители скоростей счета [4].

Особенности конструктивного выполнения

Приборы, блоки и пульты набираются из определенного количества унифицированных узлов, выполненных на основе изделий микроэлектроники. В аппаратуре используются гиперболоидные плоские разъемы, клавишные переключатели улучшенной конструкции, герметичные магнитоуправляемые контакты. Применены фотоэлектронные умножители с повышенной долговечностью.

Центральный пульт управления и вывода информации выполнен с учетом требований инженерной психологии. Применена цветная кодировка информации с использованием электролюминесцентных устройств.

Каждое конструктивное законченное устройство ЦИИСРК состоит, как правило, из четырех составных частей: монтажного комплекта, предназначенного для подключения кабеля, корпуса прибора с внутриприборным монтажом, блоков и функциональных узлов на разъемных соединениях [5].

ЛИТЕРАТУРА

[1] ПЕТРОСЬЯНЦ, А.М., Атомная энергия 30 3 (1971) 243.
[2] ПАИПЕР, Х.В., "US Reactor Containment Technology", ORNL-NSIC-5, v.1, 3.1-3.43.
[3] ЖЕРНОВ, В.С. и др., Атомная энергия 19 2 (1965) 57.
[4] ЖЕРНОВ, В.С. и др., Атомная энергия 20 1 (1966) 82.
[5] ГОРН, Л.С. и др., "Элементы схем ядерного приборостроения", М., Госатомиздат, 1970.

RADIATION PROTECTION EXPERIENCE IN ITALIAN NUCLEAR POWER PLANTS

M. COMETTO, G. TOCCAFONDI
Ente Nazionale per l'Energia Elettrica (ENEL), Rome

O. ILARI, S. TAGLIATI
Comitato Nazionale per l'Energia Nucleare (CNEN), Rome, Italy

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

RADIATION PROTECTION EXPERIENCE IN ITALIAN NUCLEAR POWER PLANTS.

A summary is provided of the provisions of the Italian legislation for protection of workers and population against the hazards of ionizing radiation, with special reference to nuclear plants. The breadth of the experience acquired in Italy with radiation protection problems in nuclear plants is presented and discussed in relation to the operating experience accrued over nearly ten years of operation of the three ENEL power plants. The methods and main criteria adopted at the Garigliano, Latina and Trino Vercellese plants for radiation protection under normal operating conditions and during major maintenance jobs are described, with emphasis on the milestones in the evolution of operational health physics and protection procedures, and the present criteria for dosimetric checks on personnel and working areas are discussed in relation to the latest ICRP recommendations. Also discussed is the evolution of the radiation protection criteria concerning radioactive waste disposal and control of environmental contamination. The positive results of the precautionary provisions adopted are examined in terms of individual and collective doses of environmental pollution.

EXPERIENCE ACQUISE DANS LES CENTRALES NUCLEAIRES ITALIENNES EN MATIERE DE RADIOPROTECTION.

Les auteurs résument les dispositions législatives italiennes en matière de radioprotection des travailleurs et de la population, plus particulièrement en ce qui concerne les centrales nucléaires. Ils présentent et analysent l'expérience acquise en Italie en matière de radioprotection dans les centrales nucléaires en fonction de l'expérience d'exploitation accumulée pendant presque une décennie dans les trois centrales nucléaires de l'ENEL. Ils décrivent les méthodes et les critères principaux de radioprotection adoptés dans les centrales de Garigliano, de Latina et de Trino Vercellese dans des conditions normales d'exploitation et au cours d'importants travaux de manutention. Les étapes les plus significatives de l'évolution de la radioprotection et des méthodes de sécurité sont mises en évidence et les critères actuels de surveillance dosimétrique des travailleurs et des milieux de travail sont examinés compte tenu des récentes recommandations de la CIPR. L'évolution des critères de radioprotection en ce qui concerne l'évacuation des déchets radioactifs et le contrôle de la contamination de l'environnement est également examinée. Les auteurs analysent enfin les résultats positifs des mesures de protection adoptées, en considérant les doses individuelles et collectives dues à la pollution de l'environnement.

ОПЫТ ЗАЩИТЫ ОТ ИЗЛУЧЕНИЯ НА АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЯХ ИТАЛИИ.

Кратко изложены основные положения итальянского законодательства по вопросам санитарной защиты сотрудников атомных электростанций и населения от опасностей ионизирующих излучений. Представлен для обсуждения опыт Италии по вопросам защиты от излучений на атомных электростанциях в связи с опытом эксплуатации, накопленным в течение почти 10 лет на трех итальянских атомных электростанциях. Описаны методы и основные критерии защиты от излучения, принятые на электростанциях Гарильянской, Латинской и в Трино Верчеллезе, при нормальных условиях эксплуатации и во время операций по техническому обслуживанию. Подчеркнуты наиболее показательные этапы развития дозиметрической службы и методы защиты от излучений, а также подвергнуты обсуждению современные критерии дозиметрического контроля персонала и производственных помещений в связи с последними рекомендациями Международной комиссии радиологической защиты. Описаны также критерии защиты от излучений при удалении радиоактивных отходов и контроля за загрязнениями окружающей среды. Рассмотрены положительные результаты принятых мер защиты от излучения с точки зрения индивидуальных и коллективных доз загрязнения окружающей среды.

EXPERIENCIA DE LAS CENTRALES NUCLEARES ITALIANAS EN MATERIA DE PROTECCION RADIOLOGICA.

La memoria contiene, con referencia especial a las centrales nucleares, un resumen de las disposiciones de la legislación italiana con respecto a la protección de los trabajadores y de la población contra los riesgos de la radiación ionizante. Se presenta y discute la amplitud de la experiencia adquirida en Italia sobre problemas de protección radiológica en centrales nucleares, en relación con la experiencia acumulada durante casi diez años de explotación de las tres centrales nucleares de ENEL. Se describen los métodos y criterios principales adoptados en las centrales de Garigliano, Latina y Trino Vercellese, tanto durante la explotación normal como durante la realización de operaciones importantes de mantenimiento; se ponen de relieve los hitos en la evolución de la protección radiológica operativa y de las normas de protección y se comentan, en función de las últimas recomendaciones de la ICRP, los criterios que se siguen para el control dosimétrico del personal y de las zonas de trabajo. También se discute la evolución de los criterios de protección radiológica relativos a la evacuación de desechos radiactivos y al control de la contaminación ambiente. Los resultados positivos de las medidas de precaución adoptadas se examinan a la luz de las dosis individuales y de las dosis colectivas resultantes de la contaminación del ambiente.

1. INTRODUCTION

The experience gained in Italy in the field of radiation protection both of nuclear power plant workers and the population in the surroundings of such plants now amounts to the equivalent of 21 reactor-years. During this period there were ample opportunities to cope with a wide spectrum of different situations, including a major overhaul, inspections and repairs.

The operating history of the three nuclear power stations is summarized in Figs 1a to 1c. A more detailed description of the principal events related to these plants is presented in Ref. [1].

The health physics records allow one to state that the nuclear power plants in Italy were operated without any undue risk to either the station personnel or to the surrounding population [2-8].

2. REGULATORY AND LEGAL ASPECTS OF RADIOLOGICAL PROTECTION IN ITALY

Nuclear legislation in Italy has been developing over the last twelve years. Its aim is to ensure adequate safety standards within acceptable limits in relation to the benefits deriving from the nuclear industry. The regulations and the regulatory agencies have gradually been built up with the advances in knowledge of radiological hazards and their control, and of techniques leading to effective action in containing any hazard.

A first set of provisions was introduced with the law which instituted the National Committee for Nuclear Energy (CNEN; 11 August 1960). This agency was entrusted with the task of exercising technical control and surveillance over the construction, testing and operation of nuclear plants.

Subsequently, the Nuclear Law was issued (31 December 1962), which basically coordinated all nuclear activities. In fact, it instituted a regime of authorizations, assigned the administrative responsibilities to public administration and the technical responsibilities to CNEN, and provided for the formation of a legislative delegation for the preparation of a Presidential Decree (published as DPR, 13 February, 1964, No. 185) on

the safety of nuclear plants and protection of the health of workers and population from the hazards of ionizing radiations deriving from the peaceful uses of nuclear energy.

This Decree contains the regulations for the application of the nuclear law.

A substantial part of the Decree is devoted to the procedures for governing the construction and operation of nuclear plants. It sets out a series of specific norms to be observed before authorizations can be issued to construct or test the plants, or before an operating licence is issued. The importance of these norms becomes evident when one considers that the most effective means of guaranteeing the safety of the population against any risk associated with nuclear installations is to adopt an efficient and rigorous procedure of authorization. This is accompanied by the regulations relating to inspections and the constitution of the CNEN corps of inspectors, whose task it is to enforce the surveillance. A chapter of the Decree, containing the provisions for protection of the population, establishes the assignments and tasks of the Health Authorities, and deals with the problems of radioactive waste disposal and control of environmental contamination. In addition to providing for normal plant operating conditions, the Decree also contains a set of rules for emergencies, prescribing the preparation of emergency schemes, and establishing the assignments and tasks of licencees and public authorities in case of nuclear accidents.

As to the problem of risks deriving from nuclear plants, the widest jurisdiction has been allotted to the Ministry of Industry and to its technical body, the CNEN. The task of enforcing the laws is, to a great extent, entrusted to the CNEN, through its offices of nuclear safety and health protection.

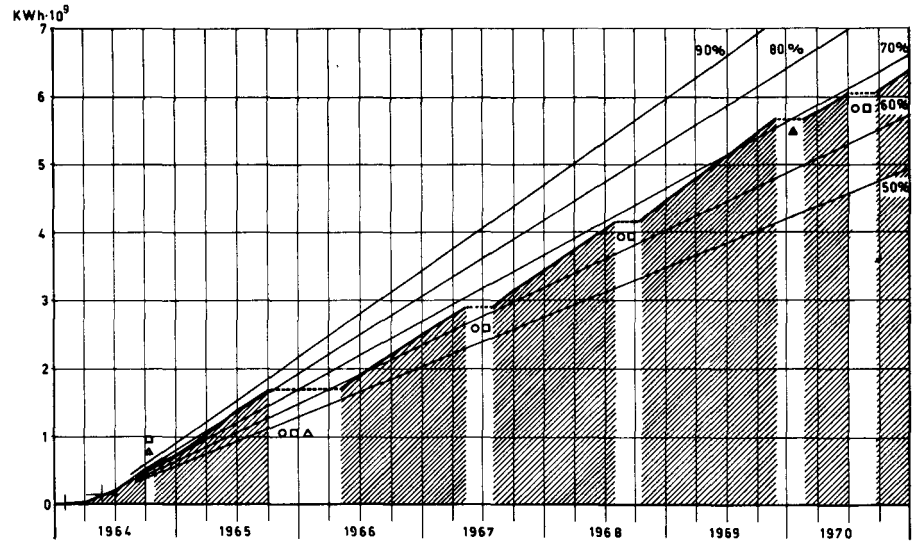
3. PERSONNEL PROTECTION

3.1. General protection criteria

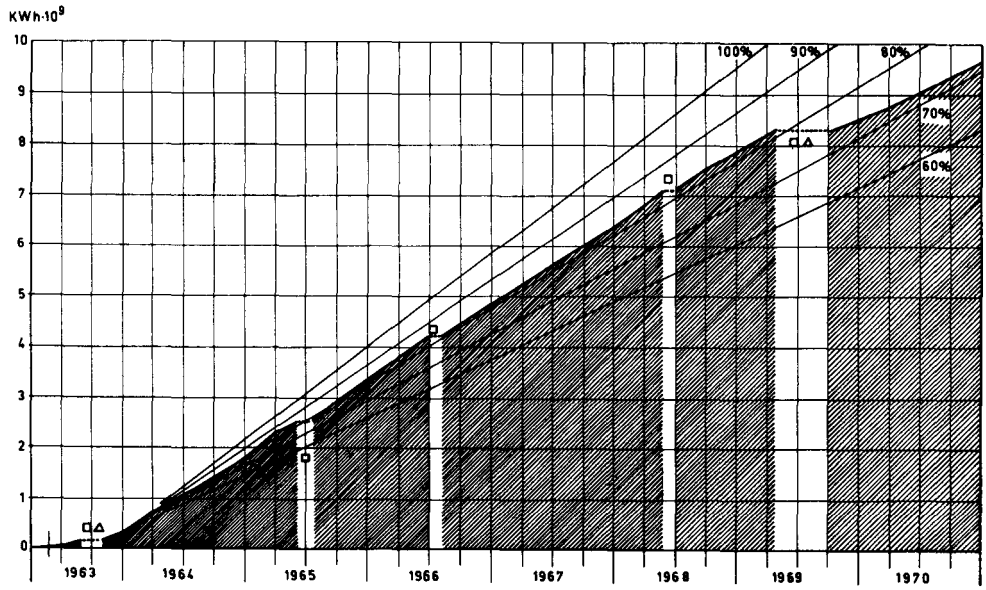
The criteria for radiological protection of the personnel at the three stations have been standardized as far as is compatible with the different characteristics of the three reactors. The setting-up of the criteria was begun from the very beginning of the station design stages, mainly by locating potential hazardous areas, and providing adequate safeguards and monitoring systems. Prior to operation, strict regulations were established by the Health Physics Section to minimize personnel exposure in every working area. In addition, during initial operation, a close check was kept to verify the effectiveness of the radiation shielding and the efficiency of the monitoring systems; at the same time, the personnel went through an extensive training program on radiation protection.

3.2. Design stage

All possible provisions were incorporated in the design to minimize personnel exposure during both normal and emergency operation. The shielding characteristics and the segregation of the different areas were based on an assessment of the foreseeable time-of-occupancy factors in the various areas of the stations. Likewise, the overall layout was arranged


KWh·10⁹
90%
80%
70%
60%
50%
1964
1965
1966
1967
1968
1969
1970

(a)


KWh·10⁹
100%
90%
80%
70%
60%
1963
1964
1965
1966
1967
1968
1969
1970

(b)

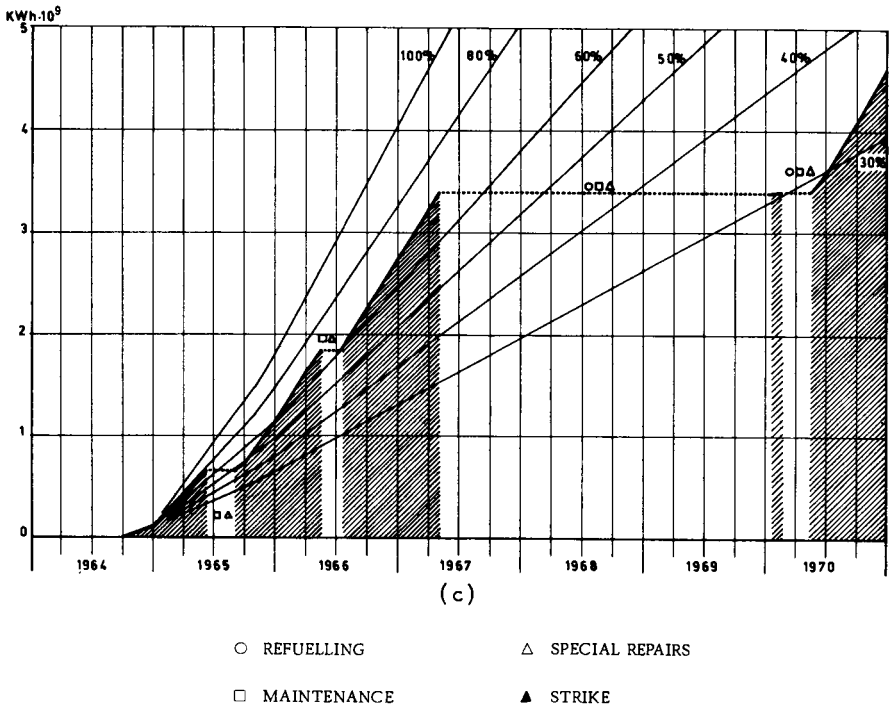


FIG. 1. Italian nuclear power station energy production curves from initial start-up: (a) Garigliano; (b) Latina; (c) Trino Vercellese.

so as to entail the least possible exposure. Special remote-handling systems have been provided for work on highly radioactive components. For instance, at Latina the refuelling operations are carried out on load by means of a shielded, remote-controlled charge/discharge machine, which greatly simplifies the problem of personnel protection.

Great care has also been taken to limit the possibility of intake of contamination: the ventilation systems were designed to guarantee the required air flow and, to prevent spreading of airborne contamination, they draw air from the clean areas and discharge to the 'hot' areas.

Means have been provided to detect leaks of radioactive fluid from the primary system or from other station components.

3.3. Operation

The prime responsibility of the Health Physics Section during initial operation is to check the adequacy of the protective features provided for

in the design. Based on operating experience, the following comments appear justified:

(a) Shielding has generally been found adequate, except for minor modifications.
(b) In some areas, the ventilation systems were inadequate and had to be modified.
(c) At the Garigliano station, the access to the controlled area was found to be too small and poorly routed. Only compromise solutions could be adopted, because of the lack of space, to improve the situation. A similar situation existed for the medical services at the Trino Vercellese station, where it became necessary to provide a new building containing, in addition, facilities for decontamination of personnel and for whole-body counting.
(d) Some of the components at Garigliano, such as the regenerated resin tanks, condensate demineralizer, clean-up system pump and filter, are not arranged in the best way from the radiation protection standpoint, and nothing can be done to change their layout. Therefore, strict administrative procedures had to be devised, which somewhat complicate operations.

The operating procedures and criteria for the three stations have undergone amendments as a result of the accrued experience, of the evolution of the protection principles and criteria, and of the advisability of standardizing the procedures at the three stations (which had originally been built by different companies that had been following different philosophies before being merged into ENEL).

The protection criteria adopted are in line with the present generally accepted practice. It is, however, worthwhile to mention the extensive use of the whole-body counter.

In fact, no control of internal exposure is normally made by means of bio-assay techniques, considering the negligible amount of alpha and beta-emitters present in the working areas; bio-assays are only performed in exceptional cases. The normal control is through whole-body gamma spectrometry. Owing to the simplicity of the whole-body counting method, the checks are carried out routinely every 3 to 4 months (or more frequently, if necessary), making good use of the costly whole-body counter.

3.4. Maintenance problems

In the operation of a nuclear installation, the maintenance work may be looked upon as a test of the effectiveness of the protective systems and the suitability of the safety devices.

In all ENEL nuclear stations, the general principle followed in carrying out inspections and maintenance was to plan as carefully as possible and to remotely control all operations in order to minimize the doses received by the personnel.

On the operational aspects of health physics, particular care was given to training the personnel in the specific operations, optimizing the ways of access to the working areas, installing sub-change rooms, calculating the permitted time for individual operations in radiation and/or contami-

nation areas, and strictly controlling the rate of exposure of the individuals. Besides, all efforts were made to decontaminate the working areas frequently, the aim being to maintain the contamination levels continuously below the highest acceptable values.

The application of these criteria permitted the total dose to personnel to be kept to sufficiently low values, even during the most complicated operations, and ensured that the maximum permissible doses were not exceeded.

Particularly valuable experience was gained in the thirty-six months (1967-1970) of repair work inside the Trino Vercellese reactor. A series of safety procedures suited to the particular hazard conditions were set up and in certain cases highly specialized equipment or techniques were used.

The efforts of the Health Physics Section were particularly vital when internal reactor structures, consisting of many tons of steel, had to be handled. Since the average fuel exposure was about 11 500 MWd/t(U), these structures had specific activities of the order of curies per kilogram of steel, i.e. a source of thousands of curies.

The work involved inspections, demolition of the thermal shield, and repairs, and was carried out in the reactor cavity. The 31 000 kg structures, with a specific activity up to 3 Ci/kg, were handled under water by means of specially designed tools. This allowed the personnel to perform most of the work in radiation fields not higher than a few multiroentgens per hour.

On other occasions, however, it was necessary to work with very high radiation levels, for instance when removing from the vessel bottom the metal debris that had dropped from the reactor internals. This operation was carried out by 'frog-men' equipped with special tools. Before every dive into the vessel, a map of gamma radiation levels was traced based on measurements taken with waterproof probes; the itineraries of minimum exposure were then determined.

In general, care was taken to comply with the following criteria. In parallel with the detailed planning of all maintenance work, the action plan of the Health Physics Section was also studied and continuously revised on the basis of the radiation and contamination measurements taken both on the components and in the working area. All under water operations on the reactor internal structures, were first investigated and simulated on full-scale mock-ups, obtaining adequate personnel training and the necessary assessments of the expected absorbed doses and resulting safety procedures.

Due to the precautions and safety criteria adopted, the total personnel exposure during this maintenance period was kept sufficiently low, though somewhat higher than during normal operation. The average individual dose during all this period was about 1700 mrem as against about 500 mrem received as an average during the equivalent period of normal operation before the shut-down.

Table I indicates the doses of external radiation received by the personnel of the various operating groups in the twelve quarterly periods during which the maintenance work was performed. It is clear that the doses in no case exceeded the quarterly permissible value. The exposures, however, show marked fluctuations from quarter to quarter, depending on the kind of work performed; for instance, the highest doses, from the 8th to the 11th quarter, are related to the cleaning of the steam generator tubes and to the demolition of the thermal shield.

It is also of interest that the peak doses were received by maintenance people, whereas the highest average doses were accumulated by health

TABLE I. TRINO POWER STATION: QUARTERLY DOSES TO RADIATION WORKERS OF DIFFERENT OPERATIONAL UNITS DURING THE PERIOD 1967 TO 1970, INCLUDING THE MAJOR REPAIRS OF 1968-1969.

Quarter	Operational Unit	Number of Workers	Average dose (mrem)	Max. dose (mrem)
1. 5.67	H. P.	8	309	685
to	M	56	220	950
30. 7.67	O	56	110	655
31. 7.67	H. P.	8	258	500
to	M	56	224	815
29.10.67	O	56	68	595
30.10.67	H. P	8	246	435
to	M	56	141	500
28. 1.68	O	56	40	300
29. 1.68	H. P.	8	193	360
to	M	56	111	520
28. 4.68	O	56	45	160
29. 4.68	H. P.	8	81	265
to	M	56	57	330
28. 7.68	O	56	22	105
29. 7.68	H. P.	8	120	400
to	M	56	40	265
27.10.68	O	56	18	80
28.10.68	H. P.	8	111	330
to	M	56	104	1385
26. 1.69	O	56	20	225
27. 1.69	H. P.	8	374	1090
to	M	56	173	1745
27. 4.69	O	56	142	1480
28. 4.69	H. P.	8	257	665
to	M	56	141	1315
27. 7.69	O	56	125	1220
28. 7.69	H. P.	8	970	1755
to	M	56	355	1960
26.10.69	O	56	206	1760
27.10.69	H. P.	8	799	1630
to	M	55	487	1510
25. 1.70	O	55	94	530
26. 1.70	H. P.	8	390	770
to	M	54	181	980
26. 4.70	O	55	48	240

H. P. = Health Physics; M = Maintenance; O = Operation

physics staff; as a matter of fact, the average integrated dose for the whole period (36 months) was 4108 mrem for health physics staff, 2234 mrem for maintenance staff and 938 mrem for operations staff. This fact is due to the smaller number of health physics staff as compared to the maintenance personnel; this led to an increase in the total time on the job for individuals in the Health Physics Section.

The air and water contamination, sometimes at remarkably high levels, was substantially due to particulate activation products, which made control and protection easier. However, none of the periodic checks on the personnel showed any appreciable internal contamination.

The positive experience acquired in such circumstances showed that it is possible to carry out complicated maintenance and repair work in a nuclear power plant while keeping the radiological hazards for the personnel within acceptable limits. This is, of course, accompanied inevitably by an increase in working time and cost.

4. ENVIRONMENTAL PROTECTION

4.1. Waste management

The radioactive liquid waste produced at the three stations consist of the resin regenerating solutions, the drains from various plant systems and the effluents of the decontamination facilities.

It is worth mentioning that the Latina fuel-pond water treatment system proved impracticable in operation because the NaOH used for water conditioning rapidly saturated the resins. The frequent resin regenerations and replacements thus required produced large amounts of liquid and solid wastes, with consequent treatment and storage problems. A new method has now been tried out, based on the use of "tufo", a volcanic rock that is quite abundant in the Latina area. This material has been found to display a selective absorbing capacity in respect of caesium, which is the main radionuclide in the Latina effluents. With this method, huge quantities of water can be treated very quickly and discharged into the tailrace.

Table II gives the total activities discharged from the three stations as of the end of 1970, and Table III shows the typical compositions of the liquid wastes.

Table IV gives the activities of gaseous effluents discharged to the atmosphere up to the end of 1970. Table V gives the typical composition of the off-gas ahead of the hold-up line at Garigliano.

Solid wastes have so far been stored locally. Table VI provides information on the disposal of solid wastes up to the end of 1970.

Storage of solid wastes does not present short-term problems; the current practice consists of storing the waste at the sites; the activities and volumes involved are relatively small. In the long term, it will obviously be necessary to find a solution on a national scale and avoid numerous deposits of radioactive material scattered over the whole country. In this manner it will be possible to exert a more accurate and safer control on these wastes. With this aim in mind, CNEN has undertaken a search for a suitable site for solid-waste disposal.

At the moment, public opinion does not appear to be prepared to accept the idea of an ultimate waste disposal facility, without receiving the

TABLE II. TOTAL ACTIVITY (IN CURIES) OF LIQUID WASTES DISCHARGED FROM THE ITALIAN NUCLEAR STATIONS

Year	Garigliano		Latina		Trino Vercellese	
	tritium	others	tritium	others	tritium	others
1964	-	-	-	0.015	-	-
1965	8	2.3	-	2.2	400	0.50
1966	7	2.8	-	5.1	1000	2.68
1967	8	3.4	-	14.2	600	8.97
1968	8	4.8	398	72.0	-	5.51
1969	7	9.0	25.2	29.6	-	3.09
1970	5	11.9	16.7	10.2	135	2.96

TABLE III. TYPICAL COMPOSITION OF WATER SAMPLES TAKEN FROM THE TAIL RACES OF THE ITALIAN NUCLEAR STATIONS

Garigliano		Latina		Trino Vercellese	
Isotope	(μ Ci/cm^3)	Isotope	(μCi/cm^3)	Isotope	(μCi/cm^3)
Co-58	7.3×10^{-9}	H-3 (T)	8.0×10^{-8}	H-3 (T)	7.3×10^{-6}
Co-60	1.3×10^{-8}	P-32	3.6×10^{-10}	Sr-90	1.0×10^{-11}
Sr-89	2.8×10^{-9}	S-35	1.6×10^{-8}	I-131	3.2×10^{-9}
Sr-90	3.9×10^{-11}	Ca-45	4.0×10^{-12}	Cs-137	6.0×10^{-8}
I-131	2.6×10^{-10}	Cr-51	8.0×10^{-9}	other gamma emitters	1.4×10^{-7}
Cs-134	2.5×10^{-10}	Zn-65	2.0×10^{-11}		
Cs-137	7.8×10^{-10}	Sr-89	4.0×10^{-12}		
Ba-140	2.8×10^{-9}	Sr-90	1.6×10^{-11}		
La-140	2.8×10^{-9}	Cs-134	4.0×10^{-10}		
		Cs-137	8.1×10^{-10}		

TABLE IV. TOTAL ACTIVITY (IN CURIES) OF GASEOUS EFFLUENTS DISCHARGED FROM ITALIAN NUCLEAR STATIONS

Year	Garigliano	Latina	Trino Vercellese
1964	--	2500	--
1965	5200	2500	19.4
1966	10300	2500	89.7
1967	29200	2500	59.1
1968	82000	2500	--
1969	140000	1500	--
1970	275000	2500	19.2

TABLE V. TWO TYPICAL COMPOSITIONS OF GASEOUS WASTES FROM THE OFF-GAS AT THE GARIGLIANO STATION (BEFORE HOLD-UP LINE)

Isotope	30/11/68 Discharge rate (μ Ci/sec)	19/10/69 Discharge rate (μ Ci/sec)
Kr-85 m	202	202
Kr-87	210	531
Kr-88	300	618
Xe-133	493	245
Xe-135	652	842
Xe-138	2265	13 856

TABLE VI. TOTAL VOLUMES AND ACTIVITIES OF SOLID WASTES DEPOSITED AT THE THREE SITES AS OF DECEMBER 1970

GARIGLIANO			LATINA		TRINO VERCELLESE		
Volume	Activity		Volume	Total activity	Volume	Activity	
	Activation products	Fission products				Reactor internals	Others
(m^3)	(Ci)	(Ci)	(m^3)	(Ci)	(m^3)	(Ci)	(Ci)
970	23360	990	110	388	100	10^5	124

compensating benefits usually associated with the establishment of industrial and/or research activities at a given site. The opposition is primarily psychological and can be dispelled only gradually, as the general public becomes more familiar with the various aspects of nuclear technology.

4.2. Discharge philosophy

The protection of the population against radioactive pollution of the environment that could result from uncontrolled discharge of effluents from nuclear installations is ensured by a rigid system of limits and controls on the radioactive discharges. These are set up by the regulating authorities.

The problem of evaluating the discharge limits is often extremely complex. The still commonly used approach, that is to set as the only limitations the maximum permissible concentrations (MPCs) in air and drinking water, should be considered in many cases extremely superficial. Not only drinking water and air are involved in transferring radioactivity, nor are they the only source of exposure of man. In other words, a limitation on the concentration of radioactivity in the environment, or even at the point of discharge, does not guarantee the effectiveness of radioactive waste disposal from the standpoint of public health.

What we must know is the fate of the radioisotopes once they are dispersed in the eco-system, that is, the kind of chemical, physical and, especially, biological factors that determine the presence and behaviour of radionuclides in biological chains. The solution of the problem must therefore be sought by means of an experimental analysis of the interactions of radioisotopes with the various components of the eco-system, that is, by means of the so-called "receptivity" of the environment; this term defines the quantity of radioactivity that can be discharged in a certain time to a given environment without unacceptable hazard to the population.

This level of acceptability corresponds to the dose limits for the individual members of the population. In other words, the policy followed in Italy is, in agreement with the principles of ICRP Publication No. 7, to consider the receptivity of the environment as the quantity of radioactivity that may be discharged giving an average dose to the individuals of the critical group of the population not exceeding the dose limit.

There is some debate between nuclear plant operators and the regulating authorities on the interpretation and the practical definition of the discharge limits.

The operators often insist that the permitted limits of discharge are actually the maximum compatible with the receptivity of the environment. The Health Authorities have, however, broader concerns; they not only check that the basic requirements are fulfilled, but they wish to keep the exposure of the population as low as possible, on the grounds that there is no valid reason to increase the pollution of the environment by more than the strictly necessary amount. In other words, the Health Authorities tend to eliminate not only the "unacceptable" hazards, that is, those involving doses higher than the limit values, but also the "undue" hazards, that is those which are not justified by the operator's reasonable technical requirements.

In addition, the public authorities must also consider the problem of apportioning discharge limits among installations that might make radioactive effluent discharges, now or at a future date, into the same environmental sink so that the overall limits are never exceeded. A typical case is represented by a river into which several plants discharge their effluents.

In Italy, the present trend is to use, together with, or often instead of, the limits on the concentration in air and water, an actual 'discharge formula', which indicates the maximum permissible discharge over a period of one year (the same period of time referred to for the dose limits) and to add a limit for 'peak' discharges permitted for short periods, to account for special requirements at times when there is, for instance, a general overhaul of the plant (quarterly peak), or when there is a minor fault (daily peak). Usually, a limit equal to 0.5 times the yearly limit is assumed for the quarterly peak, and a limit of 0.1 times the yearly limit for the daily peak.

It is evident that such a discharge formula can be established only on the basis of an appropriate ecological investigation, although, on the other hand, the type of investigation should be determined by the specific situation, i.e. the size and type of installation and the type of risk, and the consequent hazard to the population.

Finally, taking these difficulties into account also, the Italian licensing authorities tend to grant permission to discharge radioactivity according to

the following criteria. If the operator can justify his request for a given discharge formula with the support of an adequate study of the environmental conditions, this formula can be accepted and the permission granted. If, on the contrary, the operator cannot submit such a satisfactory supporting documentation, this lack of information is allowed for by setting limits on the basis of theoretical, but in any case extremely conservative, evaluations.

A rather frequently accepted compromise is to agree upon the discharge formula proposed by the operator, but in addition to apply suitable reduction factors (i.e. applying an arbitrary factor of safety); at the same time it is required that the conditions of environmental contamination be kept under close supervision by means of an adequate system of radiological monitoring, and that the discharge formula be subject to revision after a period of time (three to five years) which is deemed sufficient to collect radioecological information and to complete adequate studies on the environmental receptivity.

This is the case that applied for the Italian nuclear power plants. When the licences to operate the plants were granted, the discharge limits for both liquid and gaseous effluents were established with reference to the maximum permissible concentrations for individual members of the population, at any point accessible to the public. During the following years, ENEL collected environmental and socio-economical data and initiated radioecological studies, which were intended to allow of an evaluation of the environmental receptivity of the three sites, with a consequent revision of the discharge limits in accordance with the previously mentioned philosophy.

At present, the studies on the environment are at a very advanced stage, and it is expected that around the end of 1971 sufficient data will have been collected for the discharge formulae to be defined. The data available have already permitted, at least preliminarily, the identification of possible critical groups of the population, the critical exposure pathways, and the expected possible dose to these groups due to past discharges from the three stations. In the case of the Garigliano Station, in particular, which is the only one discharging appreciable gaseous effluents, it was evaluated that the possible critical group of population, consisting of individuals living at a distance of about 1000 metres from the station downwind of the station for the predominant local winds and hence subject to external irradiation from the plume of gaseous effluents from the stack (substantially fission-product gases), have received, up to the end of 1970, a whole-body integrated dose of the order of 13 mrem, at a rate increasing from about 0.25 mrem/year in 1965 to about 6.7 mrem/year in 1970.

In the cases of the Latina and Trino Vercellese Stations the dose to the population, due to release of gaseous effluents, is actually insignificant.

As for liquid effluents, the case is more complex, particularly when the discharges are conveyed to rivers such as the River Po (for Trino Vercellese) and the Garigliano River. For the Latina Station, which discharges its effluents into the sea, it was possible to identify, in a preliminary way, the critical group as some fishermen who draw a significant part of their diet from fish caught in the sea in the vicinity of the station. It was evaluated that the whole-body integrated dose received up to this time as a consequence of the effluent discharges is of the order of 56 mrem at an average rate of about 9 mrem/year from 1965 to 1970;

TABLE VII. LATINA POWER STATION: PERCENTAGE OF WORKERS IN SELECTED DOSE RANGES FOR DIFFERENT OPERATIONAL UNITS (1963 TO 1970)

Years	Operational units	Number of workers	% Workers				Dose max. (rem)
			0 to 0.5 rem	0.5 to 1.5 rem	1.5 to 5 rem	>5 rem	
1963	H.P.	33	97	3	-	-	
	M	97	100	-	-	-	
	O	123	100	-	-	-	
	Others	44	100	-	-	-	
	Total	297	99.7	0.3	-	-	0.550
1964	H.P.	30	90	10	-	-	
	M	108	94.5	5.5	1	-	
	O	121	100	-	-	-	
	Others	35	100	-	-	-	
	Total	294	97	2.7	0.3	-	1 577
1965	H.P.	30	76.7	23.3	-	-	
	M	113	93.7	4.5	1 8	-	
	O	124	100	-	-	-	
	Others	36	100	-	-	-	
	Total	303	95.4	3 9	0.7	-	4.370
1966	H.P.	30	83.3	16.7	-	-	
	M	102	95.1	4.9	-	-	
	O	123	99.2	0.8	-	-	
	Others	35	100	-	-	-	
	Total	290	96.2	3.8	-	-	1.156
1967	H.P.	32	56 2	40.6	3.2	-	
	M	101	87.1	10.9	2	-	
	O	127	93.7	6.3	-	-	
	Others	32	100	-	-	-	
	Total	292	88	10.9	1.1	-	2.236
1968	H.P.	29	72.4	27.6	-	-	
	M	96	87.5	12.5	-	-	
	O	122	96.2	7.4	-	-	
	Others	27	100	-	-	-	
	Total	274	89.4	10.6	-	-	1.252
1969	H.P.	29	69	31	-	-	
	M	98	89.8	10.2	-	-	
	O	121	91.7	8.3	-	-	
	Others	26	100	-	-	-	
	Total	274	89.1	10.6	-	-	1.245
1970	H.P.	28	67.8	32.2	-	-	
	M	89	88.8	11.2	-	-	
	O	121	99.2	0.8	-	-	
	Others	25	100	-	-	-	
	Total	263	92.4	7.6	-	-	1.406

H.P. = Health Physics; M = Maintenance; O = Operation.

TABLE VIII. TRINO POWER STATION: PERCENTAGE OF WORKERS IN SELECTED DOSE RANGES FOR DIFFERENT OPERATIONAL UNITS (1964 TO 1970)

Years	Operational Units	Number of workers	% Workers				Dose max. (rem)
			0 to 0.5 rem	0.5 to 1.5 rem	1.5 to 5 rem	>5 rem	
1964	H.P.	7	100	-	-	-	
	M	56	100	-	-	-	
	O	33	100	-	-	-	
	Others	54	100	-	-	-	
	Total	150	100	-	-	-	0.465
1965	H.P.	7	42.8	57.2	-	-	
	M	56	87.5	12.5	-	-	
	O	33	100	-	-	-	
	Others	54	100	-	-	-	
	Total	150	92.6	7.4	-	-	1.480
1966	H.P.	8	22.5	62.5	15	-	
	M	56	89.4	8.8	1.8	-	
	O	33	96.9	3.1	-	-	
	Others	55	100	-	-	-	
	Total	152	91.3	7.2	1.5	-	1.935
1967	H.P.	9	33.3	11.1	55.6	-	
	M	38	58.5	36.3	5.2	-	
	O	34	91.2	8.8	-	-	
	Others	69	100	-	-	-	
	Total	150	83.5	11.9	4.6	-	2.030
1968	H.P.	9	62.4	37.6	-	-	
	M	58	88	8.6	3.4	-	
	O	51	100	-	-	-	
	Others	36	100	-	-	-	
	Total	154	93.3	5.4	1.3	-	2.005
1969	H.P.	9	33.2	-	66.8	-	
	M	68	47	26.5	26.5	-	
	O	42	92.9	7.1	-	-	
	Others	31	90.7	6.2	3.1	-	
	Total	150	68.1	15.3	16.6	-	4.400
1970	H.P.	9	22.2	11.1	66.8	-	
	M	59	54.2	37.3	8.5	-	
	O	53	92.5	7.5	-	-	
	Others	34	100	-	-	-	
	Total	155	75.5	17.4	7.1	-	2.045

H. P. = Health Physics; M = Maintenance; O = Operation.

TABLE IX. GARIGLIANO POWER STATION: PERCENTAGE OF WORKERS IN SELECTED DOSE RANGES FOR DIFFERENT OPERATIONAL UNITS (1963 TO 1970)

Years	Operational units	Number of workers	% Workers				Dose max. (rem)
			0 to 0.5 rem	0.5 to 1.5 rem	1.5 to 5 rem	> 5 rem	
1963	H.P.	12	83.3	16.7	-	-	
	M	36	100	-	-	-	
	O	35	97.1	-	2.9	-	
	Others	21	100	-	-	-	
	Total	104	97.1	1.9	1	-	1.862
1964	H.P.	12	41.7	50	8.3	-	
	M	40	60	37.5	2.5	-	
	O	37	27	64.9	8.1	-	
	Others	39	94.9	5.1	-	-	
	Total	128	59.4	36.7	3.9	-	3 425
1965	H.P.	10	40	50	10	-	
	M	45	48.8	37.8	13.4	-	
	O	39	12.9	79.5	7.6	-	
	Others	33	75.8	24.2	-	-	
	Total	127	44.1	48	7.9	-	3.735
1966	H.P.	10	30	60	10	-	
	M	43	39.5	51.2	9.3	-	
	O	37	10.8	73	16.2	-	
	Others	31	83.9	12.9	3.2	-	
	Total	121	41.3	48.8	9.9	-	4.477
1967	H.P.	15	66.7	13.3	13.3	6.7	
	M	49	26.5	55.1	18.4	-	
	O	40	7.5	65	27.5	-	
	Others	32	84.4	15.6	-	-	
	Total	136	39	44.1	16.2	0.7	5.176[a]
1968	H.P.	21	47.6	42.9	9.5	-	
	M	50	32	46	22	-	
	O	49	6.1	81.6	12.3	-	
	Others	33	94	3	3	-	
	Total	153	39.2	47.8	73	-	3.202
1969	H.P.	21	38	57.9	4.8	-	
	M	55	49.1	43.6	7.3	-	
	O	51	17.6	62.8	19.6	-	
	Others	36	80.6	16.7	2.7	-	
	Total	163	44 8	45.4	9.8	-	2.837
1970	H.P.	19	10.5	26.3	63.2	-	
	M	52	30.8	38.4	30.8	-	
	O	52	7.7	82.7	9.6	-	
	Others	40	70	25	5	-	
	Total	163	30.7	47.8	21.5	-	3.327

[a] Planned exposure.
H.P. = Health Physics; M = Maintenance; O = Operation.

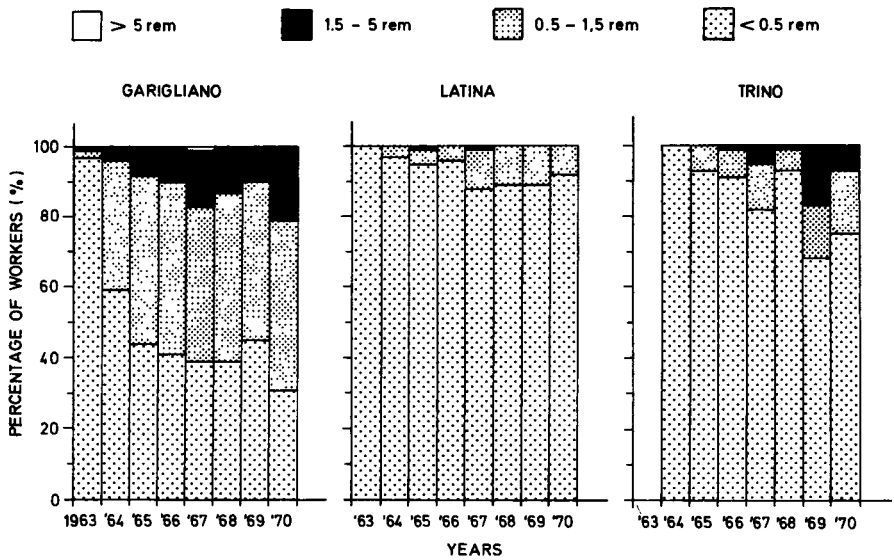


FIG. 2. Percentage of workers in selected dose ranges for the Italian nuclear power stations.

practically all of the dose is due to ^{137}Cs and ^{134}Cs; the contribution of other nuclides in the effluents is negligible.

In the case of the Garigliano Station it has not yet been possible to identify beyond any doubt either a critical group or the relevant pathways of irradiation, whilst the critical nuclides are certainly ^{58}Co and ^{60}Co. It was, however, preliminarily assessed that the critical group of population may be formed by the families living along the river, assuming on a conservative basis that they drink water from the river and eat fish caught in the river itself. Such a group would have accumulated up to the present time a whole-body integrated dose of the order of 1.5 mrem, at a rate increasing from 0.1 mrem/year in 1965 to 0.5 mrem/year in 1970. The situation of the Trino Vercellese Station is rather similar.

We may conclude, therefore, that the radioactivity so far discharged by the three nuclear power plants of ENEL contributed a nearly negligible amount to the overall exposure of the surrounding population; this exposure, as a matter of fact, is still of the order of 0.1% of the dose limit, only in a few cases reaching a few percent.

This encouraging conclusion is confirmed by the results of environmental monitoring; only in rare cases did the samples of various kinds taken from the surrounding environment show traces of radioactivity which might be attributed to the discharges from the stations.

Therefore, from the standpoint of radiological protection of the population, it appears to be confirmed that in Italy also the contribution of nuclear power plants to the pollution of the environment is negligible, and that a nuclear power plant can undoubtedly be operated without any undue hazard to the surrounding population.

TABLE X. TOTAL STAFF DOSE (man·rem) AND RATIO OF TOTAL STAFF DOSE TO ELECTRICITY GENERATION (man·rem/10^6 MWh).

Year	LATINA		TRINO		GARIGLIANO	
	Total staff dose (man·rem)	(man·rem/10^6 MWh)	Total staff dose (man·rem)	(man·rem/10^6 MWh)	Total staff dose (man·rem)	(man·rem/10^6 MWh)
1963	57	178	-	-	27	(a)
1964	78	51	7.4	62	75	102
1965	88	58	27	26	102	105
1966	77	53	28	18	108	132
1967	100	63	51	79	146	159
1968	85	55	31	(a)	148	144
1969	87	174	109	(a)	144	122
1970	80	67	53	43	202	276

[a] In this period no electricity was generated.

5. CONCLUSIONS

The positive results in radiological protection obtained over 21 reactor-years of nuclear power plant operation is shown by the dose records of the personnel. These data are summarized in Tables VII, VIII and IX and Fig.2. From these data we can see that, in all three plants and for the whole period up to the end of 1970, there was only one case of exposure in excess of the Maximum Permissible Dose (MPD = 5 rem/yr); this case was a planned exposure, with a dose of 5176 mrem, at Garigliano Station. With this exception, the remainder of the personnel received average yearly doses lower than 0.3 of the MPD; in fact, 95% of the total personnel of the three stations received yearly doses lower than 1.5 rem. Moreover, 76% of the personnel received yearly doses lower than 0.1 of the MPD for the whole period of operation.

These records of individual doses can be considered quite satisfactory, particularly because the background darkening of the films was conservatively entered as an actual dose received by the bearer of the film itself.

It is also interesting to look at the cumulative exposure of the personnel of the three stations in terms of cumulative dose. This gives an idea of

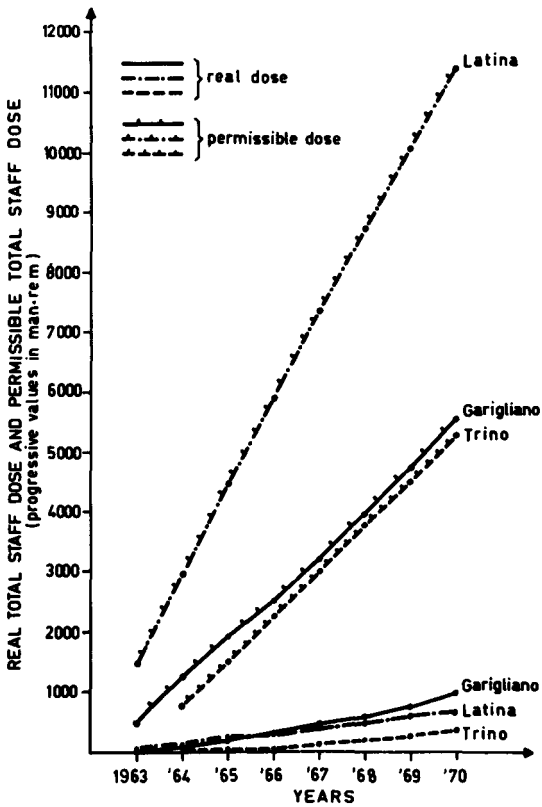


FIG. 3. Comparison between real and permissible total staff dose.

the contribution which nuclear generation of electricity can make to the overall dose burden of the population through exposure of the nuclear industry workers. Hence, Table X indicates the figures for the total staff doses and for the ratio of the total staff dose to the electricity generated for each year of operation. Examining these data, we notice that the total staff dose shows remarkable fluctuations, from a minimum of 20 to a maximum of 200 man·rem/yr.

These fluctuations are obviously related to the various operating events, and particularly to the frequency and the importance of the maintenance work.

In the case of Garigliano Station it appears that the cumulative dose increased continuously; this can be explained by the progressive increase of the contamination in the primary circuit due to the ageing of plant, but mostly by the increase in the number of exposed persons, which rose from 104 in 1963 to 163 in 1970.

As for the 'cost' of the generated electricity in terms of cumulative exposure of the personnel, we notice that it was rather different from station to station. In particular, Latina generated electricity with an overall average of 87 man·rem/10^6 MWh, Garigliano with an average of 149 man·rem/10^6 MWh and Trino Vercellese with 46 man·rem/10^6 MWh.

The meaning of these data in terms of acceptability can be better appreciated when we compare the integrated cumulative dose as a function of time with the corresponding available 'dose pool' (within the MPD limits) also as a function of time, for each station. This dose pool corresponds to the cumulative dose which would be recorded, had every worker received his yearly MPD every year. The comparison is shown in Fig. 3, from which it is apparent that the stations actually used a rather low fraction of the available dose pool; this fraction is 3.5% at Trino, 5.6% at Latina and 12.4% at Garigliano.

In conclusion, the three stations of ENEL, during their entire operating life, were able to generate electricity at an overall average 'cost' of about 100 man·rem/10^6 MWh, using about 9% of the available dose pool.

Internal contamination never gave any appreciable contribution to the irradiation of the personnel; internal contamination was found only in a few cases. The amounts proved to be slightly above the sensitivity threshold of the whole-body counter, that is about one-thousandth of the maximum permissible body burden for the detected nuclides.

The environmental impact due to the operation of the three stations was certainly negligible (see Section 4).

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to acknowledge the valuable contributions by Messrs W. Fusari (ENEL, Roma), L. Antonucci (ENEL, Garigliano), F. Fiorentino (ENEL, Trino Vercellese), S. Malossi (ENEL, Latina).

REFERENCES

[1] ANGELINI, A.M., these Proceedings, Paper P/172, Vol. 2.

[2] ILARI, O., "Technical criteria and regulations to protect the population from nuclear plant hazards", Progress in Nuclear Energy, Series XII-Health Physics, Part II, Sect. 1-5, Pergamon Press, London (in press).

[3] ANTONUCCI, L., BRAMATI, L., FIORENTINO, F., MALOSSI, S., Esperienza operativa di fisica sanitaria presso le centrali elettronucleari dell' ENEL, Giornale di Fisica Sanitaria e Protezione contro le Radiazioni 14 2 (1970) 74.

[4] ANTONUCCI, L., FARULLA, A., NARO, G., Misure di contaminazione interna presso la Centrale Elettronucleare ENEL del Garigliano, Giornale di Fisica Sanitaria e Protezione contro le Radiazioni 14 3 (1970) 101.

[5] FARULLA, A., MALOSSI, S., NARO, G., "Aspetti di protezione sanitaria nei lavori di manutenzione della Centrale Nucleare di Latina", 16th Congr. Associazione Italiana di Fisica Sanitaria e Protezione contro le Radiazioni, Florence, Sep. 1970.

[6] FARULLA, A., FIORENTINO, F., "Problemi di protezione sanitaria dei laboratori in rapporto alla riparazione delle strutture interne del reattore della Centrale Elettronucleare ENEL di Trino Vercellese", 16th Congr. Associazione Italiana di Fisica Sanitaria e Protezione contro le Radiazioni, Florence, Sep. 1970.

[7] ANTONUCCI, L., BRAMATI, L., FIORENTINO, F., MALOSSI, S., "Management experience with radioactive wastes from ENEL nuclear power stations", Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes (Proc. Symp. Aix-en-Provence, 1970), IAEA, Vienna (1970) 261.

[8] BRANCA, G., POLVANI, C., "La gestion des déchets radioactifs liquides et solides de basse activité et d'activité intermédiaire en Italie", Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes (Proc. Symp. Aix-en-Provence, 1970), IAEA, Vienna (1970) 125.

СОЮЗ СОВЕТСКИХ СОЦИАЛИСТИЧЕСКИХ
РЕСПУБЛИК
A/CONF.49/P/429

ОСНОВНЫЕ ИТОГИ РАБОТ ПО СОЗДАНИЮ СИСТЕМЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ В СССР

А. И. БУРНАЗЯН, С. М. ГОРОДИНСКИЙ, Л. А. ИЛЬИН, В. М. КОЗЛОВ, А. Н. МАРЕЙ, Г. М. ПАРХОМЕНКО, А. Д. ТУРКИН
Министерство здравоохранения СССР, Москва,
Союз Советских Социалистических Республик

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

SUMMARY OF WORK ON THE ESTABLISHMENT OF A RADIATION SAFETY SYSTEM IN THE USSR.

The main results of work on the establishment of a radiation safety system in the USSR during the 15 years since the First United Nations International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy are presented. The authors discuss the standardization for the country as a whole of maximum permissible doses for persons working with radioactive substances and ionizing-radiation sources and describe the setting-up of a State health surveillance system, with special reference to the planning and operation of nuclear power stations. Various approaches to the development and adoption of radiation monitoring systems and of procedures for the individual and collective protection of personnel are presented. Problems associated with environmental radiation control and the immobilization of radioactive wastes are considered. A picture is presented of the radiation situation encountered by the population at large and the permissible dose levels for persons working with radioactive substances are described.

BILAN DES TRAVAUX RELATIFS A LA CREATION D'UN SYSTEME DE SECURITE RADIOLOGIQUE EN UNION SOVIETIQUE.

Les auteurs exposent les principaux résultats des travaux relatifs à la création d'un système de sécurité radiologique en Union soviétique, qui ont été exécutés au cours de ces 15 dernières années, c'est-à-dire depuis la première Conférence de Genève sur l'utilisation de l'énergie atomique à des fins pacifiques. Ils examinent les problèmes que posent la normalisation, à l'échelle du pays, des doses admissibles pour les travaux à l'aide de matières radioactives et de sources de rayonnements ionisants, l'organisation d'un système national de contrôle sanitaire et l'exercice de ce contrôle lors de l'élaboration des projets de centrales nucléaires et dans l'exploitation de ces centrales. Ils indiquent les modalités d'élaboration et d'application des systèmes de contrôle radiologique, ainsi que les moyens d'assurer la sécurité collective et individuelle du personnel. Ils examinent les problèmes liés à l'organisation et à la mise en œuvre d'un contrôle radiologique du milieu environnant, et ceux que pose l'isolement des déchets radioactifs. Enfin, ils caractérisent la situation radiologique et indiquent la structure des doses admissibles pour les utilisateurs de matières radioactives.

ОСНОВНЫЕ ИТОГИ РАБОТ ПО СОЗДАНИЮ СИСТЕМЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ В СССР.

В докладе изложены основные итоги работ по созданию системы радиационной безопасности в Советском Союзе за 15 лет, прошедших со времени Первой женевской международной конференции по использованию атомной энергии в мирных целях. Рассматриваются вопросы общегосударственного нормирования доз при работе с радиоактивными веществами и источниками ионизирующих излучений, а также вопросы организации системы государственного санитарного надзора и его осуществления как на стадии проектирования, так и в процессе эксплуатации установок с ядерноэнергетическими устройствами. Излагаются пути разработки и внедрения систем радиационного контроля, а также средств коллективной и индивидуальной защиты персонала. Освещаются вопросы организации и проведения радиационного контроля внешней среды и локализации радиоактивных отходов. Приводится характеристика радиационной обстановки и дается структура дозовых нагрузок на лиц, работающих с радиоактивными веществами.

RESUMEN DE LA LABOR SOBRE DESARROLLO DEL SISTEMA DE SEGURIDAD RADIOLOGICA EN LA URSS.

La memoria expone los principales resultados de la labor sobre el desarrollo del sistema de seguridad radiológica en la URSS durante los 15 años transcurridos desde la primera Conferencia Internacional sobre

la Utilización de la Energía Atómica con Fines Pacíficos. Se examinan los problemas de normalización al nivel estatal que surgen en el trabajo con materiales radiactivos y fuentes de radiación ionizante, la organización del sistema estatal de inspección sanitaria y su realización en la fase de proyecto y durante la explotación de las centrales nucleares. Se exponen los métodos seguidos para desarrollar y adoptar un sistema de vigilancia radiológica y los medios para la protección individual y colectiva del personal. La memoria describe también los problemas relacionados con la organización y realización del control de la radiación ambiental y con la gestión de desechos radiactivos. Se indican las condiciones de irradiación y se ofrece un cuadro de dosis admisibles para el personal que trabaja con materiales radiactivos.

Радиационная защита профессиональных работников и населения в Советском Союзе обеспечивается системой следующих общегосударственных мероприятий:

1. Установление в законодательном порядке нормативов, регламентирующих дозовую нагрузку на работающих с источниками ионизирующих излучений, а также на население.

2. Разработка систем коллективных и индивидуальных защитных мероприятий, направленных на обеспечение безопасных условий труда. Издание санитарных правил для работников всех отраслей промышленности с целью предупреждения облучения персонала и населения.

3. Создание системы государственного санитарного надзора за выполнением законодательства в данной области, а также медицинской службы наблюдения за состоянием здоровья работающих.

4. Организация научных исследований, конечной целью которых является предупреждение воздействия радиационного фактора на здоровье персонала и населения.

Благодаря широко поставленным экспериментальным исследованиям и клиническим наблюдениям были установлены основные биологические закономерности действия ионизирующих излучений на живой организм. Особенно велико число исследований, задачей которых являлось изучение кинетики накопления и выведения радиоактивных веществ, изучение реакций организма, происходящих в нем биохимических изменений, нарушений функционального состояния тканей и органов, возникающих под влиянием ионизирующей радиации. Эти экспериментальные и теоретические исследования оказались весьма плодотворными для разработки предельно допустимых уровней ионизирующих излучений и предельно допустимого поступления радиоактивных веществ в организм.

Следует подчеркнуть, что по мере накопления и совершенствования знаний в области действия ионизирующей радиации на живые организмы их предельно допустимые уровни существенно изменялись. Если в 1946-1950 годах допустимая доза гамма-излучения составляла 0,1 Р за рабочий день, то в последующие годы она была снижена до 0,05, а затем до 0,017 Р.

Действующие в настоящее время в Советском Союзе "Нормы радиационной безопасности" (НРБ-69), в основном базируются на рекомендациях Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Нормы радиационной безопасности в СССР имеют силу закона. Они распространяются на предприятия, учреждения, лаборатории и другие организации всех министерств и ведомств.

Работы с радиоактивными веществами и источниками ионизирующих излучений проводятся с разрешения органов Государственного санитар-

ного надзора, которым представляется вся необходимая информация об уровнях облучения, загрязнения внешней среды для оценки возможной радиационной опасности.

Органы Государственного санитарного надзора осуществляют предупредительный санитарный надзор путем экспертизы проектов, контроля за ходом строительства и участия в приеме объектов для пуска в эксплуатацию.

Санитарные правила, изданные Министерством здравоохранения СССР, являются обязательными для всех ведомств. Они регламентируют условия размещения и эксплуатации атомных установок, являющихся потенциальными источниками радиационного воздействия на работающий персонал и население. Кроме общих санитарных правил работы с радиоактивными веществами и источниками ионизирующей радиации, в СССР действуют специализированные санитарные правила. Например, санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных электростанций, правила перевозки радиоактивных веществ и ряд других. Надзор за соблюдением норм радиационной безопасности и санитарных правил осуществляется органами здравоохранения – радиологическими подразделениями санитарно-эпидемиологических станций Министерства здравоохранения. Для этой цели работники санэпидстанций наделены большими правами, вплоть до закрытия соответствующего объекта. Наряду с санитарным надзором на объектах осуществляется текущий контроль за соблюдением норм радиационной безопасности. Текущий контроль осуществляется службой радиационной безопасности, непосредственно входящей в структуру предприятия. Служба радиационной безопасности предприятия обеспечивает постоянное наблюдение за радиационной обстановкой в производственных помещениях, за количеством радиоактивных отходов, удаляемых в окружающую среду и за уровнями загрязнения объектов внешней среды (воздух, водоемы, продукты питания и др.). О всех результатах своих наблюдений, особенно в случае обнаружения нарушений санитарного законодательства, служба радиационной безопасности ставит в известность вышестоящую инстанцию и органы государственного санитарного надзора, содействуя одновременно ликвидации обнаруженных нарушений.

В научно-исследовательских институтах ведутся изыскания коллективных и индивидуальных средств защиты людей от радиоактивных газов и аэрозолей, новых методов индивидуальной дозиметрии и методов прижизненного определения радионуклидов в теле человека, исследования по рациональному размещению и компоновке оборудования, планировке рабочих помещений, а также анализ причин общей и профессиональной заболеваемости. Санитарно-гигиенические исследования позволили накопить важный материал по гигиенической оценке применяемого оборудования и защитных приспособлений, санитарно-бытовых устройств и защитных покрытий строительных конструкций. В отличие от требований, предъявляемых к аппаратуре в других отраслях промышленности для работ с радиоактивными веществами, особенно высокоактивными, была обоснована необходимость герметизации не только отдельных частей оборудования и отдельных камер (боксов), но и всей технологической цепочки с полной ликвидацией выноса радиоактивных веществ и загрязненных ими предметов за пределы системы камер. Принципиально новой явилась разработка специальной зональной планировки помещений. Следует отметить, что для обеспечения безопасности работ с радиоактивными веществами широкое применение нашли специальные боксы, с перчатками и манипулятора-

ми. Важное место занимает система санитарных шлюзов и санитарных пропускников, обеспечивающих локализацию радиоактивных загрязнений в зоне проводимых работ.

Теоретические предпосылки об использовании зонального деления производственных помещений, требования к оборудованию и вентиляционным сооружениям, разработанным на основании санитарно-технических исследований, находят в настоящее время все большее подтверждение в практике и используются при проектировании предприятий. Помимо работ по санитарно-гигиенической характеристике условий труда, заслуживают внимания методические разработки по определению радиоактивных веществ в различных средах.

Не касаясь многочисленных частных вопросов, которые приходилось решить за истекшие годы, необходимо отметить основные направления научных исследований, проводимых в области защиты населения от воздействия ионизирующей радиации. Сюда относятся характеристики и гигиеническая оценка источников радиации, изучение закономерностей поведения радиоактивных изотопов в различных объектах внешней среды и установление путей их воздействия на человека; выявление закономерностей, определяющих связь и зависимость между содержанием радиоактивных веществ во внешней среде и в организме людей; изучение влияния ионизирующей радиации на условия жизни и здоровье населения; прогнозирование радиационной обстановки и возможных санитарных последствий воздействия ионизирующей радиации на население; разработка гигиенических мероприятий, направленных на обеспечение эффективной защиты населения от воздействия ионизирующей радиации.

Знание состава и свойств, определяющих специфику радиоактивных отходов, поведения в водоемах соответствующих изотопов, закономерностей миграции их по пищевым цепям, а также вероятность частоты уровней накопления в организме различных групп населения позволило обосновать и закрепить в санитарном законодательстве соответствующие требования к удалению жидких радиоактивных отходов. Применение оборотного водоснабжения после очистки от радиоактивного загрязнения сточных вод позволило практически решить проблему санитарной охраны водоемов от загрязнения жидкими отходами атомных объектов.

С целью санитарной охраны подземных вод изучены механизмы и закономерности, определяющие миграцию радиоактивных изотопов в различных грунтах и геологических формациях. Это позволило разработать методы прогнозирования санитарно-гидрогеологической обстановки при поступлении радиоактивных веществ в водоносные горизонты, а также научно обосновать и предусмотреть в санитарном законодательстве требования, регламентирующие условия захоронения твердых и жидких отходов.

В условиях проведения ремонтных и аварийных работ не исключена возможность загрязнения воздушной среды, поэтому попрежнему большое значение придается созданию средств индивидуальной защиты персонала.

В качестве средств индивидуальной защиты органов дыхания и кожных покровов при наиболее тяжелых ремонтных, дезактивационных и аварийных работах начиная с 1953 года применялись шланговые изолирующие костюмы (пневмокостюмы) с вентиляцией всего подкостюмного пространства чистым воздухом. Высокая защитная эффективность, небольшая физиологическая нагрузка на организм, простота и надежность в эксплуатации – таковы основные характеристики пневмокостюмов ЛГ-У и ЛИЗ-КС.

Минимальное значение коэффициентов защиты этих костюмов по аэрозолям – 13000 и 5000, соответственно.

Для ремонтных и аварийных работ, требующих большой подвижности, создана схема изолирующего костюма с автономным источником воздушного питания, в основе которой заложены регенерация воздуха с помощью надперекисей щелочных металлов, круговая циркуляция воздуха с использованием подкостюмного пространства в качестве дыхательного мешка и терморегулирование организма за счет смачиваемого водой наружного охлаждения покрытия. Минимальное значение коэффициента защиты этого костюма по аэрозолям – 3500.

Наряду с созданием шланговых пневмомасок и пневмошлемов,разработана конструкция противоаэрозольного бесклапанного респиратора одноразового использования типа "Лепесток". Применение ультратонковолокнистого электростатически заряженного фильтрующего материала ФПП в качестве корпуса-фильтра и обтюратора и отсутствие клапанной коробки позволили создать для защиты от аэрозолей различной дисперсности серию дешевых респираторов с низким сопротивлением дыханию при высокой защитной эффективности: "Лепесток-200", "Лепесток-40", "Лепесток-5".

Для защиты кожных покровов в ремонтной зоне и предотвращения разноса радиоактивных загрязнений за ее пределы избрана система применения пленочной спецодежды кратковременного пользования и дополнительной спецобуви, одеваемых поверх спецодежды и спецобуви повседневного пользования.

Благодаря обширным исследованиям, посвященным изучению особенностей загрязнения и дезактивации кожных покровов от различных радиоактивных веществ, были разработаны и успешно используются на практике дезактивирующие средства "Защита","11 Б" и др. Можно считать, что в СССР сейчас решена проблема очистки кожных покровов от радиоактивных веществ.

Создание новых средств индивидуальной защиты, специализированных для работы с радиоактивными веществами, потребовало проведения исследовательских работ в направлении изучения закономерностей дезактивируемости материалов и взаимодействия их с загрязняющими и дезактивирующими веществами, изучения защитных свойств индивидуальной защиты относительно радиоактивных изотопов, находящихся в различных агрегатных состояниях, разработки нормативных требований к средствам индивидуальной защиты.

Наибольшее распространение при работе с радиоактивными веществами получил специально разработанный материал на основе поливинилхлорида, в состав которого вводятся несовмещающиеся добавки парафина, которые образуют на поверхности материала непрерывно выделяющийся тонкий слой. Этот инертный несмачивающийся слой препятствует проникновению большинства радиоактивных загрязнений в толщу материала.

Разработаны также конкретные рекомендации по методам дезактивации спецодежды и дополнительных средств индивидуальной защиты с учетом условий и характера их радиоактивного загрязнения.

Из большого арсенала методов оценки защитной эффективности предпочтение отдано прямым методам. С 1960-62 гг. прямые методы стали применять для оценки изолирующих защитных костюмов, пневмошлемов, респираторов и других средств индивидуальной защиты на модельных радиоактивных аэрозолях.

ТАБЛИЦА I. РЕКОМЕНДУЕМЫЕ МИНИМАЛЬНЫЕ ЗНАЧЕНИЯ КОЭФФИЦИЕНТОВ ЗАЩИТЫ ДЛЯ СРЕДСТВ ИНДИВИДУАЛЬНОЙ ЗАЩИТЫ ПО РАДИОАКТИВНЫМ АЭРОЗОЛЯМ

Типы средств индивидуальной защиты	Минимальные значения коэффициента защиты
Шланговые средства индивидуальной защиты(пневмокостюмы, пневмокурт-ки, пневмомаски)	10 000
Изолирующие костюмы с автономной системой регенерации выдыхаемого воздуха	1000
Противоаэрозольные респираторы	100

ТАБЛИЦА II. НОРМАТИВНЫЕ ТРЕБОВАНИЯ К СРЕДСТВАМ ИНДИВИДУАЛЬНОЙ ЗАЩИТЫ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ ФУНКЦИОНАЛЬНОЕ СОСТОЯНИЕ ОРГАНИЗМА ЧЕЛОВЕКА

Типы средств индивидуальной защиты	Скорость подачи воздуха, л/мин	Сопротивление дыханию при постоянном потоке воздуха 30 л/мин, мм вод.ст.	Вес, кг
Шланговые средства индивидуальной защиты:			
пневмокостюмы и комплекты для газо- и электросварщиков	250-400	10	6
пневмокуртки	200-350	10	2
пневмошлемы и пневмомаски	150-200	10	0,6
Изолирующие костюмы с автономной системой регенерации выдыхаемого воздуха	–	30	7
Противоаэрозольные респираторы	–	3	0,3

Существенное значение имеют также физиолого-гигиенические исследования средств индивидуальной защиты.

Исследования физиологических сдвигов в организме человека, обеспеченного при выполнении работ средствами индивидуальной защиты, позволили рекомендовать аналогичные нормативные показатели по газообразным примесям во вдыхаемом воздухе, которые образуются в организме человека и могут накапливаться при использовании некоторых автономных систем регенерации дыхательных смесей.

На основании проведенных физиолого-гигиенических исследований и изучения опыта эксплуатации средств защиты в Советском Союзе раз-

работаны нормативные требования к средствам индивидуальной защиты не только в отношении защитной эффективности (табл.I) и вредных примесей в дыхательных смесях, но и в отношении других показателей, определяющих функциональное состояние организма человека, который пользуется средствами индивидуальной защиты. Наиболее важные требования к средствам индивидуальной защиты представлены в табл.II.

В результате выполненных комплексных исследований, строгой системы контроля за соблюдением правил и норм радиационной безопасности в последние годы достигнуты крупные успехи в оздоровлении условий труда персонала и быта населения.

В качестве примера можно остановиться на состоянии условий труда и радиационной оценке окружающей среды на предприятиях уранодобывающей промышленности, промышленных и энергетических атомных реакторах и радиохимических предприятиях.

В первый период эксплуатации уранодобывающей промышленности доминирующим фактором воздействия на работающих являлась кварцесодержащая пыль, вызывающая заболевания силикозом. Вследствие этого основное внимание было направлено на снижение концентрации пыли в воздухе горных выработок путем внедрения мокрого бурения, проведения мероприятий по гидрообеспыливанию при взрывных работах, применения пылесмачивающих добавок к промывочной воде и др.; улучшилось общешахтное проветривание за счет ввода различных вентиляционных установок и систем. В результате внедрения этих мероприятий уже в 50-е годы были достигнуты существенные результаты по снижению запыленности шахтного воздуха до предельно допустимых концентраций и ниже. Если в 40-е годы предельно допустимая концентрация (ПДК) запыленности воздуха при содержании свободной двуокиси кремния свыше 10% составляла 2 мг/м^3, то в 50-е годы она была снижена по всем уранодобывающим предприятиям до уровня 0,7-1,4 мг/м^3. Это позволило ликвидировать заболеваемость силикозом среди горняков, за исключением единичных случаев – среди лиц, приступивших к работе в 40-е и начале 50-х годов.

В связи с повышенной концентрацией радона в воздухе подземных выработок в начале 50-х годов начинается разработка и внедрение противорадоновых мероприятий. Создается методика расчета рудничного проветривания с учетом радона. Проводится комплекс противорадоновых мероприятий в виде улучшения общешахтного и забойного проветривания, изоляция и герметизация отработанных или временно оставленных выработок, наносятся противорадоновые покрытия на эманирующие поверхности шахтных выработок, производится коптаж шахтных вод и др. В результате проведения противорадоновых мероприятий концентрации радона в воздухе подземных выработок к концу 50-х годов были снижены до предельно допустимых.

Как видно из изложенного, за период эксплуатации уранодобывающих предприятий сделаны большие успехи по радикальному улучшению санитарно-гигиенических условий труда.

Однако, учитывая, что поступление даже минимальных количеств долгоживущих радиоактивных изотопов в организм является нежелательным, особенно вследствие возможного их комбинированного действия с прочими профессиональными факторами, на рудниках принимаются все меры к тому, чтобы обеспечить по возможности дальнейшее снижение запыленности и содержания радона в воздушной среде.

ТАБЛИЦА III. СОДЕРЖАНИЕ УРАНА И РАДИЯ В СТОЧНЫХ ВОДАХ И В ВОДОЕМЕ

Изотоп	Шахтные воды		В воде водоема у места спуска сточных вод
	до очистки	после очистки	
Природный уран, мг/л	0,2-0,6	0,1 и меньше	0,003-0,1
Радий-226, Ки/л	$1 \cdot 10^{-11} - 5 \cdot 10^{-10}$	$(0,5-8) \cdot 10^{11}$	$(0,4-2) \cdot 10^{11}$

В атмосферном воздухе ближайших к рудникам населенных пунктов аэрозоли урана, как правило, не обнаруживаются, а концентрация радона находится на уровне, характерном для данной местности.

Вторым потенциальным источником загрязнения внешней среды являются шахтные воды (табл. III). На предприятиях с большим количеством шахтных вод последние перед удалением в реки подвергаются очистке (сорбционным методом) на соответствующих установках. Столь малые концентрации указанных изотопов в очищенных шахтных водах и в воде водоемов удовлетворяют санитарным требованиям.

В рудных цехах на всех операциях концентрации урана колеблются в пределах 0,01-0,02 мг/м^3, а в химико-металлургических цехах –в пределах 0,07-0,02 мг/м^3 (ПДК – 0,2 мг/м^3).

Загазованность воздуха радоном находится в пределах $1-3 \cdot 10^{-11}$ Ки/л при ПДК – $3 \cdot 10^{-11}$ Ки/л.

Гидрометаллургические заводы – как источник загрязнения атмосферного воздуха – также не представляют опасности. Достаточно отметить, что средние величины содержания радия-226 и полония-210, удаляемые с промышленными выбросами, в атмосферном воздухе ближайших населенных пунктов значительно ниже величин предельно допустимых концентраций.

Полужидкие радиоактивные отходы локализуются в хвостохранилищах. Осветленные воды из этих хранилищ направляются обратно в технологический процесс для повторного использования. При наличии дебалансовых вод последние очищаются до установленных нормативов и удаляются в водоем.

Выбросы предприятий по получению металлического урана и изготовлению из него изделий, содержащие аэрозоли урана, подвергаются специальной очистке. Благодаря этому концентрации урана в атмосферном воздухе жилых поселков – $0,6-1,0 \cdot 10^{-5}$ мг/м$^{-3}$, т.е. в десятки и сотни раз ниже установленных нормативов. На территории санитарно-защитной зоны содержание альфа-излучателей в почве, растительности, снеге, находится в пределах естественного фона.

В равной мере это относится и к сточным водам предприятий данного типа. Содержание радия-226 и природного урана в воде и донных отложениях водоемов, принимающих в себя сточные воды таких предприятий, находится на уровне естественного фона, т.е. загрязнение водоемов радиоактивными изотопами практически отсутствует.

На промышленных уран-графитовых реакторах основным фактором радиационного воздействия является внешнее гамма-нейтронное излучение. Годовые дозы облучения персонала, обслуживающего промыш-

ленные атомные реакторы, в конце 50-годов составляли:

до 5 Р – 95% (от всего персонала)
5-10 Р – 4,7%
до 15 Р – 0,3%

что не превышало установленных в то время в СССР предельно допустимых значений. В дальнейшем для улучшения радиационной обстановки все внимание было направлено на предупреждение аварийных ситуаций и уменьшение количества ремонтных операций за счет надежности работы технологического оборудования.

В результате этих мероприятий облучение персонала на промышленных реакторах в основном не превышало 2,5 бэр в год, за исключением лиц, занятых на ремонтных и аварийных работах, при которых дозы облучения были несколько выше, но не более 5 бэр в год (табл. IV).

ТАБЛИЦА IV. ОБЛУЧЕНИЕ ПЕРСОНАЛА ПРОМЫШЛЕННЫХ АТОМНЫХ РЕАКТОРОВ В 1969 году

Дозы облучения, бэр	Число людей, работающих на промышленных атомных реакторах, %
до 1,0	54
от 1,1 до 2,5	33
от 2,6 до 5,0	13
от 5,1 и выше	–

ТАБЛИЦА V. ДОЗОВЫЙ СОСТАВ ОБЛУЧЕНИЯ ПЕРСОНАЛА ПРОМЫШЛЕННЫХ РЕАКТОРОВ (в среднем за год, %)

Бета-излучение	Гамма-излучение	Тепловые нейтроны	Нейтроны всего спектра
7-20	70-80	5-7	10-15

Представляет интерес облучение персонала промышленных реакторов по спектру радиоактивного излучения (табл. V).

Правильная организация защиты, зональная планировка помещений, дистанционное управление технологическим процессом обеспечили безопасные условия труда в радиохимическом производстве. За последние 7 лет более чем у 80% персонала годовая доза составила менее 1 Р и лишь у 2% от 2,5 до 5 Р.

Измерения содержания гамма-излучающих изотопов в организме лиц, работающих на промышленных реакторах и на радиохимических заводах, с помощью счетчиков излучения человека показали, что в подавляющем большинстве случаев активность не превышает 10^{-7} Ки на организм. Лишь у отдельных работников обнаружен цезий-137 в количествах до $8 \cdot 10^{-7}$ Ки на организм. Для лиц, работающих на промышленных реакторах, характерно присутствие в организме цезия-137 и цинка-65, а на радиохимических заводах – цезия-137 и циркония-95 с нио-

бием-95. Содержание йода-131 в щитовидной железе находится на уровне $5 \cdot 10^{-10} \div 3 \cdot 10^{-9}$ Ки. Приведенные данные показывают, что содержание радиоактивных изотопов в организме лиц, работающих на промышленных реакторах и радиохимических заводах, значительно меньше предельно допустимого содержания, рекомендованного МКРЗ для указанных изотопов.

Загрязнение внешней среды радиоактивными веществами вокруг промышленных реакторов и предприятий по радиохимической переработке облученного урана незначительно. Дозы на местности за пределами границ санитарно-защитной зоны (5 км) этих предприятий по направлению ветра не отличаются от доз в контрольных пунктах. Эти дозы не превышают 100-120 мбэр/г. На территории ближайшего населенного пункта (на расстоянии 8 км) практически превышения естественного гамма-фона не наблюдается, равно как содержание долгоживущих аэрозолей в атмосферном воздухе не превышает глобальных выпадений. Удельная активность радиоактивных веществ в сбросных водах составляет от $8 \cdot 10^{-9}$ до $3 \cdot 10^{-8}$ Ки/л. Из числа изотопов в сбросной воде содержится преимущественно марганец-56, натрий-24 и отчасти фосфор-32. Концентрация стронция-90 составляет не более $1 \cdot 10^{-10}$ Ки/л.

Ограниченные объемы сточных вод, содержащих долгоживущие изотопы с удельной активностью $10^{-4} - 10^{-3}$ Ки/л, закачиваются в глубокие

ТАБЛИЦА VI. УРОВНИ ОБЛУЧЕНИЯ И ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЙОДОМ-131, ТРЕБУЮЩИЕ ПРИНЯТИЯ МЕР ЗАЩИТЫ НАСЕЛЕНИЯ ПРИ АВАРИЙНОЙ СИТУАЦИИ[а]

Величины, указанные в рекомендациях или использованные в расчетах	СССР	Великобритания	США
Доза облучения щитовидной железы, рад	25–250[б]	25	30(10)[в]
Поступление с пищей, мкКи			
ребенок	0,8–8	1,7	1,75(0,58)
взрослый	(13,5–135)	15	–
Ингаляционное поступление, мкКи			
ребенок	1,1–11	2,2	–
взрослый	18–180	20	–
Максимальное загрязнение рациона(р), мкКи/сут или молока(м), мкКи/л			
ребенок	0,06–0,6 (р), (м)	0,25 (м)	0,25(0,84) (м)
взрослый	(0,95–9,5)	3,0(м)	–
Концентрация в воздухе нКи·час/л			
ребенок	3–30	0,6	–
взрослый	20–200	24	–

[а] Подчеркнуты величины, приведенные в рекомендациях.
[б] Первая цифра – уровень А, вторая – уровень Б.
[в] Подразумевается, что облучение отдельных лиц не превышает 30 рад, если средняя доза соответствующей группы населения не превышает 10 рад.

водоносные горизонты. Небольшое количество высокоактивных вод с долгоживущими изотопами направляется на хранение в специальные емкости.

Опыт эксплуатации Белоярской, Ново-Воронежской и других атомных электростанций (АЭС) показывает, что радиационная обстановка в рабочих помещениях вполне благоприятная. Уровни облучения персонала на АЭС значительно ниже 5 бэр/г. Радиоактивные выбросы в атмосферу на АЭС составляют 100-500 Ки/сут по инертным газам и не более 10^{-3} Ки/сут. по аэрозолям. Выброс в атмосферу йода-131 не превышает 0,05 Ки/сут.

Многолетний опыт эксплуатации предприятий атомной промышленности и энергетики позволяет констатировать, что при нормальных условиях радиационная обстановка как внутри предприятий, так и в окружающей среде вполне благоприятна. Вместе с тем, аварийные ситуации, при которых возможно переоблучение людей, ставят проблему предотвращения и ликвидации радиационных аварий. Разработка критерия для принятия неотложных решений при аварийной ситуации – одно из важнейших звеньев в этой проблеме. В качестве примера можно остановиться на аварийной ситуации, связанной с загрязнением территории радиоактивным йодом-131, одним из наиболее опасных изотопов при аварийном выбросе в атмосферу радиоактивных веществ на ядерных реакторах.

Разработанный в СССР "Критерий для принятия неотложных решений" представляет собой уровни облучения и загрязнения, аргументирующие необходимость принятия определенных мер защиты населения либо отсутствие такой необходимости. Решения принимаются на основании сравнения оцененных (прогнозированных) уровней опасности с уровнями А и Б критерия (см. табл.VI).

Уровень А. Если опасность не превосходит уровня А, то нет необходимости принимать экстренные меры, связанные с временным нарушением нормальной жизнедеятельности населения.

Уровень Б. Если опасность достигает и превосходит уровень Б, необходимо предпринять экстренные меры, даже если они связаны с временным нарушением нормальной жизнедеятельности населения и народнохозяйственного функционирования территории.

Если опасность превосходит А, но не достигает Б, то или иное решение принимается сообразно обстановке и местным условиям. Вследствие того что критерий содержит не один ориентировочный уровень опасности, он допускает определенную гибкость при принятии решений сообразно конкретным обстоятельствам и в то же время позволяет избежать серьезной недооценки или переоценки опасности. Этот критерий является составной частью программы радиационной защиты населения СССР при аварийной ситуации.

EVALUATION OF LONG-TERM EFFECTS OF EXPOSURE TO INTERNALLY DEPOSITED RADIONUCLIDES*

L.K. BUSTAD, M. GOLDMAN, L.S. ROSENBLATT
University of California, Davis, Calif.

C.W. MAYS
University of Utah, Salt Lake City, Utah

N.W. HETHERINGTON
Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, Calif.

W.J. BAIR
Pacific Northwest Laboratory, Richland, Wash.

R.O. McCLELLAN
Lovelace Foundation, Albuquerque, N.Mex.

C.R. RICHMOND
U.S. Atomic Energy Commission, Washington, D.C.

R.E. ROWLAND
Argonne National Laboratory, Argonne, Ill.,
United States of America

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

EVALUATION OF LONG-TERM EFFECTS OF EXPOSURE TO INTERNALLY DEPOSITED RADIONUCLIDES.

Although the late effects of low-level exposure to internal emitters are dependent on the physical and metabolic behaviour of the radionuclide, they are quantitatively and qualitatively similar to the effects from partial- or whole-body external irradiation. Dose-response relationships are summarized for a variety of exposure regimens of bone-seeking radionuclides, radioiodine, and tritium in man, swine, dogs, rodents, and non-human primates in the USA, the Federal Republic of Germany, Sweden and the USSR. No bone tumours have been seen following radium injections in any dog receiving $\lesssim 5 \times 10^5$ mrad to the skeleton over 11 years of exposure, nor in man with $< 10^6$ mrads over 40 to 50 years of exposure. These data suggest a sigmoid dose response like that for the β-emitter ^{90}Sr, which features a low-risk region. No radiation-induced late deleterious effects from ^{90}Sr in dogs have been seen at levels up to 5×10^5 mrad in 10 years. Even at ^{90}Sr levels with a high risk for tumour induction, no effects on reproduction have been demonstrated. Survival rates at all tested levels are comparable to controls when corrected for radiogenic tumour induction. At the same dosage patterns and durations, ^{3}H, ^{137}Cs, and other radionuclides with total-body distribution elicit the same dose-effect responses as X- or γ-irradiation and present no unique hazards. Cumulative incidence rates for ^{226}Ra-induced bone tumours were fitted using a logistic model. Results were extrapolated to near-background doses; the curvilinear model fit the data reasonably well. This model appears to be general and useful for other internal emitters as well as external radiation. The model suggests that a practical threshold obtains when the rate of tissue injury appears to be less than the repair capability during the life of the cells at risk. The spatial and temporal relationship of dose rate and cell distribution pattern appears to be the major determinant in radionuclide hazard evaluation.

* Work supported by the U.S. Atomic Energy Commission.

EVALUATION DES EFFETS DIFFERES D'UNE CONTAMINATION INTERNE PAR DES RADIONUCLEIDES.

Bien que les effets différés d'une faible contamination interne dépendent du comportement physique et métabolique des radionucléides, ils sont quantitativement et qualitativement semblables à ceux d'une irradiation externe partielle ou totale. Les variations des effets observés aux Etats-Unis, en République fédérale d'Allemagne, en Suède et en URSS en fonction de la dose reçue sont résumées pour divers modes de radioexposition à des éléments ostéotropes, au radioiode et au tritium, chez l'homme, le porc, le chien, les rongeurs et les primates non hominiens. Aucune tumeur des os n'a été décelée à la suite d'injections de radium chez des chiens dont le squelette a ainsi reçu une dose inférieure à 500 rads pendant une durée de 11 ans, ni chez l'homme ayant reçu moins de 1000 rads pendant 40 à 50 ans. Ces résultats suggèrent une courbe de réponse sigmoïde, comme pour l'émetteur β ^{90}Sr, dont la courbe présente une région de risque minimal. Aucun effet nuisible tardif dû à ^{90}Sr n'a été observé chez des chiens ayant reçu jusqu'à 500 rads en 10 ans. Même pour des doses de ^{90}Sr à fort risque d'apparition de tumeurs, aucun effet sur la reproduction n'a été démontré. Les taux de survie pour toutes les intensités étudiées sont comparables à ceux des témoins, après correction pour la tumeur radioinduite. Pour les mêmes distributions de dose et les mêmes durées, ^{3}H, ^{137}Cs et d'autres radionucléides répartis dans tout l'organisme obéissent aux mêmes courbes de réponse dose-effet que dans le cas d'irradiation X ou γ et ne présentent pas de risques particuliers. Les taux cumulés d'incidence de tumeurs des os dues au ^{226}Ra sont prévus par un modèle logistique. Ce modèle est d'un intérêt général: il peut être utilisé pour d'autres émetteurs internes ainsi que pour les irradiations externes. Les résultats ont été extrapolés jusqu'à des doses voisines de la radioactivité naturelle; le modèle curviligne s'applique de façon satisfaisante aux données. Le modèle suggère qu'on atteint un seuil pratique quand le taux de lésion du tissu est inférieur à la capacité de leur restauration au cours de la durée de vie des cellules en question. Les relations spatiales et temporelles du débit de dose avec le mode de distribution des cellules semblent être les facteurs les plus importants pour l'estimation du risque de lésion par les radionucléides.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ДЛИТЕЛЬНОГО ОБЛУЧЕНИЯ РАДИОИЗОТОПАМИ, ПОПАВШИМИ ВНУТРЬ ОРГАНИЗМА.

Хотя действие облучения источниками малой активности, попавшими внутрь организма, зависит от физического и метаболического поведения радиоизотопа, оно качественно и количественно подобно действию частичного или общего облучения от наружного источника. Суммированы данные по относительному влиянию различных доз облучения в широком интервале экспозиций от радиоизотопов, удерживаемых костями; от радиоактивного йода и трития. Эти данные были получены в опытах с людьми, собаками, свиньями, грызунами и нечеловекообразными приматами в США, ФРГ, Швеции и СССР. Доза менее 500 рад, полученная от введенного радия скелетом собаки за 11 лет, не вызывала появления опухоли на костях. То же самое было обнаружено в опытах с человеком при дозе менее 1000 рад за 40-50 лет. Эти данные свидетельствуют о сигмоидной зависимости эффекта от дозы, как это наблюдается в случае стронция-90, который является бета-излучателем и относится к числу менее опасных изотопов. В опытах на собаках с введением стронция-90, при дозах до 500 рад за 10 лет, не было обнаружено никаких вредных последствий, вызванных облучением. Даже при введении такого количества стронция-90, при котором имеется высокая степень риска появления опухоли, влияния на воспроизводство потомства не наблюдалось. При всех испытанных уровнях дозы наблюдаемое выживание было сравнимо с выживанием в контрольных опытах с учетом поправки на появление радиогенной опухоли. При одинаковых значениях доз и продолжительности облучения тритий, цезий-137 и другие радиоизотопы, распределяющиеся по всему организму, обнаруживают такой же эффект, что и рентгеновское или гамма-излучение, не представляя специфической опасности. При введении радия-226 в костные опухоли мощности кумулятивных доз хорошо согласовались с расчетной моделью. Результаты экстраполировались почти до фоновых значений дозы. Полученные данные довольно хорошо укладываются на модельную кривую и могут быть использованы для йода-131, радия-224 и плутония-239, попавшего через дыхательные пути. Модель показывает, что практический порог соответствует моменту, когда скорость повреждения ткани меньше, чем способность ткани к восстановлению в течение времени жизни клетки, подвергающейся воздействию излучения. Пространственное и временное соотношение мощности дозы и распределительных характеристик клетки, по-видимому, является определяющим в оценке опасности от воздействия того или иного изотопа.

EVALUACION DE LOS EFECTOS A LARGO PLAZO DE LA EXPOSICION INTERNA A RADIONUCLIDOS.

Aunque los efectos tardíos de la exposición de baja intensidad a emisores internos dependen del comportamiento físico y metabólico de los radionúclidos, son cuantitativamente y cualitativamente análogos a los efectos de la irradiación externa parcial o de cuerpo entero. Se resumen en esta memoria las rela-

ciones dosis-respuesta para una variedad de regímenes de exposición de radionúclidos osteófilos, yodo radiactivo y tritio en el hombre, cerdo, roedores, perros y primates en los Estados Unidos de América, en la República Federal de Alemania, en Suecia y en la URSS. No se han apreciado tumores de huesos como secuela de las inyecciones de radio en ninguno de los perros que recibieron $<\sim 5 \cdot 10^5$ mrads en el esqueleto durante una exposición de 11 años ni en hombres con $< 10^6$ mrads durante una exposición de 40 a 50 años. Estos datos sugieren una curva sigmoide como la del emisor β, ^{90}Sr, que presenta una región de poco riesgo. No se han observado ningunos efectos perjudiciales tardíos provocados por irradiación con ^{90}Sr en perros a dosis de hasta $5 \cdot 10^5$ mrads en 10 años. Incluso para exposiciones de ^{90}Sr, que suponen un elevado riesgo de inducción de tumor, no se han comprobado efectos sobre la reproducción. La proporción de supervivientes en todas las dosis ensayadas es comparable a la de los controles tras corrección para la inducción de tumores radiogénicos. Para las mismas dosis y duraciones, el ^{3}H, el ^{137}Cs y otros radionúclidos con distribución de cuerpo entero producen las mismas curvas de dosis-respuesta que la radiación X o γ y no presentan riesgos especiales. Los índices cumulativos de incidencia de tumores óseos debidos al ^{226}Ra se ajustaron utilizando un modelo logístico. Se extrapolaron los resultados hasta valores próximos a los del ruido de fondo; el modelo curvilíneo se ajusta a los datos bastante bien. Este modelo parece ser general y útil en el caso de otros emisores internos y de radiaciones externas. El modelo sugiere que se obtiene un umbral práctico de riesgo cuando la lesión del tejido progresa menos que la capacidad de regeneración durante la vida de las células. Las relaciones espaciales y temporales de dosificación con la distribución de células parece ser el determinante principal en la evaluación del riesgo de los radionúclidos.

The purpose of this paper is to summarize the late effects of exposure of animals and man to some of the more biologically significant radionuclides. For this discussion several nuclides were chosen that are of practical significance and that represent a spectrum of radiation dosage and effects models that can be expected from exposure to internally deposited radionuclides. The most common late effect observed following large doses of these radionuclides is the early appearance of tumors in the irradiated tissues. Although the basic molecular mechanisms associated with cancer induction from radiation are not fully understood, observations to date indicate five general conclusions, which will be specifically illustrated for the radionuclides chosen.

(1) The effects appear to depend upon the distribution of the radionuclide and its characteristics (α, β, and/or γ) and whether the emitted radiation energy is uniformly or nonuniformly distributed among the cells at risk.

(2) The dose rate from radionuclides is generally protracted rather than acute, and is continually changing. Thus, dose-effect relationships from internally deposited radionuclides require consideration not only of the total radiation absorbed dose, but of the dose-rate pattern by which it was acquired.

(3) Sites of effects are those cells which are irradiated and radiation-induced tumors are usually found in tissues in which cellular injury has been seen.

(4) At low and intermediate radiation dosage patterns, the major endpoint has been tumorigenesis, which appears to account entirely for any life-shortening observed. With very high levels of administered radioactivity, life shortening may be quite marked and not solely due to tumorigenesis; while at exceedingly low levels of radiation, in which tumorigenesis is rare or absent, no life-shortening effect has been observed relative to comparable unirradiated populations.

(5) No unique hazards from internal emitters are apparent when the dosage pattern is comparable to exposure to X- or γ-radiation administered externally.

Table I. Some biophysical values for radionuclides discussed [1]

Radionuclide	Critical organ	Max. permissible body burden (MPBB) (μCi)	Effective half-life (days)	168 hr wk Max. permissible conc. water (μCi/ml)	168 hr wk Max. permissible conc. air (μCi/ml)
^{3}H	Body tissue	1,000	12	3×10^{-2}	3×10^{-6}
^{90}Sr	Bone	2	6.4×10^{3}	4×10^{-6}	4×10^{-10}
^{131}I	Thyroid	0.7	7.6	2×10^{-5}	3×10^{-9}
^{137}Cs	Total body	30	70	2×10^{-4}	2×10^{-8}
^{224}Ra	Bone	0.6	<4	2×10^{-6}	2×10^{-10}
^{226}Ra	Bone	0.1	1.6×10^{4}	1×10^{-7}	1×10^{-11}
^{239}Pu	Bone	0.04	7.2×10^{4}	5×10^{-5}	6×10^{-13}

Of greatest concern to man are radionuclides that have a high fission yield, and/or a moderate to long half-life, and/or are metabolically important in that they traverse the food chain to man or are inhaled or absorbed from water or directly through skin. These criteria were applied in choosing several significant radionuclides for review; they are: tritium, cesium, iodine, plutonium, radium, and strontium (Table I) [1]. Data on atmospheric release of fission products and subsequent biospheric transport indicate that the radionuclides of iodine, strontium, and cesium may contribute over 70% of the total estimated maximum radiation dose over the first 30 yr of an individual's life [2].

Recently, attention has been focused on evaluation of potential radioactive contamination of the biosphere from power reactor and fuel reprocessing plant releases. The distribution of radionuclides that may be released from nuclear-fueled power generation plants is quite different from that due to nuclear weapons testing, since the former situation is local and controlled and the latter is not. The difference is illustrated by a 10-yr survey by the US Public Health Service. No radioactivity attributable to reactor operations was observed in the rain water, surface drinking water, soil, vegetation, wild-life, or fish in the vicinity of the Dresden Nuclear Power Station near Chicago, Illinois [3]. Pressurized water nuclear reactors produce considerable quantities of tritium in their operation, while radionuclides of the noble gases predominate in the releases from boiling water reactors. Although the current levels of tritium release represent no significant biologic hazard, this radionuclide is included in the discussion. Radionuclides of the noble gases are not discussed as they are principally an external radiation source, do not enter the food chain, and do not add significant risk of exposure above background radiation levels under normal reactor operations.

Internally deposited radionuclides administered in lethal doses do not produce late effects of the sort that we are considering here. Some of the major "late effects studies" in progress or completed, on low and intermediate dosages in animals and man--are summarized in Table II. To facilitate comparison, we have converted all radioactivity units to μCi and all absorbed radiation dosage units to mrads and rates to mrads per day.

Any evaluation of radiation dose-effect relationships is significant only to the extent that adequate data are available on the size of the control population and baseline level and incidence rate of a specific endpoint, as well as the temporal and spatial pattern of absorbed dosage by

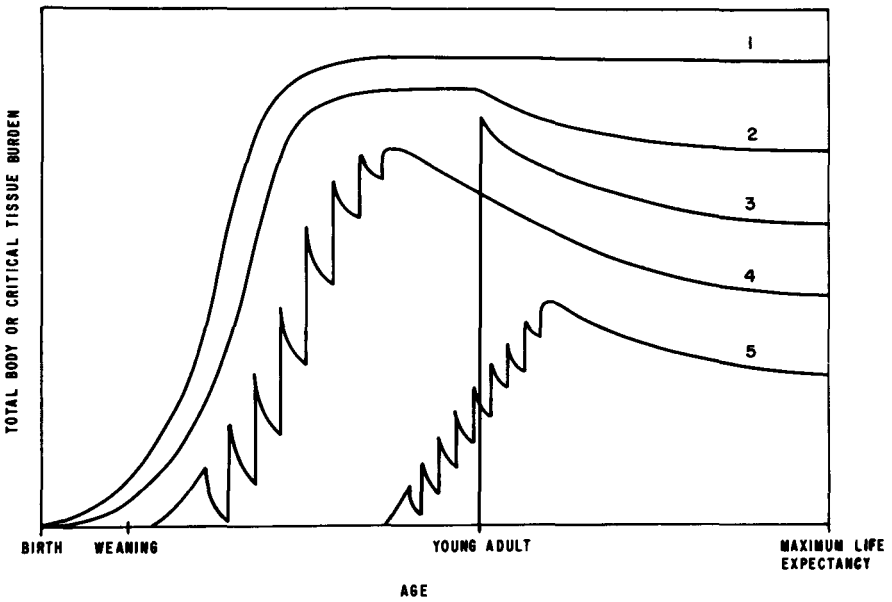


FIG. 1. Types of exposure patterns used in long-term radionuclide studies: (1) constant intake at a given ratio of diet or body weight; (2) as in 1, with intake discontinued at a given age; (3) single exposure; (4) multiple, equal doses during early life; (5) multiple, equal doses starting at adulthood.

the critical tissue. Omission of any of these factors confounds evaluation. The temporal dose rate pattern to critical cells, tissues, or the total body for the studies considered here are schematically represented in Fig. 1. Major points in common among all of these studies are a long exposure period relative to experiments on acute external irradiation exposures, either singly or fractionated; and the fact that, in general, the dose rate continually changes. It is important to recognize that biologic concentration and redistribution processes may cause local increases in dose rate at the same time that the total body burden is diminishing. Dosimetry at the cellular and subcellular levels is critical and difficult. In the case of high LET radiation from alpha-emitting radionuclides, a single track can deposit an intense radiation dose within one or two cells and have minimal effect on adjacent cells. In the case of tritium, the mean path length of the beta particle is approximately that of a typical cell nucleus, it is essential for dosimetry that the intracellular molecular distribution of the tritium be accurately known.

RADIONUCLIDES WITH TOTAL BODY DISTRIBUTION

Tritium

Tritium has always been a component of the biosphere. About 100×10^{12} μCi are continually present at concentrations of 10 TR or less (1 TR = 1 $^{3}H/10^{18}$ H atoms). It is estimated that by the year 2000, nuclear power generation fission product ^{3}H will increase the dose rate by about 10^{-3} mrads or only 10^{-5} of the 100 mrad average annual background radiation dose to a standard man [32]. The ubiquitous distribution of hydrogen throughout the body and the absence of any metabolic differential handling of tritium serves as the basis for the total body to be considered at risk in radiologic

TABLE II. SUMMARY OF SOME RADIONUCLIDE LATE EFFECT STUDIES

RADIONUCLIDE	SPECIES	NO. IN STUDY	EXPOSURE PATTERN	AGE AT EXPOSURE	DOSAGE UNIT	END POINT	REF.
^{137}Cs	DOG	73	SINGLE OR MULTIPLE INTRAVENOUS (IV) INJECTIONS	5, 13 MONTHS OR 2-6 YR OLD WHEN INJECTED	900-4,300 μCi/Kg & 700-1,600 CUM RADS	NEOPLASIA, LIFE SPAN	[4,5]
	DOG	66	SINGLE IV	YOUNG ADULT	370-2,800 μCi/Kg	NEOPLASIA, LIFE SPAN	[6]
^{131}I	SHEEP	160 ADULT EWES + 64 OFFSPRING	DAILY INGESTION	ADULTS & IN UTERO--DAILY INGESTION FOR LIFETIME	0.15, 0.5, 1.5, 5, 15, 45, 135, 240, 1,800 μCi/DAY	THYROID NEOPLASIA	[7,8]
^{131}, ^{132}I, ^{133}, ^{135}I	MAN	243 EXPOSED + 271 CONTROLS	INGESTION CHIEFLY	2 d EXPOSURE	55-1,400 x 10^3 mRADS TO CHILDREN'S THYROIDS & 14-160 x 10^3 mRADS TO ADULT THYROID	THYROID NEOPLASIA	[9]
^{239}Pu (CITRATE)	BEAGLE DOG	85	SINGLE IV	1.5 YR	0.016-2.9 μCi/Kg	OSTEOSARCOMA BILE DUCT TUMOR	[10, 11]
$^{239}Pu\ O_2$	MOUSE	748	INHALATION	4, 6, 9 or 12 MO	0.00004-.0007 μCi/LUNG	LIFE SHORTENING	[12]
	DOG	~100	INHALATION	ACUTE DOSE TO ADULTS	CUM RADS >2.5 x 10^6 mRADS	NEOPLASIA	[13-15]
^{224}Ra	MAN	898	IV (FRACTIONATED)	JUVENILE & ADULTS	AVERAGE SKELETAL CUM RADS (ASCR)	SARCOMA	[16]
	RAT	138	SINGLE INTRA-PERITONEAL (IP)	NOT STATED	5-40 μCi/Kg	OSTEOSARCOMA	[17]
	MOUSE	3,025	SINGLE IP & FRACTIONATED IP	3 WEEKS	5-200 μCi/Kg ASCR	OSTEOSARCOMA	[17]
^{226}Ra	MAN	777	ORAL OR IV (FRACTIONATED)	10-90 YR	ASCR <0.1 μg->100 μg	CARCINOMA, SARCOMA	[18]
	BEAGLE DOG	86	SINGLE IV	1.5 YR	.06-10 μg/Kg ASCR	OSTEOSARCOMA	[19]
		324	IV FRACTIONATED	1.5 YR	0.02-10 μg/Kg ASCR	OSTEOSARCOMA	[20]
	MOUSE	3,210	SINGLE IV	70 d	0.05-120 μg/Kg	OSTEOSARCOMA	[21]
^{90}Sr	MINIATURE SWINE	.800	DAILY INGESTION	ADULTS & FROM IN UTERO FOR LIFETIME	1-3,100 μCi/d	HEMATOPOIETIC NEOPLASM	[22-24]
	BEAGLE DOG	450	DAILY INGESTION	FROM IN UTERO FOR LIFETIME	0.03-36 μCi/d ASCR	NEOPLASIA, HEMATOPOIETIC OSTEOSARCOMA	[20, 25, 26]
		100	SINGLE IV	1.5 YR	0.6-100 μCi/Kg ASCR	OSTEOSARCOMA	[19]
	RAT	3,440	SINGLE IP	3 MO	0.005-500 μCi/Kg ASCR	OSTEOSARCOMA	[27]
	MOUSE	575	SINGLE IP	75 d	200-1,600 μCi/Kg	NEOPLASIA	[28]
		965	SINGLE IV	70 d	1.3-9,330 μCi/Kg	NEOPLASIA	[29]
		424	ORAL	3, 6, 9, & 20 WEEKS FOR 1 WEEK	0.35 + 2 5 μCi/g FOOD	LIFE SPAN & NEOPLASIA	[30]
	RABBIT	50	SINGLE IP	2 d, 6-8 WEEKS, 1-3 YR	50-1,000 μCi/Kg	NEOPLASIA, LIFE SPAN	[31]

protection evaluation. The ICRP value of 1000 μCi maximal permissible body burden is the highest for any radionuclide. Animal studies have shown acute lethality when tissue dose levels of 1000 μCi/g are reached [33,34]. For man, the equivalent would be a body burden of ~7 x 10^7 μCi! Furthermore, man's tritium (and hydrogen) is in constant flux and is rapidly excreted (exchanged) after equilibrium is reached. In long-term animal studies mutagenic and carcinogenic effects have been observed only when critical tissue levels exceed 1 μCi ^3H/g with associated dose rates to cell nuclei of about 8,000 mrad/d--almost 300,000 mrad/yr [35]. The difference between this value and the estimate for the year 2000 is a factor of ~380 million. Although some tritium will become incorporated into tissue components, including DNA, it is not likely that a concentration and dose rate factor greater than 10 can be achieved. It is misleading and totally unrealistic to relate effects solely from tritiated thymidine injections into animals at levels above 1 μCi/g to possible consequences of exceedingly small concentrations of ^3H released to water from nuclear power reactor operations [36-38].

Cesium

Major late effects studies on cesium-137 in long-lived animals are limited to those in Beagle dogs [4-6] (Table II). The doses administered included high levels that resulted in manifestations of the acute radiation syndrome. In both experiments, the cumulative dose to death was 0.8-1.2 x 10^6 mrads, and it was concluded that the early deaths resembled those following whole-body irradiation. If the animals survive for 60 days following high levels of ^{137}Cs they recover and appear normal for many years. Although neither study is complete, the ANL study [4,5] was initiated in 1961 and some late effects are being seen. No unusual pathologic conditions have been observed in the irradiated animals but the total incidence of disease is higher. If the trend continues, significant life-shortening and pathologic changes will result in the 43 dogs that survived the acute phase of the study (60 days following ^{137}Cs administration). These late changes are certainly expected, since the 30 day cumulative whole-body radiation dose exceeded 690,000 mrad and the infinite gamma dose equaled or exceeded 700,000 mrads for some animals. The Lovelace Foundation studies will provide additional data in a similar dosage range [6].

The data on late effects in man following exposure to ^{137}Cs are limited to one case, a Russian who ingested about 4,000 μCi. Effects observed were depression in leukocyte numbers and some central nervous system changes [39]. There have apparently been no long-term studies in rodents that have produced definitive dose-effect relationships relative to incidence of neoplasia and life shortening. One study in rats did show lifespan shortening of about 50% following a single injection of 6,700 μCi ^{137}Cs/kg (total body dose 1.3 x 10^6 mrads)[40].

RADIONUCLIDES WITH SPECIFIC ORGAN CONCENTRATION

Radioiodine-thyroid

For over 25 yr radioiodine has been widely used in diagnostic and therapeutic medicine, and thousands of people and experimental animals have received doses varying from a few μCi to hundreds of mCi. As a result of these applications, along with some accidental exposures to fallout in the South Pacific, some late effects of radioiodine in man have been documented. These late effects are chiefly thyroid neoplasia and hypothyroidism due to radiation damage to the thyroid gland; studies in animals confirm these findings (Table II). Although leukemia has been suggested as one of the complications of large doses of radioiodine, follow-up studies on 36,000 hyperthyroid patients treated with ^{131}I or surgery do not substantiate this suggestion [41]. In any case, the increased probability of leukemia induction following radioiodine administration is very low, since the total body dose per 1,000 μCi ^{131}I is only about 1,000 mrads and the usual radioiodine therapeutic dose for hyperthyroidism is less than 10,000 μCi.

The thyroid gland of adult man and animals is not very radiosensitive unless cells are stimulated to divide. Several million millirads are required to affect thyroid function. However, the reproductive integrity of thyroid epithelial cells is quite low and susceptible to radiation effects. This is substantiated by several studies in animals in which thyroid function appears normal following radioiodine administration, however, when stimulated to proliferate by goitrogenic drugs the thyroids fail to manifest the degree of hypertrophy and hyperplasia manifested by the control animals [42].

Although the thyroid glands of the young may not be any more sensitive than those of adults when induced to proliferate by thyroid stimulating hormone, the thyroids of young must be considered more sensitive. This obtains because the thyroid of the young is growing rapidly and incorporates

about the same amount of radioiodine as the adult gland even though it is much smaller in size. This differential concentration favoring the young is also noted in late fetal life [43].

Plutonium-lung, liver, bone

Since only 0.003% of ingested plutonium (either soluble or insoluble) is absorbed from the gastrointestinal tract, inhalation and punctures are the primary routes of plutonium contamination [44]. While large quantities of plutonium have been handled in the United States and elsewhere, there has been no reported instance of biologic effects attributable to the pulmonary deposition of plutonium in man. Following puncture wounds in man, however, some skin changes have been observed [44] including a precancerous lesion [45]. Pathologic changes have been observed in experimental animals given large quantities of plutonium intradermally [46], intravenously, or by inhalation (Table II). At the lowest level of intravenous injection used (0.016 μCi/kg) in Beagles, osteosarcomas were observed following 86,000 mrads averaged over the skeleton [10]. At the same and higher levels bile duct tumors were observed [11] consequent to liver deposition and translocation of ^{239}Pu.

Death from severe radiation injury, including cardiopulmonary insufficiency, has been reported in dogs within one year after pulmonary depositions of more than 0.1 μCi/g of lung (Table II). A long-term study on a group of 40 Beagles with initial depositions less than 0.1 μCi $^{239}Pu\ O_2$/g lung (particles of 1.8-8.5 μm activity mass aerodynamic diameter) indicated that, at decreasing exposure levels pulmonary neoplasias were induced consequent to alpha irradiation of the lung from diffusely scattered (approximately 10^7 initially) particles of plutonium oxide. Ten years after initial exposure, 30 of the animals had died or were sacrificed when death was imminent, and five others were sacrificed for tissue distribution studies. Of these 30 dogs, 22 had primary pulmonary tumors; of the 5 survivors, 4 show radiographic evidence of lung neoplasia. The tumors have all been classified as bronchiolar adenocarcinomas; in addition, 2 squamous cell carcinomas and 3 epidermoid carcinomas have been observed. The lowest lung burden observed terminally (10 yr following exposure at a dose found to be tumorigenic) was approximately 0.05 μCi which, over the nine years at risk, had delivered an average pulmonary cumulative dose of over 2.5 million millirads. The initial pulmonary deposition was a factor of 10 to 15 above the terminal burden. Over 2.5 million mrads of cumulative pulmonary radiation dose absorbed over about five yr have been associated with lung tumor induction where the terminal lung content was 0.1-0.3 μCi. The total doses are based on an assumption of uniform distribution within the lung and an exponential lung clearance model although nonuniformity in distribution has been clearly shown by microautoradiography. Due to the dual modality of death (high dose radiation pulmonary fibrosis, intermediate dose pulmonary tumor) and problems relating to the temporal and spatial distribution of the dose and its estimation, it is difficult to establish an accurate dose-response relationship. As one of us (WJB) recently stated: "Although one might be inclined to believe that there is a certain radiation dose below which cancer is not induced, the available data are not conclusive. Most radiation biologists hold a more conservative view, that the relationship between cancer incidence and irradiation dose is linear. However, it is conceivable that at very low radiation doses, the cancer induction or appearance time might exceed the normal life span of the individual.....This value appears to be less than 0.005 μCi/g of lung and is, in a sense, a practical threshold for the induction of lung cancer in Beagle dogs by inhaled $^{239}Pu\ O_2$" [47].

With regard to the dosimetry problem, average concentrations of Pu were 100 to 1,000 times higher in thoracic lymph nodes than in lung tissue 5 to 9 yr following inhalation exposure. The data on tumor induction, however, indicate that the lymph tissues might be more resistant to radiation effects, although cases of lymphangiosarcoma, capillary hemangioma, and lymphoma have

been observed in dogs presenting primary neoplasia in the lung. The results of $^{239}Pu\ O_2$ inhalation studies on 800 mice indicated that initial lung concentrations of 0.00016 to 0.0029 μCi/g lung did not influence lifespan, regardless of age at exposure, and did not induce malignant tumors [12].

^{224}Radium-bone

About 15-25 yr ago, about 2,000 German patients were injected with ^{224}Ra in divided doses for the "treatment" of tuberculosis and ankylosing spondylitis [16]. Ever since, Spiess has studied delayed effects in 220 of these patients injected as juveniles and 678 injected as adults. Bone sarcomas, probably most of them radiation-induced, were reported in 36 juveniles and 17 adults. Although the data do not rule out a linear dose-response relationship, other relationships, including a "practical threshold" at low doses, are also possible. In terms of average skeletal dose and assuming a linear response model, the risk of induced bone sarcomas per 10^5 mrads during the 20 yr after injection is about 1.5% for juveniles and 0.9% for adults.

The lowest average skeletal dose among patients developing bone sarcoma was in an injected adult, and was about 8×10^5 mrads to endosteal cells 0-10 μm from mineralized bone surfaces if one assumes that half of the skeletal ^{224}Ra decayed on bone surfaces. Averaged over the entire skeleton the dose would be about 9×10^4 mrads.

From the stated linear relationships, only one case of bone sarcoma is predicted for patients in Spiess' study with doses below those producing sarcomas. Thus, the absence of bone sarcomas at relatively low-doses disproves neither the "linear" nor the "threshold" relationship for ^{224}Ra in man.

A new series of about 3,000 adult German patients, each typically injected with a total of 280 μCi ^{224}Ra (calculated average skeletal dose = 5.6×10^4 mrads) is to be studied by Dr. Fritz Schales and co-workers. Proper follow-up of these cases may rule out one of the possible relationships.

In contrast to the 53 cases of bone sarcoma, only 3 leukemias have been observed and it is uncertain whether or not they were radiation-induced. The short-range α-particles from ^{224}Ra do not penetrate deeply into the marrow, possibly accounting for the infrequency of leukemia. None of the 31 soft-tissue tumors seems positively related to irradiation, but correlations may emerge as more data become available.

The toxicity of ^{224}Ra is also being studied in mice and rats [17]. Early data indicate that bone tumors can be induced by 5 μCi/kg ^{224}Ra.

^{226}Radium-bone

Most of the late-effects data in man are from studies of the ^{226}Ra toxicity experience in the radium watch dial luminizing industry in the early 1900s [48-50]. Inadvertent ingestion of paint containing ^{226}Ra resulted in absorption and skeletal deposition of the α-emitter and induced a spectrum of dose-related effects including sarcomas, carcinomas, and myeloproliferative disorders. The documented bone and marrow effects in man have been reproduced in studies on mice, dogs, and other animals and are the major basis for extrapolation of animal experimental results to man (Table II). Although most of the persons with body burdens in excess of 10 μCi ^{226}Ra have died, many elderly survivors with body burdens near the 0.1 μCi ^{226}Ra MPBB are still being studied. In almost every case the initial ^{226}Ra burden has been estimated utilizing various metabolic models from which estimates of cumulative absorbed skeletal doses are computed. At this time no radiogenic tumors have been reported in persons with accumulated radiation doses estimated to be below ~1 million mrads. These estimates correspond to current body burdens below 0.3 μCi ^{226}Ra, three times the MPBB. Of interest is the observation of early fatal marrow dyscrasia at high levels (10-100 times MPBB), followed by osteosarcomas and adjacent carcinomas and,

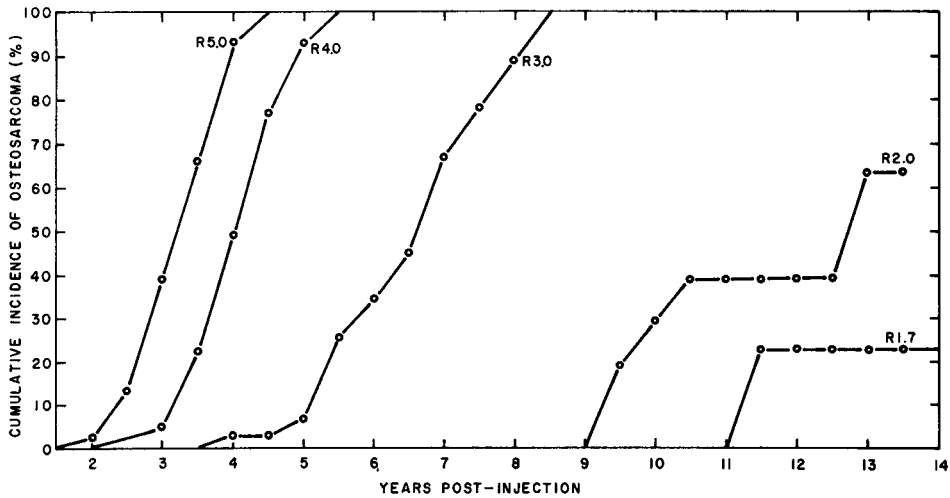


FIG. 2. Cumulative incidence rates for osteosarcoma in Beagles injected with ^{226}Ra. The numbers, R50, R40, etc., refer to dose levels (see Fig. 4).

at 2-10 times MPBB, by some epithelial carcinomas in tissues close to bone (paranasal sinuses, meninges). Currently under study are some 800 cases, almost 600 of whom are alive, for whom radiation doses have been calculated [18]. To date 51 sarcomas and 20 carcinomas have been identified with what appears to be a dose-dependent incidence. Animal studies, especially on dogs administered ^{226}Ra as young adults, show osteosarcomas after about 2-3 yr exposure with cumulative doses to bone of about 10^7 mrads. At lower doses ($< 5 \times 10^5$ mrads), the time to appearance of the first tumor is logarithmically extended. Although many of the lower level dogs are still alive, the continuity of effects from high to low dose suggests that a practical threshold may be estimated by analysis of the data to date in terms of cumulative incidence rate curve of risk, for each dose and time for the population at risk.

Of particular concern in evaluating the data on α-emitters is the problem of temporal and spatial local dose distribution to critical cells and tissues. A significant fraction of the radiation dose is absorbed by marrow cell elements soon after exposure, causing prompt leukopenia at high dosages [51] and increased leukemia risk [52]. As the burden is reduced and redistributed with continued bone remodeling (and burial of initial deposition), the marrow dose rate decreases but bone cells continue to be at risk. It is of interest to note that osteosarcoma RBE's for ^{228}Th, ^{239}Pu, ^{228}Ra as well as ^{90}Sr relative to ^{226}Ra [19] are comparable to hematologic RBE's for the same dogs as measured by leukocyte depression during the first yr after injection [53].

^{90}Sr-bone

From the numerous lifespan studies using ^{90}Sr (Table II) there is agreement that carcinogenesis, mainly leukemias and sarcomas, is the major endpoint following irradiation of skeletal tissue. At very high dose rates deaths are caused by hematopoietic dyscrasias. Exposure during fetal life increases the incidence of fatal hematopoietic diseases in dogs and miniature swine. Strontium-induced hematopoietic disease in the Beagle encompasses a spectrum of myeloproliferative syndromes (MPS) ranging from myeloid metaplasia with

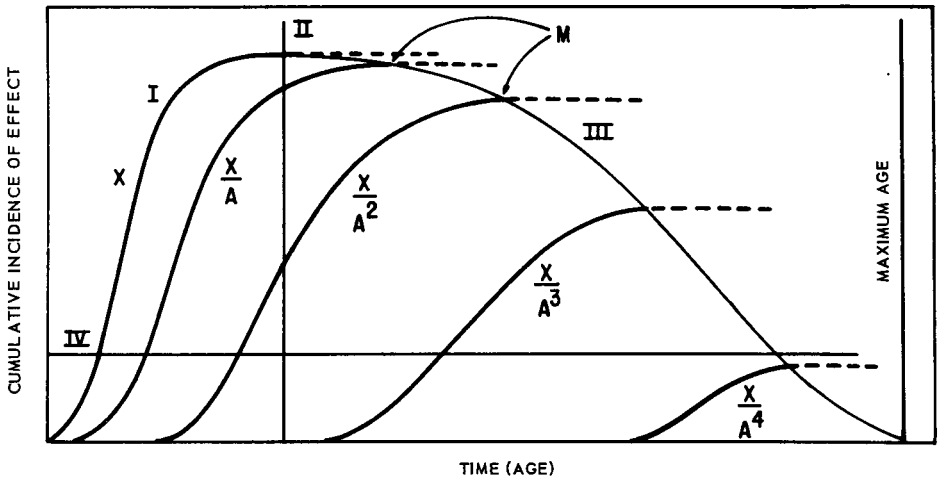


FIG.3. The logistic model, showing four possible estimates of response-dose-time relationships. The doses, X, X/A, etc., refer to graded doses which are equidistant on the log scale.

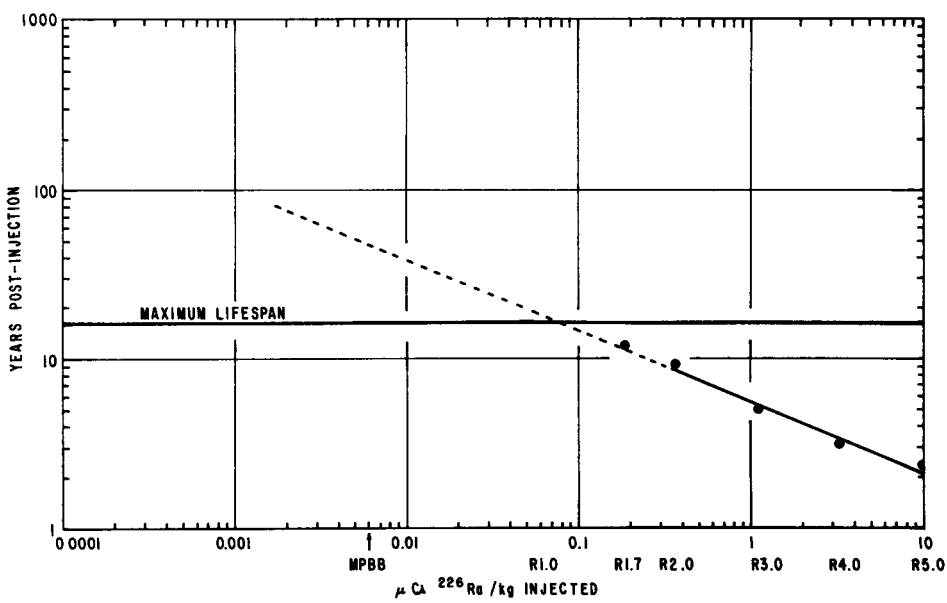


FIG.4. Ages at which a 10% cumulative incidence of osteosarcoma would be expected. Calculated from the data shown in Fig. 2 (R5 = R50, etc.). (MPBB: maximum permissible body burden.)

myelofibrosis to frank granulocytic leukemia [20,54]. In swine, lymphoproliferative disorder is also seen [55]. In dogs with MPS, bone marrow doses were approximately 1,500 mrad/day and at least one yr was required before symptoms were noted. Feeding doses about 25 and 4 μCi ^{90}Sr/day in swine and dog, respectively, were required to produce more hematopoietic disorders than occurred in controls. These ingested levels produce comparable dose rates

to bone and marrow (~2,000 mrad per day). Adult dogs given single IV injections of ^{90}Sr had a high incidence of bone sarcomas 2-3 yr later with skeletal dose rates of about 10,000 mrads/day. Osteosarcomas are now being seen in dogs receiving 2/3 this dose rate (6,000 mrad/day or a cumulative dose of 5 million mrads)[10]. In the dog and swine, radiation-induced hematopoietic disorders and sarcomas are not linearly related to dose from either ingested or injected ^{90}Sr.

Mice fed or injected with ^{90}Sr had osteosarcomas as well as leukemia after accumulating 4 million mrads [29,56]. Studies in mice have failed to show an age dependency for osteogenic sarcoma induction [30]. Generally, dose response in animal studies with ^{90}Sr are nonlinear. Studies of a more limited nature on rabbits [31] and monkeys [57] are in substantial agreement with those noted above.

Neoplasia is the only non-acute factor affecting lifespan in animals exposed to ^{90}Sr. Doses that do not induce neoplasms do not appear to affect lifespan. Further, no abscopal effects have been noted; that is, only tissues subjected to continual radiation at high dose rates are affected. Soft tissues, including gonads contain 10^{-4}-10^{-3} of the ^{90}Sr concentration in bone; in dogs whose skeletal dose rate is approximately 20,000 mrads/day, the measured ^{90}Sr dose to the gonads is on the order of 2 mrads/day [58].

In dogs [59] and swine [23,60] neither litter size nor deaths during infancy have been affected by feeding ^{90}Sr to dams during gestation and lactation. No adverse reproductive effects relative to controls were noted in either species at feeding levels 1,000-2,000 times comparable MPBBs. The radiation doses employed are at least 10 times the dose that would cause acute lethality if administered to the total body [28]; conversely, they are about 6,000 times the whole-body radiation rate from natural background. Neoplasias have arisen only in tissue sites subjected to continued assault from high radiation doses. Tissues and cells out of range of the beta irradiation appear unaffected.

LOGISTIC MODEL FOR EVALUATION OF THE DOSE-RESPONSE RELATIONSHIP

The problems of extrapolation of tumor incidences to low, near-background levels of irradiation are well known [61]. In order to take into account the numbers of individuals at risk at all times, it is preferable to use a life-table method. Cumulative incidences have been employed in reporting data [21,29,62] but have not heretofore been utilized in extrapolations to low doses.

Cumulative incidence rates plotted against time have an S-shaped configuration that may be fit by the logistic (growth) curve [63]. That the logistic curve represents the data functionally has been amply shown [64]. The family of cumulative incidence rate curves produced by a number of dose-level groups forms a pattern which is the basis of a three-dimensional surface: biological response, dose, and time. The model may be illustrated by data on Beagles injected with ^{226}Ra [19,20], (Fig. 2). The schematic model is shown in Fig. 3, for doses graded to be equidistant on the log scale. Four nonlinear relationships may be estimated, all of which can be fit by the logistic. Relationship I relates cumulative incidence rates of individual dose groups to time; II relates cumulative incidence rates to log dose, time held constant; III relates maximum cumulative incidence rates to log dose and IV relates time required to reach a fixed cumulative incidence rate with log dose.

A type IV relationship is shown in Fig. 4 using the data from Fig. 2. For dogs injected with a dose calculated to produce the MPBB of ^{226}Ra, a 10% cumulative incidence would be expected at about 50 yr of age, or 30 yr after death of the last animal. The data are linear only on a log-log scale.

The model is general in that the pattern shown in Fig. 3 has been observed for data from several species and tumor types as well as for external irradiation.

CONCLUSION

In evaluating the information available, it appears that the most significant deleterious effect of internal emitters in man and experimental animals is the induction of malignant tumors in tissues under irradiation. The tumorigenic doses to cells at risk in the individuals studied are substantial. Assigning risk values to internal emitters, on the basis of experience with radium in man as well as extrapolation from the biologic effects in experimental animals, has shown that the primary differences between internal emitters and external irradiation are the temporal and spatial qualities of the absorbed dose.

ACKNOWLEDGMENTS

The cooperation of our associates is gratefully acknowledged, especially the editorial assistance of E. Haro, the graphic arts assistance of S. Coffelt and K. Shiomoto, the bibliographic assistance of S. Bustad and the competent assistance of R. Rivers and M. Lundquist in the preparation of this manuscript.

REFERENCES

[1] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Pub. No. 2, Report of Committee II, Pergamon Press, Inc., New York (1959).
[2] NG, Y.C., "Estimation of the maximum dose to man from the fallout of radionuclides on agricultural land", Biological Implications of the Nuclear Age, USAEC Symp. Series 16 (1969) 95.
[3] KAHN, B., et al., USPHS Rep. BRH/DER 70-1 (1970).
[4] NORRIS, W.P., POOLE, C.M., REHFELD, C.E., Cesium-137--Current Status and Dosimetry of Survivors, USAEC Rep. ANL-7278 (1966) 98.
[5] POOLE, C.M., NORRIS, W.P., FRITZ, T.E., Cesium-137: Current Status and Late Effects, USAEC Rep. ANL-7535 (1968) 163.
[6] REDMAN, H.C., et al., Toxicity of injected ^{137}CsCl in the beagle dog III, Lovelace Fdn. Ann. Rep. LF43 (1970) 140.
[7] BUSTAD, L.K., et al., Biological effects of ^{131}I continuously administered to sheep, Radiat. Res. 6 (1957) 380.
[8] MARKS, S., BUSTAD, L.K., Thyroid neoplasms in sheep fed radioiodine, J. nat. Cancer Inst. 30 (1963) 661.
[9] CONARD, R.A., DOBYNS, B.M., SUTOW, W.W., Thyroid neoplasia as late effect of exposure to radioactive iodine in fallout, J. Am. med. Assn. 214 (1970) 316.
[10] DOUGHERTY, T.F., Injection tables, Research in Radiobiology, Univ. Utah Rep. COO-119-242 (1970) 50.
[11] TAYLOR, G.N., et al., "Soft-tissue tumors in internally irradiated beagles", Delayed Effects of Bone-Seeking Radionuclides (MAYS, C.W., et al., Eds.), Univ. Utah Press, Salt Lake City (1969) 323.
[12] BAIR, W.J., WIGGINS, A.D., TEMPLE, L.A., The effect of inhaled $Pu^{239}O_2$ on the life span of mice, Hlth. Phys. 8 (1962) 659.
[13] BAIR, W.J., Plutonium Inhalation Studies, USAEC Res. and Dev. Rep. BNWL-1221 (1970).
[14] SANDERS, C.L., Jr., THOMPSON, R.C., BAIR, W.J., "Lung cancer: dose response studies with radionuclides", Inhalation Carcinogenesis, USAEC Symp. Series 18 (1970) 285.
[15] HOWARD, E.B., "The morphology of experimental lung tumors in beagle dogs", Inhalation Carcinogenesis, USAEC Symp. Series 21 (1970) 147.

[16] SPIESS, H., MAYS, C.W., Bone cancers induced by ^{224}Ra (Th X) in children and adults, Hlth. Phys. 19 (1970) 713; addendum, Hlth. Phys. 20 (1971) 545.
[17] HUG, O., et al., "Production of osteosarcomas in mice and rats by incorporation of radium-224", Radiation-Induced Cancer (ERICSON, A., Ed.), IAEA, Vienna (1969) 393.
[18] ROWLAND, R.E., et al., Some dose-response relationships for tumor incidence in radium patients, Argonne Lab. Rep. ANL-7760, Part II (1970) 1.
[19] MAYS, C.W., et al., "Radiation-induced bone cancer in beagles", Delayed Effects of Bone-Seeking Radionuclides (MAYS, C.W., et al., Eds.), Univ. Utah Press, Salt Lake City (1969) 387.
[20] GOLDMAN, M., et al., "Radiation-induced neoplasms in beagles after administration of ^{90}Sr and ^{226}Ra", Radiation-Induced Cancer (ERICSON, A., Ed.), IAEA, Vienna (1969) 345.
[21] FINKEL, M.P., BISKIS, B.O., JINKINS, P.B., "Toxicity of radium-226 in mice", Radiation-Induced Cancer (ERICSON, A., Ed.), IAEA, Vienna (1969) 361.
[22] HOWARD, E.B., et al., Strontium-90 induced bone tumors in miniature swine, Radiat. Res. 39 (1969) 594.
[23] CLARKE, W.J., et al., Strontium-90: effects of chronic ingestion on farrowing performance of miniature swine, Science 169 (1970) 598.
[24] CLARKE, W.J., et al., "Strontium-90 effects in swine: a summary", Biomedical Implications of Radiostrontium Exposure (GOLDMAN, M., BUSTAD, L.K., Eds.), USAEC Symp. Series (in press, 1971).
[25] BUSTAD, L.K., et al., "Hematopoietic changes in beagles fed ^{90}Sr", Delayed Effects of Bone-Seeking Radionuclides (MAYS, C.W., et al., Eds.), Univ. Utah Press, Salt Lake City (1969) 279.
[26] GOLDMAN, M., POOL, R.R., WILLIAMS, R.J., Tumors involving bone in beagles fed toxic levels of Sr-90: pathology and radiobiologic implications, Univ. Calif.-Davis Radiobiol. Rep. UCD 472-117 (1970) 57.
[27] MOSKALEV, Y.I., STRELTSOVA, V.N., BULDAKOV, L.A., "Late effects of radionuclide damage", Delayed Effects of Bone-Seeking Radionuclides (MAYS, C.W., et al., Eds), Univ. Utah Press, Salt Lake City (1969) 489.
[28] NILSSON, A., Pathologic effects of different doses of radiostrontium in mice dose effect relationship in Sr-induced bone tumours, Acta radiol. 9 (1970) 155.
[29] FINKEL, M.P., BISKIS, B.O., Experimental induction of osteosarcomas, Progress exp. Tumor Res. 10 (1968) 72.
[30] VAN PUTTEN, L.M., Influence of mouse age on bone tumor frequency from ingested strontium-90, Radiation-Induced Cancer (ERICSON, A., Ed.), IAEA, Vienna (1969) 337.
[31] VAUGHAN, J., WILLIAMSON, M., "^{90}Sr in the rabbit", Delayed Effects of Bone-Seeking Radionuclides (MAYS, C.W., et al., Eds.), Univ. Utah Press, Salt Lake City (1969) 337.
[32] JACOBS, D.G., Sources of tritium and its behavior upon release to the environment, AEC Critical Review Series, USAEC TID24635 (1968).
[33] BRUES, A.M., STROUD, A.N., RIETZ, L., Toxicity of tritium oxide to mice, Proc. Soc. exp. Biol. Med. 79 (1952) 174.
[34] FURCHNER, J.F., Relative biological effectiveness of tritium beta-particles and ^{60}Co gamma rays measured by lethality in CF_1 mice, Radiat. Res. 6 (1957) 483.
[35] BASERGA, R., LISCO, H., KISIELESKI, W.E., Tumor induction in mice by radioactive thymidine, USAEC Rep. TID22292 (1965).
[36] FLIEDNER, T.M., et al., Complete labeling of all cell nuclei in newborn rats with ^{3}H-thymidine, Lab. Invest. 18 (1968) 249.
[37] CAHILL, D.F., YUILE, C.L., Tritium: some effects of continuous exposure in utero on mammalian development, Radiat. Res. 44 (1970) 727.

[38] JOHNSON, H.A., "Dose to the cell nucleus from tritiated thymidine", Medical Radionuclides: Radiation Dose and Effects, USAEC Symp. Series 20 (1970).
[39] FATEEVA, M.N., et al., The effect of radioactive cesium (^{137}Cs) on the human organism, Med. Radiol. 5 (1960) 14.
[40] THOMAS, R.G., THOMAS, R.L., Lethality of ^{137}Cs and ^{90}Sr administered in combination to rats, Radiat. Res. 42 (1970) 282.
[41] SAENGER, E.L., THOMA, G.E., TOMPKINS, E.A., Incidence of leukemia following treatment of hyperthyroidism, J. Am. med. Assn. 205 (1968) 855.
[42] GREIG, W.R., et al., Comparative survival of rat thyroid cells in vivo after ^{131}I, ^{125}I and X-irradiations, Brit. J. Radiol. 43 (1970) 542.
[43] BUSTAD, L.K., et al., "Metabolism of ^{131}I in sheep and swine", Use of Radioisotopes in Animal Biology and the Medical Sciences, Academic Press, New York (1961) 401.
[44] THOMPSON, R.C., "Biological factors", Ch. 23, Plutonium Handbook (WICK, O.J., Ed.), Vol. II, Gordon and Breach, New York (1967).
[45] LUSHBAUGH, C.C., LANGHAM, W.H., A dermal lesion from implanted plutonium, Arch. Dermat. 86 (1962) 461.
[46] CABLE, J.W., et al., Effects of intradermal injections of plutonium in swine, Hlth. Phys. 8 (1962) 629.
[47] BAIR, W.J., "Inhalation of radionuclides and carcinogenesis", Inhalation Carcinogenesis, USAEC Symp. Series 18 (1970) 77.
[48] AUB, J.C., et al., The late effects of internally-deposited radioactive materials in man, Medicine 31 (1952) 221.
[49] EVANS, R.D., The radium standard for bone-seekers--evaluation of the data on radium patients and dial painters, Hlth. Phys. 13 (1967) 267.
[50] HASTERLIK, R.J., FINKEL, A.J., MILLER, C.E., "Late effects of radium deposition in man", Ch. 8, Late Effects of Radiation (FRY, R.J.M., GRAHN, D., GRIEM, M.L., RUST, J.M., Eds.), Taylor and Francis Ltd., London (1970).
[51] ROSENBLATT, L.S., GOLDMAN, M., The use of probit analysis to estimate dose effects on post irradiation leukocyte depression (a preliminary report), Hlth. Phys. 13 (1967) 795.
[52] LOUTIT, J.F., Malignancy from radium, Brit. J. Cancer 24 (1970) 195.
[53] DOUGHERTY, J.H., ROSENBLATT, L.S., The comparative toxicity of ^{226}Ra, ^{239}Pu, ^{228}TH, ^{228}Ra, and ^{90}Sr to leucocytes of beagles, Radiat. Res. 43 (1970) 56.
[54] DUNGWORTH, D.L., et al., Development of a myeloproliferative disorder in beagles continuously exposed to ^{90}Sr, Blood 34 (1969) 610.
[55] HOWARD, E.B., CLARKE, W.J., Induction of hematopoietic neoplasms in miniature swine by chronic feeding of strontium-90, J. nat. Cancer Inst. 44 (1970) 21.
[56] ITO, T., et al., A comparative study of the leukemogenic effects of strontium-90 and X-rays in mice, Proc. Soc. exp. Biol. Med. 130 (1969) 345.
[57] CASARETT, C.W., TUTTLE, L.W., BAXTER, R.C., "Pathology of imbibed Sr^{90} in rats and monkeys", Some Aspects of Internal Irradiation (DOUGHERTY, T.F., et al., Eds.), Pergamon Press, Oxford (1962) 329.
[58] DELLA ROSA, R.J., GOLDMAN, M., BUSTAD, L.K., Sr^{90} concentrations in soft tissues of beagles, Univ. Calif.-Davis Radiobiol. Rep. UCD 472-117 (1970) 46.
[59] ROSENBLATT, L.S., BIELFELT, S., BUSTAD, L.K., Early mortality of beagle pups in the internal emitter program, Ibid. p.76.
[60] MCCLELLAN, R.O., KERR, M.E., BUSTAD, L.K., Reproductive performance of female miniature swine ingesting strontium-90 daily, Nature 197 (1963) 670.

[61] BRUES, A.M., Critique of the linear theory of carcinogenesis, Science 128 (1958) 693.
[62] ALBERT, R.E., NEWMAN, W., ALTSHULER, B., The dose-response relationships of beta-ray-induced skin tumors in the rat, Radiat. Res. 15 (1961) 410.
[63] GOLDMAN, M., et al., The application of the logistic dose response surface in evaluation of tumor incidence following exposures to internal emitters, Argonne Res. Conf. on Estimation of Low-Level Radiation Effects in Human Populations, Dec. 1970, USAEC Argonne Rep. (in press).
[64] STOVER, B.J. EYRING, H., The dynamics of life. I. Death from internal irradiation by ^{239}Pu and ^{226}Ra, aging, cancer, and other diseases, Proc. nat. Acad. Sci. 66 (1970) 132.

PERSONAL DOSE BURDEN CAUSED BY NUCLEAR RESEARCH CENTRES
Experience gained at the nuclear research centres of Karlsruhe and Jülich

H. KIEFER, L. A. KÖNIG, E. PIESCH, E. ROSE, K. J. VOGT
Karlsruhe Nuclear Research Centre, Karlsruhe
and
Jülich Nuclear Research Establishment, Jülich,
Federal Republic of Germany

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

PERSONAL DOSE BURDEN CAUSED BY NUCLEAR RESEARCH CENTRES: EXPERIENCE GAINED AT THE NUCLEAR RESEARCH CENTRES OF KARLSRUHE AND JÜLICH.

At the Jülich and Karlsruhe Nuclear Research Centres investigations on the assessment of the personal doses to the persons working in restricted and controlled areas and to the population in the environs of the plants have been carried out for many years. They have taken into account both radiation exposures from external sources and those arising from incorporated radioactive substances. For measurements of local and personnel dosimetry, film, pen, RPL and TL dosimeters are employed. Incorporation measurements are performed with whole-body counters and sensitive excretion measurements. The environmental exposure resulting from potentially radioactive gaseous effluents is determined by means of sensitive emission measurements and comprehensive meteorological assay programs. Moreover, data are available on the radioactivity of the liquid effluents discharged. All these measurements by far exceed the requirements of routine health physics. The evaluation has shown that the external exposure of the individual groups of persons due to nuclear facilities amounts to only a few percent each of the dose levels permitted by legislation and by the International Commission on Radiological Protection (ICRP). The radiation burden due to incorporation is negligibly small relative to the dose from external radiation exposures. These findings are not changed significantly by individual cases both of internal and external exposure in which the permissible levels had been reached or exceeded. This means that neither a major expansion in nuclear technology, which would influence an increasing part of the population, nor further administrative restrictions, for which there is no reason in the light of the present knowledge of medicine and biology, require additional technical measures of protection to be taken. However, on the other hand, this fact must not induce a restriction of personal monitoring, because only a comprehensive and careful survey will create the psychological and disciplinary conditions to ensure the continuation of the low radiation burdens ascertained.

LES CENTRES D'ETUDES NUCLEAIRES ET LA RADIOEXPOSITION DES POPULATIONS: EXPERIENCE ACQUISE DANS LES CENTRES DE JULIERS ET DE KARLSRUHE.

Depuis des années on effectue des travaux dans les centres d'études nucléaires de Juliers et de Karlsruhe afin d'évaluer la dose individuelle reçue par les agents travaillant dans les zones de contrôle et de surveillance aussi bien que par les habitants aux alentours des installations. On tient compte de l'exposition aux rayonnements externes et de l'incorporation de substances radioactives. Pour la dosimétrie locale et individuelle on utilise des dosimètres photographiques, des stylos dosimètres, des dosimètres radiophotoluminescents et des dosimètres thermoluminescents. Des anthroporadiamètres et des procédés sensibles de mesure d'élimination s'emploient pour doser les substances incorporées. La contamination du milieu ambiant causée par des effluents gazeux radioactifs est déterminée à l'aide de mesures sensibles d'émission et de programmes étendus de mesures météorologiques. On dispose en outre de données relatives à la radioactivité des effluents liquides. Toutes ces mesures vont bien au-delà des prescriptions de la radioprotection courante. L'évaluation a montré que la radioexposition externe des différents groupes d'individus dans les installations nucléaires n'atteint qu'un faible pourcentage des doses admises par les autorités ou par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). La dose cumulée incorporée est négligeable comparée à la radioexposition externe. Les cas particuliers de radio-

exposition externe ou interne, où les valeurs autorisées ont été atteintes ou même dépassées, ne modifient pas de manière significative les résultats. Il s'ensuit que ni une forte expansion de la technologie nucléaire, exposant aux rayonnements une plus nombreuse population, ni un renforcement de restrictions administratives que ne justifient pas les connaissances médicales et biologiques actuelles ne demanderaient de mesures de protection supplémentaires. Cela ne veut pas dire qu'il faut réduire les contrôles radiologiques individuels, puisque seule une surveillance approfondie et minutieuse peut créer les conditions psychologiques et réglementaires garantissant que les radioexpositions observées sont minimales.

СОДЕРЖАНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В ОРГАНИЗМЕ СОТРУДНИКОВ ЯДЕРНЫХ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИХ ЦЕНТРОВ: ИССЛЕДОВАНИЯ И ПОЛУЧЕННЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ В ЯДЕРНЫХ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИХ ЦЕНТРАХ В ЮЛИХЕ И КАРЛСРУЭ.

В течение многих лет в ядерных исследовательских центрах в Юлихе и Карлсруэ проводились исследования по определению индивидуальной дозы облучения, полученного лицами, работающими в закрытых и контролируемых зонах, а также населением, проживающим в районах, расположенных вблизи ядерных установок. В них учитывались облучение, как полученное от внешних источников, так и возникающее от содержащихся в организме радиоактивных веществ. Для измерения полей излучения и индивидуальных доз используются пленочные, радио-фотолюминесцентные, термолюминесцентные дозиметры, а также дозиметры "карандашного" типа. Содержание радиоактивных веществ определяется при помощи счетчика для измерения активности всего организма путем высокочувствительного анализа выделений организма. Радиационная обстановка в окружающей среде, обусловленная возможным выбросом радиоактивных газов, определяется путем высокочувствительных измерений выбросов при помощи обширных программ метеорологического анализа. Более того, приводятся данные о жидких радиоактивных выбросах. Все эти измерения намного превосходят требования обычной радиационной безопасности. Оценка показала, что внешнее облучение отдельных групп лиц, работающих на ядерных установках, достигает лишь нескольких процентов уровней доз, допускаемых законодательством и Международной комиссией по радиологической защите (МКРЗ). Доза внутреннего облучения является незначительной по сравнению с дозой внешнего облучения. Эти выводы существенно не изменяются от наличия отдельных случаев, когда дозы внутреннего и внешнего облучения достигают допустимых уровней или превосходят их. Это означает, что даже при дальнейшем значительном развитии ядерной технологии, с которой будут связаны все более широкие слои населения, а также при дальнейших возможных административных ограничениях (для которых нет основания в свете современных знаний в области медицины и биологии) не потребуется введения дополнительных технических мер защиты. Однако, с другой стороны, этот факт не должен приводить к сокращению индивидуального дозиметрического контроля, потому что только исчерпывающее и тщательное обследование создаст психологические и дисциплинарные предпосылки для попадания в организм человека допустимо малых количеств радиоактивных веществ.

DOSIS INDIVIDUALES EN LOS CENTROS DE INVESTIGACION NUCLEAR: EXPERIENCIA ADQUIRIDA EN LOS CENTROS DE INVESTIGACION NUCLEAR DE JÜLICH Y KARLSRUHE.

En los centros de investigación nuclear de Jülich y Karlsruhe se han realizado, durante muchos años, investigaciones para evaluar la dosis individual recibida por las personas que trabajan en áeras controladas y restringidas, y por la población existente en las inmediaciones de las instalaciones. Estas investigaciones tienen en cuenta tanto la exposición a la radiación procedente de fuentes externas como la que procede de sustancias radiactivas incorporadas. Para la dosimetría local e individual se utilizan dosímetros fotográficos, cámaras de bolsillo, dosímetros de radiofotoluminescencia y dosímetros de termoluminescencia. Las medidas de sustancias radiactivas incorporadas se efectúan con contadores de radiactividad corporal y procedimientos sensibles de medida de excretas. La exposición ambiental resultante de descargas gaseosas potencialmente radiactivas se determina por medio de medidas sensibles de emisión y de amplios programas de medidas meteorológicas. Además, se dispone de datos referentes a la radiactividad de desagües evacuados. Todas estas medidas exceden con mucho los requisitos de la higiene radiofísica rutinaria. La evaluación ha mostrado que la exposición externa de grupos diferentes de personas debida a las instalaciones nucleares supone solamente un bajo porcentaje de los niveles de dosis permitidos por la legislación y por la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP). La dosis de radiación interna debida a la incorporación es prácticamente despreciable en relación con la dosis de radiación externa. Los resultados no cambian prácticamente en los casos individuales de exposición interna y externa en los que los niveles permitidos han sido alcanzados o incluso excedidos. Esto significa que ni una mayor expansión de la tecnología nuclear, que tendría influencia en una parte creciente de la población, ni mayores restricciones administrativas, para las que no hay razón a la luz de los conocimientos actuales de medicina y biología,

exigirían que se tomasen medidas técnicas de protección adicionales. Sin embargo, por otra parte, este hecho no debe de inducir a la restricción de la vigilancia personal, porque solamente una vigilancia cuidadosa y completa creará las condiciones sicológicas y de disciplina necesarias para mantener las bajas dosis de radiación observadas.

1. INTRODUCTION

Investigations have been carried out for many years at the Nuclear Research Centres of Karlsruhe and Jülich with the purpose of determining the personal doses of the employees in control areas and monitored areas, and those of the population living in the environs of these plants. These investigations take into account both external radiation burdens and those caused by incorporated radioactive substances.

The scope of all these measurements by far exceeds the exigencies of routine health physics. However, the results are of topical interest (in connection with the public discussion about the doses of radiation from the peaceful utilization of nuclear energy that can be tolerated for the whole population) since they furnish information about the radiation burden actually encountered.

2. EMPLOYEES' INDIVIDUAL DOSES

2.1. Karlsruhe Nuclear Research Centre

The external radiation burden of all employees is monitored in principle by means of silver-activated metaphosphate glasses whose encapsulation [1] allows an assessment of the dose of quantum radiation independent of energy and direction. The main reasons are [2]:

(a) High reliability and ruggedness in operation;
(b) Wide range of measurement. Hence, the dosimeter can be used at the same time as an accident dosimeter;
(c) Suitability as a long-term dosimeter. Within the monitoring period of one year any dose, including the natural radiation burden, in excess of 40 mrem/year can be determined, with the possibility of making any number of intermediate readings.

In addition, pen dosimeters for direct reading and, to a lesser extent, film dosimeters are also used, but in control areas only.

Table I shows the average annual dose to the staff employed in the different facilities, measured with glass dosimeters, over the past three years. The dose values are the sums of the natural radiation burden and the dose due to work with ionizing radiation. Depending upon the type of construction of the different institutes, the background varies between 70 and 90 mrem/yr. Lower values were measured, for example in our Literature Department, which has large rooms with glass fronts, and where the books seem to reduce the background radiation still further. Only those persons have been included in the Table I who were monitored in the Centre over the whole year. Because of changes in the personnel, the actual number of persons monitored is larger.

TABLE I. AVERAGE ANNUAL DOSE OF PERSONNEL EMPLOYED IN VARIOUS INSTALLATIONS OF THE KARLSRUHE NUCLEAR RESEARCH CENTRE
Values obtained by glass dosimetry

Installations	Number of persons			Average annual dose (mrem)			Number of cases exceeding the permissible annual dose
	1968	1969	1970	1968	1969	1970	
Reactor operations	230	273	255	365	302	367	0
Accelerator	57	55	60	266	370	370	0
Decontamination	74	103	109	559	693	465	0
Radiation Protection	58	67	61	408	217	328	0
Chemistry institutes	142	223	225	145	207	250	0
Physics institutes	307	479	443	105	85	87	0
Biology and medicine institutes	54	68	60	75	74	71	0
Others	1828	1569	1572	82	70	79	0
MZFR (see text)	46	123	128	1291	86	122	0

Average annual doses significantly in excess of the natural background were encountered in only 23% of the personnel monitored. Three groups can be distinguished:

(a) The Decontamination Department with 9.8% of the permissible annual dose;
(b) Personnel working on the reactor, accelerator and in radiation protection, having 5.3%, 5.1%, and 4.7% of the permissible annual dose, respectively.
(c) Members of the chemistry institutes, with 2.4% of the permissible annual dose.

The relatively high burden (= 26% of the permissible value) encountered in 1968 by the small number of persons working on the Multi-Purpose Research Reactor (MZFR) is due to extensive reconstruction, repair and maintenance work in the radiation field. In no case was the permissible annual dose of 5 rem found to have been exceeded.

TABLE II. INCORPORATION MEASUREMENTS MADE IN THE WHOLE-BODY COUNTER (total for 1968-1970) AT THE KARLSRUHE NUCLEAR RESEARCH CENTRE

	Number of examinations	Number of incorporations	Radionuclides detected
Reactor operations	752	28	^{60}Co (8); ^{95}Nb-^{95}Zr(5), ^{103}Ru (1); ^{137}Cs (2); ^{110m}Ag (12)
Accelerator	344	23	^{7}Be (3); ^{54}Mn (1); ^{65}Zn (17); ^{103}Ru (1); ^{175}Hf (1)
Decontamination	407	24	^{60}Co (4); ^{65}Zn (2); ^{95}Zr-^{95}Nb (2); ^{103}Ru(1); ^{137}Cs (15)
Radiation Protection	152	16	^{65}Zn (2); ^{131}I (14)
Chemistry institutes	904	14	^{38}Cl (2); ^{60}Co (1); ^{65}Zn (2); ^{106}Ru (1), ^{137}Cs (8)
Physics institutes	268	4	^{75}Se (2); ^{137}Cs (1); ^{177}Lu (1)
Biology and medicine institutes	95	5	^{65}Zn (3); ^{137}Cs (2)
Others monitored by GfK [a]	984	6	^{60}Co (2); ^{137}Cs (3); ^{203}Hg (1)
Others monitored and MZFR (see text)	1122	535	^{54}Mn (182); ^{58}Co (23); ^{60}Co (324); ^{131}I (1); ^{137}Cs (5)

[a] Gesellschaft für Kernforschung.

All persons handling unsealed radionuclides are regularly monitored for possible incorporation. This is done by means of a whole-body counter. This is equipped with 4 detector heads (NaI(Tl) scintillators of 12 cm diameter and 10 cm thickness) in a chamber shielded with 15 cm thick steel plates [3, 4]. Table II shows the number of checks carried out over the past three years for the different facilities and the number of incorporations, broken down by radionuclides. A remarkable feature is the numerous incorporations of ^{54}Mn and ^{60}Co incurred by staff of the MZFR during reconstruction and repair work. Since the number of incorporations detected with this very sensitive instrument is no indication of the radiation burden, Table III shows the fraction of the body burden detected in each case, broken down by radionuclides. It is seen that incorporations in excess of 1% of the permissible body burden occurred in only 6% of the workers, those in excess of 10% in only 0.6%.

Since tritium and $^{239}Pu/^{240}Pu$ in the body cannot be detected by a body counter, regular urine checks are performed on personnel handling these materials. Table IV shows that no plutonium incorporation was detected in any of these measurements, but that there were frequent tritium incorporations. Practically all the operating staff of a heavy water reactor had tritium in their urine. On the average, the tritium incorporations, expressed as a percentage of the maximum permissible body burden, are higher than those found for other nuclides (cf. Table V).

TABLE III. INCORPORATIONS DETECTED WITH THE WHOLE-BODY COUNTER (total for 1968-1970) AT THE KARLSRUHE NUCLEAR RESEARCH CENTRE
Given as a percentage of total body burden

Radionuclide	< 0.01%	0.01-0.1%	0.1-1%	1-10%	10-100%	> 100% of body burden
Be-7	2	1	-	-	-	-
Cl-38	-	-	2	-	-	-
Mn-54	7	141	35	-	-	-
Co-58	2	16	5	-	-	-
Co-60	7	66	241	25	-	-
Zn-65	-	25	1	-	-	-
Se-75	-	2	-	-	-	-
Zr-Nb-95	3	4	-	-	-	-
Ru-103	3	-	-	-	-	-
Ru-106	-	-	-	1	-	-
Ag-110m	-	10	2	-	-	-
I-131	-	1	1	9	2	2
Cs-137	4	31	1	-	-	-
Hf-175	-	1	-	-	-	-
Lu-177	-	-	1	-	-	-

TABLE IV. TRITIUM INCORPORATION MEASUREMENT OF EMPLOYEES OF THE GESELLSCHAFT FÜR KERNFORSCHUNG[a]

1968 - 87 persons; 1969 - 126 persons; 1970 - 171 persons.

Working groups	Nuclide	Number of routine assays			Number of incorporations		
		1968	1969	1970	1968	1969	1970
Reactor operations	$^{239}Pu/^{240}Pu$	0	51	87	0	0	0
	tritium	120	106	715	100	102	715
Accelerator	-		-			-	
Decontamination	$^{239}Pu/^{240}Pu$	125	160	177	0	0	0
	tritium	134	135	244	63	38	48
Radiation Protection	$^{239}Pu/^{240}Pu$	3	10	16	0	0	0
Chemistry institutes	$^{239}Pu/^{240}Pu$	371	266	295	0	0	0
Physics institutes	$^{239}Pu/^{240}Pu$	30	32	32	0	0	0
	tritium	-	11	19	-	2	5
Biology and medicine institutes	$^{239}Pu/^{240}Pu$	-	-	8	0	0	0
Others of GfK[b]	-		-			-	

[a] From Schieferdecker, H., Med/Tox.
[b] Gesellschaft für Kernforschung.

TABLE V. TRITIUM INCORPORATION MEASUREMENTS OF EMPLOYEES OF GESELLSCHAFT FÜR KERNFORSCHUNG[a]

1968 - 87 persons; 1969 - 126 persons; 1970 - 171 persons.

	Below limit of detection	Percentage maximum permissible body burden			
		0.1 - 1%	1 - 10%	10 - 100%	> 100%
1968	36.8%	28.7%	24.1%	10.4%	0%
1969	46.8%	23.8%	23.8%	5.6%	0%
1970	41.0%	24.5%	28.6%	5.8%	0%
1968-70	41.5%	25.7%	25.5%	7.2%	0%

[a] From Schieferdecker, H., Med/Tox.

TABLE VI. AVERAGE ANNUAL DOSE (WITHOUT NATURAL BACKGROUND RADIATION) OF THE PERSONNEL EMPLOYED IN VARIOUS INSTALLATIONS OF THE JÜLICH NUCLEAR RESEARCH ESTABLISHMENT
Values obtained by film dosimetry

Installations	Number of persons			Average annual dose without natural background radiation (mrem)			Number of cases exceeding the permissible annual dose
	1968	1969	1970	1968	1969	1970	
Reactor operations	245	254	270	40	156	46	0
Accelerator	51	64	67	4	60	40	0
Decontamination	65	79	98	165	355	510	0
Radiation protection	29	32	38	150	100	78	0
Chemistry institutes	112	204	208	7	23	13	0
Physics institutes	280	323	336	32	68	55	0
Hot cells	65	93	119	400	425	470	0
Life sciences	95	121	129	12	13	44	0
Others	152	194	237	7	12	3	0

The number of cases found in which more than 1% of the body burden was measured is greater by a factor of 5, and those in which more than 10% of the body burden was measured greater by a factor of 10 than the values of incorporations detected in the whole-body counter.

To summarize, however, it can be said that the average radiation burden due to incorporation is small in the individual working groups relative to the external radiation burden except in the case of the tritium burden of the heavy water reactor operating personnel, which is of the same order as the external burden.

2.2. Jülich Nuclear Research Establishment

Routine measurement of the personal dose is carried out by the customary methods of pen and film dosimetry. Film dosimetry offers the advantage of a relatively quick evaluation of a very large number of films coming in at the same time. This is one of the reasons why this method is still preferred by official dose measurement institutions in the Federal Republic of Germany, one of which is the Dose Measurement

TABLE VII. INCORPORATION MEASUREMENTS MADE IN THE WHOLE-BODY COUNTER (total for 1969-1970) AT THE JÜLICH NUCLEAR RESEARCH ESTABLISHMENT

	Number of persons surveyed (routine measurement)	Number of incorporations	Radionuclides detected
Reactor operations	15	29	^{137}Cs (2); ^{110m}Ag (17); ^{103}Ru-^{103}Rh (2); ^{95}Nb-^{95}Zr (3); ^{65}Zn (3); ^{59}Fe (2); ^{131}I (2); ^{60}Co (2); $^{141/144}$Ce (1); unknown (3)
Accelerator	5	0	-
Decontamination	35	3	^{95}Nb-^{95}Zr (1); unknown (2)
Radiation protection	7	1	unknown (1)
Chemistry institutes	30	4	^{95}Nb-^{95}Zr (1); ^{233}Pa (1); $^{80/82}$Br (3); $^{141/144}$Ce (1); unknown (1)
Physics institutes	30	5	^{137}Cs (3); ^{110m}Ag (1); ^{103}Ru-^{103}Rh (3); ^{95}Nb-^{95}Zr (3); ^{60}Co (1)
Hot cells	45	1	^{137}Cs (1); unknown (1)
Life sciences	10	3	$^{80/82}$Br (1); ^{131}I (2)
Others	15	-	-

TABLE VIII. INCORPORATIONS DETECTED WITH THE WHOLE-BODY COUNTER (1969 and 1970) AT THE JÜLICH NUCLEAR RESEARCH ESTABLISHMENT
Given as a percentage of the total body burden

Radionuclide	< 1%	1 - 10%	> 10%
Fe-59	2	-	-
Co-60	1	2	-
Zn-65	3	-	-
Br-80/-82	4	-	-
Nb-Zr-95	7	1	-
Ru-Rh-103	4	1	-
Ag-110m	17	1	-
I-131	2	2	-
Cs-137	6	-	-
Ce-141/-144	2	-	-
Pa-233	1	-	-
unknown	8	-	-

Office of the Radiation Protection Division (Dosismeszstelle der Zentralabteilung Strahlenschutz). For technical reasons, only a limited number of persons working on reactors and lead cells had been equipped with glass dosimeters up to 1971 [5]. The dose values indicated in Table VI, do not contain the natural background radiation (in contradistinction to values in Table I) because film dosimetry is not sufficiently sensitive.

Since late 1969, a whole-body counter with a four-detector system (Harwell type) has been available for incorporation measurements. In previous years, the measurements had been performed in the same shielding with a single detector, the subject being seated on a chair [4, 5]. The results are compiled in Tables VII and VIII. The fundamental picture does not differ from that at Karlsruhe, apart from special effects resulting from certain specific installations.

3. RADIATION BURDEN IN THE ENVIRONMENT

Emissions of radioactivity in the exhaust air and the liquid discharges from nuclear plants could result in a radiation burden to the population through contamination of the environment. A direct measurement of such personal doses is not possible, as a rule, because external radiation from nuclear sources in general amounts to only a small fraction of the natural background dose and the internal radiation burden can in any case only be calculated by knowing the level of contamination of the air inhaled, and in the drinking water and foodstuffs ingested.

3.1. Jülich Nuclear Research Establishment

In normal operation, the environmental contamination caused by radioactive discharges cannot be determined conclusively within the framework of routine environmental monitoring. Hence, the radiation burden of the atmosphere can only be determined with the aid of the measurements of radioactivity discharged via exhaust air systems. A dispersion calculation would then have to establish the connection between the quantity emitted and the environmental distribution.

Table IX gives a comparison between the exhaust-air activities released from the Kernforschungsanlage Jülich (KFAJ) in 1970 and the maximum quantities of such emissions permitted. A distinction was made between the ICRP dose limits [6] and the quantities of emission permitted under the special licences[1] of Sec. 34, para. 3 of the First German Radiation Protection Regulations. For a better understanding of these data, the emission concept of the KFAJ should be briefly explained: In calculations of the permissible quantities of emission, the contributions f (see Table IX) assigned to the individual sources of emission in the air-discharge coordination plan to the overall burden to the environment are taken into account. In accordance with the possible routes of exposure, the nuclides released are subdivided into four groups. In practice:

(a) γ-emitting inert gases are the main causes of the submersion γ-dose beneath the exhaust-air plume;
(b) Inert gases without (or with only a low) emission of γ-rays are the main causes of the submersion β-dose beneath the exhaust air plume;
(c) Nuclides taken up upon inhalation (nuclides, halides, tritium, etc. attached to aerosols) are the main sources of the inhalation dose;
(d) Nuclides very highly enriched in the food chain, like ^{131}I in milk, are the main sources of the ingestion dose.

The quantities of emission indicated in Table IX refer to the nuclides characteristic of the individual sources of emission. The quantities of emission, corresponding to the ICRP dose limits (column 6 of Table IX), were calculated using the meteorological dispersion factors for continuous emission, which depend on the effective height of stack H_{eff} [6]; the derivation of this data depends on the variation with time of given meteorological conditions. The much more restrictive quantities of emission[2] stipulated in the special licences (column 7 of Table IX) are below even those values which would be permissible of the dose limits were applied as for instantaneous release. Besides defining the annual emission quantities, the special licences also limit the weekly emission quantities, i.e. to three or five times the weekly average derived from the annual value.

The activities actually discharged by KFAJ in 1970 are summarized in the last column of Table IX. They consist chiefly of ^{41}Ar, fission gases and radioiodine. Only low activities in aerosols, other than ^{64}Cu

[1] The licence is expected to be granted in the first quarter of 1971.
[2] The values listed for Group (c) have not yet been definitively fixed.

TABLE IX. PERMISSIBLE (ALTERNATIVE) ACTIVITY RELEASES FOR QUASI-CONTINUOUS EMISSION AND ACTUAL RELEASES FROM THE MAJOR SOURCES OF EXHAUST AIR EMISSION OF THE JÜLICH NUCLEAR RESEARCH ESTABLISHMENT

Source of emission	Chimney height $\frac{H_{eff}}{f}$ (m) (%)	Route of exposure	Group of nuclides	Reference-nuclide	Quantity of emission (Ci/yr)		
					Permissible under ICRP dose limits	Permissible under special licence	Discharge in 1970
FRJ-1 reactor	$\frac{50}{5}$	γ-submersion	Inert gases γ	Ar-41	20 000	1 740	112
		β-submersion	Inert gases β	Kr-85	870 000	210	-
		Inhalation	Aerosols, halogens,	I-133	260	0.5	< 0.01
		Ingestion	Iodine-131 etc.	I-131	0.44	0.2	-
FRJ-2 reactor	$\frac{25}{15}$	γ-submersion	Inert gases γ	Ar-41	20 000	2 430	346
		β-submersion	Inert gases β	Kr-85	660 000	145	24
		Inhalation	Aerosols, halogens,	I-133	190	0.25	< 0.01
			Tritium	H-3	150 000	1 450	7
		Ingestion	Iodine-131 etc.	I-131	0.32	0.1	0.015
Hot Cells	$\frac{50}{10}$	γ-submersion	Inert gases γ	Xe-135	175 000	3 120	-
		β-submersion	Inert gases β	Kr-85	1 750 000	10 400	83
		Inhalation	Aerosols, halogens,	I-133	510	1	0.03
		Ingestion	Iodine-131 etc.	I-131	0.87	0.4	0.029
Fuel Cell Laboratory	$\frac{25}{10}$	γ-submersion	Inert gases γ	Xe-135	60 000	415	-
		β-submersion	Inert gases β	Kr-85	440 000	830	10
		Inhalation	Aerosols, halogens,	I-133	130	0.19	0.01
		Ingestion	Iodine-131 etc.	I-131	0.22	0.07	0.029
AVR reactor	$\frac{25}{10}$	γ-submersion	Inert gases γ	Xe-135	60 000	No special licence; permissible: 1/10 MPC	-
		β-submersion	Inert gases β	Kr-85	440 000		62
		Inhalation	Aerosols, halogens,	I-133	130		< 0.1
		Ingestion	Iodine-131 etc.	I-131	0.22		-
Dispersion experiments	$\frac{50}{10}$	Inhalation	Aerosols	Cu-64	Dependent on conditions of emission	Dependent on conditions of emission	37

used in dispersion experiments, are released. Because of the different dispersion factors for short- and long-term emissions, the quantities emitted will not define true average values of the burden to the environment (not even relative to the permissible values).

The possible radiation burdens at the point of maximum environmental contamination based on the quantities emitted are listed in Table X and are compared with the permissible radiation burdens. Column 5 contains the permissible doses for the different routes of exposure for the critical group of the population, as calculated from the ICRP dose limits and with the contributions, f, taken into account. Correspondingly, column 6 lists the burdens to the environment as derived from the allowable emission under the terms of the special licences. These secondary standard values hold for quasi-continuous emissions, being calculated using long-term dispersion factors. For instantaneous releases, i.e. if the statistics showing the variation of meteorological conditions are ignored, the calculation gives a maximum of about 40 times the values of Table X, depending upon the velocity of dispersion [7].

The next-to-last column presents a summary of the maximum possible radiation burdens to the critical group of the population based on the actual releases from the various individual sources of emission. In this case, all contributions to the exposure for the nuclides considered were taken into account, i.e. not only the critical exposure pathway. It is seen that ^{131}I turns out to be a critical nuclide, not only for ingestion but also for inhalation. The doses due to inhalation of radioactive aerosols remain negligible in comparison with doses due to the iodine isotopes. In external irradiation, the contribution from ^{41}Ar exceeds the dose contributions from the fission-product gases for both the submerged γ-dose and the submerged β-dose.

As a rule, the possible personal doses estimated from the exhaust air emissions are at least one factor of ten below the values calculated as being permissible under the terms of the special licences and about three orders of magnitude below the ICRP dose limits. Only the ingestion dose to the thyroid from ^{131}I uptake in milk shows values that are a higher percentage of the standard values (about 30% and 5%, respectively). However, it must be realized that the thyroid dose indicated applies only to a very small group of persons (which may even be non-existent in this case), namely, the small number of children of about one year old drinking the milk produced on pastures near the KFAJ undiluted (i.e. without the isotope dilution that occurs in the dairy when milk from remote farms is added). (Only a very small number of the total of about 50 milk-producing farms in the vicinity of KFAJ are located near areas of maximum ^{131}I contamination.) For the standard adult, the ingestion dose from ^{131}I is lower by about a factor of 13.

The radiation burdens indicated must also be regarded as being a conservatively high estimate because of the existence of a number of safety factors:

(a) In general, the ingestion doses from ^{131}I will be encountered only during the grazing period.
(b) Since, as a rule, the peaks of potential intake occur in uninhabited areas and in areas not used for agriculture, the effective dose is overestimated.

TABLE X. PERMISSIBLE MAXIMUM BURDENS OF THE CRITICAL GROUP OF THE POPULATION AND MAXIMUM ANNUAL DOSE AS A RESULT OF THE EXHAUST AIR RELEASES IN 1970 FROM SOURCES AT THE JÜLICH NUCLEAR RESEARCH ESTABLISHMENT

Source of emission	f (%)	Route of exposure	Critical organ	Radiation burden to the critical group of the population (mrem/yr)			
				Permissible under ICRP dose limits	(alternatively) permissible under special licence (for continuous emission)	Releases in 1970	
						Max. dose	Crit. nuclide
FRJ-1 reactor	5	γ-submersion	Whole body	25	2.2	0.14	Ar-41
		β-submersion	Skin, eyes	75	0.27	0.02	Ar-41
		Inhalation	Various organs	75	0.14	-	-
		Ingestion (milk)	Thyroid (children)	75	47	-	-
FRJ-2 reactor	15	γ-submersion	Whole body	75	8.8	1.25	Ar-41
		β-submersion	Skin, eyes	225	1.5	0.23	Ar-41
		Inhalation	Various organs	225	0.28	0.2	I-131
		Ingestion (milk)	Thyroid (children)	225	94	18	I-131
Hot Cells	10	γ-submersion	Whole body	50	0.9	-	-
		β-submersion	Skin, eyes	150	0.9	0.014	Kr-85
		Inhalation	Various organs	150	0.28	0.08	I-131
		Ingestion (milk)	Thyroid (children)	150	94	14	I-131
Fuel Cell Laboratory	10	γ-submersion	Whole body	50	0.34	0.002	Xe-133
		β-submersion	Skin, eyes	150	0.3	0.02	Xe-133
		Inhalation	Various organs	150	0.2	0.24	I-131
		Ingestion (milk)	Thyroid (children)	150	65	50	I-131
AVR reactor	10	γ-submersion	Whole body	50	No special licence (permissible: 1/10 MPC)	-	-
		β-submersion	Skin, eyes	150		0.04	Kr-85
		Inhalation	Various organs	150		-	-
		Ingestion (milk)	Thyroid (children)	150		-	-
Dispersion experiments	10	Inhalation	Spleen	150	≈ 15	< 0.1	Cu-64
Others and reserves	40	γ-submersion	Whole body	200	As yet, no special licence	-	-
		β-submersion	Skin, eyes	600		-	-
		Inhalation	Various organs	600		-	-
		Ingestion (milk)	Thyroid (children)	600		-	-
Total	100	γ-submersion	Whole body	500	12	1.4	Ar-41
		β-submersion	Skin, eyes	1500	3	0.33	Ar-41
		Inhalation	Various organs	1500	≈ 16	< 0.52	I-131
		Ingestion (milk)	Thyroid (children)	1500	300	< 82	I-131

(c) The addition of the maximum dose contributions from all sources of emission results in an overestimate of the total dose for a specific critical path. On the one hand, the peaks of the radiation burden occur at various distances from the source, because of the different heights of emission in the case of quasi-continuous emissions from reactors, i.e. at a distance of 1000 m with FRJ-1 (50 m of effective height of emission) and, with FRJ-2 (25 m), at a distance of 300 m. In addition, the dispersion directions for discontinuously emitted fission-product gas and iodine activities are also different.

The lack of any genetic hazard in the environmental doses due to the exhaust air becomes obvious also from a comparison with the natural radiation burden which, in 1970, was more than 100 times the maximum submersion gamma dose.

The activities discharged with the liquid wastes of KFAJ present an even lower hazard to the environment than the emissions in the exhaust air. The activity concentrations resulting after discharge into the Rur in 1970 were on average about four orders of magnitude below the permissible values for drinking water under the First Radiation Protection Regulations. However, the water of the Rur is not used for drinking purposes, and because of other pollution, there are hardly any fish left in the river. Enrichment in biological hosts or in the sludge has not been detected by environmental monitoring [8].

Hence, it can be concluded that the environmental quality is not impaired by the radioactive discharges of the Jülich Nuclear Research Establishment, taking either the criteria set out in the ICRP dose limits or the values set under the terms of the special licence.

3.2. Karlsruhe Nuclear Research Centre

The discharge of radioactive material from the Karlsruhe Nuclear Research Centre is planned along pragmatic lines which have been agreed upon with the supervisory authorities. The discharge plan is based on the operational discharges which cannot be stopped without reconstruction. This is mainly the discharge of inert gases (^{41}Ar from the FR2 reactor, inert fission-product gases from reactors, hot cells, chemistry institutes and the reprocessing plant) and of tritium from the reactors, the reprocessing plant, and the decontamination facilities. Experience has shown that there will be occasional minor releases of activity into the air, in addition to these operational discharges, which have no special significance from the point of view of radiation protection and whose occurrence is anticipated in the plan, in particular, to distinguish them from genuine 'incidents'. For this purpose, the air discharge plan of the Karlsruhe Centre provides for additional releases for four groups of nuclides to a level that makes their total annual average result in no higher environmental concentrations than one hundredth of the concentrations permitted under the First German Radiation Protection Regulations [9], the EURATOM standards [10] and ICRP recommendations [6, 11], as appropriate, for the monitoring area in the environs of a nuclear facility (in the case of radiation burden due to γ-submersion, this corresponds to a radiation burden of 5 mR/yr). Since inert gases and tritium are contained in the four groups of nuclides mentioned above, there is a certain margin for these nuclides.

TABLE XI. RELEASE OF RADIOACTIVE MATERIALS INTO THE AIR FROM THE KARLSRUHE NUCLEAR RESEARCH CENTRE AND RESULTANT RADIATION BURDENS FOR 1970

Radionuclide	Route of exposure	Emissions (Ci/yr)		Maximum values of radiation burden (mrem/yr)	
		Permitted under air discharge plan	1970 discharge	Population [a]	Local doses
Argon-41	γ-submersion	220 000 (max. 228 000) [b]	142 000	6.1	120 [c]
	β-submersion			1.0	1.8 [d]
Krypton-85	β-submersion	40 000 (max. 48 000) [b]	81	-	-
Tritium	Incorporation (ingestion and inhalation)	5 000 (max. 12 000) [b]	2 100	< 0.2	< 0.4 [e]
Mixture of ^{13}N, ^{15}O, and ^{41}Ar from cyclotron	γ-submersion	1 500	61	-	0.2 [c]
	β-submersion			-	0.1 [d]

[a] Referred to Leopoldshafen, the nearest village.

[b] The maximum value is permissible under the condition that the source of emission uses the licence granted for a group of nuclides to discharge only one nuclide of this group.

[c] Referred to the foot of the stack.

[d] Referred to the maximum concentration.

[e] Here, it was assumed that the tritium concentration in the water of the body is equal to the upper estimate of the tritium contamination (average tritium concentration in the humidity of the air).

The air discharge plan of the Karlsruhe Nuclear Research Centre lists both the permissible monthly values and the permissible annual values. In this case, the monthly values have been assessed at 50% higher than would correspond to one twelfth of the annual value. This takes into account both internal operational requirements and the exigencies of radiation protection. Continuous control of the releases and of the radiation burden they cause allows steps to be taken in time should it appear that there is a danger of the permissible radiation burden of the environment being exceeded.

The method of calculation employed for the air discharge plan is described in Ref.[12]. After the air discharge plan has been set up, a check is made by calculating the radiation burden to the environment resulting from that air discharge plan [13].

Table XI summarizes the releases into the air of radioactive material from the Karlsruhe Nuclear Research Centre, and the resultant radiation burden [13]. The releases permitted under the air discharge plan for 1970 and the actual releases are compared. The column showing the maximum permissible releases indicates additional maximum values resulting in case the margin provided for the four groups of nuclides is utilized for any particular nuclide. The maximum values of the radiation burden to the population calculated on the basis of the actual discharges are referred to the figures for Leopoldshafen, the place with the highest radiation burden. The maximum local dose values refer to the foot of the stack in the case of gamma radiation, and to the maximum concentration in the case of β-radiation. The values indicated are high estimates; in particular, shielding effects of buildings have not been taken into account. The actual gonad dose to the Leopoldshafen population would be about 1 mrem/yr or less. The maximum local doses are encountered in the grounds of the nuclear research centre itself for γ-radiation and at the boundary of the centre for β-radiation. No persons can actually receive such doses because they spend less than one quarter of their time in the grounds of the centre or in its environs; there is an additional 'bonus' due to the shielding effect of the buildings. Hence, personnel dosimetry with dosimeters having a negligible amount of fading (glass dosimeters, or thermoluminescence dosimeters) has not shown any exposure as a result of the release of radioactive materials into the air. Dosimetry with glass dosimeters placed at the foot of the stack gave values about 30% lower than those calculated.

The release of radioactive materials into the air is controlled on the basis of measurements and calculations. Calculations are particularly important whenever the emissions are at so low a level as to be undetectable by measurements.

The activity released with the liquid wastes is also monitored. Samples are taken from the 38 waste water collection points at the institutes and departments of the nuclear research centre, and from the final basins. A total of 13 439 waste water samples were assayed in 1970 [15]. The activities discharged into the Altrhein, a back-water of the river Rhine near Leopoldshafen in 1970 totalled:

Alpha activity:	0.23	mCi
Beta activity :	42	mCi
Tritium :	602	Ci

These activities were discharged in 4.9×10^5 m^3 of liquid wastes. The liquid wastes discharged from the Karlsruhe Nuclear Research Centre thus had a radioactivity quality acceptable for drinking water.

The potential exposures to radioactivity in the air and in liquid wastes are controlled by means of a comprehensive environmental monitoring program. The measurements cover direct radiation (dose rate measurements with counting tubes, and dose measurements with glass and thermoluminescence dosimeters), aerosol content of the air and radioactivity in precipitation, in surface, ground and drinking waters, and in sludges and biological substances (plankton, fish, water plants and fodder). In addition, the humidity of the air was measured, with a view to determining the tritium contents, when special operating conditions were in force (refuelling, assembly work in reactors, etc.).

4. CONCLUSIONS

Evaluation of the results shows that the external radiation burden of individual groups of people resulting from the operation of nuclear installations amounts to only a few percent of the dose values permitted by legislation or as laid down by the International Commission on Radiological Protection (ICRP). The radiation burden from incorporated nuclides is low relative to the dose received from external radiation, leaving aside the tritium burden of the operating crew of a heavy water reactor. Individual cases in which external or internal exposures arose that reached or exceeded the permissible values do not change these findings significantly.

It is, therefore, clear that no additional techniques of radiation protection are required as a consequence of a major expansion of nuclear technology, which would spread the burden over an ever increasing fraction of the population. Nor are any further administrative limitations necessary, in the light of the present knowledge in medicine and biology. However, this fact should not be taken to mean that there can be any decrease of personnel monitoring activities, because the psychological and disciplinary atmosphere which are needed to keep the radiation burdens as low as they are now can be upheld only by means of extensive and careful monitoring.

REFERENCES

[1] PIESCH, E., Eine neue Glasdosimeterkapselung zur energie- und richtungsunabhängigen Dosisbestimmung von Quantenstrahlung, Direct Information 17/64.

[2] KIEFER, H., MAUSHART, R., PIESCH, E., Erfahrungen mit Phosphatglasdosimetern zur Personendosimetrie, Atompraxis 2 (1965) 88-93.

[3] KIEFER, H., MAUSHART, R., Die Karlsruher Anlage zur Messung von Radioaktivität im Menschen ("Ganzkörperzähler"), Kerntechnik 5 (1961) 228.

[4] BECK, E.R.A., SOMASUNDARAM, S., See under GY 3.1 for Karlsruhe and GY 7.2 for Jülich, Directory of Whole-Body Radioactivity Monitors, 1970 Edition (KAUFMANN, B., Ed.), IAEA, Vienna (1970).

[5] ROSE, E., JACOBS, H., "Personendosisüberwachung im Jahre 1969", KFA Jülich Rep. Jül-670-ST (1970) 75.

[6] ICRP Publication 9, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (Adopted 17 September 1965), Pergamon Press, Oxford 1966.
[7] VOGT, K.J., Umweltkontamination und Strahlenbelastung durch radioaktive Abluft aus kerntechnischen Anlagen, KFA Jülich Rep. Jül-637-ST (Jan. 1970).
[8] VOGT, K.J., JACOBS, H., POLSTER, G., "Umweltradioaktivität der Kernforschungsanlage Jülich im Jahre 1969", in Arbeitsbericht 1969 der Zentralabteilung Strahlenschutz, KFA Jülich Rep. Jül-670-ST (July 1970).
[9] Erste Verordnung über den Schutz vor Schäden durch Strahlen radioaktiver Stoffe (Erste Strahlenschutzverordnung) in der Fassung vom 15. 10. 1965, Bundesgesetzblatt (Federal Republic of Germany), Teil I, 1953 (1965).
[10] Radiation Protection Standards, European Atomic Energy Community, The Commission (June 1967).
[11] ICRP Publication 2, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Report of Committee II on Permissible Dose of Internal Radiation, Pergamon Press, London (1959).
[12] KÖNIG, L.A., "Festsetzung höchstzulässiger Werte für die Ableitung radioaktiver Stoffe in die Luft", Tagungsbericht der 4. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. (Berlin, 28-30 May 1969) 32-38.
[13] HEIL, J.J., KÖNIG, L.A., Die Strahlenbelastung der Umgebung des Kernforschungszentrums Karlsruhe infolge der Ableitung radioaktiver Stoffe in die Atmosphäre, Kernforschungszentrum Karlsruhe Rep. No. 930 (Feb. 1969).
[14] KÖNIG, L.A., Jahresbericht 1970 der Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit (KIEFER, H., KOELZER, W., Comp.), Kernforschungszentrum Karlsruhe Rep. No. 1365 (Feb. 1971).
[15] WINTER, M., Jahresbericht 1970 der Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit (KIEFER, H., KOELZER, W., Comp.), Kernforschungszentrum Karlsruhe Rep. No. 1365 (Feb. 1971).

LES ENGINS D' INTERVENTION EN MILIEU RADIOACTIF

J. VERTUT, J.P. GUILBAUD, Ph. P. KISSEL
CEA, Centre d'études nucléaires de Saclay,
France

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

HANDLING SYSTEMS FOR USE UNDER RADIOACTIVE CONDITIONS.

Many studies concerning the use of mobile systems fitted with manipulators for work under conditions of very high radioactivity have resulted in the choice of remote-controlled devices both for operations in the event of accidents and for dismantling highly radioactive equipment. The paper describes handling procedures which have emerged from studies carried out in France and from liaison at the European level. The range of systems necessary for carrying out different kinds of handling operation, both inside and outside plants, is reviewed; it extends from heavy machines of the type used for public works to light vehicles carrying precision manipulators. The remote control of these systems requires a varied technology embracing the use of multicore cables and of radio communications. The paper describes the experience gained with a vehicle-borne remote-handling unit which has been in operation for several years and outlines the current French program, which includes the construction of a second-generation vehicle capable of surmounting large obstacles and a third-generation cross-country vehicle carrying two master-slave manipulators and capable of being controlled by radio. The size of the vehicles contemplated should lead to international pooling of equipment; the projects just mentioned will be undertaken in technical collaboration with specialists from the Federal Republic of Germany, the United Kingdom and the United States of America.

LES ENGINS D'INTERVENTION EN MILIEU RADIOACTIF.

De nombreuses études faites jusqu'ici dans le domaine des engins mobiles munis de manipulateurs en vue de travaux dans des conditions d'irradiation très élevée ont conduit à un choix d'appareils télécommandés ou pilotés qui permettent d'effectuer des opérations à distance, soit dans des conditions accidentelles, soit pour le démantèlement d'installations de haute activité. Le mémoire expose la stratégie des interventions telle qu'elle se dégage des études faites en France et des relations actuellement établies à l'échelle européenne. Il passe en revue la gamme des engins nécessaires pour exécuter les différents types d'intervention, tant à l'intérieur qu'à l'extérieur des installations. Cette gamme va des engins lourds du type «travaux publics» au véhicule léger portant des manipulateurs de précision. La distance d'emploi de ces engins impose une technologie de la télécommande allant de la liaison par câble multiconducteur à la liaison hertzienne. L'exposé rend compte de l'expérience acquise avec un ensemble de télémanipulation sur véhicule, opérationnel depuis plusieurs années. Enfin il donne les grandes lignes du programme actuellement envisagé pour les réalisations françaises comprenant notamment un engin de deuxième génération capable de franchir des obstacles importants et un engin tout terrain de troisième génération portant deux manipulateurs maître-esclave et pouvant être équipé d'une liaison hertzienne. L'ampleur des moyens envisagés devrait conduire à une mise en commun des équipements à l'échelle internationale. La réalisation des derniers projets cités sera entreprise en collaboration technique avec les spécialistes de la République fédérale d'Allemagne, des Etats-Unis d'Amérique et du Royaume-Uni.

УПРАВЛЯЕМЫЕ МАШИНЫ, РАБОТАЮЩИЕ В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ИЗЛУЧЕНИЯ.

Многие исследования, выполненные до настоящего времени по движущимся машинам, оборудованным манипуляторами и предназначаемым для работы в условиях очень сильного излучения, позволили сделать выбор среди управляемых людьми или с помощью телекоманд систем, которые осуществляют дистанционно управляемые операции в аварийных случаях или при демонтаже высокоактивного оборудования. В данном докладе рассматриваются системы управления, которые разработаны французскими исследователями или появились в результате связей, установленных в настоящее время в европейском масштабе. Рассматриваются машины, которые могут выполнять операции различного типа как внутри,

так и снаружи зданий, начиная с машин тяжелого типа и кончая легкими машинами, снабженными прецизионными манипуляторами. Расстояние, по которым эти машины используются, требует передачи телекоманд как по многожильным кабелям, так и по радио. В докладе сообщается опыт работы установленного на транспортных средствах телеуправляемого оборудования, приобретенный в течение последних нескольких лет. В заключение описываются французские разработки и рассматриваются исследовательские программы, включая, в частности, машины второго поколения, способные преодолевать большие препятствия, и машины третьего поколения, пригодные для любой местности и снабженные двумя копирующими манипуляторами. Эти машины могут управляться по радио. Ввиду необходимости затрат больших финансовых средств должно произойти объединение усилий исследователей в области разработки оборудования в международном масштабе. Последние упомянутые проекты будут выполняться при техническом сотрудничестве со специалистами ФРГ, США и Англии.

LAS MAQUINAS QUE TRABAJAN EN UN MEDIO RADIACTIVO.

Muchos estudios realizados hasta ahora en el campo de las máquinas móviles provistas de manipuladores, destinadas a trabajos en condiciones de irradiación muy intensa, han llevado a la elección de aparatos de mando a distancia, o pilotados, que permiten efectuar operaciones a distancia, bien sea en condiciones de accidente, bien sea para el desmantelamiento de instalaciones muy radiactivas. Esta memoria trata de la estrategia de las intervenciones, tal como se desprende de los estudios realizados en Francia y de las relaciones establecidas actualmente a escala europea. Se pasa revista a la gama de máquinas necesarias para efectuar los diferentes tipos de intervención tanto en el interior como en el exterior de las instalaciones. Esta gama comprende desde las máquinas pesadas de obras públicas hasta el vehículo ligero que lleva manipuladores de precisión. La distancia de empleo de estas máquinas impone una tecnología del mando a distancia que comprende desde el enlace por cable de varios conductores hasta el enlace hertziano. Se informa sobre la experiencia adquirida con un conjunto de telemanipulación sobre vehículos, en funcionamiento repetidas veces desde hace varios años. Por último, se delinea a grandes rasgos el programa previsto actualmente para las realizaciones francesas, que comprende en particular una máquina de la segunda generación, capaz de franquear obstáculos importantes y una máquina para todo terreno, de la tercera generación, que lleva dos manipuladores "amo-esclavo" y que puede equiparse con enlace hertziano. La amplitud de los medios previstos debería llevar a una utilización en común de los equipos, a escala internacional. La realización de los últimos proyectos citados se emprenderá en colaboración técnica con los especialistas de la República Federal de Alemania, de los Estados Unidos de América y del Reino Unido.

1. CAS D'INTERVENTION

Les interventions, ou travaux exceptionnels, en milieu radioactif peuvent concerner les installations actives ou l'extérieur (extérieur des bâtiments dans un établissement, ou voie publique).

Les installations actives peuvent être des laboratoires de recherche, des laboratoires de traitement médical, des réacteurs, des installations de production (retraitement de combustibles irradiés), des installations de conditionnement et de stockage des déchets.

Les travaux d'intervention à l'intérieur des installations sont nécessaires principalement pour la maintenance (notamment la décontamination périodique), pour le démantèlement des installations, enfin pour la réparation ou le démantèlement après incident ou accident.

Les interventions à l'extérieur font suite à des essais actifs en plein air dans des polygones surveillés (par exemple les essais de réacteurs non blindés pour applications spatiales). Elles peuvent également faire suite à des incidents de transport, terrestre, maritime (au port) ou aérien, et devraient enfin être envisagées en cas de catastrophe nucléaire (notamment destructions importantes dans un établissement nucléaire).

Ces différents cas d'intervention sont décrits ici en commençant par les plus fréquents.

2. TRAVAUX D'INTERVENTION

Ces travaux ont place dans le cadre général des travaux en milieu hostile [1] qui se classent en trois catégories selon les moyens de protection employés:

- les travaux en enceinte, les opérateurs travaillant de façon directe ou indirecte à travers la protection biologique (dans le cas du danger nucléaire, enceinte de confinement de la contamination et/ou enceinte de blindage atténuant l'irradiation);
- les travaux sous protection individuelle, où l'opérateur protégé peut se déplacer dans le milieu hostile et y travailler directement;
- les travaux indirects à distance à l'aide d'un téléopérateur [2]; on appelle ainsi une machine mobile douée de «dextérité», susceptible de prolonger dans le milieu hostile l'action de l'opérateur; c'est généralement un petit véhicule sur chenilles portant un télémanipulateur, observé à distance ou portant une caméra de télévision, le tout relié au poste de commande situé hors de la zone hostile.

Cette classification s'applique dans sa généralité à tous les milieux hostiles: nucléaire, biologique, toxique, subaquatique, spatial. Dans certains cas le travail s'effectue dans une atmosphère pour laquelle le milieu où se tient l'opérateur est hostile: enceintes en atmosphère neutre, enceintes stériles, chambres blanches (dépoussiérées).

Du point de vue technologique les travaux exceptionnels d'intervention en milieu radioactif correspondent à ces trois cas.

Si nous considérons maintenant les conditions de travail et non leur technologie, nous distinguerons encore trois cas:

- le travail en milieu plus ou moins contaminé et sous irradiation externe nulle ou faible;
- le travail sous irradiation externe seulement avec débit de dose élevé ou très élevé;
- le travail en milieu contaminé et sous irradiation externe élevée.

Pour faire face à ces circonstances de travail on utilisera des moyens de protection individuelle, vêtements spéciaux, appareils respiratoires filtrants, appareils respiratoires isolants et scaphandres. Il sera également fait usage d'éléments de blindage permettant la réalisation d'enceintes provisoires, avec leurs moyens de manipulation et de transfert (évacuation des déchets). Le présent mémoire s'attachera plus spécialement aux engins pour travaux d'intervention, tant en routine que dans les situations postaccidentelles, et mentionnera seulement certains éléments nécessaires pour la réalisation de blindages provisoires.

3. FACTEURS DETERMINANT LE CHOIX ENTRE L'INTERVENTION DIRECTE ET L'INTERVENTION INDIRECTE

Il est très difficile de situer de façon simple la limite des travaux d'intervention effectués par les moyens directs (opérateur avec tenue de protection individuelle).

Cette limite est fixée généralement par la dose intégrée d'irradiation acceptable pour l'opérateur, dose qui dépend du caractère normal ou exceptionnel de ces travaux, et de leur ampleur. Cette dose pourra aller de la dose maximale journalière ou hebdomadaire à la dose trimestrielle ou plus.

Ainsi des réparations exceptionnelles ont été réalisées sans protection contre l'irradiation externe mais par un grand nombre d'opérateurs travaillant un temps très court. On peut citer le démontage après accident du réacteur SL1 (Idaho Falls, Etats-Unis d'Amérique), qui a nécessité environ 750 personnes × 25 rads, et la récente réparation dans le cœur de la centrale ST-LAURENT-1, en France, qui a nécessité environ 100 personnes × 2 rads, chaque personne travaillant quelques minutes [3].

L'intervention indirecte par engins télécommandés, qui est irremplaçable pour affronter des conditions d'irradiation de longue durée ou 1000 rad/h par exemple, n'a pas une limite clairement définie pour des circonstances de travail plus courantes. Ici se place un facteur de rentabilité difficile à définir selon que les opérations sont routinières ou très rares et surtout selon l'efficacité du téléopérateur.

Jusqu'ici ce dernier point n'a pas été mis en lumière dans le cas qui nous concerne, mais nous devons aux autres usagers des téléopérateurs de l'avoir dégagé (applications sous-marines, spatiales ou industrielles). On peut donner une estimation comparative de la dextérité de différents moyens de travail à partir du temps passé sur une série d'opérations types avec lesdits moyens (travaux de l'équipe de R. Goertz pour la NASA, à l'Argonne National Laboratory, Etats-Unis d'Amérique).

Les ordres de grandeur sont les suivants (le temps de travail à main nue étant pris pour unité):

travail en scaphandre spatial	× 2
avec manipulateurs maître-esclave[1]	× 5 à × 10
avec manipulateurs à commande par boîtier[2]	× 50 à × 100

Il est à noter que parmi les causes de ralentissement du travail figure la forme sommaire de la pince à deux doigts parallèles des manipulateurs, et aussi pour une bonne part la difficulté due à l'emploi de la télévision. C'est pour atténuer cette difficulté que l'on a souvent préféré le travail sous protection individuelle, avec un véhicule protégé piloté, muni de manipulateurs à commande par boîtier.

On peut citer comme premier engin de ce type le Beetle (fig.1), réalisé aux Etats-Unis d'Amérique à l'occasion de l'établissement d'un projet d'avion à propulsion nucléaire, pour la maintenance de son réacteur et les cas hypothétiques d'accident. De nouveau cet engin fait apparaître le problème lié à la faible dextérité des manipulateurs et à la durée limitée des interventions.

L'existence du dilemme qui vient d'être évoqué entre travail direct et indirect pour la plupart de ces courants d'intervention a conduit à n'envisager, sauf rare exception, les téléopérateurs ou les engins spécialisés que pour des cas extrêmes. Ceci a pratiquement empêché, jusqu'ici, l'étude des interventions par engins, bien qu'un certain nombre de tels engins aient été réalisés [4].

Nous citerons ici un engin non piloté: le véhicule PaR, représenté à la figure 2. Cet engin a été initialement conçu pour les manipulations

---

[1] Manipulateur maître-esclave ou bilatéral (ou à boucle fermée), manipulateur dont la pince reproduit tous les déplacements de la main de l'opérateur et restitue à ce dernier les sensations des efforts transmis à l'objet manipulé.

[2] Manipulateur à commande par boîtier, ou unilatéral (ou à boucle ouverte), manipulateur à moteurs, commandé à vitesse constante ou variable sans aucun retour d'effort, muni quelquefois de limitations de couple ou de dispositifs signalant l'effort maximal.

FIG. 1. Le Beetle, véhicule blindé piloté équipé de deux manipulateurs.

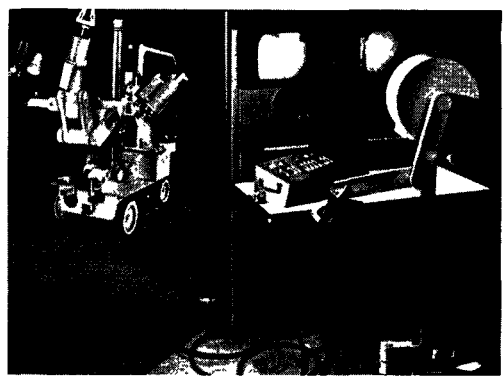


FIG. 2. Véhicule PAR II.

normales autour de boîtes étanches de confinement dans de vastes enceintes blindées auxquelles les opérateurs ne peuvent pas directement accéder, en remplacement des mêmes manipulateurs habituellement installés sous pont roulant, lesquels ne peuvent se déplacer hors des enceintes. Il est commandé par câble et observé à travers les fenêtres des enceintes desservies.

On doit remarquer que les projets de tels engins, conçus comme moyens hypothétiques de secours en cas d'accident et facilement rentables lors du premier incident, n'ont pas été réalisés et que des dépenses très supérieures ont été engagées en vue d'améliorer la fiabilité des installations; au lieu de les accepter on a reculé l'échéance de leur nécessité de mise en œuvre. C'est le cas du Rivet, représenté à la figure 3, qui a été étudié en Grande-Bretagne après l'accident de Windscale et est destiné à franchir des obstacles très difficiles, notamment escaliers et caniveaux dans un bâtiment de réacteur.

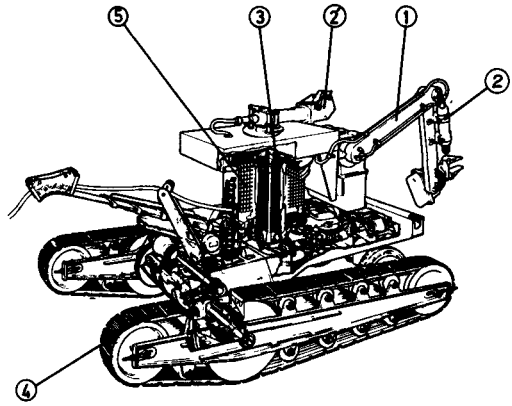


FIG. 3. Rivet (voir aussi fig. 9).

1 bras du manipulateur
2 caméra miniature sur l'avant-bras
2' seconde caméra
3 colonne télescopique
4 chenilles
5 câble sur un touret autour de la colonne.

Par ailleurs, le choix entre l'intervention totalement indirecte (avec travail indirect à l'aide de manipulateurs et vision indirecte par télévision) et l'intervention plus directe par engin piloté (à vision directe) est également difficile. Dès que l'intensité d'irradiation est élevée, la masse d'un engin piloté blindé (fût-ce partiellement) est prohibitive et oblige au travail en vision indirecte par appareil sans pilote.

Enfin, dans le choix des types d'engins on rencontre soit les difficultés liées à l'engin piloté (autonomie limitée, volume et masse importants), soit celles dues à la transmission à distance de l'énergie et au grand nombre d'informations et ordres nécessaires au téléopérateur à bonnes performances que nous devons envisager.

On retiendra donc que la principale raison qui a limité jusqu'ici l'emploi des téléopérateurs n'est pas seulement leur prix, mais aussi la faible efficacité des engins relativement sommaires jusqu'ici réalisés, qui disposent de moyens de vision limités et de manipulateurs à boucle ouverte. Cette hésitation devant l'emploi systématique de téléopérateurs se rencontre de la même façon dans le domaine des travaux sous la mer et dans l'espace.

4. ENGINS D'INTERVENTION

Nous examinerons rapidement les principaux engins réalisés ou à l'état de projet connus de nous à ce jour, dans l'ordre des conditions d'accès de difficulté croissante, des conditions de travail de plus en plus dures (irradiation) et de la difficulté croissante des tâches à accomplir.

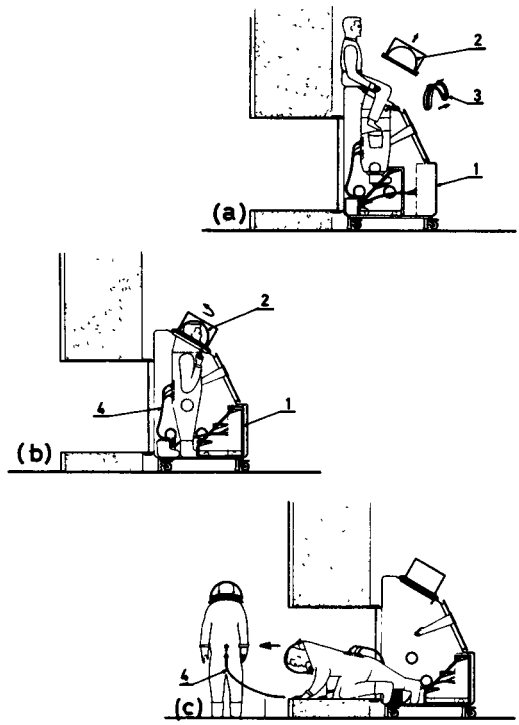


FIG. 4. Caisson mobile d'intervention du type Scalhène: a) caisson connecté sur une enceinte, double casque enlevé l'opérateur pénètre dans l'habit par la bride du col; b) on ferme le double casque – le couvre-casque est verrouillé sur l'habit – l'opérateur déverrouille le scaphandre de la bride du caisson; c) les scaphandres pénètrent en zone active et restent reliés par leur tubulure d'alimentation.

1 caisson mobile avec deux scaphandres Scalhène
2 double casque
3 harnais support du casque
4 tubulures d'alimentation: air frais, extraction, interphone.

4.1. Engins pilotés

4.1.1. Véhicules avec scaphandres

On connaît de tels véhicules, notamment dans les grands centres d'essais de réacteurs; ils n'ont pas de particularités techniques notables et sont utilisés pour l'exploration ou le travail extérieur en zone contaminée pour des durées limitées.

Ils ont pour inconvénients d'obliger au port des protections individuelles pendant toute la durée de l'exploration et de contaminer totalement le véhicule.

Caisson avec scaphandre à passage direct du type Scalhène. Le caisson mobile d'intervention représenté à la figure 4 est employé dans les laboratoires chauds [5, 6]; plusieurs installations de ce type sont en

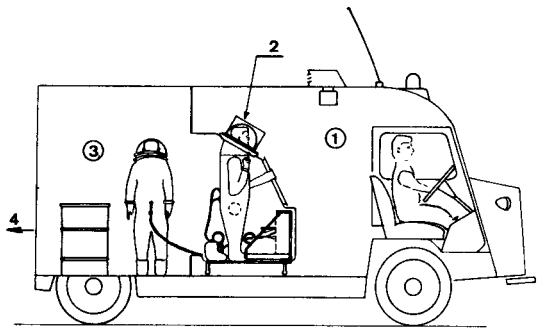


FIG. 5. Camionnette équipée de scaphandres Scalhène (voir fig. 4).
1 cabine propre ventilée en surpression
2 passage pour deux autres Scalhène
3 sas contaminé avec récipients à déchets
4 porte pour sortie en milieu contaminé.
Au retour le véhicule est extérieurement décontaminé avant sortie des opérateurs.

service depuis plusieurs années et donnent pleine satisfaction jusqu'à des contaminations atmosphériques très élevées (10^6 CMA).

Le caisson étanche peut être connecté à toutes les enceintes du laboratoire, et reste intérieurement contaminé. Lorsqu'il n'est pas utilisé l'habit est fixé de façon étanche, par le col, à une boîte du caisson, l'opérateur s'y introduit directement. Le casque, extérieurement contaminé, est protégé par un couvre-casque rigide. Ce double casque étant placé sur le caisson et le casque fixé sur l'habit, ce dernier est déconnecté de la bride et le scaphandrier, alimenté en air, est libre de se déplacer dans l'atmosphère hostile. Le passage s'effectue directement dans les deux sens.

Véhicule avec scaphandre du type Scalhène. Ce véhicule, en projet en France, ne présentera pas les inconvénients cités plus haut et constituera un soutien pour l'emploi d'un manipulateur sur véhicule. On voit sur la figure 5 que le poste de pilotage et d'observation reste propre, et comment deux opérateurs peuvent sortir en milieu très contaminé, rapporter des objets dans le sas et revenir dans le compartiment protégé. Ceci permet un gain d'autonomie et une économie de décontamination très importante.

4.1.2. Boucliers mobiles

On peut citer pour mémoire l'usage d'un panneau de blindage supporté par un pont roulant permettant d'approcher d'une source dans un hall. Ce dispositif très primitif a été souvent employé, notamment auprès de réacteurs (10-15 cm de plomb).

De même, une nacelle blindée portée par un pont roulant est quelquefois employée pour descendre par le toit dans les enceintes de laboratoires chauds.

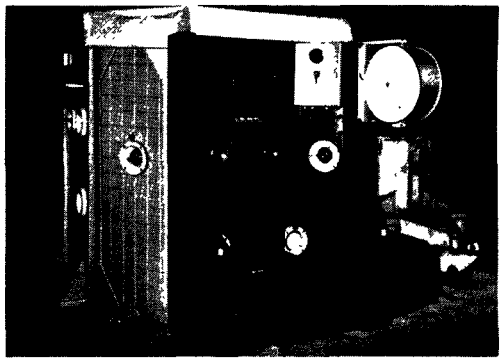


FIG. 6. Bouclier mobile. Au centre de la partie foncée on voit le bouclier du côté de l'opérateur. Il est connecté sur une enceinte provisoire comportant à gauche hublot et rotules et à droite une évacuation de déchets dont on aperçoit le conteneur blindé sur roues; en haut à droite du bouclier mobile, le dérouleur de son câble d'alimentation.

Nous décrivons ici les engins automoteurs dont la figure 6 représente un exemple typique [7]. Le bouclier est protégé sur l'avant (10 cm de plomb), les côtés et le haut. Le blindage, en briques de plomb, comporte des accessoires de vision et de manipulation courants utilisés notamment sur les petites enceintes en plomb (hublots en verre au plomb et pinces sur rotules); leur disposition peut être modifiée selon les besoins et on peut même envisager d'y placer une paire de petits manipulateurs maître-esclave.

Les roues à bandage plein (l'ensemble représente une masse de 7 tonnes), deux à l'avant sous le blindage et librement pivotantes, les roues arrières fixes, assurent propulsion et direction par commande séparée des vitesses. Un câble d'alimentation de 25 m assure en même temps la liaison avec le pilote.

L'engin étant ouvert du côté opposé à la source de rayonnement, il permet le retour de l'opérateur (en courant) et son remplacement éventuel. Par contre, cette disposition laisse l'opérateur exposé au rayonnement diffusé. L'engin est employé sur sol dur sans obstacle.

La figure 6 montre les panneaux de blindage [8] assemblés pour constituer une enceinte provisoire. Chaque panneau, de 1,5 t et fait de briques de plomb, comporte des éléments de vision ou de manipulation; notamment le panneau de droite, non visible sur la figure, comporte le système de remplissage du conteneur blindé à déchets visible à droite du bouclier mobile.

4.1.3. Véhicules blindés avec manipulateurs

Le Beetle (fig.1), réalisé aux Etats-Unis en 1961 pour les travaux sur les réacteurs de propulsion d'avions [9], comporte une cabine blindée (30 cm de plomb) orientable qui peut s'élever à 7,5 m sur quatre vérins télescopiques; elle porte deux manipulateurs à boucle ouverte General Mills (capacité 50 kg) d'une portée de 5 m. L'opérateur observe par une

fenêtre en verre au plomb par un périscope et par télévision. L'ensemble, d'une masse de 85 t, bien que porté sur chenilles ne peut circuler que sur bon sol sans obstacle.

En support à cet appareil, deux engins blindés sans manipulateur ont été réalisés (appelés Bat et Masher).

Un camion avec manipulateur sur grue à longue portée et cabine blindée a été réalisé en 1966 en République fédérale d'Allemagne et est opérationnel. La protection est assurée par la distance et complétée par un blindage de 4 cm d'acier. Il s'agit d'un camion classique, dont la cabine est blindée vers l'arrière et sur les côtés. Sur la plate-forme, une grue hydraulique articulée de 15 m de portée supporte un manipulateur de 250 kg de capacité. Les opérateurs observent directement la configuration générale de la grue, mais des caméras de télévision permettent la vision rapprochée du travail du manipulateur. Cet engin permet notamment l'accès par dessus un mur, ou le travail à l'étage d'un bâtiment depuis la chaussée. Il est piloté en tant que véhicule, mais le manipulateur est commandé à distance en vision indirecte comme c'est le cas des engins télécommandés qui vont suivre.

4.2. Téléopérateurs

On opposera ici les engins contrôlés à distance aux engins précédents portant leur pilote, et on distinguera successivement les engins selon leur mode de commande et leurs possibilités sur le terrain.

4.2.1. Véhicules commandés par câble pour bon sol (principalement à l'intérieur des bâtiments)

Citons pour mémoire l'engin réalisé à Hanford à partir d'un manipulateur General Mills 300 porté sur roues (cet engin a été utilisé pour le ramassage de sources perdues), et Little Ranger (1960), premier engin avec manipulateur General Mills 150 (capacité 15 kg) sur véhicule à chenilles portant une caméra de télévision de 30 m de portée.

Les véhicules (très proches) PaRI et PaRII (fig.2) ont une capacité de 30 et 80 kg respectivement, une portée de 50 m de câble (câble multiconducteur ou câble simplifié et multiplex selon le modèle). Ils comportent deux bras de positionnement pour les caméras de télévision.

Ce type d'engin, dont il existe – par rapport au précédent – un nombre important (plus de dix) est utilisé généralement pour les travaux dans les laboratoires.

En France un exemplaire de cet appareil a été spécialement adapté aux interventions. Le GMTT (Groupe mobile de télémanipulation téléguidé) consiste en une camionnette transportant l'engin et servant de poste de commande.

Chariot Oter 11 000 [10]. Ce véhicule sur roues, réalisé en 1962 en France (fig.7), comporte deux caméras de télévision et un manipulateur d'une capacité de 1000 kg; l'énergie électrique apportée par câble alimente un système de commande hydraulique; tous les mouvements sont hydrauliques et leur force est réglable. Un touret de câble donne une portée de 100 m environ. D'une masse de 3500 kg, ce véhicule se déplace sur tout bon sol.

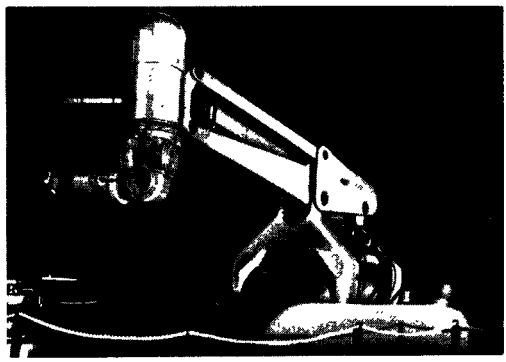


FIG. 7. Véhicule Oter avec manipulateur 11 000.

Véhicule Mobot (Hughes, Etats-Unis, 1961) [11] (fig.8). Cet engin sur roues muni de deux bras à articulations multiples, d'une capacité de 20 kg chacun dans sa deuxième version, est associé à un support à chenilles (emploi presque impossible sur mauvais terrain). Il comporte un élévateur à fourches et un treuil d'une capacité de 1 t; il a une portée de 150 m de câble (commande multiplex, batterie sur l'engin et alimentation de secours par le même câble). Il n'a pratiquement pas été employé, mais réunit de nombreuses caractéristiques intéressantes.

Nous citerons pour mémoire l'ensemble de manipulation Argonne Mark E3 porté sur véhicule réalisé en 1958 par l'équipe de R. Goertz à l'Argonne National Laboratory.

4.2.2. Véhicules commandés par câble tout terrain

Rivet Sorige (licence UKAEA, Harwell). Il a été conçu en 1965 environ et uniquement testé sur maquette (fig.3).

Tous les véhicules précédents avaient deux degrés de liberté (un par chenille). Rivet en possède un troisième lui permettant, à l'aide de deux roues auxiliaires, de prendre appui sur un obstacle (franchissement possible: 50 cm environ). Cette possibilité est illustrée par la figure 9. Cette caractéristique lui permet de se relever en cas de chute. L'engin porte un bras PaR (force 25 kg), une bobine de câble qu'il déroule à mesure de sa progression (portée 50 m) et deux caméras de télévision; d'autres manipulateurs sont envisagés pour l'équiper.

Virgule I (fig.10), en cours d'étude au CEN de Saclay, se distingue des précédents sur deux points: le véhicule à roues à pneus basse pression peut évoluer jusqu'à pivoter autour de son centre et se déplacer latéralement, il franchit des obstacles de 15 cm et peut être utilisé sur tout terrain comme à l'intérieur (mais le franchissement d'escaliers n'est

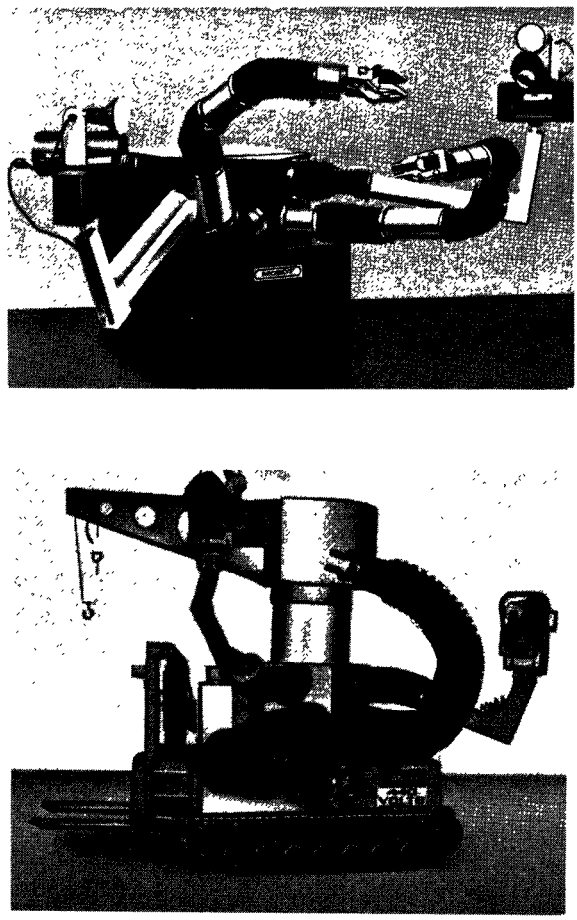


FIG. 8. Véhicules Mobot.

pas prévu); il porte une paire de manipulateurs maître-esclave à asservissement bilatéral en cours de développement et deux caméras de télévision.

La liaison est effectuée par un double câble coaxial de très faible diamètre constamment déroulé (aller et retour) et éventuellement perdu (portée 100 m au moins).

La commande codée assure la transmission de 16 informations analogiques aller et retour. Le véhicule comporte des batteries et un petit groupe électrogène à essence (la version à liaison radio constitue l'engin Virgule II).

Syntelmann, en cours de développement en Allemagne (Rép. féd.), est représenté à la figure 11 [12]. A la différence des engins précédents, il comporte des bras anthropomorphes commandés par des bras exosquelettes

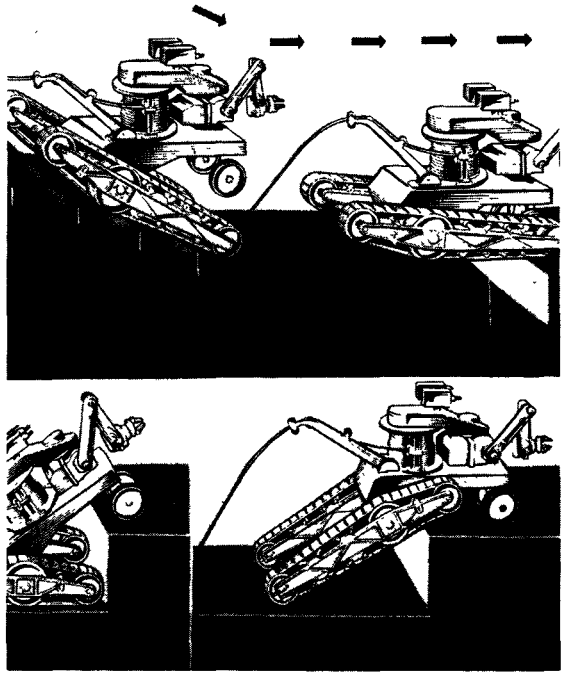


FIG. 9. Franchissement d'obstacles par le Rivet.

portés par l'opérateur. Ces bras seront d'abord essayés sur un véhicule, puis le projet envisage un support bipède commandé par câble.

4.2.3. Véhicules tout terrain commandés par voie hertzienne

MRMU. Cet appareil (fig.12) fait suite au Beetle cité précédemment (fig.1). Beaucoup plus maniable, il a été réalisé (1965) jusqu'au stade de l'expérience pratique mais n'existe pas dans une version définitive. Il comporte deux manipulateurs d'une capacité de 300 kg et d'une portée de 5,5 m. La liaison radio autorise une distance de travail de quelques kilomètres.

MF2. Ce manipulateur sur véhicule à chenilles est en cours de réalisation en Allemagne (Rép. féd.). Le véhicule, tout terrain (2,5 t), peut accéder également aux installations (1,55 × 3 m); il est autonome avec batteries. Le manipulateur, d'une capacité de 250 kg, a une portée de 2,4 m. Un ensemble de télévision stéréo et une caméra supplémentaire sont disposés sur la tourelle. Le manipulateur, démontable, est identique à celui du camion décrit au paragraphe 4.1.3.

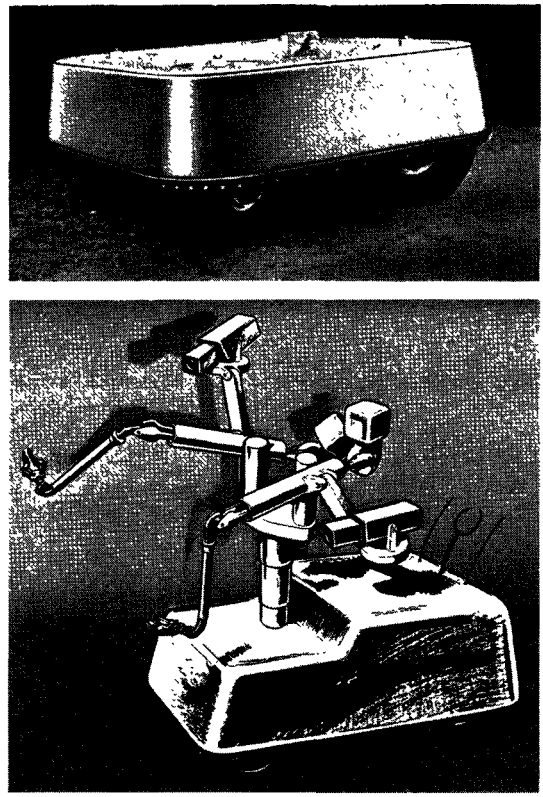


FIG. 10. Virgule: a) véhicule tous terrains actuellement en essais (1,4 m × 1,4 m); b) le même véhicule 0,8 × 2 m avec deux manipulateurs MA 22 électroniques et deux télévisions, les mouvements de ces dernières sont coordonnés à ceux des manipulateurs.

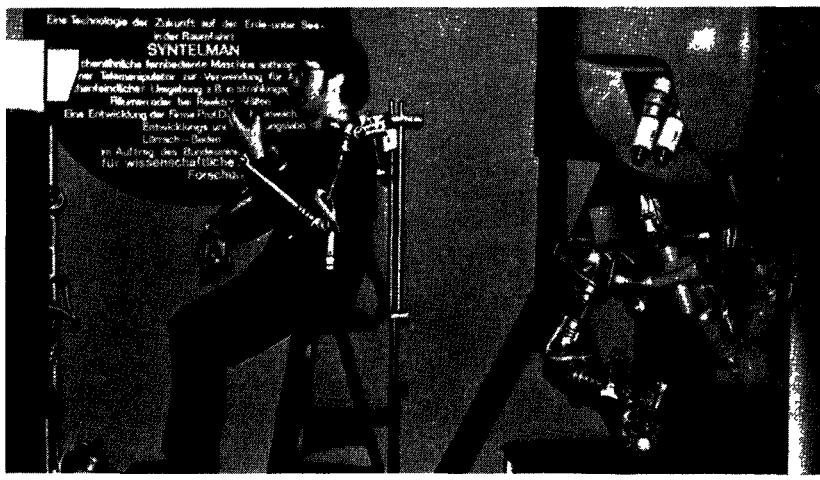


FIG. 11. Syntelmann, début 71.

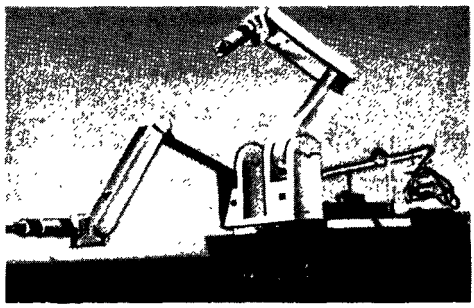


FIG. 12. MRMU, engin radioguidé de l'aviation américaine.

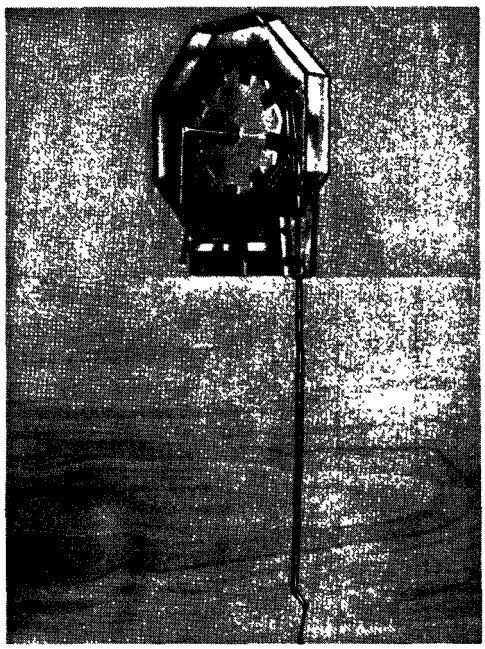


FIG. 13. Maquette du manipulateur MA 11 – 3000.

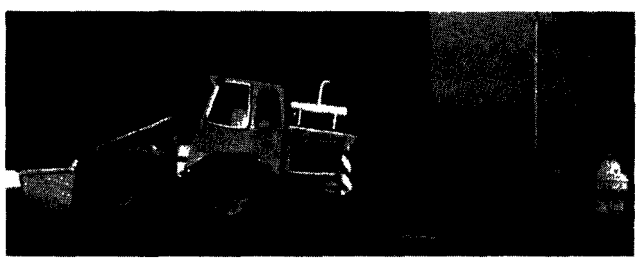


FIG. 14. Engin de terrassement radioguidé de l'équipe d'intervention de Karslruhe.

TABLEAU I. CARACTERISTIQUES DES ENGINS D' INTERVENTION

Caractéristiques / Types d'engins	Stade de réalisation[a]	Poids approx. (kg)	Encombrement max. au sol (m)	Nombre d'opérateurs	Durée d'autonomie (h)	Energie		Distance d'interv. (m)
						câble	autonome	
Caisson Scalhène	3-4	500	2,5 x 2,5	2 + aide	2-3			6
Véhicule Scalhène	1	1500	5 x 2	3-4	3-6		x	scaphandre 10-20
Bouclier mobile	3	4000	2 x 1,5	1 + aide	variable	x		15
Beetle	3?	80000	8 x 3?	1	6 max.		x	>5000
Camion-grue + manipulateur	3	20000	8 x 2,5	2-3	variable		x	>1000
Engin d'observation, dosimétrie	2-3	40	0,5 x 0,5	1	3-5		x	≥ 100[d]
Engin d'observation, TV	1	80	0,5 x 0,5	1	3-5	x	x	≥ 100
Little Ranger	3?	200	0,6 x 0,8	1 + 1 pr TV	illimité	x		50
PaRI	3-4	400	0,6 x 0,8	1 + 1 pr TV	illimité	x		50
PaRII	3-4	500	0,6 x 0,8	2	illimité	x		100
GMTT[e]	3-4	2 x 1500	2 fois 5 x 2	2-3	manip. illimité	manip. x	véhic. x	manip. 50-100
Mobot	2-4?	500?	1,5 x 1,5?	1-2	illimité	x		?
Rivet	4	250	0,6 x 0,8	1-2	illimité	x		50?
Virgule I	1	250	0,6 x 1,5	1-2	illimité	x ou	x	≥ 100
Virgule II	1	500	1,5 x 2,5	1-2	8?		x	≥ 100
Syntelmann	1	150?		1-2	illimité	x		50?
Oter CEA	2-3	2500	3 x 1,5	1-2	illimité	x		50
MRMU	2-3?	10000?	8 x 3?	1-2	8		x	≥5000
MF2	3	4000?	3 x 1,2	1-2	4-6		x	≥1000
Pelle radioguidée	3	4000?	2,5 x 2,5	1	4-6		x	≥ 100[d]

[a] 1, en projet; 2, prototype; 3, disponible, 4, achat possible.
[b] 1, bon sol; 2, tous terrains; 3, franchissement d'obstacles.
[c] Tous les engins commandés à distance seront considérablement aidés par un engin téléguidé d'observation (en projet).
[d] Distance limitée par la vue directe.
[e] Equipé d'un ensemble PaRI.
[f] Manipulateurs asservis ou retour d'efforts approx.

Liaison			Evolution[b]	Vision[c]		Ecoute		Manipul. nbre, type		Capacité (kg)
câble multi-conducteur	câble coaxial	radio		directe	TV	directe	interphone	contrôle boîtier	maître-esclave	
				x			x	[2 hommes]		
		x	1	x			x	[2 hommes]		
x			1	x			x		[pinces]	5-10
		x	1-2?	x	et x		x	2		250
		x	1-2?	x	et x		x	1		300
		x	2	x						
	x ou	x	2	x	et x					5
x			1	x	ou x	x?		1		15
x			1		x	x		1		50
	x		1		x	x		1		100
manip. x		véhic. x	1		x	x		1		50
	x		1		x	x?		2		25?
x			2-3		x	x		1		50
	x		1-2		x	x			2	15
	x ou	x	2-3		x	x			2	15
x			2-3		x	x			2[f]	15
x			1		x	possib.		1		1000
		x	1-2		x	x		2		3000
		x	2		x	x		1		300
		x	2-3	x						

TABLEAU II. EMPLOI DES ENGINS D'INTERVENTION

Types de Travaux / Types d'engins	Travaux à l'intérieur				Travaux à l'extérieur		
	Routine		Accident				
	maintenance	démantèlement		réparation en actif	essais en plein air	accidents de transport	catastrophe
Véhicules avec scaphandre ou appareil isolant			x	x	xxx	xxx	xxx
Moyens normaux de l'installation	xxx[a]	x	x	xx			
Boucliers mobiles		xx	xx	xx			
Véhicules blindés avec manipulateur			x[b]	x[b]	xx[c]	x[d]	xx[d]
Plates-formes d'observation					x[e]	xxx	xxx
Engins d'observation télécommandés[f]	x	xx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx
Manipulateurs légers sur véhicule[g] — ordinaire[h]	x	xx	xxx	xxx		xx[j]	x[j]
Manipulateurs légers sur véhicule[g] — tout terrain[i]					xxx	xxx	
Manipulateurs lourds sur véhicule — ordinaire[j]			x	x		x[j]	x[j]
Manipulateurs lourds sur véhicule — tout terrain[k]					xx	xx	xx
Engins de levage télécommandé				x	x	xx	xx
Engins télécommandés de terrassement[l]					x	xxx	xxx
Engins spéciaux faits sur demande	x	x	x	x	x	x	x

x utile.
xx nécessaire.
xxx indispensable.

[a] Dans les laboratoires chauds: manipulateurs, ponts roulants et télévisions installées; dans les grands halls (réacteurs, usines): pont roulant et TV.
[b] Usage problématique car limité aux parties accessibles d'installations de grandes dimensions.
[c] Emploi de véhicules blindés sur rails destinés au transport des ensembles jusqu'aux grandes enceintes de démantèlement (projet Nerva).
[d] Cas d'emploi du Beetle, mais difficultés dues au poids de l'engin pour son transport jusqu'au lieu de l'accident.
[e] Emploi rapidement limité pour des distances supérieures à 100 m, voir plutôt hélicoptère.
[f] Pour exploration et pour soutien des manipulateurs sur véhicules.
[g] Devraient être plus employés si les installations étaient convenablement disposées et si les appareils existaient en plus grand nombre.
[h] Avantageusement associés à des engins de levage.
[i] Utilisables à l'intérieur si leurs dimensions le permettent.
[j] Si le sol le permet.
[k] Probablement avantageusement remplacés par des manipulateurs maître-esclave associés à des moyens de levage.
[l] Peuvent servir à transporter un ensemble de manipulation séparé de son propre véhicule.

Virgule II. Cette version dérivée de Virgule I sera de dimensions plus grandes; il disposera d'une source d'énergie à longue autonomie et d'une liaison hertzienne. La bande de fréquence nécessaire aux manipulateurs à asservissement bilatéral est très inférieure à celle nécessaire pour la télévision; cette dernière pose des problèmes liés à l'allocation des fréquences, d'où le grand intérêt de la liaison par câble coaxial léger pour tous travaux dans des conditions non catastrophiques.

4.3. Engins spéciaux

Ces engins répondent à des conditions spéciales d'accès, notamment à l'intérieur des machines (accélérateurs) ou des réacteurs.

Nous citerons notamment les caméras de télévision pour le travail dans les canaux ou sous l'eau; certaines sont munies d'une pince.

La figure 13 donne un exemple d'intervention par un canal vertical (jusqu'à 25 m de dénivellation) dans un réacteur graphite-gaz. L'engin MA 11-3000 représenté a été étudié pour la réparation de la centrale ST-LAURENT-1 [3]. Cette étude en est restée au stade des dessins de détail. Il s'agit d'un manipulateur maître-esclave à transmission directe par rubans et câbles extrapolé à des dimensions maximales: capacité 10 kg, frottement maximal 5 à 10 N (0,5 à 1 kg). Les segments, de 1 m environ, contenant la transmission sont articulés pour le passage dans le bras de chargement du réacteur, et pour l'enroulement sur une grande bobine.

4.4. Engins de terrassement et de levage

La pelle radioguidée représentée à la figure 14 a été réalisée en 1966 en République fédérale d'Allemagne; cet engin, opérationnel, répond notamment aux besoins en cas d'accident grave de transport; il peut s'associer à tout téléopérateur, il est piloté à vue, éventuellement depuis une plate-forme élevée.

Engins de levage sur véhicules télécommandés. De tels engins seraient fort utiles associés aux téléopérateurs, et notamment aux téléopérateurs munis de manipulateurs légers maître-esclave.

4.5. Engins télécommandés d'observation

La lacune concernant ces engins a été comblée par un petit véhicule radioguidé réalisé en République fédérale d'Allemagne et portant un moniteur de débit de dose.

Il faut envisager un engin analogue portant une caméra de télévision, utile à deux fins: observations d'exploration, surveillance pour les déplacements des téléopérateurs (et éventuellement dépannage).

5. EBAUCHE D'UNE STRATEGIE DES INTERVENTIONS

La longue énumération qui précède a montré la gamme des engins types déjà réalisés ou en cours d'étude. Le tableau I récapitule leurs caractéristiques générales.

Le tableau II analyse les différentes situations d'intervention et les engins requis.

Une stratégie des interventions reposerait sur l'existence de tous les engins nécessaires pour faire face à n'importe quelle situation. L'ampleur des moyens correspondants devant rester inutilisés oblige à considérer le problème à l'échelle d'un pays ou d'un continent.

Il se trouve que la situation actuelle en Europe est caractérisée par l'existence dans la République fédérale d'Allemagne de moyens lourds et plus spécialement destinés aux interventions à l'extérieur. Le premier téléopérateur léger destiné au travail à l'intérieur est actuellement disponible en France (GMTT) et le programme de développement vise pour 1975 à la réalisation de l'engin léger tout terrain avec manipulateurs maître-esclave (Virgule).

Il semble donc vivement souhaitable que, sur ces bases positives, un programme cohérent soit lancé à l'échelle européenne, notamment pour la réalisation rapide d'un engin franchissant des obstacles importants (Rivet).

Le GMTT actuellement expérimenté au CEA depuis 3 ans a réalisé environ une à deux interventions par an, et la méconnaissance de son existence a conduit à des interventions directes là où il aurait dû être employé.

La rencontre des utilisateurs potentiels dans un groupe de travail est donc souhaitable, ainsi que la confrontation des équipes qui ont créé les engins existants et développent les suivants. Les projets qui viennent d'être cités réunissent déjà tout naturellement des chercheurs allemands, américains, britanniques et français.

Puisse un développement harmonieux de ces engins et une organisation rationnelle de leur application apporter les réserves de sécurité que les progrès de l'énergie nucléaire ne manquent pas de réclamer.

REFERENCES

[1] GRENON, M., Le travail en milieu hostile, Presses universitaires de France, Paris.

[2] JOHNSEN, E.G., CORLISS, W.R., Teleoperators and human augmentation, NASA SP 5047, NASA Technology Utilization Office (1967).

[3] KNOCKAERT, A., TESTE du BAILLER, A., ces Actes, mémoire 811, vol. 2.

[4] HOMER, G.B., «Mobile manipulator systems», Proc. 14th Conf. Remote Systems Technology (Pittsburgh), ANS (1966) 129.

[5] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE ATOMIQUE, Etude et équipement des laboratoires de haute activité; Problèmes de sécurité, Coll. Sécurité, n°30, AIEA, Vienne (1969) 105.

[6] SAMSEL, G., VAANE, J., de RAS, E., «Trois ans d'expérience dans la manipulation de plutonium, d'américium et de curium irradiés», Radiation Safety in Hot Facilities (C. r. Coll. Saclay, 1969), AIEA, Vienne (1970) 497.

[7] BOURDREZ, J., MARQUE, Y., ROGER, B., BERTRAND, E., PERONNET, L., «Démantèlement des cellules de haute activité et décontamination en atelier de leurs équipements», Ibid. p. 575.

[8] KISSEL, Ph., MARQUE, Y., VERTUT, J., «Les moyens d'intervention du CEA en cas d'accident nucléaire à l'extérieur de ses établissements», Proc. 2nd IRPA Congress (Brighton, 1970) IRPA/2/P237.

[9] HUNT, C., LINN, F.C., «The Beetle, A mobile shielded cab with manipulators», Proc. 10th Conf. Hot Laboratories and Equipment (Washington, D.C.), ANS (1962) 167.

[10] VERTUT, J., «New types of heavy manipulators», Proc. 10th Conf. Hot Laboratories and Equipment (Washington, D.C.), ANS (1962) 185.

[11] CLARK, J.W., «The Mobot II remote handling system», Proc. 9th Conf. Hot Laboratories and Equipment (Chicago), ANS (1961) 111.

[12] KLEINWACHTER, H., Technical description of Syntelmann, Rapport Q 320, Lörrach, Rép. féd. d'Allemagne (1970).

RADIATION WORKERS AND MEASURES FOR THEIR PROTECTION

E. HELLEN
Occupational Safety and Health Branch,
International Labour Office,
Geneva

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

RADIATION WORKERS AND MEASURES FOR THEIR PROTECTION.

The paper reproduces certain data which have been supplied by various countries with regard to radiation workers and measures for their protection, and which the International Labour Office has collected without attempting to draw conclusions therefrom. The items of data are preceded by a brief review of the action taken by the International Labour Organisation in the field concerned.

LES TRAVAILLEURS SOUS RAYONNEMENTS ET LEUR PROTECTION.

Le mémoire reproduit un certain nombre de données fournies par divers pays quant aux travailleurs sous rayonnements et à leur protection et que le Bureau a rassemblées sans prétendre formuler des conclusions. Elles sont précédées par un bref aperçu de l'action de l'Organisation internationale du Travail dans le domaine considéré.

ПЕРСОНАЛ, РАБОТАЮЩИЙ С ИСТОЧНИКАМИ ОБЛУЧЕНИЯ, И ЕГО ЗАЩИТА.

В настоящем сообщении содержится ряд представленных различными странами данных в отношении персонала, работающего с источниками облучения, и мер для их защиты. Международная организация труда собрала эти данные, не претендуя на то, чтобы сформулировать какие-либо выводы. Их изложению предшествует краткое описание деятельности Международной организации труда в рассматриваемой области.

LOS TRABAJADORES EXPUESTOS AL INFLUJO DE LAS RADIACIONES Y SU PROTECCION.

En esta memoria se recogen los datos aportados por diversos países respecto de los trabajadores expuestos al influjo de las radiaciones y de su protección, datos que han sido recopilados por la OIT sin pretender formular conclusiones. Vienen precedidos de un breve resumen sobre las actividades de la Organización Internacional del Trabajo en esta esfera.

One of the things which the International Labour Organisation is called upon by its Constitution to do is to ensure "the protection of the worker against sickness, disease and injury arising out of his employment". This being so, it stands to reason that the ILO has responsibilities in connection with the protection of workers against ionizing radiations. Further to a resolution, adopted by the International Labour Conference in 1955, on the part to be played by the ILO in view of developments in the peaceful uses of atomic energy, the ILO Governing Body recognized that the problems arising in connection therewith were analogous to the problems traditionally dealt with by the ILO, and that the ILO, with all the experience it has acquired, was excellently equipped to deal with them under its ordinary procedures.

As examples of what the ILO has been doing to give effect to these decisions, we shall simply quote the relevant international instruments adopted by the International Labour Conference, to wit, the Radiation Protection

Convention (No. 115) and Radiation Protection Recommendation (No. 114) – both dating from 1960 – and mention those publications in which the ILO has offered suggestions concerning the application of these international standards.

In this particular field, the International Labour Office has been anxious to co-operate as closely as possible with the relevant United Nations agencies, especially with the International Atomic Energy Agency and the World Health Organization. These agencies have played an active part in preparing ILO standards in these matters and in the drafting of ILO publications. Furthermore, certain projects in this field have been undertaken jointly by the ILO and the IAEA or WHO (symposia, courses, and publications).

With an eye to the Fourth United Nations Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, the International Labour Office felt that it might not be amiss to ascertain how many workers were actually exposed to ionizing radiations in the course of their employment, whether they be working in the nuclear industry, in industries of the traditional kind, in hospitals, in clinics, or anywhere else. Besides which, it might be well, the Office considered, to assemble data concerning the doses received, the radiation equipment used in branches of activity other than the nuclear industry, national monitoring services, accidents, and so on – in fact the kind of information not ordinarily available in publications.

To this end, the Office asked its member countries to fill in a questionnaire designed to elicit information on the above points.

By the time of writing, the Office had received answers from the governments of the following sixty-four countries[1]: Algeria, Argentina, Australia, Austria, Barbados, Belgium, Bulgaria, Burma, Canada, China, Colombia, Cyprus, Czechoslovakia, Denmark, Dominican Republic, Finland, France, Germany (Federal Republic of), Ghana, Greece, Guyana, Hungary, India, Indonesia, Iraq, Iceland, Ireland, Israel, Italy, Jamaica, Japan, Khmer Republic, Luxembourg, Malagasy Republic, Malawi, Malaysia, Mali, Malta, Mauritius, Mexico, Morocco, the Netherlands, New Zealand, Nigeria, Norway, Peru, the Philippines, Poland, Rwanda, Sierra Leone, Singapore, Spain, the Sudan, Sweden, Switzerland, Thailand, Tunisia, Turkey, Uganda, Ukraine, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland, Venezuela, Viet-Nam, and Zambia.

So much information was in fact collected that not all of it can be reproduced in this paper. However, some of it is offered hereinafter in tabular form. The ILO intends to publish fuller information in its Occupational Safety and Health Series, and especially the detailed information provided by governments on national legislation and inspection.

Table I gives information[2] about the number of radiation workers. Figures for various branches of activity are provided, but those for certain countries merely indicate the workers who are likely to receive doses exceeding three-tenths of the maximum permissible annual dose. The figures for other countries include also the workers who are most unlikely to receive more than this partial dose.

---

[1] By July, 1971, the following twenty-five countries had ratified Convention No.115: Barbados, Belgium, Brazil, Byelorussian SSR, Czechoslovakia, Ecuador, Ghana, Guinea, Guyana, Hungary, Iraq, Italy, the Netherlands, Norway, Paraguay, Poland, Spain, Sweden, Switzerland, the Syrian Arab Republic, Turkey, the Ukrainian SSR, the Union of Soviet Socialist Republics, the United Arab Republic, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland.

[2] The tables are all appended at the end of this paper.

These statistics can make no claim to completeness, for – amongst other things – there are, in certain industrialized countries, no centralized statistics.

One important point emerges, however, namely, that out of more than 298 000 radiation workers, more than 130 000 (44%) are medical personnel.

Table II shows the distribution for four ranges of doses received. Some of these data apply to workers without differentiation, others apply to particular branches of activity. Information is given for thirty-two countries. One point emerges fairly clearly, i.e. that the great majority of these persons receive less than one-tenth of the maximum permissible annual dose, whether they be working in hospitals or in industry (atomic or otherwise). Cases of over-exposure are very few.

Table III lists sources of ionizing radiations and radiation emitting apparatus as used in conventional industries, hospitals, and doctors' or dentists' consulting rooms and cabinets (figures relating to licensees are in certain cases given). True, such data can purvey a very general picture only of the potential risks involved, since no mention is made of the characteristics of the sources of radiation. The ILO publication mentioned above, now in preparation, will reproduce the more detailed information supplied by governments.

A glance at the data given hereinafter does, however, show that outside the nuclear-power industry, by far the most frequent source of ionizing radiation is the X-ray equipment used for medical purposes.

Monitoring Services

The following countries possess external dose-measurement services available to all users. The number of individual services in each country, where known, is shown in brackets: Argentina (1); Austria (2); Belgium (4); Burma (1); China (1); Colombia (1); Cyprus (1); Czechoslovakia (5); Finland (1); France (9); Ghana (1); Greece; Guyana (1); Hungary; India (1); Indonesia (2); Iraq (1); Iceland (1); Ireland (1); Israel (1); Italy (4); Jamaica; Japan; Luxembourg (1); Mauritius (1); Mexico (1); the Netherlands (5); Nigeria (1); Peru (1); the Philippines (1); Poland (2); Sierra Leone (3); Singapore (1); Spain (1); the Sudan (1); Sweden (1); Switzerland (4); Thailand; Venezuela (5); Viet-Nam (1); and Zambia (1).

Accidents and Diseases

Some figures are given for cases of accident or illness due to irradiation and occurring between 1968 and 1970. These figures are not, however, necessarily comparable, because of differences in the definitions given to "accident" and "disease". Austria (3); Czechoslovakia (31); France (9); Germany (Federal Republic of) (13); Ghana (1); India (1); Israel (9); Khmer Republic (1); Luxembourg (1); Malaysia (1); Mexico (3); Morocco (2); Poland (1); Spain (3); Sweden (2); United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland (3); and Viet-Nam (1).

A number of countries, with a total population of more than 796 000 000 souls, submitted comparable data, showing that the mean annual dose per head deriving from peaceful uses of ionizing radiations amounts to 0.15 mrems per annum. This same dose works out at 0.3 mrems per annum per person for a number of industrialized countries with a total population of more than 357 000 000 persons.

TABLE I. NUMBER OF RADIATION WORKERS

Country	Extractive industries	Atomic industries	Non-atomic industries	Hospitals; doctors' consulting rooms	Dentists' cabinets	Research and education	Other sectors	Remarks
Argentina	150	800	220	9850		29	40 [a]	[a] Agriculture
Australia			140 [b]	563 [b]	397 [b]	254 [b]	33 [b]	[b] Per 10^6 of population
Austria	~170		~800	~1800				
Barbados				~40				
Belgium		1824 [c]	1427 [c]	2635 [c]		3534 [c]		[c] Figures for 1968 and for areas controlled
Burma			15	165		5	4	
Canada		~2000	←	~31 000	→			
China		60	10	700		500	100	
Colombia		100	37	~12 000				
Cyprus			4	65 [d]		4		[d] Government hospitals
Finland		5	350	4700		40	400	
France	1150	6297 [e]				12 148 [f]		[e] Of whom 1799 and [f] 3727 directly engaged in rad. work
Germany (Federal Republic)		13 000		10 000			1000	
Ghana			46	196		32	1	
Greece	10		40	2500		500		
Guyana				46 [g]				[g] Of whom 41 < 1.5 rem/year

Hungary			1647	5183		126	334	
Iceland			15	250	150	15		
India	2561	7887 [h]	2580 [h]	10 913 [h]		2450 [h]		[h] Subject to individual monitoring
Indonesia	92	100				18	9	
Iraq				450		250	90	
Ireland	4		45	580		55		
Israel		907	231	1414	1380	646		
Italy		4600	2300	18 000		120	800	
Jamaica				62		2		
Khmer Republic				240				
Luxembourg			255	265				
Malagasy Republic				215			5	
Malawi				23				
Malaysia				~460		~40		
Mali				26				
Malta				< 100				
Mauritius				73				
Mexico	148	56	271	488		93	33	
New Zealand			137	2735		300	364	
Netherlands		260	1100	~9000 [i]				[i] Including veterinaries
Nigeria	> 5000		~2000	~4000		~200		
Norway		598	326	7460			15	

TABLE I (cont.)

Country	Extractive industries	Atomic industries	Non-atomic industries	Hospitals; doctors' consulting rooms	Dentists' cabinets	Research and education	Other sectors	Remarks
Philippines	6	180	104	405		6	11	
Poland	← 1253 →			1298 [j]			2786	[j] Plus 14 600 X-ray workers
Peru	← 8000 →							
Rwanda	2		52	2				
Sierra Leone	< 20			< 100				
Singapore			~40	~85		~35		
Spain	500	2300	~100	200 [k]		300		[k] Exposed to radioactive substances
Sudan			26	196		50		
Sweden	5136	900	1000	12 000 [ℓ]		1300		[ℓ] Including independent doctors and dentists
Thailand				878		90	12 [m]	[m] Agriculture
Tunisia				~100			6 [n]	[n] Agriculture
Turkey	65		60	2000		250	70	
United Kingdom		22 787						
(England and Wales)							2723	
(Northern Ireland)			105	513			75	
(Scotland)				653				
Venezuela	25	40	121	3200		410	8	
Viet-Nam			100	439 [o]		20	3	[o] Excluding private establishments
Zambia	30		5	250		15		

TABLE II. DISTRIBUTION OF WORKERS ACCORDING TO THE DOSES ABSORBED

Country	Number (or percentage) (in rems if not otherwise indicated)				Remarks
	0 - 0.5	0.5 - 1.5	1.5 - 5	> 5	
Argentina	(0.1 MAC) [a]	(0.3 MAC) [a]			
	115 [a]	35 [a]	0	0	Mines; [a] MAC = 300 pCi/l of Rn Atomic
	773	14	8	0	industry
Australia	916	70	20	1	Atomic industry
Austria	83.5%	10%	6.5%		Medical workers
	76 - 81%	10 - 15%	~9%		Non-medical workers
Belgium (1969)	1818	514 [b]	32 [c]	4	Hospitals, clinics, etc.
	611	213 [b]	11 [c]		Industry and commerce
	2053	304 [b]	19 [c]	2	Research, teaching
	675	231 [b]	35 [c]	4	Producers
Barbados	40 [d]				[d] Of whom 35 < 0.1 rem/year
Canada (1969)	28 062 [e]	547 [f]	17 [g]	17	[e] 0 to 0.6 rem; [f] 0.6 - 3 rems; [g] 3 - 5 rems
China (1969)	13 609	25	10	1	
Cyprus (1969)	63	2			Hospitals
	4				Agriculture
Finland	80	0 - 3	0 - 3		Non-nuclear industries
	12				Agriculture
	900	50	35	0 - 5	Hospitals
	200	0 - 3	0 - 3		Sundry
France (1969)	71.1%	23.42%	5.44%	0	Mines (CEA)
	96.88%	2.51%	0.59%	0	Research and production (CEA)

[b] 0.5 - 3 rems

[c] 3 - 5 rems

TABLE II (cont.)

Country	Number (or percentage) (in rems if not otherwise indicated)				Remarks
	0 - 0.5	0.5 - 1.5	1.5 - 5	> 5	
Germany (Federal Republic)	21 116 [h]	1374	42 [i]	18	[h] Of whom 11 275 with > 0.1 rem/year [i] 3 rem/year
Greece	2000 495	300 [j] 5 [ℓ]	200 [k] 0		Hospitals; [j] 0.5 - 1 rem; [k] > 1 rem Sundry: [ℓ] 0.5 - 1 rem
Iceland	94%	4% [m]	1% [n]	0.25%	Medicine; [m] 50 - 100 mrem/month [n] 100 - 500 mrem/month
India (1969)	92.06% 77.60% 97.44% 83.80%	5.38% 15.75% 1.79% 10.04%	2.18% 4.70% 0.58% 6.12%	0.38% 1.95% 0.19% 0.03%	Medicine Industry Research, education Nuclear energy
Iraq	← 254 mrem on the average →				Agriculture (research)
	← 528 mrem on the average →				Hospitals
	← 1154 mrem on the average →				Sundry
Israel (1969)	3183 [o]	22 [p]	7 [q]	2	[o] 0 - 1 rad; [p] 1 - 2 rad; [q] 2 - 5 rad
Italy	98.5% 92%	1% 5%	0.35% 2.7%	0.15% 0.3%	Non-nuclear industries Hospitals
Luxembourg			1% 5%	0.25% 2%	Non-nuclear industries Hospitals
Malaysia		250 - 350 mrem/year 450 mrem/year			Hospitals and X-rays Radiotherapy
Mexico	60%	20%	20%		

Nigeria		rarely more than 1.5 rad/year			Hospitals and research
Norway	579		44	4	Atomic industry
	319		5	2	Non-atomic industries
	2925		50	0	Hospitals
	491		1	2	Sundry
Netherlands	9000	450 [r]	264 [s]	15	[r] 0.5 - 1.0 rem; [s] 1.0 - 5 rem
Philippines (1969)	277	5			Medicine
	200	2			Research
	83	3			Industry
Poland	1097	87	63	6	Industry
	939	233	125	1	Hospitals
	2510	144	32		Sundry
Singapore	65				Hospitals
Sudan		112 mrem/year on the average			Ministry of Health establishment
Sweden	1100 [t]	66	22	0	Atomic industry; [t] including workers not subject to individual dose-measurement
	940 [t]	47	11	1	Non-atomic industry; [t] Ibid.
	1290 [t]	10	0	0	Research; [t] Ibid.
	11700 [t,u]	212	59	0	Hospitals, etc. ([u] including 8000 dentists); [t] Ibid.
	< 10 [v]	10 - 30 [v]	30 - 100 [v]	100 - 300 [v]	[v] pCi/litre of radon in the air
	1400	1740	1739	130	Mines
Thailand	893	87		0	
Turkey			2.8%		Exposure to X-rays
			2.4%		Exposure to radioactive substances
United Kingdom (Great Britain)	8088 [w]	664 [x]	118	7	Excluding the nuclear industry, H M. Forces and hospitals with their own monitoring services. Figures for 1965, [w] 0 - 0.6 rem; [x] 0.6 - 1.5 rems
	19685		2298	196	Nuclear industry (1969)

TABLE II (cont.)

Country	Number (or percentage) (in rems if not otherwise indicated)				Remarks
	0 - 0.5	0.5 - 1.5	1.5 - 5	> 5	
United Kingdom (cont.) (Northern Ireland)	70 - 80% 80 - 90% 99%				Non-atomic industry, agriculture and sundry Hospitals Dentists
Venezuela	225	50 [y]	25 [z]		[y] 0.5 - 1 rem; [z] 1 - 3 rems

TABLE III. NUMBER OF USERS OR SOURCES* OF IONIZING RADIATIONS OR APPARATUS*

Country	Hospitals, doctors' consulting rooms and dentists' cabinets		Non-atomic industry			Education, research, etc.		Remarks
	X-rays and accelerators	Radioactive sources	X-rays and other equipment	Sealed sources	Non-sealed sources	X-rays and accelerators	Radioactive sources	
Argentina	5402 [a]			*45	*20			[a] Including dentists' equipment
Australia	0.133 [b]		← 0.054 [b] →			← 0.025 [b] →		[b] ‰ of population. Moreover dental equipment 0.217; vets. 0.012
Austria	~*1600		*106	*115				

Barbados	7							
Belgium	*3568	*1262 [c]	*387	*846				[c] Including 1139 Ra units
Burma	31	3 [d]	20					[d] Total 2500 Ci of ^{60}Co
Canada		300		3200			500	~40 000 rad. sources in use
China	~1000	10				1		
Cyprus	* 107	*1		*1				
Colombia	* 1285	56		5				
Finland		2526 [e]	101	121			207	[e] Of whom 1510 are dentists
France		264 [f]		1636	602			[f] No. of authorized practitioners
Germany (Federal Republic)		*2000 [g]	←		*3000		→	[g] Including research
Ghana	42					1		
Greece		60				*6		
Guyana	6					1		
India	←			600 [h]			→	[h] Authorized
Indonesia	*419 [i]							[i] Excluding private equipment
Iraq	*194 [j]					1	3	[j] Excluding private equipment
Ireland			12	123		3		
Israel	1835	8 [k]	20	63	16	~28	7 [ℓ]	[k] Sealed; [ℓ] of which 21 kCi ^{60}Co
Italy	22 500	3500 [m]	900	2500 [n]	50 Ci			[m] 150 kCi, of which 300 Ci not sealed; [n] 160 kCi

* The asterisk indicates the number of sources or apparatus

TABLE III (cont.)

Country	Hospitals, doctors' consulting rooms and dentists' cabinets		Non-atomic industry			Education, research, etc.		Remarks
	X-rays and accelerators	Radioactive sources	X-rays and other equipment	Sealed sources	Non-sealed sources	X-rays and accelerators	Radioactive sources	
Jamaica	36	4				1		
Japan		588	686			518		
Khmer Republic	70							
Luxembourg	230		← 115 →					
Malaysia	*138		*1			*4		
Malawi	20							
Mali	*20							
Malta	15	7					2	
Mauritius	*22	*2						
Morocco	*460	*4						
Mexico		*42 [o]		*278			*359	[o] Principal sources
New Zealand	896 [p]	33	22	66		86	207	[p] Number authorized plus 76 vets' X-ray equipment
Norway	*3786 [q]				*352			[q] Inc. dentists' equipments
Netherlands		~100		~600			~250	

Peru	*2390		~*20			~*5		
Philippines	*242		← 70 →			*41		
Poland	2181	54	142	419	9	105	589	
Singapore	*42	*3	*10	*3		*6		
Sudan		4						
Sweden	*5351	*881	262	*1582 [r]		303	*8 [s]	[r] Activity > 5 mCi; [s] Activity > 1 Ci
Thailand	*583	*962 [t]					2	[t] Including 950 Ra units
Tunisia							*2	
Turkey	*13 000	*258 [u]	*4	*50			5	[u] Including 250 Ra units
United Kingdom								
(Great Britain)		*130 [v]						[v] Sealed
(Northern Ireland)		*370 [w]		*900 [w]				[w] Sealed
Viet-Nam	*192 [x]							[x] Excluding private equipment
Zambia	*90			*15				

* The asterisk indicates the number of sources or apparatus.

LA PROTECTION CONTRE LES RAYONNEMENTS AU PORTUGAL: SANTE, SECURITE ET ASPECTS JURIDIQUES

J. PISTACCHINI GALVÃO, J. VAZ CARREIRO,
A. ORTINS DE BETTENCOURT, A. NAZARÉ VAZ, A. SEVERO
Junta de Energia Nuclear, Laboratório de Física e Engenharia Nucleares,
Sacavém, Portugal

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

HEALTH, SAFETY AND LEGAL ASPECTS OF RADIATION PROTECTION IN PORTUGAL.

The paper describes the basic legal and technical principles governing radiation protection in Portugal. The methods used in the medical surveillance of occupationally exposed persons (especially in the assessment of biological effects) are described and the results of recent studies carried out with a view to improving biological dosimetry techniques are reported. An account is also given of dosimetry at nuclear centres in mines, at research establishments, in industry and in hospitals and private clinics, the accumulated doses being examined in the light of international recommendations relating to radiation protection. Statistical data on the granting of licences to different kinds of establishment are considered from the radiation safety point of view by the authors, who also describe the methods used for controlling waste from nuclear facilities and the measures taken in such special situations as the visit of a nuclear-powered ship to a Portuguese port or the disposal of radioactive waste into the Atlantic Ocean. A brief account is given of recent efforts to check on radioactive pollution (especially the contamination of milk by ^{90}Sr). Lastly, the criteria followed in licensing and controlling Portuguese establishments which work with radioactive substances or other radiation sources are reviewed and, on the basis of experience, a critical appraisal made of the application of the fundamental technical and legal principles, which presupposes the necessary co-operation between licence-issuing authority, facility operator and staff.

LA PROTECTION CONTRE LES RAYONNEMENTS AU PORTUGAL: SANTE, SECURITE ET ASPECTS JURIDIQUES.

Les auteurs décrivent les principes fondamentaux, techniques et juridiques, qui orientent la protection contre les rayonnements ionisants au Portugal. Ils indiquent les méthodes utilisées pour le contrôle médical des personnes professionnellement exposées, en particulier celles qui ont trait à l'évaluation des effets biologiques; ils rendent compte des dernières études effectuées pour améliorer les techniques de dosimétrie biologique, et décrivent la dosimétrie effectuée dans les centres nucléaires, les mines, les centres de recherche, l'industrie, les hôpitaux et cliniques privées. Les doses cumulées sont examinées à la lumière des recommandations internationales sur la protection contre les rayonnements. Compte tenu des différents aspects de la sécurité les auteurs fournissent des données statistiques concernant les licences octroyées aux installations. Ils décrivent également les méthodes de contrôle des rejets des installations nucléaires ainsi que les mesures prises dans des cas spéciaux tels que les visites de navires nucléaires dans les ports portugais et l'évacuation des déchets radioactifs dans l'océan Atlantique. Ils résument les travaux récemment effectués pour le contrôle de la pollution radioactive, en particulier en ce qui concerne la contamination du lait par le strontium-90. Ils passent enfin en revue les critères observés au Portugal pour l'octroi de licences et le contrôle des installations où l'on utilise des matières radioactives ou des appareils émetteurs de rayonnements ionisants et, sur la base de l'expérience acquise, font un examen critique de l'application des principes fondamentaux, techniques et juridiques, qui ne peut être mise en pratique efficacement que pour autant que s'établisse, entre l'autorité qui délivre la licence, les responsables de l'exploitation et les travailleurs, une collaboration indispensable.

ПРОБЛЕМЫ ОХРАНЫ ЗДОРОВЬЯ, ТЕХНИКИ БЕЗОПАСНОСТИ И ЮРИДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ЯДЕРНОЙ ЭНЕРГИИ В ОБЛАСТИ РАДИАЦИОННОЙ ЗАЩИТЫ В ПОРТУГАЛИИ.

Авторы дают описание основных юридических и технических принципов, лежащих в основе радиационной защиты в Португалии. Излагаются методы медицинского контроля персонала, подвергающегося профессиональному облучению, в частности методы оценки биологического воздействия. Показаны новые пути, направленные на разработку методов биологической дозиметрии, а также дается описание дозиметрического контроля, проводимого в

различных областях деятельности, таких, как промышленность, госпитальные учреждения, частные клиники, научно-исследовательские центры, шахты и центры по атомной энергии. Кумулятивные дозы рассматриваются в свете международных рекомендаций в области радиационной защиты.

Учитывая различные аспекты безопасности, авторы приводят статистическую оценку выдачи лицензий на сооружение установок. Рассматриваются меры контроля за радиоактивными отходами в общем плане, а также в рамках созданных программ для специальных случаев, таких, как присутствие ядерных судов в португальских гаванях и удаление радиоактивных отходов в Атлантический океан. Кратко суммируются итоги последней работы, проведенной в области радиоактивного загрязнения, в частности, итоги работы, касающейся заражения молока стронцием-90. Наконец, рассматриваются общие критерии, которым следуют в Португалии при выдаче лицензий и при контроле за установками, работающими с радиоактивными веществами, или за аппаратурой, использующейся в качестве источника ионизирующего излучения. На основе приобретенного опыта в докладе дается критическая оценка целесообразного применения основных технических и юридических принципов, которые могут быть на практике эффективно осуществлены только при тесном сотрудничестве между организациями, выдающими лицензии, получателями лицензий и рабочими.

PROBLEMAS SANITARIOS, DE SEGURIDAD Y JURIDICOS DE LA PROTECCION RADIOLOGICA EN PORTUGAL.

Los autores exponen los principios técnicos y jurídicos fundamentales que orientan la protección contra las radiaciones ionizantes en Portugal. Se indican los métodos utilizados para el control médico de las personas profesionalmente expuestas, especialmente los que se refieren a la evaluación de los efectos biológicos. Se presentan los últimos estudios efectuados para mejorar las técnicas de dosimetría biológica y se describen los trabajos de dosimetría efectuados en diferentes sectores de actividad: industria, hospitales, clínicas privadas, centros de investigación, minas y centros nucleares. A la luz de las recomendaciones internacionales sobre la protección contra las radiaciones se analizan e interpretan las dosis acumuladas. Tomando igualmente en consideración los diferentes aspectos de la seguridad, se dan estadísticas de las licencias concedidas a las instalaciones. Se considera el control de los efluentes de las instalaciones nucleares, así como las medidas tomadas en casos especiales, tales como la presencia de buques nucleares en puertos portugueses y la evacuación de desechos radiactivos en el Océano Atlántico. Se resumen los trabajos efectuados recientemente sobre el control de la contaminación radiactiva, en particular la contaminación de la leche con Sr-90. Finalmente, se reseñan los criterios seguidos en Portugal para la autorización e inspección de las instalaciones en que se utilizan materias radiactivas o aparatos emisores de radiaciones ionizantes, y basándose en la experiencia adquirida se hace un examen crítico de la aplicación de los principios técnicos y jurídicos fundamentales que sólo puede materializarse con eficacia cuando se instaura la necesaria colaboración entre la autoridad que concede la licencia, los usuarios de la instalación y los trabajadores.

1. INTRODUCTION

L'utilisation des sources de rayonnements ionisants exige de fixer les valeurs limites des doses pouvant être reçues de façon à garantir que cette utilisation n'aura pas d'incidence dangereuse sur les utilisateurs et leurs descendants.

Dans l'accomplissement de cette tâche, la fixation des doses maximales admissibles, il faut avoir recours à la voie législative.

Cependant, la législation n'est pas tout à fait suffisante pour atteindre cet objectif. L'existence préalable d'une infrastructure qui permette la réalisation pratique des principes techniques énoncés dans la loi devient indispensable. Une telle infrastructure n'existe au Portugal que depuis 1954, c'est-à-dire depuis la création de la Commission de l'énergie nucléaire (Junta de Energia Nuclear, JEN).

Quelques années plus tard, l'Agence européenne de l'énergie nucléaire de l'Organisation européenne de coopération économique a élaboré des normes fondamentales de protection contre les rayonnements en se fondant

sur les recommandations de 1958 de la Commission internationale de protection radiologique. Au Portugal, la JEN a rendu officielles ces normes fondamentales par un décret-loi daté du 25 novembre 1961. Aux termes de ce décret-loi est créée au sein de la JEN une Commission de protection contre les rayonnements ionisants (CPCRI) où sont représentés, outre la JEN, la Défense nationale, la Santé publique, l'Agriculture, le Travail, l'Université, la Radiologie et la Médecine nucléaire.

Une compétence étendue a été accordée à cette Commission dans le domaine de la protection contre les rayonnements; elle seule peut autoriser l'importation, la production, l'utilisation, le stockage, le transport et le rejet de matériaux radioactifs de même que l'importation, la production, l'installation et l'utilisation de sources de rayonnements ionisants à des fins scientifiques, médicales ou industrielles.

La signalisation des lieux de travail, la surveillance des doses de rayonnements reçues et la surveillance médicale des personnes professionnellement exposées, ainsi que l'information des personnes sur les dangers auxquels elles sont exposées et sur la nécessité d'observer les règles établies pour leur protection, comptent parmi les principes techniques fondamentaux énoncés dans le décret-loi ci-dessus, qui constitue le règlement de base en matière de protection contre les rayonnements au Portugal, et dont l'exécution doit être aussi surveillée par la CPCRI.

Les activités techniques qui découlent des décisions prises par la CPCRI sont, conformément à la législation, confiées aux services spécialisés de la JEN (Laboratoire de physique et génie nucléaires, LFEN) en collaboration, quand il le faut, avec la Direction générale de la Santé et d'autres départements représentés à la Commission.

Certains cas particuliers ont aussi été traités par une législation particulière, notamment celle qui règle l'entrée des navires nucléaires dans les ports et eaux territoriales portugais. Ici également il appartient à la JEN d'exercer les activités techniques en matière de protection contre les rayonnements qu'exige l'application de la législation. Ainsi l'étude détaillée, du point de vue nucléaire, de la sécurité des navires nucléaires, les inspections à l'entrée, l'établissement et l'exécution des mesures de sécurité qui s'imposent sont de la compétence de la JEN.

Nous passerons en revue dans ce mémoire les aspects techniques de la protection contre les rayonnements tels qu'ils se présentent au Portugal, en cherchant à mettre en évidence, dans un rapide exposé, les méthodes et les résultats les plus significatifs, pour, en conclusion, faire un examen critique des principes fondamentaux, techniques et juridiques sur lesquels ils reposent.

2. CONTROLE MEDICAL

Les méthodes employées au Laboratoire de physique et génie nucléaires pour le contrôle médical des personnes professionnellement exposées aux rayonnements ionisants ne sont pas, à l'heure actuelle, très différentes des méthodes classiques.

L'examen d'admission consiste, en effet, en un examen complet, aussi bien clinique que de laboratoire: comptage et formule des éléments figurés du sang, détermination du taux d'hémoglobine, de l'urémie et de la glycémie, temps de saignement et de coagulation.

Lors des examens périodiques de contrôle on procède à nouveau à ces mêmes analyses et, en outre, dans certains cas particuliers, à des déterminations spécifiques en fonction du travail effectué. Sur les personnes qui travaillent avec de l'uranium, par exemple, on fait la recherche et le dosage de cet élément dans l'urine par fluorimétrie, tout en vérifiant l'état de la fonction rénale par des examens complémentaires afin de déceler d'éventuels résultats erronés qui pourraient être expliqués par une insuffisance rénale.

Il est connu que cette méthode donne des réponses tardives et souvent faussement négatives ce qui, dans le domaine de la recherche appliquée, nous oriente surtout vers l'étude des altérations du sérum et non plus tellement vers celle des éléments figurés.

La constitution des protéines et leurs altérations possibles ont été l'objet d'études expérimentales sur des animaux. A cette fin on effectue des déterminations en série: électrophorèse du sérum, groupes sulfhydriliques du sérum et, dans le domaine de l'immunologie, immuno-électrophorèse, et d'autres examens encore.

Certains des résultats obtenus, en particulier l'augmentation des fractions $\alpha 2$ et de certaines composantes β (liées aux glucides) déterminée par immuno-électrophorèse, sont particulièrement intéressants pour une éventuelle dosimétrie biologique.

L'étude des mécanismes de protection de certaines substances contre l'action nocive des rayonnements ionisants sur la matière vivante est également l'objet de notre attention. Le contrôle médical dans les laboratoires ne se limite cependant pas à cela.

Le médecin peut, en effet, être appelé à intervenir en tant qu'expert dans des cas d'accidents de travail où l'existence d'un risque lié aux rayonnements ionisants n'est pas exclue, afin de déterminer s'il peut y avoir un rapport de cause à effet. Pour de telles expertises il a déjà été nécessaire de recourir à la pathologie, en particulier dans un cas de décès par néoplasie pulmonaire.

3. CONTROLE ET SECURITE DES INSTALLATIONS

Le contrôle à l'échelon national des doses de rayonnements reçues par les personnes professionnellement exposées a commencé à être pratiqué au Portugal d'une façon systématique en 1965, en application du décret n° 44 060 du 25 novembre 1961, qui rend ce contrôle obligatoire.

La figure 1 donne le nombre de personnes contrôlées de 1965 à 1970, respectivement au Laboratoire de physique et génie nucléaires (LFEN) (95% des personnes travaillant dans le domaine de la recherche nucléaire) et dans les autres centres de recherche; dans les mines d'uranium, dans les installations médicales; et dans les installations industrielles.

Sauf dans le cas des mines d'uranium, dont les effectifs varient, on observe une augmentation régulière du nombre de personnes contrôlées, augmentation particulièrement remarquable en ce qui concerne les installations médicales. Cela est dû au travail de promotion effectué en vue d'un contrôle dosimétrique du personnel travaillant dans ces installations, sur tout le territoire national, et pas seulement au développement normal des applications des radioéléments et des appareils à rayons X en médecine. En 1970, 2351 personnes ont été contrôlées.

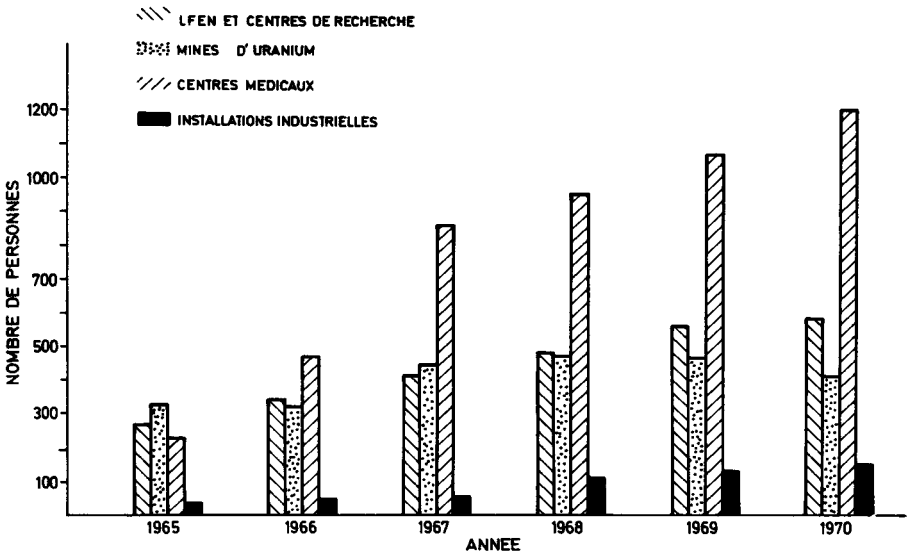


FIG. 1. Nombre de personnes contrôlées de 1965 à 1970.

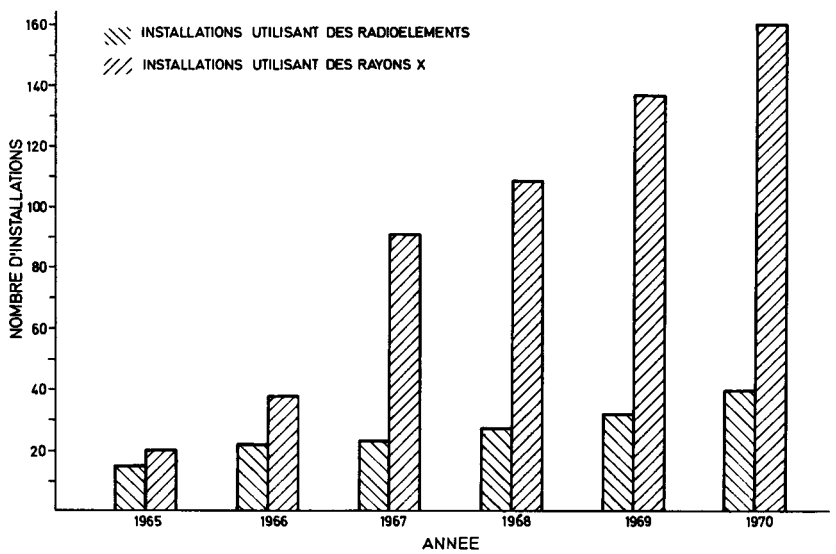


FIG. 2. Nombre d' installations contrôlées de 1965 à 1970.

Sur la figure 2 on voit l'évolution du nombre d'installations contrôlées pendant la même période, installations utilisant des radioéléments d'une part, et installations utilisant des appareils à rayons X d'autre part. On entend ici par contrôle aussi bien la dosimétrie individuelle du personnel que l'action exercée directement sur l'installation par suite de situations anormales, décelées par la dosimétrie, et qui conduisent à modifier les conditions de travail ou à prendre de certaines mesures de protection. On remarque sur cette figure une augmentation régulière des installations possédant des appareils à rayons X contrôlées, et spécialement des installations médicales, tandis que l'augmentation du nombre d'installations utilisant des radioéléments contrôlées est bien plus faible.

On observe que c'est justement dans le cas des installations médicales que les doses de rayonnements reçues par les personnes contrôlées dépassent le plus souvent les doses maximales admissibles de 3 rems pour 13 semaines ou de 5 rems pour un an. Le pourcentage de personnes qui reçoivent des doses annuelles supérieures à 5 rems est cependant, même dans ces cas, très faible, et il ne dépasse pas 1% pendant les cinq années considérées, sauf en 1965, où un pourcentage de 4% a été atteint.

On remarque encore que la plupart des personnes contrôlées, à l'exception de celles qui travaillent dans les mines, reçoivent des doses inférieures à 500 mrems par an, c'est-à-dire inférieures à un dixième des doses maximales admissibles. Bien qu'il ne soit pas aisé de modifier les conditions de travail dans les mines de façon à diminuer les doses reçues, on observe que 90% des travailleurs reçoivent des doses inférieures à 3 rems par an, ce qui est parfaitement acceptable du point de vue de la protection contre l'irradiation externe.

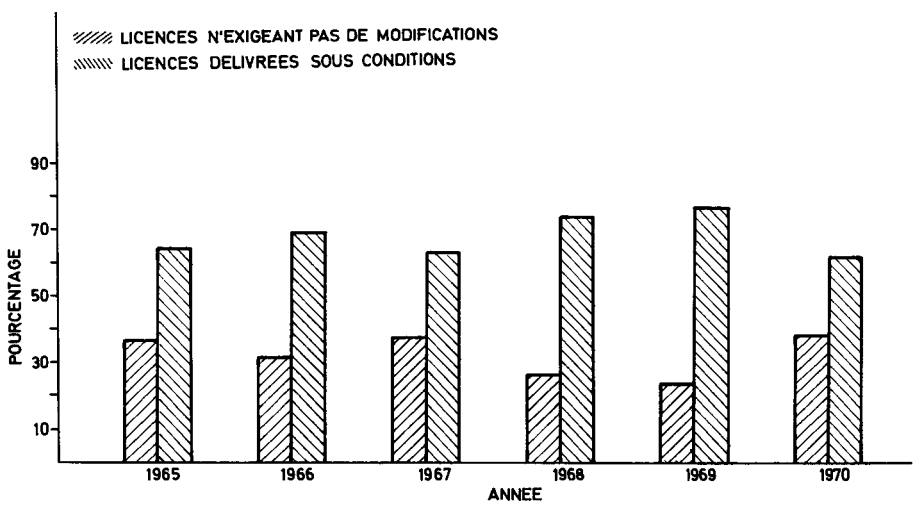


FIG. 3. Pourcentage des installations auxquelles ont été délivrées des licences (par rapport aux conditions de sécurité).

Une attention particulière doit être également accordée à l'étude des conditions de sécurité des installations utilisant des rayonnements ionisants. Quand un projet d'installation est soumis à l'appréciation de l'autorité compétente en vue de l'obtention d'une licence d'exploitation on effectue une étude des risques qui peut conduire, soit directement à l'octroi d'une licence si l'installation est considérée satisfaisante du point de vue de la sécurité, soit à l'octroi d'une licence «sous condition» qui impose à l'utilisateur de modifier soit les structures, soit la configuration de l'installation, soit même les appareils.

La figure 3 donne la répartition des installations détentrices de licences. Le pourcentage des licences délivrées à des installations sans exiger de modifications ne dépasse jamais 40% du nombre total d'installations soumises à l'appréciation de l'autorité compétente. Ceci fait ressortir l'importance d'une bonne organisation et d'une bonne structure de l'autorité qui passe la licence, et leur incidence sur la protection des personnes professionnellement exposées et du public.

4. REJETS PROVENANT DES INSTALLATIONS NUCLEAIRES

Au Portugal, les plus grands producteurs de déchets radioactifs sont à l'heure actuelle le LFEN, les mines d'uranium et les installations de concentration et de purification de ses composés, qui appartiennent tous à la JEN. Les utilisations des radioéléments, aussi bien en médecine que dans l'industrie et la recherche, posent également déjà quelques problèmes.

Dans les tableaux I et II on indique les volumes actuels d'effluents liquides et de déchets solides produits dans le pays, à l'exception des mines d'uranium. Dans ces tableaux on fait la distinction entre les déchets produits par le LFEN et ceux produits par d'autre installations utilisant des radioéléments mais dont la gestion est actuellement assurée par ce Centre.

Le projet d'une station de traitement des déchets radioactifs a été élaboré. Cette station, qu'il est prévu d'installer au LFEN, assumera la gestion des déchets produits sur tout le territoire continental, à l'exception de ceux provenant des mines. En vue de l'étude de ce projet on a

TABLEAU I. EFFLUENTS LIQUIDES

Activité spécifique (mCi/l)	Débit (m^3 par mois)				Dénomination
	LFEN		Autres utilisateurs		
	actuel	prévu	actuel	prévu	
$A < 10^{-6}$	6000	7000	0	imprévisible	suspects
$10^{-6} < A < 10^{-3}$	10	30	1 à 3	5 à 10	moyennement actifs
	150	200	-	-	pied de colonne
$10^{-3} < A < 10^{-1}$	quelques litres	2	quelques litres	quelques litres	actifs

TABLEAU II. DECHETS SOLIDES

Dose (R/h)	Poids (kg/an)			
	LFEN		Autres utilisateurs	
	actuel	prévu	actuel	prévu
D < 0,2	1200	2000	150	1000
0,2 < D < 2	quelques kilos	200	2 à 10	quelques kilos
contenant des émetteurs alpha	200	600	100	200

essayé de prévoir les volumes annuels de déchets qui seront produits dans les dix années à venir. Ces chiffres figurent dans les tableaux I et II. On n'a pas pris en considération la première centrale nucléaire de puissance qui sera mise en service vers la fin de cette décennie.

Notre attention est surtout retenue par le rejet, souvent sans aucun traitement préalable, d'effluents liquides, qui risque de provoquer une contamination des fleuves et des égouts. Afin de prévenir une contamination excessive du milieu ambiant, des échantillons sont recueillis aux endroits où la probabilité d'une contamination est plus élevée.

Les principales stations d'échantillonnage se trouvent sur le Taje et sur une petite rivière qui reçoit les effluents des mines d'Urgeiriça. On envisage de prendre bientôt des dispositions spéciales en ce qui concerne les fleuves internationaux, le Taje en particulier.

Les analyses sont effectuées sur des échantillons d'eau, mais surtout de sédiments, de matière en suspension et de matière biologique (poissons, mollusques et plancton); elles sont réalisées par spectrométrie gamma et, parfois, par séparation radiochimique.

Ce contrôle est accompagné d'essais de laboratoire visant à obtenir une connaissance plus approfondie du comportement des radioéléments présents dans les effluents évacués.

L'évacuation internationale de déchets radioactifs solides dans l'Océan Atlantique, qui peut devenir un source importante de contamination radioactive de la mer, est également au centre de nos préoccupations.

L'étude de la pollution radioactive des eaux intérieures s'étend donc aux eaux côtières. Un grand projet est en préparation qui démarrera probablement vers la fin de l'année. Le Portugal a, d'ailleurs, déjà participé à deux opérations internationales visant à déceler une éventuelle pollution radioactive le long des côtes.

Etant donné l'incidence que l'entrée des navires nucléaires dans les ports et dans les eaux territoriales portugaises peut avoir sur le contrôle des déchets radioactifs évacués en mer, ce problème mérite une attention particulière. Ainsi, en plus de l'étude des ports visités en vue de l'établissement de conditions de sécurité conformes aux recommandations internationales, un contrôle est effectué avant, pendant et après chaque

séjour d'un navire nucléaire dans un port portugais, non seulement pour déceler d'éventuelles situations accidentelles susceptibles de provoquer une augmentation de la radioactivité ambiante, mais, surtout, pour assurer une surveillance systématique des eaux du port.

A cette fin on réunit le plus grand nombre possible de données sur le mouvement des eaux dans les ports.

5. ETUDE DE LA POLLUTION RADIOACTIVE

L'étude de la pollution radioactive de l'atmosphère a commencé au LFEN, à Sacavém, en 1960, en vue de déterminer les niveaux d'activité du milieu avant le fonctionnement de son réacteur expérimental. Ces premiers travaux ont consisté dans l'évaluation de l'activité bêta totale des poussières déposées au niveau du sol, accompagnée parfois de l'identification de certains des radioéléments présents.

Ces études ont été ensuite développées et les examens suivants sont maintenant effectués régulièrement: rayonnement gamma, poussières déposées sur le sol, poussières en suspension, radioactivité de l'eau de pluie.

Les travaux sur la pollution radioactive du milieu ont d'emblée connu une évolution remarquable, à l'occasion d'une série d'explosions atomiques expérimentales qui a eu lieu en 1961 et a provoqué une augmentation sensible des niveaux d'activité (fig. 4).

Depuis lors, ces études se sont développées, notre attention se portant sur d'autres sources de pollution radioactive telles que les applications des radioéléments, l'industrie nucléaire – en particulier l'exploitation et la purification des minerais d'uranium – , les moyens de propulsion nucléaire et, enfin, l'évacuation de déchets radioactifs solides dans l'Océan.

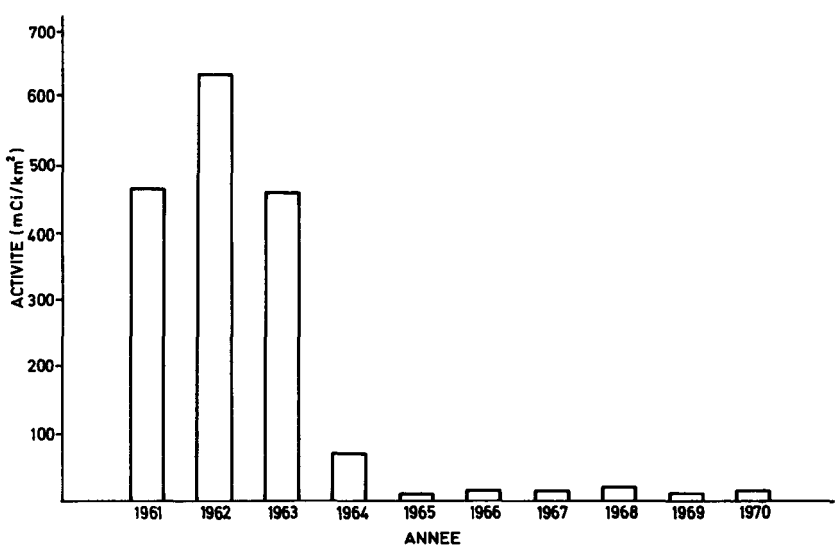


FIG. 4. Activité bêta totale des poussières au niveau du sol de 1961 à 1970.

Ainsi les mesures, qui au début étaient effectuées seulement sur des échantillons recueillis au centre d'études de Sacavém, se sont élargies à des échantillons recueillis sur tout le territoire national.

La gamme des échantillons étudiés est également plus étendue; elle va des poussières en suspension dans l'atmosphère jusqu'à la chaîne alimentaire et aux eaux marines et intérieures.

L'analyse des taux de pollution radioactive s'accompagne d'études expérimentales ayant pour objet une meilleure connaissance du comportement des radioéléments et de leur transfert jusqu'à l'homme.

En ce qui concerne les précipitations atmosphériques, un programme pour l'étude continue de leur évolution a été établi, qui comprend des analyses de l'eau de pluie et des poussières déposées sur le sol et en suspension dans l'atmosphère dont on détermine régulièrement l'activité bêta totale (fig. 4) et les taux de ^{90}Sr et de ^{137}Cs, et parfois de ^{131}I.

Cette étude est complétée par le contrôle de la radioactivité fixée par l'herbe, auquel s'ajoute, à l'occasion d'essais nucléaires, la mesure de ^{131}I dans la thyroïde du bétail bovin et ovin.

Un programme de contrôle régulier des aliments et des eaux de boisson ou médicinales existe également; le contrôle porte sur les radioéléments provenant soit des précipitations, soit des zones où le terrain peut posséder des composants radioactifs.

Les premières mesures effectuées dans ce domaine avaient pour objectif la connaissance des radioéléments que les retombées atmosphériques avaient introduits dans l'eau potable du réseau hydrographique naturel qui dessert Lisbonne. L'analyse de ^{90}Sr et de ^{137}Cs dans l'eau potable est donc faite régulièrement.

Dans la suite de ces études on a été amené à faire également l'analyse des eaux médicinales portugaises en vue de mesurer ^{226}Ra et ^{222}Rn.

En ce qui concerne la chaîne alimentaire, on a accordé une attention particulière aux radioéléments dont le métabolisme est identique à celui des éléments constitutifs de l'organisme à pourcentage élevé, et qui représentent donc un danger de contamination interne.

En vue de connaître de manière plus approfondie les régions qui peuvent présenter un risque plus considérable pour les populations étant donné le cycle de ces radioéléments, et afin de permettre la prévision de risques éventuels dans l'avenir, on étudie en outre aussi souvent que possible les facteurs météorologiques, topographiques ou autres.

On essaie ainsi d'étudier les étapes les plus significatives de la chaîne alimentaire. Le lait fait donc l'objet d'une étude intensive, surtout depuis 1967. On observe que certaines régions, de par leurs caractéristiques climatologiques et autres, offrent des conditions favorables à de plus abondantes précipitations atmosphériques.

Sur la figure 5 sont représentés les niveaux de ^{90}Sr décelés en 1969 sur des échantillons de lait en provenance de différentes régions des Açores et du territoire continental. On observe qu'au nord du pays il y a une région où l'on mesure systématiquement une quantité de ^{90}Sr dans le lait plus importante que dans les autres régions du territoire continental. Dans les échantillons recueillis aux Açores on observe un taux encore plus élevé atteignant des valeurs qui ont conduit au développement et à l'intensification de l'étude des précipitations radioactives dans cette région et à celle d'autres facteurs connexes qui peuvent avoir un rôle dans cette augmentation d'activité.

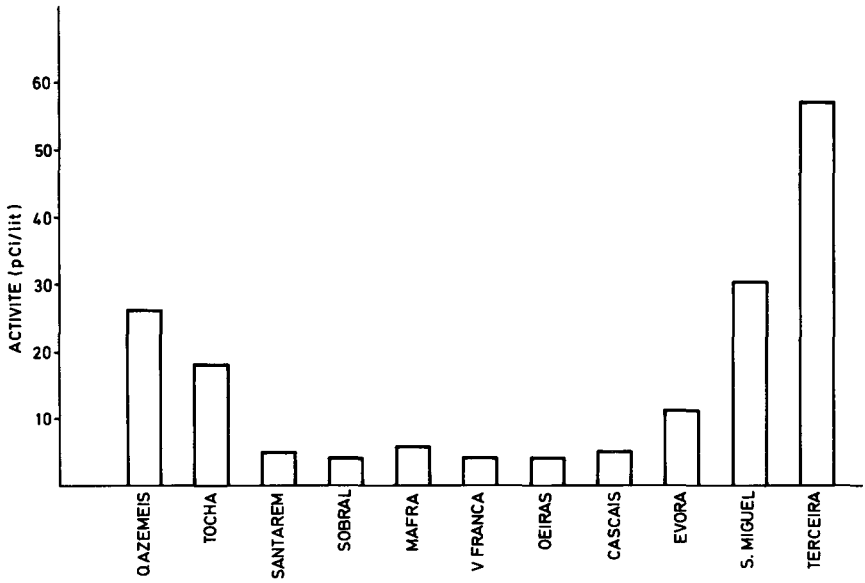


FIG. 5. Activité moyenne annuelle du lait en ^{90}Sr, en 1969.

Cette distribution des taux de ^{90}Sr dans le lait, taux plus élevés pour les Açores, est constatée depuis 1965, année où ces travaux ont commencé.

6. CONSIDERATIONS FINALES

Nous fondant sur l'expérience, déjà assez étendue, acquise au Portugal en matière de protection contre les rayonnements, il nous semble opportun de terminer ce mémoire par un examen critique de quelques aspects de l'application des principes de base, techniques et réglementaires, tels qu'ils ressortent des textes législatifs où sont consignées les recommandations internationales.

La simple énumération des méthodes employées fait bien ressortir l'existence de deux pôles principaux d'intérêt: la collecte des données qui vont orienter les décisions à prendre à long terme; l'exécution de tâches spécifiques d'une importance immédiate.

Pour obtenir les données nécessaires, des recherches et des études sont effectuées dans des domaines très différents, tels que la physique des rayonnements, l'électronique, la radiochimie, la radioécologie, la radiobiologie, etc., dont la similitude est fondée non pas sur les techniques utilisées, qui sont très différentes, mais sur leur objectif commun: la protection des personnes et des biens.

Pour l'exécution des tâches spécifiques, des technologies ont été mises au point, basées sur les recherches et les études, et qui permettent la mise en œuvre des mesures de protection des personnes et des biens contre les dangers des rayonnements.

Bien que les deux aspects du problème nécessitent l'existence de textes législatifs adéquats, c'est au second, à savoir l'octroi des licences et le contrôle des installations utilisant des sources de rayonnements ionisants et des matières radioactives, que nous pensons le plus intéressant de consacrer ces derniers commentaires.

L'octroi des licences et le contrôle des installations visent, au Portugal, à établir à travers cette activité une collaboration étroite entre l'autorité, les responsables de l'installation et les travailleurs.

Depuis le début en effet, le critère fondamental a été celui du dialogue informatif entre les intéressés, en remettant à plus tard la publication de longs règlements relatifs aux différents aspects de la protection contre les rayonnements qui, pour des raisons diverses, sont en général d'application difficile dans la phase de démarrage d'une activité de ce genre.

Cette procédure s'est montrée très favorable, car les renseignements qu'il faut fournir aux responsables des installations diminuent considérablement à mesure que le nombre de celles-ci augmente.

On observe cependant encore dans un grand nombre de cas un certain désintéressement de la part des importateurs, et des utilisateurs eux-mêmes, dans l'accomplissement de ce qui est fixé par la loi.

Ceci est encore plus évident en ce qui concerne l'importation et l'utilisation des produits et appareils contenant des radionucléides, ce qui constitue une préoccupation dominante des autorités étant donné les difficultés rencontrées dans l'établissement d'un contrôle efficace d'une aussi vaste dissémination de ces petites sources de rayonnements.

Une telle situation met nettement en évidence l'indispensable collaboration qui doit exister, dans le domaine de la protection contre les rayonnements, entre l'autorité qui délivre la licence et les utilisateurs qui la reçoivent, étant donné que dans le cas de ces petites sources, à quelques rares exceptions près, il n'y a pas vraiment un responsable de l'utilisation.

LA RADIOPROTECTION DANS LES CENTRALES NUCLEAIRES D'ELECTRICITE DE FRANCE

M. DELPLA*, P. BEAU**,
L. BERTRON†, J.J. MARTIN**,
R. SCHAEFFER*
Electricité de France,
France

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

RADIATION PROTECTION AT NUCLEAR POWER PLANTS OPERATED BY ELECTRICITE DE FRANCE.

By the end of 1971 Electricité de France will be operating eight nuclear power plants at five different stations and with a combined installed capacity in excess of 2500 MW(e). Although the five stations are of different types, radiation protection at all of them is based on the same principle: nuclear hazards are regarded and dealt with in the same spirit as other kinds of hazard. In particular, "self-protection" is the general rule when there is a risk of accidental irradiation or contamination, just as it is in the vicinity of, say, a high-voltage cable. The experience of the past eight years is very encouraging: as regards both occupationally exposed persons and the population at large, radiation protection rules have been generally observed. In the light of this experience it has been possible to consider and analyse the true hazards represented by a nuclear power plant in operation. The broad conclusions of this analysis are presented in detail; they will be turned to account in the designing of the plants provided for in France's Sixth Capital Investment Plan. A similar analysis has been carried out of the way in which radiation protection rules are applied; the authors present, by way of example, the results of a study of the possibility of working in a contaminated atmosphere with a radiation level hundreds or even thousands of times the maximum permissible level.

LA RADIOPROTECTION DANS LES CENTRALES NUCLEAIRES D'ELECTRICITE DE FRANCE.

A la fin de 1971, Electricité de France exploitera huit réacteurs électrogènes répartis sur cinq sites différents et représentant une puissance installée supérieure à 2500 MW(e). Bien que ces cinq centrales soient de types différents, l'organisation de la radioprotection y repose sur le même principe: les risques d'origine nucléaire, placés sur le même plan que les autres risques, sont traités dans le même esprit. En particulier, l'«autoprotection» y est largement pratiquée en cas d'irradiation ou de contamination, comme, par exemple, en présence d'un conducteur sous tension. L'expérience acquise depuis huit ans est extrêmement encourageante: tant en ce qui concerne la protection des travailleurs que celle des populations, les normes de radioprotection ont toujours été largement respectées. Cette expérience a également permis de passer en revue et d'analyser les risques réels présentés par une centrale nucléaire en fonctionnement. Les orientations générales qui s'en dégagent sont exposées en détail dans le mémoire; elles seront mises à profit pour la conception des installations inscrites au VI^e plan d'équipement. Un même travail a été entrepris concernant l'application des normes de radioprotection; à titre d'exemple, les auteurs indiquent les résultats d'une étude sur les possibilités de travail en atmosphère contaminée à des centaines, voire à des milliers de fois la concentration maximale admissible.

РАДИАЦИОННАЯ ЗАЩИТА НА АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЯХ ОБЪЕДИНЕНИЯ "ЭЛЕКТРИСИТЕ ДЕ ФРАНС".

К концу 1971 года объединение "Электрисите де Франс" будет эксплуатировать восемь энергетических реакторов, расположенных в пяти различных местах страны, общей установленной электрической мощностью 2500 МВт. Хотя все эти реакторы – разных типов, организация радиационной защиты на них построена по одному и тому же принципу: опасность ядерного характера рассматривается в том же самом плане, как опасность любого другого характера, и в случае ее возникновения должны приниматься такие же меры. В частности,

* Comité de radioprotection, Paris.
** Département de radioprotection, Saint-Denis.
† Centrale nucléaire de Chinon

на них широко практикуется "автоматическая защита" в случае появления излучений или радиоактивного загрязнения, как, например, в случае с проводником под напряжением. Накопленный в течение восьми лет опыт экспериментально подтвердил, что установленные нормы облучения работающего персонала, а также населения, всегда в целом соблюдались. Этот опыт позволил также рассмотреть в докладе и проанализировать реальную опасность, которую представляет собой действующая атомная электростанция. В докладе детально описано общее направление развития системы защиты, а также вклад, дающий значительный выигрыш установкам, которые будут строиться в соответствии с шестилетним планом развития. Такая же работа проведена в отношении применения норм радиоизотопной защиты; в качестве примера авторы приводят результаты изучения возможности проводить работу в загрязненной атмосфере, радиоактивность которой в сотни и даже тысячи раз выше максимально допустимого уровня.

LA PROTECCION RADIOLOGICA EN LAS CENTRALES NUCLEARES DE LA SOCIEDAD ELECTRICITE DE FRANCE.

Al final de 1971, la sociedad Electricité de France tendrá en explotación ocho reactores electrógenos, distribuidos en cinco emplazamientos diferentes, que representarán una potencia instalada superior a 2500 MW(e). Aunque estas cinco centrales sean de diferente índole, la organización de la protección radiológica en ellas se basa en el mismo principio: los riesgos de origen nuclear, equiparable a los riesgos de otro tipo, se tratan según idénticos principios. Concretamente, en estas centrales se practica ampliamente la «autoprotección» ante la irradiación o la contaminación, al igual, por ejemplo, que ante un conductor portador de corriente. La experiencia adquirida lo largo de ocho años es sumamente alentadora: tanto en lo que respecta a los operarios como a la población se han observado siempre escrupulosamente las normas de protección radiológica. Esta experiencia ha permitido también examinar y analizar los riesgos reales que presenta una central nuclear en funcionamiento. Las orientaciones de carácter general que de ello se desprenden se exponen en detalle en la memoria y serán de utilidad para los proyectos de las instalaciones comprendidas en el VI plan francés de desarrollo. Análogas consideraciones se han aplicado a las normas de protección radiológica. Por ejemplo, los autores indican en la memoria los resultados de un estudio sobre las posibilidades de trabajo en una atmósfera contaminada por centenares e incluso millares de veces la concentración máxima admisible.

INTRODUCTION

En juin 1963, la première tranche nucléaire d'Electricité de France (EDF), CHINON 1, était couplée au réseau. Huit ans après, huit réacteurs électrogènes répartis sur cinq sites différents sont en service ou en cours d'achèvement; ils avaient produit, au 1er avril 1971, 15 490 GWh (tableau I).

Après une pause de quelques années dans le développement de son programme nucléaire, EDF a, en 1970, lancé la construction d'une tranche de 890 MW(e) et décidé, en 1971, le lancement de deux nouvelles tranches de même puissance. Le VIe Plan national d'équipement (1971-1976) prévoit le lancement de 8000 MW(e) nucléaires, représentant plus de 50% du programme de construction de centrales électriques pour cette période.

Bien que les centrales qui viennent d'être lancées soient d'un type différent de celui de la plupart de celles qui sont actuellement en service, ce redémarrage très sensible du programme nucléaire incite vivement, pour profiter de l'expérience tirée de l'exploitation des centrales actuellement en service, à faire le point de l'orientation actuelle de la radioprotection dans nos centrales. En effet, en matière de radioprotection, les enseignements recueillis sont transposables en grande partie d'une filière à une autre et peuvent ainsi guider les études de conception des nouvelles installations.

Dans ce qui va suivre, après avoir présenté l'organisation de la radioprotection dans les centrales existantes et analysé les résultats obtenus tant dans le domaine de la protection des travailleurs que dans celui de la

TABLEAU I. CENTRALES NUCLEAIRES D'ELECTRICITE DE FRANCE

Centrale	Type	Puissance électrique nette (MW(e))	Date de couplage	Production au 1.4.1971 (GWh)
CHINON 1	graphite-gaz	70	juin 1963	2020
CHINON 2	graphite-gaz	200	mars 1965	6415
ARDENNES	eau sous pression	270	avril 1967	2340
MONTS D'ARREE	eau lourde-gaz	70	juillet 1967	15
CHINON 3	graphite-gaz	480	octobre 1967	3100
ST-LAURENT 1	graphite-gaz	480	mars 1969	1600
ST-LAURENT 2	graphite-gaz	515	août 1971	
BUGEY 1	graphite-gaz	540	janvier 1972	

protection des personnes du public vivant à proximité de ces centrales, nous dégagerons les tendances actuelles dans ces deux domaines, les enseignements recueillis et notre orientation dans la réalisation des nouvelles installations.

1. ORGANISATION DE LA RADIOPROTECTION DANS LES CENTRALES EN EXPLOITATION

Au début de 1963, face au danger des rayonnements ionisants, renonçant à nous inspirer de l'organisation établie dans les centres de recherche du Commissariat à l'énergie atomique (CEA) nous avons décidé de pratiquer l'autoprotection qui, en particulier face au danger de l'électricité, nous avait donné pleinement satisfaction.

Très succinctement ici, ayant déjà développé le sujet [1, 2], nous rappelons comment nous avons adapté à nos centrales nucléaires l'organisation en vigueur dans nos centrales conventionnelles.

Dans ces dernières, sous l'autorité du chef de centrale, assisté du chef-adjoint de la centrale, le personnel d'exploitation est réparti en services. Le Service «Exploitation» assure la production d'énergie électrique et la surveillance des matériels; il fait respecter, en toutes circonstances, les règles de sécurité; ses agents, par roulement, assurent une présence permanente. Le Service «Entretien» assure la disponibilité maximale des installations en recherchant l'optimum économique d'entretien par un choix judicieux entre l'entretien préventif systématique et l'entretien occasionnel, sur panne; son Bureau des méthodes prépare, organise et coordonne ses interventions. Le Service «Contrôle technique» procède aux essais périodiques des installations, effectue les mesures nécessaires à la détermination des conditions optimales de fonctionnement des installations de production d'énergie, prend en charge toutes les mesures de laboratoire et établit des statistiques. Chacun de ces trois services est dirigé par un ingénieur. En outre, le Service administratif assure la gestion du personnel, et le chef-adjoint de la centrale, assisté du Service de sécurité, établit les règles de sécurité et veille à leur respect par l'ensemble du personnel. Ces deux derniers services ne comprennent que quelques personnes.

Nous avons réparti les tâches de radioprotection en confiant:
- à l'équipe de quart, relevant du Service «Exploitation», la surveillance permanente des installations et de la bonne exécution des consignes;
- au Service «Entretien», la préparation et l'exécution des interventions d'entretien;
- au Service «Contrôle technique», les contrôles à l'extérieur de la centrale et, d'une manière plus générale, toutes les mesures de radioprotection faisant appel à des techniques de laboratoire;
- enfin, au chef-adjoint de centrale, l'élaboration des consignes, le contrôle de leur respect et la coordination des activités des différents services en matière de radioprotection.

Comme dans les centrales conventionnelles, la sécurité des chantiers d'entretien est basée sur une étroite collaboration entre le chef de quart (responsable des consignations du matériel de l'installation) et le chef de travaux (responsable de l'exécution du travail et de la sécurité du personnel d'intervention).

A quelques nuances près, dans toutes nos centrales nucléaires l'organisation a été calquée sur celle de Chinon; si elle s'en écarte parfois pour des raisons de plus grande efficacité, les tâches de radioprotection y sont, comme à Chinon, réparties entre les services en fonction de leur rôle respectif.

2. RESULTATS D'EXPLOITATION

L'organisation mise en place à Chinon est assez originale: elle diffère du tout au tout de celle qui existe dans les centres de recherche du CEA, et même dans les centrales de notre voisin, le Central Electricity Generating Board (CEGB); elle se rapproche de celle qu'avait adoptée l'Hydro-Electric Power Commission of Ontario, à NPD2, dès 1960, qui, aussi, pratique l'autoprotection [3]; tout récemment, dans sa centrale de Gentilly, l'Hydro-Québec a donné à la radioprotection une organisation inspirée à la fois de la précédente et de la nôtre.

Il est donc intéressant après huit années d'exploitation d'examiner les résultats obtenus tant dans le domaine de la protection des travailleurs que dans celui de la protection du public.

2.1. Protection des travailleurs

On peut, dans une certaine mesure, juger des résultats en comparant les équivalents de dose individuels à leur valeur maximale admissible recommandée par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) et reprise par la législation française [4]; on peut également les rapprocher des résultats obtenus dans des installations comparables, françaises ou étrangères.

L'exposition des travailleurs dans nos centrales nucléaires est essentiellement due à l'irradiation externe. L'exposition par contamination interne est jusqu'ici restée négligeable; aussi les graphiques des figures 1 et 2 récapitulent-ils uniquement les résultats de la dosimétrie externe individuelle. Le même découpage que celui de la figure 2 portant sur 3987 personnes travaillant dans les centrales nucléaires du Royaume-Uni donne,

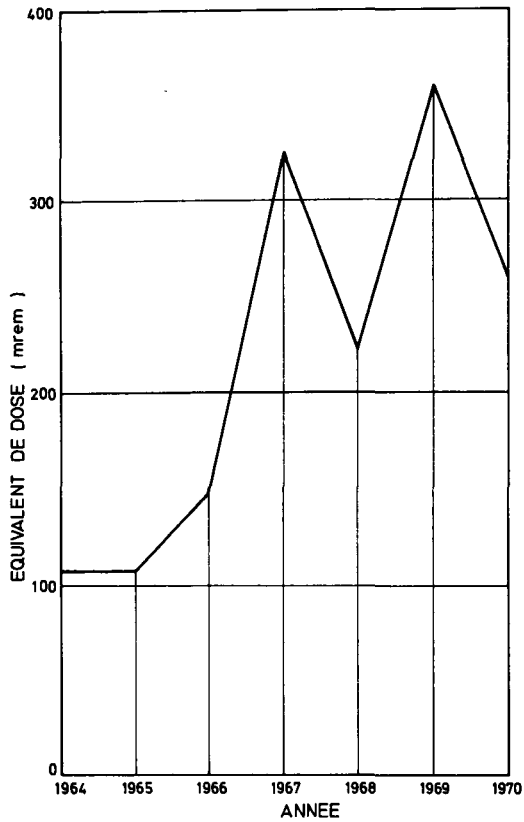


FIG.1. Equivalents de dose annuels individuels moyens à la centrale de Chinon.

pour 1968, respectivement 3,1% (doses supérieures à 1,5 rem) et 72% (doses inférieures à 0,5 rem) [5].

Les résultats dosimétriques individuels obtenus lors des interventions exceptionnelles à l'intérieur des caissons des réacteurs de la filière graphite-gaz, ou à l'occasion des réparations des structures internes du réacteur des Ardennes, illustrent mieux encore l'efficacité de la radioprotection.

Le tableau II concerne les centrales de Chinon et de Saint-Laurent. A la centrale des Ardennes, où la remise en état du réacteur a duré plus de un an, l'équivalent de dose individuel moyen annuel a été de 55 mrem, avec une valeur mensuelle maximale de 1,05 rem; vingt-cinq cas de contamination corporelle aux mains et aux cheveux ont été traités à l'infirmerie par un simple lavage.

Toutefois, en mars 1965, sur le réacteur CHINON 1, un travailleur a subi une exposition de l'ordre de 50 rem pour être revenu sans nouvelle autorisation de travail sur les lieux d'un chantier qui venait d'être replié, s'exposant ainsi au rayonnement direct d'un train de cartouches irradiées en cours de déchargement.

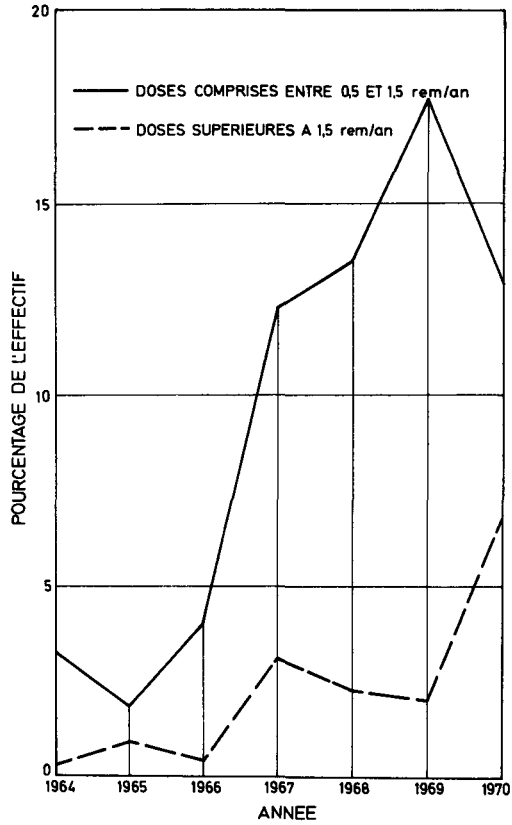


FIG. 2. Equivalents de dose annuels individuels dans les centrales d'EDF.

TABLEAU II. INTERVENTIONS EXCEPTIONNELLES DANS LES REACTEURS DE CHINON ET SAINT-LAURENT

Centrale	Débit équivalent dose (rem/h)		Nombre de travailleurs	Equivalent dose (rem)		Travailleurs x rem	Durée (h)
	moy.	max.		moy.	max.		
CHINON 1 (sept. 1968)	0, 8	1, 7	19	1, 26	2, 8	24	100
ST-LAURENT 1 (mai-juin 1970)	18	25	105	2, 3	5, 4	240	14

2.2. Protection du public

En étroite liaison avec les autorités de la Santé publique, un important programme de surveillance de l'environnement a été mis sur pied, dès 1958 à Chinon, puis, progressivement, autour de nos autres sites. Ce programme est assez semblable à celui qu'appliquait le CEA autour de ses centres de recherche; il comprend des mesures systématiques et des mesures particulières déclenchées à l'occasion d'un rejet particulier d'effluents dépassant les valeurs habituelles en cours d'exploitation; les unes et les autres portent sur le rayonnement gamma ambiant (elles sont effectuées soit dans des installations fixes, soit par des appareils montés sur véhicule) et sur des échantillons.

a) Résultats des mesures systématiques. Pour que le personnel s'intéresse aux mesures, nous avons veillé à ce que l'appareillage enregistre les variations du rayonnement gamma ambiant. Ainsi, la chambre remplie d'argon sous pression située près de la centrale de Chinon a fort bien enregistré les expositions de contrôle de soudure par gammagraphie avec une source de 400 Ci de cobalt-60; elle nous a aussi permis d'observer que certaines pluies d'orage rabattent sur le sol la radioactivité stratosphérique, par exemple, le 31 mai 1961, en une demi-heure son indication est passée de 10,5 à 14 μR/h, pour décroître ensuite au fur et à mesure de l'écoulement de l'eau. Le cristal monté sur véhicule nous a montré qu'à Chinon le débit d'exposition augmente sensiblement sur les chaussées (de 10 à 20 μR/h environ) et dans les bâtiments (pierres et graviers ont été pris dans le Massif central dont les roches, on le sait, sont riches en uranium). Nous avons même pu, de 1961 à 1963, en deux points où le véhicule a fait régulièrement des mesures mensuelles systématiques, observer que les résultats variaient parallèlement, de 300 chocs par seconde à 500 pour le premier, de 500 chocs par seconde à 700 pour le second [6]. Ces variations correspondaient au maximum des retombées consécutives aux séries d'explosions nucléaires expérimentales.

Les prélèvements d'aérosols en chacune des installations fixes (deux à Chinon, trois aux Ardennes et trois aux monts d'Arrée) ont donné des résultats variant de façon très significative dans le temps ($P < 0,01$) et qui se différencient remarquablement suivant les conditions locales. Chinon possède une installation dite Musoir, placée en bout de digue, donc entourée d'eau, et une autre, Savigny, en pleine terre. Savigny donne des résultats constamment supérieurs à ceux du Musoir, les différences sont statistiquement très significatives ($P < 0,01$); les résultats du Musoir, compris en moyenne entre ceux des Ardennes et ceux des monts d'Arrée (les plus faibles), n'en diffèrent pas statistiquement ($P > 0,05$). Sur le site de Chinon, à deux reprises les filtres du Musoir ont accusé la présence d'une activité infime, mais nettement mesurable, de cobalt-60, certainement issue de la centrale, lors de travaux sur les échangeurs d'EDF2.

En 1968, une étude approfondie n'a pas permis de trouver de différence entre les activités des échantillons d'eau prélevés à l'amont et à l'aval, ni à Chinon, dans la Loire, ni aux Ardennes dans la Meuse. Seule la teneur en potassium-40 était plus grande de façon statistiquement significative ($P < 0,05$) en aval qu'en amont de Chinon; la centrale n'est évidemment pas à incriminer, cela tient sans doute aux fluctuations statistiques.

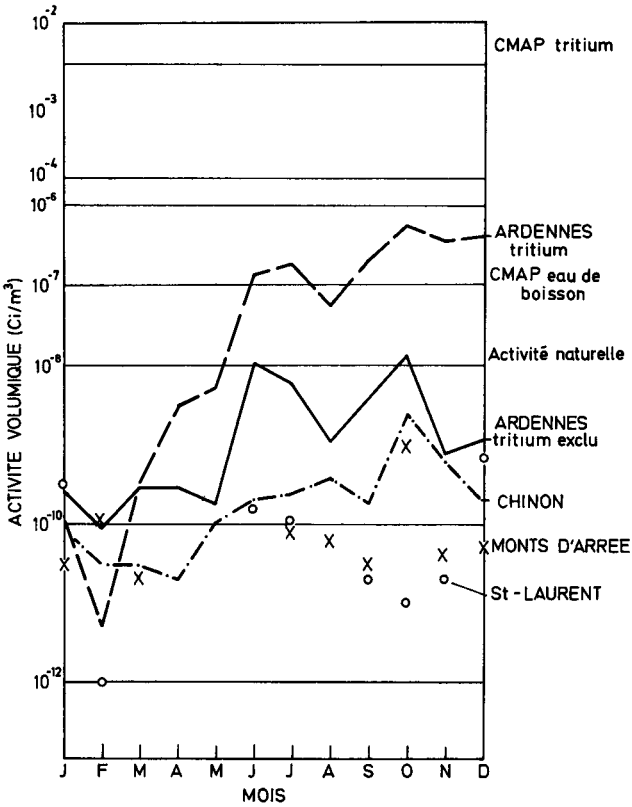


FIG.3. Activité volumique ajoutée dans les cours d'eau par les effluents liquides en 1970.

La figure 3 rend compte des rejets effectués mensuellement par les différentes centrales, en activité volumique ajoutée, calculée en supposant une dilution complète dans l'eau écoulée pendant le mois. Pour la centrale des Ardennes, l'activité propre au tritium a été isolée; on voit que l'activité ajoutée (tritium exclu) atteint certains mois l'activité naturelle de l'eau de la Meuse, mais est inférieure au dixième de la CMA dans l'eau de boisson du public (CMAP eau de boisson). L'activité volumique ajoutée en tritium demeure très inférieure à la CMA dans l'eau de boisson du public (CMAP tritium).

En aval de la centrale des Ardennes, très proche de la frontière, le laboratoire technique du ministère de la Santé belge avec la collaboration du Département de radiobiologie du CEN de Mol a trouvé dans les boues des traces de cobalt-60, de cobalt-58 et de manganèse-54. Une étude de la contamination de la flore et de la faune aquatiques est en cours.

b) Résultats des mesures particulières. Les appareils montés sur véhicule n'ont permis qu'à deux reprises de retrouver sur le terrain l'argon-41 rejeté lors de la vidange du dioxyde de carbone d'un réacteur: une fois à Chinon, une autre à Saint-Laurent.

3. ENSEIGNEMENTS TIRES DE L'EXPLOITATION PERSPECTIVES D'AVENIR

3.1. Evolution des idées en matière de radioprotection des travailleurs

Depuis la mise en service de CHINON 1, nos idées relatives à la radioprotection des travailleurs ont évolué considérablement, au fur et à mesure de l'amélioration de notre connaissance de la nature des risques et de leurs possibilités d'évolution. Cela a été concrétisé par une conception nouvelle de l'«accident», par la mise en place de moyens propres à l'éviter, mieux adaptés et plus sûrs, par une organisation de la radioprotection cadrant mieux avec les habitudes acquises en sécurité classique et par des idées nouvelles sur les problèmes de formation du personnel. Le sens de cette évolution, qui se traduit, dans certains cas, par un renforcement notable des mesures de sécurité et, dans d'autres, par leur allègement, a également été déterminé au vu des résultats d'exploitation présentés au chapitre précédent.

3.1.1. Les risques et leur évolution possible

«Toute lésion dont le travail, même normal, a été la cause ou l'occasion doit être considérée comme résultant d'un accident.»

Cette définition juridique de l'accident de travail est applicable aux risques d'origine nucléaire. Elle ne peut pas cependant être utilisée pour définir les moyens à mettre en œuvre sur une installation afin d'assurer la radioprotection des travailleurs, car les irradiations susceptibles d'entraîner des «lésions» décelables correspondent à des équivalents de dose bien supérieurs aux limites prescrites dans les normes officielles.

Ces moyens doivent plutôt être fondés sur la notion de «circonstances accidentelles», que l'on peut définir comme des «circonstances fortuites et susceptibles d'entraîner un dépassement des normes réglementaires». Par opposition, nous parlerons de «circonstances normales de fonctionnement» lorsqu'un tel dépassement paraît invraisemblable.

Ces définitions nous permettent de classer les risques présentés par une centrale nucléaire en deux catégories:

a) Risques résultant de circonstances accidentelles. Deux sortes de risques sont à redouter: irradiation massive, ou fuite de circuit primaire.

Le premier ne peut exister qu'en présence d'objets ayant séjourné dans le réacteur (élément combustible, absorbant, manipulateur d'éléments combustibles, barre de contrôle, etc.). Il reste donc limité à certains locaux parfaitement connus.

Le second est lié: pour les réacteurs de la filière graphite-gaz, à la toxicité propre au dioxyde de carbone; pour les réacteurs à eau, au risque d'asphyxie par inhalation de vapeur d'eau. Quelle que soit la filière, le risque d'asphyxie deviendrait très vite prépondérant par rapport au risque de contamination.

Ces risques sont susceptibles d'évoluer très rapidement et de manière imprévisible. De plus, cette évolution peut n'avoir aucune conséquence immédiate sur le fonctionnement de l'installation et ainsi être ignoré de l'agent chargé d'exploiter la tranche, et qui dispose des moyens centralisés de protection du personnel.

b) Risques en fonctionnement normal. Le risque d'irradiation externe gamma existe à proximité d'installations renfermant, en exploitation normale, des éléments radioactifs.

Le risque de contamination radioactive existe sur les chantiers d'entretien, lors de l'ouverture de circuits ou du démontage de matériels, soit par contact avec des surfaces contaminées, soit par inhalation d'aérosols radioactifs. Il correspond aussi à la fuite de fluide caloporteur (vecteur principal de la contamination atmosphérique).

Ces risques sont:

- permanents (ils ne doivent donc pas prendre les travailleurs au dépourvu),
- localisés,
- non susceptibles d'évolution rapide, sauf en cas d'incident majeur, soit sur un chantier, soit sur le réacteur; mais alors l'incident ne pourrait échapper à la vigilance, soit du responsable des travaux, soit de l'agent chargé d'exploiter la tranche. L'un ou l'autre ferait évacuer le chantier, ou même la tranche. Dans ce dernier cas, un réseau de sirènes assurerait la diffusion de l'alerte.

Compte tenu des dispositions prises, et que nous allons indiquer, ces risques ne peuvent, à aucun moment, entraîner un dépassement des normes réglementaires.

3.1.2. Moyens à mettre en œuvre pour assurer la protection du personnel

Les moyens destinés à assurer la protection du personnel peuvent se classer en deux catégories, selon qu'il s'agit des moyens propres à éviter les circonstances accidentelles ou des moyens destinés à assurer la radioprotection du personnel en fonctionnement normal. Pour chacune de ces catégories, nous pouvons considérer, d'une part l'aspect administratif de ces moyens, d'autre part l'appareillage utilisé.

a) Moyens destinés à prémunir le personnel contre les circonstances accidentelles. Les mesures d'ordre administratif destinées à assurer la protection des agents lors d'interventions sont de même nature que celles utilisées habituellement en sécurité classique. Il s'agit, par des manœuvres adéquates de consignation du matériel, effectuées sous la responsabilité du chef de consignation et contrôlées par le chef de travaux responsable de l'intervention, de rendre matériellement impossible l'arrivée intempestive d'éléments susceptibles de rendre dangereuse la zone où s'effectue le travail. Chaque intervention se fait sous le couvert d'une autorisation de travail délivrée par le chef de consignation, sur laquelle figure, sans ambiguïté, la liste des consignations effectuées pour assurer la protection du personnel. Le contrôle de la bonne exécution incombe à deux personnes différentes (chef de consignation et chef de travaux) également responsables; ce double contrôle systématique rend la probabilité d'accident très faible.

L'appareillage fixe est destiné à alerter le personnel en cas de fausse manœuvre ou de défaillance d'un automatisme (remontée intempestive d'un plateau d'éléments combustibles en piscine ou d'un élément irradié dans la salle des éléments neufs, etc.) ou en cas d'erreur de consignation dans les locaux où le personnel d'exploitation intervient d'une façon inhabituelle. Aucun appareil de mesure n'est installé dans les locaux où le personnel n'est pas appelé à intervenir en exploitation normale.

L'appareillage fixe est utilisé pour:
- la mesure du rayonnement gamma par chambre d'ionisation ou compteur Geiger-Müller, équipés d'une source de contrôle incorporée permettant une vérification, par le personnel d'exploitation, du fonctionnement correct de l'ensemble de la chaîne de mesure et des signalisations;
- la détection du dioxyde de carbone (réacteurs graphite-gaz) par un ensemble centralisé de prélèvements, associé à un détecteur à absorption de rayonnement infrarouge. Un système d'autocontrôle automatique (contrôle du zéro et du pseudo-tarage), associé à un étalonnage hebdomadaire, garantit le fonctionnement correct de cette installation.

L'appareillage mobile est mis à la disposition du chef de travaux pour réaliser une intervention présentant certains risques, indépendamment des mesures fixes pouvant exister dans la zone où s'effectue l'intervention. Les appareils utilisés sont, pour les mesures de rayonnement gamma, des balises portatives et des débitmètres à seuil d'alarme.

Des appareils respiratoires autonomes sont répartis sur les itinéraires de fuite fléchés.

b) Moyens de radioprotection dans les circonstances normales de fonctionnement. L'objectif est double. Il s'agit, d'une part de maintenir le niveau d'irradiation le plus faible possible autour des installations et d'en contrôler les évolutions éventuelles, d'autre part d'assurer la radioprotection des travailleurs.

- Maintien du niveau d'irradiation le plus faible possible. L'évolution du niveau moyen d'irradiation autour des installations résulte, le plus souvent, de la variation d'activité dans le circuit primaire. Dans le cas des réacteurs de la filière graphite-gaz, cette activité a deux origines:
- l'activation des impuretés véhiculées par le dioxyde de carbone, essentiellement l'argon-40 qui provient de l'air résiduel contenu dans les circuits, et les poussières qui résultent de l'érosion des structures par le fluide primaire; des dispositions sont prises pour obtenir une concentration en air aussi faible que possible; par ailleurs, la quantité de poussières véhiculées par le fluide primaire est limitée par des circuits de filtration continue;
- la présence de produits de fission, dont l'activité, en exploitation normale, est négligeable devant celle de l'argon-41; elle peut devenir très importante en cas d'incident sur le combustible; s'il se produisait un tel incident, l'opérateur disposerait de moyens propres à assurer la sécurité du personnel et la sauvegarde du matériel; le danger, pour le personnel, ne serait d'ailleurs pas immédiat.

L'activité du circuit primaire, ou son évolution, est suivie d'une façon permanente par l'installation de détection de ruptures de gaines, par une mesure continue de l'activité bêta des gaz contenus dans le dioxyde de carbone, par des mesures gamma disposées à proximité de certains circuits de dioxyde de carbone. Toutes ces mesures sont enregistrées en salle de commande.

Pour les réacteurs à eau, le problème se pose sensiblement de la même façon. L'activité du circuit primaire est également due à la présence de produits d'activation et de produits de fission. Les premiers sont maintenus à la concentration la plus faible possible, d'une part en réduisant

leur probabilité de production par un conditionnement judicieux du fluide primaire, et d'autre part, en les éliminant par des circuits de rétention.

– Moyens mis en œuvre pour assurer la radioprotection du personnel. Les moyens destinés à assurer la protection du personnel lorsqu'il intervient en présence de rayonnement gamma ou de contamination sont:
- des moyens d'ordre administratif (autorisation de travail, consignes d'exploitation);
- des moyens de détection des rayonnements ou de la contamination par des appareils portatifs, les mesures étant effectuées au lieu même du travail;
- des moyens individuels de protection contre la contamination, qui n'ont pas évolué notablement; on envisage toutefois de remplacer les tenues en toile de coton par des tenues en fibres synthétiques non tissées qui seraient jetées après utilisation; bien que les consignes de radioprotection prescrivent le port d'un appareil respiratoire dès que l'activité volumique de l'air risque de dépasser 3×10^{-9} Ci/m^3 en émetteurs bêta, on n'exclut pas a priori toute possibilité d'intervention sans port d'appareil respiratoire dans des zones où la contamination atmosphérique serait importante, car de tels appareils provoquent une gêne qui conduit à une prolongation de la durée de l'intervention, conséquence particulièrement inopportune quand le travailleur est en même temps soumis à une irradiation externe importante.

3.1.3. Organisation de la radioprotection et de la formation du personnel

L'autoprotection s'est affirmée, durant huit années d'exploitation, par l'évolution des responsabilités de chacun; en particulier pour le chef de travaux: il assume maintenant l'ensemble des responsabilités, en radioprotection comme en sécurité classique.

Cette transposition aux centrales nucléaires d'une organisation qui avait fait ses preuves dans les centrales classiques s'est faite sans difficultés majeures, par un effort important de formation, particulièrement orienté, ces dernières années, vers la formation des chefs de travaux. Petit à petit, cette formation s'est dépouillée du formalisme théorique qui l'auréolait, pour faire place à des notions sans doute plus terre à terre, mais plus proches de nos préoccupations de tous les jours et mieux comprises des agents.

La rédaction de consignes plus simples et plus concises a concouru à leur application plus stricte. Enfin, les informations données à tous les agents sur la nature des risques dans la centrale et les effets des rayonnements ionisants sur l'homme leur ont permis de situer dans une juste optique les risques d'origine nucléaire et d'avoir un comportement objectif et réaliste vis-à-vis d'eux.

3.2. Evolution de nos idées en matière de radioprotection de l'environnement

Nous l'avons vu, un important programme de contrôle de l'environnement a été mis sur pied pour nos centrales; calqué sur les programmes en vigueur dans les centres d'études nucléaires, il repose principalement sur des prélèvements systématiques dans des stations fixes installées à l'extérieur des sites.

Comme en matière de radioprotection des travailleurs, l'évolution de nos idées repose sur une meilleure connaissance des risques, c'est-à-dire, en l'occurrence, des sources possibles de contamination de l'environnement.

3.2.1. Sources de contamination de l'environnement

A la différence des centres d'études nucléaires qui comportent de nombreux laboratoires, les réacteurs de puissance sont des sources de contamination bien connues du fait des analyses périodiques portant sur les différents fluides, dont les orifices de rejet sont contrôlables aisément.

On peut distinguer cinq sources de contamination de l'environnement:
- les rejets de gaz primaires,
- les rejets d'air de ventilation des locaux contaminables,
- les travaux ou transports à l'extérieur de la zone contrôlée,
- les rejets d'effluents liquides,
- le stockage de déchets solides ou liquides.

a) Les rejets de gaz primaires. Il peut s'agir aussi bien de gaz caloporteur (cas de réacteurs graphite-gaz) que des gaz libérés par l'eau primaire (cas de réacteurs à eau).

Ces rejets peuvent être volontaires (vidange), ou accidentels (fuite importante). Ils sont toujours temporaires, hormis le cas des fuites d'activité faible qui sont reprises par la ventilation. Les rejets volontaires sont filtrés et contrôlés avant et pendant le rejet, le rejet n'étant autorisé que s'il répond aux critères convenus avec le Service technique du ministère de la Santé.

Ces rejets contiennent:
- essentiellement des gaz nobles qui peuvent entraîner une exposition externe du public;
- des aérosols d'activité très faible pour lesquels le contrôle continu de l'efficacité des dispositifs de filtration permet d'affirmer que la contamination de l'environnement qu'ils entraînent est tout à fait négligeable;
- des produits volatils; le contrôle continu de l'efficacité des dispositifs filtrants est alors plus difficile et peut conduire l'exploitant, lorsque leur activité dans le circuit est notable, à adapter les conditions de rejet en conséquence.

b) Les rejets d'air de ventilation des locaux contaminables. Ces rejets, permanents, sont filtrés et contrôlés. On contrôle en permanence l'état des filtres par mesure de perte de charge.

Hormis le cas d'accident sur le circuit primaire, la contamination est telle qu'elle ne justifie pas un contrôle particulier de l'environnement.

c) Les travaux ou transports à l'extérieur de la zone contrôlée. Des travaux sur des ensembles importants, tels que les échangeurs des réacteurs de la filière graphite-gaz de Chinon, ont été entrepris dans des locaux ne présentant pas une sécurité du confinement comparable aux locaux contaminables de la zone contrôlée habituelle. Il est difficile, dans ce cas, d'assurer une collecte des fuites et un contrôle direct des rejets. Toutefois, l'activité dispersée a toujours été faible. Dans les installations plus récentes la construction a été conçue de manière à permettre d'effectuer l'ensemble des interventions à l'intérieur des limites de la zone contrôlée habituelle.

Les transports hors de la zone contrôlée, qu'ils s'effectuent à l'intérieur du site ou dépassent ses limites, sont toujours conçus pour éviter une contamination de l'environnement grâce à l'emploi d'enveloppes métalliques ou en toile plastique. La contamination ne pourrait résulter que d'un accident de transport (rupture d'enveloppe ou chute du colis) et se traduirait par une contamination de surface, localisée.

Le risque de contamination de l'environnement reste donc assez exceptionnel pour ne pas justifier un contrôle continu. Le contrôle de la contamination atmosphérique à proximité de la zone de travail, ou le contrôle à l'arrivée dans le cas des transports, permettent de déclencher si besoin est les actions nécessaires.

d) Les rejets d'effluents liquides. Les effluents liquides contaminés sont collectés vers une station de traitement d'où l'on ne procède qu'à des rejets contrôlés, et dans des conditions déterminées.

e) Le stockage de déchets solides ou liquides. Ces stockages ne peuvent être une source de contamination de l'atmosphère, le confinement étant aisément contrôlable. Ils peuvent, de façon plus insidieuse et moins aisément détectable, être une source de contamination du sol, puis de la nappe phréatique.

Pour éviter une telle contamination, les fuites liquides sont collectées dans un cuvelage. En l'absence d'un tel cuvelage, dans les premières installations, il est possible d'assurer ce contrôle dans des forages situés sur le site même, à l'aval des installations de stockage.

3.2.2. Moyens de surveillance

Dès la mise en place de nos installations à Chinon, au prix d'efforts soutenus nous avons réalisé un grand nombre de mesures, accumulé les résultats, interprété ces résultats par des études statistiques, par la recherche des relations de cause à effet les plus vraisemblables.

Dans la quasi-totalité des cas il a été impossible, en raison de la dilution, et malgré la grande sensibilité de l'appareillage, de déceler au sol la présence de radionucléides rejetés par la centrale.

Tout cela nous incline à penser que les moyens de surveillance à mettre en place dans une centrale nucléaire devraient être repensés.

La réglementation française [4] prescrit: «Les rejets devront faire l'objet d'une surveillance au point d'émission; en outre, une surveillance du milieu adaptée à la nature des opérations sera effectuée» .

a) La surveillance au point d'émission constitue, hormis le cas de rejet accidentel, le seul contrôle réellement efficace. Aussi lui attachons-nous une grande importance. Elle est assurée par:

- la mesure continue de l'activité des rejets de gaz nobles;
- la détection continue de l'activité des aérosols;
- le contrôle continu de la perte de charge des filtres des effluents gazeux peu actifs issus des circuits de ventilation;
- la mesure hebdomadaire des filtres de prélèvement par aspiration continue en aval des dispositifs de filtration des rejets;
- l'analyse d'échantillons, avant rejet des effluents liquides les plus actifs, ou la détection continue de l'activité pour les effluents peu actifs.

b) La surveillance du milieu. Les mesures continues à partir de stations fixes ne peuvent permettre de déceler d'augmentation que si une activité importante a été relâchée aux orifices de rejet et si, dans le cas des effluents gazeux, les conditions météorologiques le permettent.

Les mesures particulières effectuées en cas de besoin, à partir de véhicules, paraissent les mieux adaptées pour circonscrire, en cas de rejet accidentel, la zone contaminée.

Enfin, des prélèvements d'échantillons convenablement choisis en fonction des caractéristiques du milieu, largement espacés dans le temps, devraient permettre de suivre une éventuelle évolution lente de la radioactivité du milieu naturel.

La surveillance du milieu telle qu'elle a été pratiquée jusqu'à présent nous paraît plutôt devoir faire partie de l'étape de construction et de mise en route d'une centrale nucléaire [7]. Par contre, et tout particulièrement pour des réacteurs de type éprouvé, ou au stade de fonctionnement industriel, il nous apparaît sans intérêt de poursuivre des mesures continues et nombreuses.

Ces conclusions ne font que traduire l'aspect technique du problème à la lumière de l'expérience acquise.

4. REMARQUES SUR L'APPLICATION DES NORMES DE RADIOPROTECTION – CAS DE L'EXPOSITION DE COURTE DUREE A UNE CONTAMINATION IMPORTANTE

Ces huit années d'exploitation, qui ont permis, comme nous venons de le voir, d'acquérir une meilleure connaissance des risques réels présentés par nos centrales nucléaires, ont également été mises à profit pour étudier l'application des normes de radioprotection afin de mieux les adapter aux problèmes concrets qui se posent dans nos installations.

Nous avons évoqué au paragraphe précédent le problème du port d'appareils respiratoires pendant les interventions et nous avons ainsi souligné l'intérêt de renoncer parfois au port de tels appareils pour limiter le temps passé dans une zone où le débit d'exposition est important. C'est ainsi que nous avons étudié les conséquences d'une exposition de courte durée à une contamination importante, tant dans le cas d'un travailleur que dans celui d'une personne du public habitant au voisinage de nos centrales.

4.1. Contamination d'un travailleur

Notre réglementation [4], comme celle de l'EURATOM [8] et de la CIPR [9], tolère l'inhalation, en une fois, de la quantité de radioéléments qui serait inhalée lors d'une exposition continue à la CMA durant un trimestre. En prenant la CMA pour unité de contamination et l'heure pour unité de temps, une telle quantité se chiffre à 2200 (CMA) h.[1] Peut-on envisager, de temps à autre, une exposition par inhalation à quelques centaines de CMA pendant quelques heures?

Cette tolérance nous a intrigués: en effet, pour l'homme normalisé par la CIPR le calcul montre que la dose reçue au cours d'un temps t après

[1] Il s'agit de la CMA établie pour l'exposition professionnelle continue (168 h/semaine).

TABLEAU III. EQUIVALENTS DE DOSE (rem) DANS LA THYROIDE 3 MOIS APRES L'INHALATION EN UNE FOIS DE 2200 (CMA) h D'UN ISOTOPE DE L'IODE

Iode	129	131	132	133	134	135
T(j)	138	7,6	0,1	0,9	0,04	0,3
HN	1,5	5,4	3,9	3,6	4,3	4,3
HM	2,3	7,3	1,7	4,4	0,9	3,7

TABLEAU IV. EQUIVALENTS DE DOSE (rem) DANS LE SQUELETTE APRES L'INHALATION EN UNE FOIS DE 2200 (CMA)h D'UN ISOTOPE DU STRONTIUM

Temps	1 trimestre		1 an		50 ans	
Isotope	89	90	89	90	89	90
HN	5,4	0,3	7,5	1,3	7,6	28
HM	2,3	0,1	2,8	0,4	2,8	3

l'inhalation en une fois d'une activité donnée d'un radionucléide de période effective longue par rapport à t est le double de celle qui serait reçue si l'inhalation de cette même activité était répartie de façon continue au cours de ce temps.

En réalité, si l'activité inhalée est limitée à 2200 (CMA) h, ce doublement de la dose ne saurait conduire à un dépassement du débit d'équivalent de dose maximal admissible (edma), établi dans le cas du travailleur sur la durée d'un trimestre.

Nous donnons les résultats du calcul pour deux éléments à propriétés métaboliques très différentes (iode et strontium), calcul effectué, d'une part sur l'homme normalisé par la CIPR (HN), et d'autre part sur un homme moyen (HM), dont nous avons pris dans la littérature [10, 11] la courbe de fixation de l'élément dans l'organe critique.

Les équivalents de dose reçus par la glande thyroïde au cours du trimestre qui suit l'inhalation en une fois de 2200 (CMA)h de l'un des isotopes de l'iode sont rapportés dans le tableau III. Pour l'homme normalisé, certaines valeurs dépassent l'edma de 4 rem par trimestre; il ne s'agit en réalité que de la conséquence de majorations des valeurs des CMA, qui ont été arrondies par excès par l'EURATOM. Pour l'homme moyen, les dépassements proviennent, en outre, de ce que les sujets de référence présentaient un taux élevé de fixation de l'iode par la thyroïde.

Les résultats du calcul des équivalents de dose reçus par le squelette au cours de différents intervalles de temps après l'inhalation en une fois de 2200 (CMA)h de l'un des isotopes du strontium sont rapportés dans le tableau IV. Ces valeurs sont éloignées de l'edma de 8 rem par trimestre

ou de 30 rem par an. L'écart est sensiblement plus accusé pour le strontium-90 (période effective 17,5 ans) que pour le strontium-89 (période effective 50 j).

4.2. Contamination d'une personne du public

Une personne du public peut être contaminée non seulement par inhalation, mais aussi par ingestion, notamment par l'eau de boisson.

La durée sur laquelle est établie l'edma pour ce groupe de personnes n'est plus limitée au trimestre, mais étendue à l'année.

La conclusion à laquelle nous avons abouti dans le cas du travailleur peut être généralisée: l'inhalation ou l'ingestion en une fois de la quantité de radioéléments qui serait inhalée ou ingérée lors d'une exposition continue à la CMA au cours de l'intervalle de temps qui est pris comme unité dans la fixation de l'edma ne peut conduire à un dépassement de ce dernier.

Dans le cas présent, où l'unité de temps est l'année et l'edma vaut un dixième des valeurs données pour le travailleur, cette quantité de radioéléments se chiffre à 880 (CMA) h.

Si, à la suite d'un rejet malencontreux d'effluents gazeux ou liquides, des personnes du public venaient à absorber cette quantité en une fois, la dose qu'elles recevraient au cours de l'année ne dépasserait pas la limite qui a été fixée à leur égard. Il conviendrait, néanmoins, de prendre toutes dispositions pour qu'aucun rejet ne soit plus effectué avant l'expiration d'un délai de un an.

CONCLUSION

L'exposé qui précède est le fruit d'un travail de réflexion et de synthèse des enseignements recueillis pendant les huit premières années d'expérience de production d'énergie électronucléaire d'Electricité de France.

Pendant ces huit ans EDF, en dépit de la nouveauté et de la complexité des problèmes posés, s'est continuellement efforcée de ne pas perdre de vue son rôle d'établissement public national de caractère industriel et commercial et la raison d'être de son effort nucléaire.

Ce souci constant explique, dans le domaine de la radioprotection, les choix et les conceptions, parfois originales, de notre établissement. Les principes d'organisation que nous avons adoptés pour la radioprotection, nos idées actuelles sur la nature des risques réels et des moyens de protection correspondants, sur la protection et la surveillance de l'environnement, sur l'application des normes de radioprotection, constituent, pensons-nous, en tenant le plus grand compte de la protection des personnes concernées, la meilleure voie vers l'utilisation industrielle de l'énergie nucléaire.

REFERENCES

[1] DELPLA, M., BIGEARD, C., BERTRON, L., VENTRE, E., Proc. First Int. Congress Radiat. Protection (Rome, 5-10 sept. 1966) 1, Pergamon Press (1968) 223-30.

[2] BERTRON, L., Bull. Inf. ATEN 61 (1966).

[3] TREWIN, R.B., communication personnelle, Chalk River, 1960.

[4] MINISTRE DELEGUE chargé de la recherche scientifique et des questions atomiques et spatiales, décret n° 66-450 du 20 juin 1966, J. off. de la Rép. française (30 juin 1966) 5490-5503.
[5] BONNEL, J.A., DALE, G.C., « Radiological protection in the Central Electricity Generating Board », Congrès de Brighton (mai 1970) IRPA/2/P 176.
[6] GACHOT, B., DELPLA, M., LEYGUES, J.P., C.r. Coll. int. Dosimétrie des irradiations dues à des sources externes (Paris, 23-27 novembre 1964) SCPRI, Le Vésinet (1967) 128-35.
[7] PELLERIN, P., Proc. Symp. Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (New York, 10-14 août 1970) AIEA, Vienne (1971) 387-98.
[8] COMMUNAUTE EUROPEENNE DE L'ENERGIE ATOMIQUE, Directive du Conseil du 27 octobre 1966, J. off. des Communautés européennes (26 novembre 1966) 3695.
[9] CIPR, Rapport du Comité II (1959), traduction Duchêne A., Gauthier-Villars, Paris (1963) 239 p.
[10] COLARD, J.E., VERLY, W.G., HENRY, J.A., BOULENGER, R.R., Hlth Phys. 11 (1965) 23-35.
[11] BISHOP, M., HARRISSON, G.E., RAYMOND, W.H.A., SUTTON, A., RUNDO, J., Int. J. Radiat. Biol. 2 (1960) 125-42.

СОЮЗ СОВЕТСКИХ СОЦИАЛИСТИЧЕСКИХ
РЕСПУБЛИК
A/CONF.49/P/439

ОСНОВНЫЕ ИТОГИ И ЗАДАЧИ МЕДИЦИНСКОГО НАБЛЮДЕНИЯ ЗА ЛИЦАМИ, РАБОТАЮЩИМИ С ИСТОЧНИКАМИ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ В СССР НА СОВРЕМЕННОМ ЭТАПЕ

А.А.ЛЕТАВЕТ, А.К.ГУСЬКОВА, П.П.ЛЯРСКИЙ,
П.И.МОИСЕЙЦЕВ
Академия медицинских наук СССР, Москва

Е.И.ВОРОБЬЕВ
Министерство здравоохранения СССР, Москва,
Союз Советских Социалистических Республик

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

MAIN RESULTS AND PROBLEMS OF THE MEDICAL SURVEILLANCE OF PERSONS WORKING WITH IONIZING-RADIATION SOURCES IN THE USSR.

The authors summarize the results of the surveillance, over a period of 15 years, of the staff of scientific and medical establishments, reactor personnel, the operators of particle accelerators and industrial radiographers. From these results it can be seen that at present the radiation doses received by such persons are, under normal circumstances, one-half to one-tenth of the maximum permissible dose. The ingestion or inhalation of significant quantities of radioactive substances is virtually impossible. Clinical and physiological data on the dynamics of various phenomena occurring in 6000 occupationally exposed persons are analysed in detail and compared with similar data relating to suitable control groups.

The authors consider the best ways (for example, haemodynamic investigations and karyologic and cytologic methods) of studying quantitatively the functions – for a given dose level – of the main critical organs and systems. Situations (such as the transport or reloading of radiation sources, flaw detection by means of gamma irradiation under field conditions, or the trial assembling of a reactor core) in which increased, usually non-uniform, exposure to external radiation may occur and the characteristic clinical phenomena resulting from such exposure are analysed.

In the light of current circumstances, the authors propose objectives, based on new principles, for medical surveillance: more accurate phenomenological description of the initial adaptive syndrome associated with the reaction to the effects of radiation in conjunction with other occupational factors; evaluation of the possibility and mechanisms of repair after intense irradiation, especially that causing subclinical damage; formulation of standards in the light of the long-term rather than the immediate consequences of irradiation.

The authors enumerate and discuss the principles underlying Soviet legislation on the protection of occupationally exposed persons, comparing them with those on which the ILO "Convention concerning the protection of workers against ionizing radiations" (ILO Convention No. 115) is based. Lastly, they consider ways of improving medical and hygienic surveillance and of collecting and disseminating at the international level and in accordance with a common program the information which is necessary if ionizing radiation is to be used safely and on a large scale for peaceful purposes.

PRINCIPAUX RESULTATS ET OBJECTIFS DU CONTROLE MEDICAL DES PERSONNES UTILISANT DES SOURCES RADIOACTIVES EN UNION SOVIETIQUE.

Les auteurs dressent le bilan de 15 ans d'observations et montrent que dans les conditions usuelles les niveaux d'irradiation du personnel travaillant dans les établissements scientifiques et médicaux ou auprès de réacteurs, d'accélérateurs de particules et d'installations de gammagraphie industrielle ne dépassent pas à l'heure actuelle 1/10 à 1/2 DMA. Une exposition à des quantités importantes de matières radioactives est pratiquement exclue. Les auteurs procèdent à une analyse dynamique détaillée, du point de vue clinique et physiologique, d'une documentation réunie sur 6000 personnes, en la comparant aux données relatives à des groupes de référence appropriés.

Ils discutent les conditions d'observation les plus adéquates pour un niveau de dose donné, qui permettent d'évaluer quantitativement, après une exposition, l'état des fonctions des principaux organes et systèmes critiques (hémodynamique et sa régulation, procédés caryologiques et cytologiques, etc.).

Ils analysent les situations qui peuvent entraîner une forte irradiation le plus souvent non uniforme, par des sources externes (transport et rechargement des sources, défectoscopie gamma in situ, assemblage expérimental des cœurs de réacteurs), et les symptômes cliniques caractéristiques de ces irradiations.

Ils indiquent les objectifs essentiellement nouveaux fixés pour les examens médicaux au stade actuel, à savoir: préciser la phénoménologie du syndrome initial d'adaptation consécutif à une irradiation concurrente d'autres facteurs professionnels; évaluer les possiblités et les mécanismes de restauration après une irradiation antérieure plus intense, notamment au niveau des doses qui provoquent des lésions subcliniques; justifier les normes admises, non pas d'après les réactions immédiates, mais selon le critère des effets d'irradiation à long terme.

Les auteurs énumèrent les principales dispositions législatives adoptées en Union soviétique pour protéger les personnes travaillant à l'aide de sources radioactives; ils analysent les grands principes de base en les comparant aux dispositions correspondantes de la Convention internationale n° 115 de l'OIT. Ils évaluent les moyens d'améliorer le contrôle médical et hygiénique, ainsi que les possibilités de réunir les données obtenues par divers pays dans le cadre d'un programme commun, et de diffuser cette documentation indispensable pour assurer une utilisation étendue des rayonnements à des fins pacifiques dans des conditions de sécurité.

ОСНОВНЫЕ ИТОГИ И ЗАДАЧИ МЕДИЦИНСКОГО НАБЛЮДЕНИЯ ЗА ЛИЦАМИ, РАБОТАЮЩИМИ С ИСТОЧНИКАМИ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ В СССР НА СОВРЕМЕННОМ ЭТАПЕ.

Подводятся итоги 15-летних наблюдений, показывающие, что уровни облучения персонала научных и медицинских учреждений, реакторов, ускорителей частиц, а также промышленных радиографов в обычных условиях составляют в настоящее время 1/2-1/10 предельно допустимой дозы. Поступление существенных количеств радиоактивных веществ практически исключается. Детальному динамическому клинико-физиологическому исследованию подвергнуты материалы 6000 лиц в сопоставлении с адекватными контрольными группами.

Оцениваются наиболее адекватные данному уровню доз параметры наблюдения, позволяющие количественно оценивать состояние результирующих функций основных критических органов и систем (гемодинамика и ее регуляция, кариологические и цитологические методы и др.). Проанализированы ситуации, в которых возможно повышенное, чаще неравномерное облучение от внешних источников (транспортировка и перезарядка источников, гамма-дефектоскопия в полевых условиях, исследовательская сборка критической массы реакторов), и характерные для них клинические проявления.

Формулируются принципиально новые задачи медицинских осмотров на современном этапе, позволяющие: уточнить феноменологию начального адаптивного синдрома реакции на облучение, действующее в комплексе с другими профессиональными факторами; оценить возможность и механизмы репарации после бывшего ранее более интенсивного облучения, особенно на уровне доз, вызывающих субклинические поражения; обосновать принятые нормативы не по непосредственным реакциям, а по критерию отдаленных последствий облучения.

Дается перечень и анализируются принципиальные основы принятых в СССР законодательных документов по защите лиц, работающих с источниками излучения, в народном хозяйстве в сопоставлении с аналогичной международной конвенцией № 115 МОТ. Оцениваются пути совершенствования системы медико-гигиенического наблюдения и возможности целенаправленного сбора и обобщения собранной в различных странах по единой программе информации, необходимой для обеспечения широкого безопасного использования излучений в мирных целях.

RESULTADOS PRINCIPALES Y PROBLEMAS DE LA OBSERVACION MEDICA DEL PERSONAL QUE TRABAJA CON FUENTES DE RADIACIONES IONIZANTES EN LA URSS.

Los autores resumen los resultados de las observaciones efectuadas durante 15 años e indican que, en la actualidad, los niveles corrientes de irradiación del personal de los centros médicos y científicos, de los reactores, de los aceleradores de partículas y del equipo de radiografía industrial oscilan entre 1/2 y 1/10 de la dosis máxima admisible. Se han evitado prácticamente por completo los efectos de cantidades importantes de sustancias radiactivas. Se han sometido a un detallado y dinámico examen clínico-fisiológico los datos de 6000 personas, en comparación con grupos de ensayo adecuados.

Para una dosis dada, se evalúan los parámetros de observación más adecuados para obtener una evaluación cuantitativa de las funciones resultantes de los principales órganos y sistemas críticos (hemodinámica y su regulación, métodos radiológicos y citológicos, etc.). Se analizan las situaciones en que puede haber una irradiación más intensa u otras irradiaciones no uniformes procedentes de fuentes externas (transporte y recarga de fuentes, defectoscopia mediante rayos gamma en condiciones de campo, conjunto crítico de un reactor de investigación), así como sus síntomas clínicos.

La memoria formula los aspectos principalmente nuevos de las actuales observaciones médicas, que permiten definir mejor la fenomenología del síndrome inicial de irradiación que actúa en común con otros factores profesionales, evaluar la posibilidad y los mecanismos de restauración tras de una irradiación más intensa, especialmente para los niveles de dosis que provocan lesiones subclínicas, y basar las normas adoptadas, no en las reacciones inmediatas, sino sobre un criterio de las consecuencias a largo plazo de la irradiación.

Se enumeran y analizan los principios más importantes de los documentos legislativos adoptados en la URSS y relacionados con la protección de las personas que trabajan con las fuentes de radiación utilizadas en la economía nacional, en comparación con una convención análoga internacional (Nº 115 de la OIT). Los autores evalúan las posibles formas de mejorar el sistema de observación médico-higiénica y las posibilidades de acopiar y divulgar útilmente la información obtenida en varios países de acuerdo con un programa común, necesario para proveer los medios para el empleo en gran escala y en condiciones de seguridad de las radiaciones con fines pacíficos.

Неуклонное расширение круга специалистов, работающих с источниками ионизирующих излучений, а также удлинение сроков наблюдения, позволяют определить некоторые итоги медико-гигиенических исследований в этой области и наметить дальнейшие пути изучения вопроса.

Около 15 лет назад А.А.Летавет [1] на Первой конференции по использованию атомной энергии в мирных целях в Женеве в 1955 году охарактеризовал систему государственных законодательных актов и практических рекомендаций, принятых в СССР в тот период по отношению к радиационно опасным видам работ. Позднее Советский Союз ратифицировал конвенцию №115 МОТ о защите трудящихся от ионизирующей радиации и подтвердил близость принципиальных позиций нашей страны ко всем основным положениям этой конвенции.

Таким образом, в настоящее время возникает реальная возможность оценить основные практические итоги применения указанных положений за прошедшие 10-15 лет и наметить перспективы использования актуальной научной информации, получаемой в процессе медицинского наблюдения за работающими с источниками излучения.

В данном сообщении мы, естественно, опираемся преимущественно на опыт, накопленный научно-исследовательскими и практическими медицинскими учреждениями Советского Союза, постоянно сопоставляя его с аналогичными материалами, полученными учеными различных стран мира.

Особенностью данного периода получения и применения источников излучения в различных отраслях промышленности, медицине, научных исследованиях во всех странах является неуклонное расширение круга лиц и форм контакта с излучением, достигающее в высокоразвитых странах соответственно 150-200% от уровня, имевшегося 10-15 лет назад. Общий объем использования радиоизотопных приборов в СССР только за последнее пятилетие увеличился более чем в 3 раза.

Анализ отчетов санитарно-эпидемиологической службы СССР, а также соответствующих департаментов Канады (1963, 1966) [2,3], Франции (1967) [4], США (1965) [5], анализ отчетов ЦЕРН (1969) [6] и, наконец, наиболее полной сводки, представленной Научным Комитетом ООН в 1970 году [7] по вопросу о части популяции, имеющей профессиональный контакт с излучением, позволяет отметить следующие важные факты.

Доля лиц, профессионально связанных с излучением, составляет в настоящее время 1-2% от численности населения, в зависимости от уровня развития страны. При этом число лиц, работающих в атомной промыш-

ленности, в 4-8 раз меньше, чем применяющих источники излучений. По удельному весу отдельных отраслей на первом месте стоят медицина и наука, с присущим им огромным многообразием форм контакта. Достаточно велика и неуклонно растет по численности группа лиц, обслуживающих реакторы различного назначения. Общие тенденции роста численности и соотношения между отдельными профессиональными группами в различных странах весьма близки, что придает определенную весомость последующим выводам и рекомендациям [6,10].

Другой важной особенностью текущего периода является достигнутое в СССР, как и в других странах, значительное повсеместное снижение уровня облучения. У 90-99% работающих величина его равна 1/3 и менее принятой предельно допустимой величины профессионального воздействия. Лишь у 4-9% работающих профессиональное облучение составляет 1,5-5 Р в год от внешних источников и менее чем у 1% несколько превышает указанную величину.

Средние значения, по данным уже цитированной сводки Научного комитета ООН [7], для большинства отраслей колеблются от 0,07 до 0,59 Р в год.

Анализ многочисленных накопленных гигиенистами Советского Союза данных [8-10] показывает, что для основных профессиональных групп персонала исследовательских реакторов, ускорителей заряженных частиц, работающих на приборах радиационного контроля и регулирования, уровни облучения, как правило, в 3-5 раз ниже принятой годовой предельно допустимой дозы (ПДД). Лишь у лиц отдельных профессий, занятых ремонтными работами, проводящими гамма-дефектоскопию и каротаж в полевых условиях, а также работающих на экспериментальных ядерных контурах, доза облучения приближается к допустимой, составляя от 2 до 4,5 бэр/год.

Опыт многолетних гигиенических наблюдений за условиями труда при эксплуатации различных типов ядерных реакторов в СССР позволяет считать их в настоящее время вполне удовлетворительными. При стабильных режимах работы мощность гамма-излучения составляет 0,01-0,02 мкР/сек; потоки тепловых, промежуточных и быстрых нейтронов 20-70; 10-15; 5-10 нейтр/см^2·сек, соответственно. Содержание активных короткоживущих аэрозолей в воздухе основных производственных помещений не превышает 10^{-14} - 10^{-13} Ки/л, а долгоживущих — 10^{-15} Ки/л.

Суммарная доза облучения персонала, обслуживающего реакторы научно-исследовательского назначения, по сумме всех компонентов облучения (гамма, бета и нейтронного) не превышает 0,5-1 бэр/год и лишь для незначительной группы персонала центрального зала, занятой ремонтом технологических каналов и отработкой режима реактора, достигает 2,5-4,5 бэр/год.

Аналогичные величины (0,5-4,0 бэр/год) получены и при текущей эксплуатации различных типов ускорителей заряженных частиц (синхрофазотрон, синхроциклотрон, бетатрон), мощных изотопных гамма-установок, широко используемых при многих радиохимических процессах и "лучевой" стерилизации, а также ряда других высокоактивных источников излучения (различных типов исследовательских контуров, широко применяемых для физических и физико-химических исследований и обработки структуры веществ).

Наиболее неблагополучной с гигиенической точки зрения в настоящее время остается работа по промышленной гамма-дефектоскопии, особен-

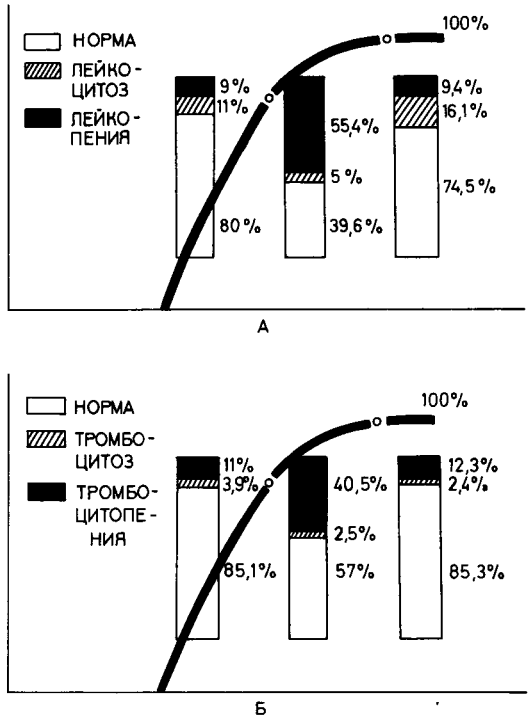


Рис.1. Распределение рентгенологов по показателям периферической крови в различные периоды работы в сопоставлении с динамикой формирования суммарной дозы облучения. На кривой – относительная величина дозы (в % к суммарной). В столбиках – относительное число лиц со сниженным, нормальным и повышенным числом лейкоцитов (А) и тромбоцитов (Б) в периферической крови.

но с использованием переносных аппаратов. Облучение персонала на этих установках при некоторых видах манипуляций до настоящего времени находится на грани допустимых уровней (3-5,5 бэр/год). При стационарной гамма-дефектоскопии уровни облучения в настоящее время снижены до 0,8-1,5 бэр/год.

Весьма неоднородной по условиям труда на сегодняшний день является группа работников медицинских рентгено-радиологических учреждений. На рис.1 показано изменение периферической крови у рентгенологов, взаимосвязанное с формированием суммарных доз облучения. Анализ уровней доз при различных типах процедур и сроков, за которые возможно накопление тех или иных суммарных величин, в сопоставлении с потенциальной опасностью возникновения неблагоприятных отдаленных последствий, был предпринят В.Я.Голиковым [11]. Было показано, что для подавляющего большинства работников, за исключением лиц, выполняющих специальные рентгенодиагностические и радиотерапевтические процедуры (трохоскопия, ангиопульмоно-кардиография, укладка аппликаторов и уход за радиоонкологическими больными), суммарные общие

и местные поглощенные дозы ниже тех, при воздействии которых становится возможным развитие местных изменений кожных покровов (800-1200 рад) или возникновение таких отдаленных неблагоприятных последствий, как учащение случаев лейкозов и укорочение продолжительности жизни.

В связи с отмеченным выше повсеместным снижением уровней облучения и расширением сфер применения отмечается постепенное возрастание относительной значимости нерадиационных факторов в общем комплексе влияний условий труда на состояние здоровья работающих с источниками излучения во всех странах. Это должно быть учитываемо как в практике проведения медико-гигиенического обследования, так и в оценке наблюдающихся, особенно отдаленных эффектов.

Следует отметить также заметное повышение среднего возраста лиц, профессионально связанных с излучением, в связи с чем становятся более значимыми в состоянии их здоровья сдвиги, обусловленные физиологическим старением, интеркуррентными заболеваниями, а также некоторыми особыми физиологическими и патологическими состояниями, присущими людям различного возраста и пола.

В нормативных документах, принятых в прошлые годы в отдельных странах, постепенно уменьшались предельно допустимые уровни облучения. Эти рекомендации после 1960 года стали более стабильными и существенно не пересматривались [12-14].

В процессе освоения технологии возникали реальные возможности значительно уменьшить профессиональную лучевую нагрузку. Благодаря этому даже у лиц, оставшихся на прежних рабочих местах, уровни облучения заметно снизились, и суммарная доза облучения распределяется у них в течение периода их длительной профессиональной деятельности весьма неравномерно [15-17].

Дифференцированный анализ, проведенный Е.А.Денисовой [18] (1970) по отдельным группам работающих, позволил установить, что это превышение никогда не касается лиц, работающих на исследовательских и энергетических реакторах, и суммарные величины доз у них за все время работы не превышают 30 Р. У 2/3 работников ускорителя с большим стажем суммарные дозы к настоящему времени достигают 80-100 Р, а для более половины работающих медицинских рентгенологов они превышают 100 Р.

У медицинских радиологов, начавших работать в СССР в последние 10 лет [19-23], суммарные дозы, как правило, ниже 15-30 Р, с относительно равномерным распределением за весь период их профессиональной деятельности.

Реконструкция распределения дозовых нагрузок во времени для всех этих лиц, особенно для людей, подвергавшихся сочетанному радиационному воздействию от различных источников (контакт с соединениями радия, тория и др.), представляется нам более важной, чем формальный анализ эффектов, проводимый только по сопоставлению с суммарными дозами профессионального облучения.

По отношению к сочетанному воздействию ряда факторов лишь в последние годы начинает формироваться методология исследований, в связи с чем намечается существенный пересмотр ряда устоявшихся представлений. Достаточно указать на сложную эволюцию взглядов о природе заболеваний, развивающихся у горных рабочих, имеющих контакт с рудами, содержащими примеси радиоактивных веществ, у лиц, изготовляющих и наносящих на изделия светосоставы постоянного действия, содер-

жащие радий-226, мезоторий и др. [24-27]. Основой дальнейших весьма интересных исследований в указанном направлении должно явиться: совершенствование методов количественной характеристики каждого фактора в различные периоды наблюдения, создание адекватных точных методов суждения о функции основных поражаемых органов и систем, четкое представление о биологическом действии отдельных составляющих, постоянные клинико-радиометрические сопоставления с уровнями доз, создаваемыми для данного органа всем комплексом факторов и установление сравнительной значимости тех или иных компонентов в различные сроки наблюдения.

Следует указать, что концепция "критического органа" в правильном ее истолковании остается важной опорной базой в такого рода исследованиях.

Интересно, что родившись в рамках изучения биологического действия радиоизотопов с избирательным распределением [28-29], эта концепция начинает эффективно использоваться и при оценке изменений, вызванных облучением от внешних источников, особенно с неравномерным распределением энергии в объеме тела [30-33].

Все указанное выше определяет следующие практически важные соображения. Возможность выявления развернутых клинических синдромов хронической лучевой болезни в настоящее время у профессиональных контингентов становится мало вероятной (А.К.Гуськова, 1970).

Значительно более редкими являются случаи тяжелых общих острых лучевых поражений, которым были посвящены отчеты соответствующих департаментов США [5,34], Канады [35], Англии. Сводные данные были также представлены на симпозиуме по авариям в Вене в 1969 [36,37], в работах Л.Л.Соколиной [38] (1970), а также в ряде других публикаций [39].

Немногие случаи распознавания хронической лучевой болезни относятся к ограниченным контингентам, начавшим работать много лет тому назад. Причем, как правило, и у них наблюдаются легкие и стертые формы заболевания в периоде полного или частичного восстановления [40-43].

Среди единичных острых поражений в публикациях последних лет заметно преобладают случаи, обусловленные неравномерным облучением [44,45], либо локальные формы, в 9/10 случаев являющиеся следствием грубых нарушений персоналом правил работы, а не следствием дефектов технологии оборудования [46-53].

Преобладание местных изменений характерно в целом и для контингента первично зарегистрированных в последние 10 лет больных лучевой болезнью. Субклинические формы этих поражений являются наиболее частыми и в материалах диспансерного наблюдения за некоторыми профессиональными группами [20, 52, 54, 55].

Очень интересна четко наметившаяся в последние годы тенденция к преимущественному воздействию от внешних источников излучения [38] и, во всяком случае, более частая определяющая роль последних по сравнению с поступлением радиоактивных веществ внутрь в наблюдающихся биологических эффектах.

Если совершенно закономерно для всех стран резкое снижение частоты случаев хронической и острой лучевой болезни и уменьшение среди них доли тяжелых поражений, то это, к сожалению, не распространяется еще на так называемые несчастные случаи или аварийные профессиональные ситуации в целом. Сохраняется на прежнем уровне или даже несколько возрастает (сводные данные по ряду стран, представленные на симпо-

зиуме по авариям в Вене, в 1969 году, материалы об инцидентах с радием в США [56] и др.) частота случаев непредвиденного облучения персонала в повышенной, по сравнению с нормами, дозе, не приводящего к возникновению очерченных форм лучевых поражений, но требующего квалифицированной экспертизы и рационального трудоустройства.

Распределение частоты случаев облучения в повышенной дозе (без клинических проявлений реакции, с наличием только местных и, наконец, общих лучевых поражений) весьма характерно и сходно в материалах, представленных различными странами. Среди 76 случаев повышенного облучения, обобщенных Л.Л.Соколиной (1969)[38], только у одного из пострадавших возникла острая лучевая болезнь I степени от неравномерного облучения; наблюдалось 23 случая местных поражений, а у остальных имело место лишь превышение предельных уровней облучения без отчетливых клинических проявлений.

Важно отметить, что при некоторых профессиональных по своему происхождению ситуациях (потере источника) в сферу возможного действия излучений вовлекаются в равной мере и отдельные лица из населения различного возраста, не имеющие элементарных представлений о степени радиационной опасности [34-38]. О трагических последствиях подобных ситуаций в одной мексиканской семье неоднократно сообщалось в периодической печати (Gonzales a.Berumen, 1963, [57]).

Результаты анализа всех опубликованных клинических наблюдений позволяют говорить, что при суммарной экспозиционной дозе общего облучения в 70-100 Р и интенсивности облучения меньше 0,05 Р/день не удается обнаружить отчетливых симптомов поражения, даже со стороны наиболее чувствительных органов и систем (кровотворение, хрусталик и др.). Это относится и к случаям одномоментного облучения в указанной дозе, имея в виду оценку динамики сдвигов у каждого отдельного субъекта.

Однако, уже начиная от суммарных доз в 20-50 Р (и более закономерно при достижении величин в 70-100 Р при использовании специальных методов клинико-физиологического исследования), у количественно больших групп удается отметить ~в 4,5 случаев развитие клинического синдрома расширенной физиологической реактивности систем, обеспечи-

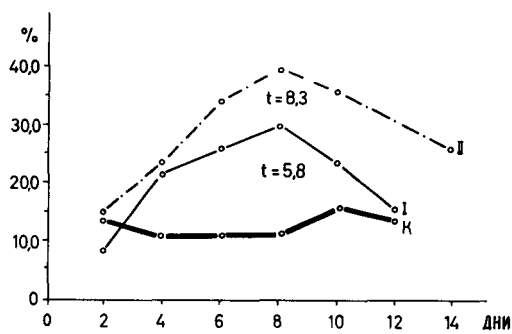


Рис.2. Частота синдрома нейроциркуляторной дистонии в различные сроки наблюдения в контроле (К) и у лиц, подвергающихся профессиональному облучению в суммарных дозах 20-50 бэр (I) и 70-100 бэр (II).

вающих адаптацию организма к условиям внешней среды. В развитии его усматривается сочетание действия ряда факторов, способствующих нарушению адаптационных механизмов нервно-сосудистой регуляции: возраст старше 40 лет, нервно-психическая или соматогенная астенизация. В дальнейшем, даже при продолжающемся облучении в дозах, не превышающих 1-3 Р/год, у большинства происходит сглаживание проявлений указанной реакции, расцениваемой нами как ориентировочно-адаптационной к комплексу всех факторов среды, включая облучение. И лишь примерно у 17-24% обследованных происходит закрепление или даже нарастание регуляторных сдвигов. Формируется синдром нейтроциркуляторной дистонии гипотонического типа. У остальных 3/4-4/5 происходит постепенное сближение частоты сдвигов отдельных показателей и синдрома в целом с границами их вариабельности в адекватном контроле, где они несущественно изменялись при динамическом наблюдении в течение 6-8 лет, встречаясь у 12-14% обследованных.

Это положение может быть иллюстрировано соответствующим рисунком, показывающим частоту отдельных сдвигов у лиц, подвергающихся облучению и в адекватном контроле, при динамическом наблюдении за ними (рис.2).

Приведенные выше факты свидетельствуют, насколько изменилась обстановка, касающаяся лиц, профессионально связанных с излучением. Должны стать иными и основные направления научно-практической и исследовательской деятельности. Выявление и диагностика развернутых форм лучевой болезни и осуществление лечебно-профилактических мероприятий по отношению к непосредственным реакциям на облучение уже не могут считаться основной задачей периодических медосмотров, как это было в период становления атомной промышленности и в начальном периоде использования излучений в народном хозяйстве [1].

Вместе с тем, достигнут и определенный прогресс знаний и накоплен значительный практический опыт работы в области клиники лучевых реакций человека, позволяющий более смело и обоснованно решать многие спорные вопросы. Основные положения настоящего доклада, в частности, базируются на материалах специальных клинико-физиологических наблюдений, проведенных Институтом гигиены труда и профессиональных заболеваний Академии медицинских наук и рядом других научных коллективов более чем у 6000 работающих с излучением в медицине, на исследовательских реакторах, ускорителях частиц, в промышленной гамма-рентгенографии, имеющих контакт с соединениями радия и другими радиоактивными веществами, использующимися в промышленности, сельском хозяйстве и научных учреждениях.

Основными итогами этого раздела медико-гигиенических исследований являются:

а) подробная характеристика и оценка значимости основных радиационных факторов в клинических проявлениях у лиц ведущих профессий, имеющих контакт с источниками излучения;

б) определение на основе многочисленных клинико-гигиенических сопоставлений принципов диспансерного наблюдения за указанными контингентами, реальных возможностей возникновения и клинических вариантов реакций, обусловленных профессиональным лучевым воздействием;

в) накопление сведений о клинических критериях в обосновании предельно допустимых уровней профессионального облучения для некоторых

групп работающих (по критерию непосредственных эффектов) и разработка методологии дальнейшего изучения этого вопроса;

г) создание общей патогенетической классификации и характеристика основных форм лучевой болезни человека в различные периоды ее течения;

д) представление о вариабельности нормативных показателей благодаря расширению контингентов и увеличению сроков наблюдения за так называемыми контрольными группами, совершенно необходимое для получения достоверных сведений о закономерности сдвигов, выявленных у лиц, подвергающихся облучению, и установления их связи с воздействием радиации [58-61].

Особо хочется подчеркнуть в этой группе разработок публикации В.В.Соколова и И.А.Грибовой (1969) о показателях периферической крови и костного мозга практически здоровых людей, охватывающие большие собственные наблюдения и критический анализ обширных литературных данных по нормативам клеток крови, их вариабельности и точности самих методов их подсчета.

Заслуживают внимания и требуют дальнейшего продолжения весьма интересные наблюдения Е.А.Денисовой (1970) о динамике в течение 6-8 лет основных показателей системы кровообращения и ее регуляции, исследованной с помощью широкого спектра (более 15) методик у 220 практически здоровых людей. Показаны типичные для 78-83% обследуемых границы колебаний основных показателей и сроки, когда в них наступают заметные отклонения, обусловленные увеличением возраста.

Существенной опорой в оценке состояния органа зрения и, в частности, хрусталика у лиц, подвергающихся воздействию излучения в СССР, стали фундаментальные исследования динамики сдвигов у практически здоровых людей различного возраста, в том числе и подвергающихся воздействию радиации. Эти работы выполнены в СССР Н.А.Вишневским и его учениками В.И.Абдулаевой, В.Н.Стиксовой, Д.Н.Котовой, Е.А.Ивановой, Э.Н.Львовской [62,63,64] на протяжении 1959-1970 гг.

В качестве иллюстрации приведены наиболее показательные графики из обширных материалов контрольных исследований органа зрения, в том числе и динамических наблюдений на протяжении 7 лет за 200 практически здоровыми людьми, в сопоставлении с аналогичными сведениями на лиц, подвергающихся воздействию излучений. В этих исследованиях было показано, что при достаточно большом числе наблюдений (сотни и тысячи обследованных) контрольные показатели для лиц одинаковых возрастных групп обнаруживают практически полную идентичность по средним значениям силы аккомодации, размерами физиологического поля зрения, степени расширения зрачка на введение в конъюнктивальное пространство 1% раствора гоматропина, величине внутриглазного давления и давления в центральной артерии сетчатки, а также частоте отклонений в состоянии структур переднего отрезка сосудов глаза и хрусталика. Увеличение возраста на 5 и более лет приводит к достоверному сужению калибра и повышению давления в ретинальных сосудах. Учащение точечных помутнений во всех слоях хрусталика обнаруживается у лиц контрольной группы уже через 3-5 лет наблюдения с помощью щелевой лампы и не констатируется в те же сроки в отношении частоты изменений под задней капсулой (рис.3).

Отличием группы лиц, подвергающихся профессиональному облучению в дозах, близких принятым ПДД, от γ-источников, явилась достоверная

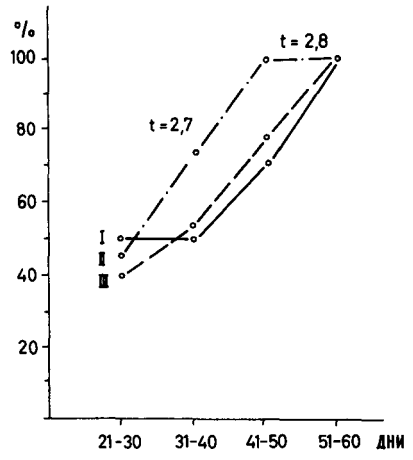


Рис.3. Частота изменений в хрусталике у лиц различного возраста в контрольной группе (I) в сопоставлении с данными у лиц, подвергающихся воздействию облучения в диапазоне 70-100 Р (II) и 150-400 Р (III).

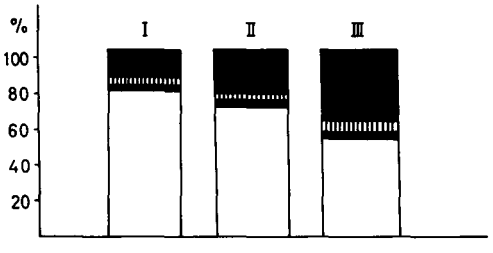


Рис.4. Частота случаев изменения давления в артерии сетчатки в контроле (I) при облучении в суммарной дозе 70-100 Р (II) и 150-400 Р (III).
нормальное давление в ЦАС,
повышенное давление в ЦАС,
пониженное давление в ЦАС.

наклонность к снижению давления в центральной артерии сетчатки (ЦАС) при достижении суммарных экспозиционных доз облучения порядка 70-100 Р (рис.4.)

При облучении в дозе 150-400 Р (более закономерно у лиц старших возрастных групп) наблюдалось и некоторое учащение точечных помутнений и вакуолей под задней капсулой хрусталика. Выявлялась также некоторая тенденция к ускорению признаков физиологической инволюции органа зрения, в том числе бóльшая, чем в адекватном контроле, частота старческих катаракт.

Только на основе подобного рода исследований, по нашему мнению, может быть дана аргументированная оценка диагностической значимости того или иного сдвига, рекомендованы показательные сроки наблюдения

и правильно оценен вклад радиационного профессионального воздействия в комплекс влияний, сказывающихся на динамике тех или иных отклонений у соответствующих контингентов.

Все изложенное выше позволяет сказать, что основной задачей в настоящее время является создание продуманной системы целенаправленного медицинского наблюдения, охватывающего всех лиц, профессионально связанных с излучением.

Дифференциацию контингентов и определение необходимого объема, сроков наблюдения, а также возможного выхода научной информации, целесообразно проводить на следующих основаниях.

Для значительной части работающих все годы при уровне облучения меньше 1/3 принятой ныне ПДД обоснованно не возникает необходимости (как это предусмотрено и нормами радиационной безопасности) в специализированном наблюдении по радиационным показаниям. На первый план для этой категории лиц выходят задачи, присущие принципам профилактического наблюдения, принятого в СССР, и преследующего общемедицинские цели предупреждения и своевременного лечения ряда заболеваний, в том числе и препятствующих дальнейшей работе с излучением. Научный интерес представляет накопление сравнительных сведений по отдельным отраслям промышленности с достаточно большой численностью контингентов и изучение у них возможного влияния низких уровней облучения на общую заболеваемость, смертность и течение различных общепатологических и физиологических процессов (инфекционные заболевания, опухоли, беременность, старение, состояние здоровья детей и т.д.).

Ориентировочный учет уровней доз и форм воздействия у этого контингента (остеотропные или гепатотропные излучения, общее внешнее облучение, воздействие на кожу источников с низкими энергиями генерирования) позволит в дальнейшем провести дифференцированный анализ вклада неспецифического действия радиации в возникновение полиэтиологических по своему происхождению синдромов поражения критических органов и структур человека.

Для группы лиц с уровнем облучения от 1/3 до 1 ПДД и близким к ПДД целесообразно сохранить расширенный, в свете современного опыта, объем дифференцированного наблюдения с частотой 1 раз в год по радиационному профилю в целях:

а) объективной диагностики субклинических форм реакции на действие излучения (преимущественно как раздражителя) и установления возможного влияния этих сдвигов на общую и специальную работоспособность персонала. Требует также уточнения и возможная связь этих сдвигов с процессами, отражающими при больших суммарных дозах уже действие излучения, как повреждающего агента;

б) дальнейшего клинического обоснования принятых ПДД облучения, по критерию как непосредственных, так и отдаленных неблагоприятных последствий профессионального воздействия радиации;

в) профилактики отдаленных последствий облучения, относительно низкие уровни которого не приводят к заметным непосредственным эффектам.

Для групп лиц, подвергавшихся в прошлом облучению в дозах, превышающих принятые ныне допустимые, перенесших лучевую болезнь либо получивших непред-

виденное облучение в повышенной дозе, наблюдение осуществляется с особой тщательностью в сроки и в объемах, диктуемых клиническими показаниями, а также характером облучения (динамикой формирования дозовой нагрузки и распределением поглощенной энергии в объеме тела).

Научная информация по этой категории лиц может представить важные сведения:

а) по динамике процессов лучевого повреждения и восстановления в различных органах и системах человека;

б) по характеру и частоте отдаленных последствий и исходов при облучении в широком диапазоне доз;

в) по научной аргументации практически важных вопросов пороговых уровней повреждающих доз;

г) по возможностям рационального трудоустройства и использования профессиональной квалификации лиц, ранее подвергавшихся облучению в повышенной дозе или перенесших различные формы лучевой болезни.

В СССР существует ряд документов законодательного характера, регламентирующих основные стороны обеспечения радиационной безопасности, создаются также некоторые специальные рекомендации, касающиеся организации медико-гигиенического наблюдения в различных отраслях народного хозяйства. Однако совершенствование законодательства и его научное обоснование и в настоящее время закономерно занимают большое место в деятельности ведущих научно-исследовательских учреждений Советского Союза и его национальной комиссии по радиационной защите. Помимо общих законодательных актов, касающихся в той или иной мере сферы трудовой деятельности человека, в СССР приняты только за последние годы некоторые ведомственные правила, а также частные методические указания по отдельным отраслям, наиболее сложным ситуациям или крупным по численности профессиональным группам.

Такого рода материалы оказывают помощь практическим врачам, осуществляющим санитарный надзор и медицинские наблюдения за лицами, работающими на реакторах, ускорителях, в медицинской и промышленной гамма- и рентгенографии, с открытыми изотопами золота, фосфора, йода, радия и др. Они включают в себя, как правило:

а) краткую литературную справку об объеме накопленных к настоящему времени сведений по данной профессиональной группе;

б) типовую характеристику уровней воздействующих факторов и их возможного биологического действия;

в) оценку потенциальных источников возможного облучения в повышенной дозе данной профессиональной группы;

г) набор адекватных и доступных методических приемов исследования в соответствии с реальным уровнем доз, характером облучения, а также с нормативами вариабельности рекомендуемых показателей у практически здоровых людей;

д) описание клинических особенностей возможных в случаях повышенного облучения от данного типа источников форм лучевых заболеваний и реакций отдельных органов и систем;

е) указания по рациональному трудоустройству и экспертизе в случаях профессиональных и непрофессиональных заболеваний данного контингента;

ж) наиболее целесообразные формы регистрации, учета и разработки полученных данных.

Как уже указывалось выше, учитывая относительную редкость подобных случаев, актуальность накопления собранной по единому плану информации и одновременного быстрого и оперативного принятия квалифицированных решений, особой четкости требуют так называемые "аварийные ситуации" и "несчастные случаи" в сфере получения и применения источников излучения. В СССР для этих целей приняты и утверждены Министерством здравоохранения подготовленные группой научно-исследовательских институтов два инструктивно-методических документа, включающих организационное оформление системы расследования и принципов оказания неотложной помощи и мер профилактики в случаях облучения в повышенных дозах от внешних и внутренних источников.

Необходимые научно аргументированные уточнения, касающиеся практики экспертизы и льготного обеспечения лиц, работающих с источниками ионизирующих излучений в СССР, внесены также в общий документ по проведению предварительных, при поступлении на работу, и периодических медицинских осмотров трудящихся, утвержденный приказом Министра здравоохранения СССР №400 от 30 мая 1969 года, согласованным с секретариатом ВЦСПС. Определен и список профессиональных заболеваний, утвержденный Министерством здравоохранения СССР и ВЦСПС 25-26 февраля 1970 года. В инструкцию по его применению включены не только острая и хроническая лучевая болезнь и местные лучевые травмы (п. 19 а,б,в). Законодательно утверждается возможная связь с действием излучения некоторых видов опухолей кожи, костей и легких (п. 12 в,г и д), а также лучевых катаракт (п. 21 а).

Вместе с тем, задача дальнейшего усовершенствования законодательства продолжает сохранять свою актуальность в СССР, в связи с быстрым прогрессом знаний в области радиационной медицины и неуклонным расширением сферы использования излучений в экономике всех высокоразвитых стран.

Наиболее актуальными в плане дальнейших научных исследований по проблемам радиационной безопасности, призванными внести и определенный экономический вклад в использование излучений в мирных целях, являются:

а) Отбор более адекватных количественных методов объективной регистрации субклинических сдвигов в основных критических органах и системах, в зависимости от характера и дозы радиационного воздействия. К ним относятся некоторые специальные приемы излучения функции печени, мышц, кроветворения, общего адаптивного синдрома, показателей рецепции, моторики и гемодинамики. Помимо чисто практических целей усовершенствования диагностики и определения рационального объема и сроков наблюдения, это будет способствовать прогрессу общей теории радиобиологии, применительно к наиболее сложному ее разделу, касающемуся человека [65-68].

б) Более широкое и целенаправленное изучение значимости исходного фона деятельности неспецифических систем, адаптирующих организм к внешней среде, а также состояния критических органов в последующей реакции на облучение – как научная основа профессионального отбора и неспецифической профилактики лучевых поражений и отдаленных последствий облучения.

в) Рационализация и определение объема эффективного дозиметрического контроля радиационной безопасности лиц различных профессий.

г) Изучение наиболее неблагоприятных участков и видов работ, могущих стать потенциальными источниками облучения в повышенной дозе, и разработка всех регламентаций по проведению эффективных неотложных мер при авариях, включая адекватную дозиметрию, срочную диагностику и необходимую помощь пострадавшим, а также меры ликвидации аварии.

д) Дальнейшее углубление и приближение дозиметрических характеристик к биологическому объекту, особенно к человеку, для получения более адекватных клинико-радиометрических сопоставлений, способствующих разработке теории радиобиологии применительно к действию излучений на человека, а также созданию математических моделей, прогнозирующих возможные поражения и количественно оценивающие эффективность различных лечебно-профилактических средств.

е) Изучение возможностей унификации методов исследования и статистических приемов обработки информации по действию излучения в профессиональных условиях, позволяющих иметь данные в форме, пригодной для машинной обработки.

Тем самым становится возможным быстрое получение необходимых сведений для отдельных отраслей промышленности и страны в целом. Эти сведения могут стать подлинно научной основой оперативного планирования и координации деятельности практических учреждений, занимающихся вопросами радиационной безопасности лиц, работающих с излучениями в различных странах. Они являются, по нашему мнению, необходимым медицинским компонентом системы мероприятий, призванных дать человечеству не только экономически существенный резерв в виде широкого применения энергии ионизирующих излучений в мирных целях, но и делающих ее использование практически безопасным.

ЛИТЕРАТУРА

[1] ЛЕТАВЕТ, А.А., Материалы I Международной конференции по мирному использованию атомной энергии (Женева, 1955). М., 1958, стр.197.

[2] Statistical Analysis of Radiation Exposure Data from Personal Film Monitoring Records, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada (1963).

[3] A Publication of the Department of National Health and Welfare, Radiation Protection Division, Ottawa, Canada (1966).

[4] Французский комиссариат по атомной энергии, Русск.перев. L'édition Artistique. Paris (1960).

[5] Operational Accidents and Radiation Exposure Experience, USAEC Rep., Wash. D.C. (1965).

[6] BAARLI, J., DUTRANNOIS, J., PICCHIOLI, M., Etude Statistique d'exposition aux Radiations du Personnel CERN en 1968, Euratom. Ref.: N 115 DL/CERN (1969).

[7] Population Doses from Occupational Exposure, Document Ref.: A/AC/R 253, UN, New York (Add.II) (1970).

[8] МОИСЕЙЦЕВ, П.И., Автореферат печ.докт.дисс. "Научные основы санитарного надзора при использовании атомной энергии в мирных целях". Институт гигиены труда и профзаболеваний АМН СССР, М., 1968.

[9] ЛЯРСКИЙ, П.П., КОРЕНКОВ, И.П., МОИСЕЙЦЕВ, П.И., Атомная энергия 25 6 (1968) 463.

[10] ЛЯРСКИЙ, П.П., МОИСЕЙЦЕВ, П.И., в кн. "Материалы II-ой научно-практической конференции по радиационной безопасности", М., 1970, стр.4.

[11] ГОЛИКОВ, В.Я., в кн.: "Профилактика лучевых поражений как гигиеническая проблема". Изд. ВНИИМИ, М., 1968, стр.5.

[12] Рекомендация по защите от излучений МКРЗ (перевод), публ. 6 (1962), публ. 9 (1965).

[13] Санитарные правила работы с источниками ионизирующих излучений. Изд. МЗ СССР, М., 1971.

[14] Нормы радиационной безопасности (НРБ-69), Госатомиздат, М., 1970.

[15] LORENZ, W., Strahlenschutz in Klinik und Ärtzlicher Praxis, Georg Thieme Verlag, Stuttgart (1961).
[16] ЛЯРСКИЙ, П.П., ГУСЬКОВА, А.К., МОИСЕЙЦЕВ, П.И. и др., в кн. "Материалы II-ой научно-практической конференции по радиационной безопасности", М., 1970, стр.33.
[17] ДЕНИСОВА, Е.А., СОЛДАТОВА, В.А., ГОРБАРЕНКО, Н.И., СОЛОДОВА, Р.А., в кн. "Вопросы эксперим. и клинич. радиологии". Изд. Здоровье, Киев, 1968, стр.140.
[18] ДЕНИСОВА, Е.А., Автореферат печ. докт. дисс. "Состояние сердечно-сосудистой системы при хроническом лучевом воздействии в профессиональных условиях", институт гигиены труда и профзаболеваний АМН СССР, М., 1970.
[19] МЕЛИК-ЗАДЕ, Т.М., Автореферат печ. канд. дисс. "Условия труда в рентгенодиагностических кабинетах". Институт гигиены труда и профзаболеваний АМН СССР, М., 1967.
[20] СОЛДАТОВА, В.А., СОЛОДОВА, Р.А., ЛЕВ, Х.О., в кн. "Материалы симпозиума по вопросам влияния различных доз ионизирующих излучений на организм человека". ЦНИИРРИ, Ленинград, 1969, стр.16.
[21] ВОРОБЬЕВ, Е.И., ШЕШИНА, Г.А., ДАНИЛИН, А.А. и др., в кн. "Вопросы радиобиологии и клинической радиобиологии", Ленинград, 1965, стр.322.
[22] АРНАУТОВ, А.К., БУРШТЕЙН, Ш.А., ВЛАДИМИРОВА, А.Ф. и др., в кн. "Вопросы экспериментальной и клинической радиологии". Изд. "Здоровье", Киев, 1968, стр.137.
[23] ГОЛИКОВ, В.Я., в кн. "Химические факторы внешней среды и их гигиеническое значение". Изд. "Медицина", М., 1965, стр.69.
[24] БЫХОВСКИЙ, А.В., Гигиенические вопросы при подземной разработке урановых руд. Медгиз, М., 1963.
[25] СОЛОДОВА, Р.А., Автореферат печ. канд. дисс. "Значимость отдельных факторов комбинированного воздействия у лиц, работающих со светосоставами постоянного действия". Институт гигиены труда и профзаболеваний АМН СССР, М., 1967.
[26] Radiation Exposure of Uranium Miners, Summary Analysis of Hearings Joint Committee of the USAEC, Wash. D.C. (1968).
[27] ЛЯРСКИЙ, П.П., ЕЛОВСКАЯ, Л.Т., ГОДУЛЯН, В.В., в кн. "Материалы II научно-практической конференции по радиационной безопасности", М., 1970, стр.8.
[28] МОСКАЛЕВ, Ю.И., в кн. "Биологическое действие радиации и вопросы распределения радиоактивных изотопов", Госатомиздат, М., 1961, стр.55.
[29] ЗАПОЛЬСКАЯ, Н.А. и др., в кн. "Биологическое действие радиоактивных изотопов", Госатомиздат, М., 1966, стр.55.
[30] БАЙСОГОЛОВ, Г.Д., ГУСЬКОВА, А.К., Медрадиология, 2 (1964) 100.
[31] ГРИГОРЬЕВ, Ю.Г., НЕВСКАЯ, Г.Ф., АБРАМОВА, Г.М., ГИНЗБУРГ, Е.В., в кн. "Биологическое действие протонов высоких энергий", Госатомиздат, М., 1967, стр.452.
[32] САВЧЕНКО, Н.Я., Автореферат печ. канд. дисс. "Влияние пространственного распределения поглощенной дозы на биологический эффект", ИМБП, М., 1967.
[33] ЛИБЕРМАН, А.Н., БРОНШТЕЙН, И.Э., КРИСЮК, Э.А., в кн. "Материалы II научно-практической конференции по радиационной безопасности", М., 1970, стр.13.
[34] BURGESS, C.B., "Apparent excessive doses from radiation in United Kingdom factories", Handling of Radiation Accidents (Proc. IAEA/WHO Symp. Vienna, 1969), IAEA, Vienna (1969) 525.
[35] BIRD, P.M., Public Health 58 1 (1967) 7.
[36] VALLARIO, E.J., WASSON, H.R., "The why and how of nuclear accident dosimetry", Personnel Dosimetry for Radiation Accidents (Proc. IAEA/WHO Symp. Vienna, 1965) IAEA, Vienna (1965) 31.
[37] CATLIN, R.J., "Radiation accident experience: Causes and lessons learned", Handling of Radiation Accidents (Proc. IAEA/WHO Symp. Vienna, 1969), IAEA, Vienna (1969) 437.
[38] СОКОЛИНА, Л.Л., Автореферат печ. канд. дисс. "Опыт расследования ситуаций, связанных с повышенным облучением персонала от внешних источников". Институт гигиены труда и профзаболеваний АМН СССР, М., 1969.
[39] LANGENDORF, E., MESSERCHMIDT, O., Atomkernenergie 9 11 (1968) 418.
[40] SCHULZ, E.H., Vorkommnisse und Strahlenunfälle in Kerntechnischen Anlagen, Günther Thiemig Verlag, Munich (1966).
[41] MAUSHART, R., Kerntechnik und radioaktive Stoffe – Sicherheit und Gefährdung in zwei Jahrzehnten, Zivilschutz 32 3 (1969) 92.

[42] VILLFORTH, J.C., ROBINSON, E.W., WOLD, G.J.,"A review of radium incidents in the United States of America", Handling of Radiation Accidents (Proc. IAEA/WHO Symp. Vienna, 1969), IAEA Vienna (1969) 389.
[43] БАЙСОГОЛОВ, Г.Д., ГУСЬКОВА, А.К., Радиобиология 7 3 (1967), 343.
[44] JAMMET, J., MATHE, E. et al., Rev. Franç. d'études clin. Biol. 4 3 (1959) 210.
[45] JAMMET, J., GONGORA, R., LE GO, R. et al., Report on the 1st Internat. Congr. IRPA, Rome (1966).
[46] КУРШАКОВ, Н.А. и др., Случай острой лучевой болезни у человека, Медгиз, М., 1962.
[47] КУРШАКОВ, Н.А. и др., Острая лучевая травма человека, Медгиз, М., 1965.
[48] КУРШАКОВ, Н.А., БАЙСОГОЛОВ, Г.Д., ГУСЬКОВА, А.К. и др., Медрадиология, 4 (1966) 15.
[49] ANDREWS, G.A., BALISH, E., EDWARDS, C.L.,KNISELEY, R.M., LUSHBAUGH, C.C., "Possibilities for improved treatment of persons exposed in radiation accidents", Handling of Radiation Accidents (Proc. IAEA/WHO Symp. Vienna, 1969), IAEA,Vienna (1969) 119.
[50] HUDSWELL, F., "Organisation in the Harwell radiochemistry laboratories for dealing with radiation accidents", Handling of Radiation Accidents (Proc. IAEA/WHO Symp. Vienna, 1969), IAEA,Vienna (1969) 493.
[51] ОРЛОВ, В.М., Автореферат печ. канд. дисс. "Клинико-физиологическая оценка состояния кожи рук у лиц, работающих в условиях профессионального лучевого воздействия". Институт гигиены труда и профзаболеваний АМН СССР, М., 1968.
[52] ОРЛОВ, В.М., ПЕТУШКОВ, В.Н., СЫЧ, Л.И., Медрадиология, 1 (1970) 53.
[53] ГЕМБИЦКИЙ, Е.В., КОЛЕСНИК, Ф.А., ВЕНЦЕНОСЦЕВ, Б.Б., Медрадиология, 8 (1970) 48.
[54] ТЕНЧЕВ, Г.Ж., Условия жизни и здоровье 1 5 (1969) 37.
[55] ВОРОБЬЕВ, Е.И., ВАСИЛЬЕВА, Е.И., ГЕРАСИМЯК, В.Г. и др., в кн. "Вопросы радиобиологии". Ленинград, ЦНИИРРИ, 6, 1968, стр.428.
[56] DUNCAN, K.P., HILL, S.M.B., "Factors affecting the medical management and care of persons accidentally overexposed to ionising radiations", Handling of Radiation Accidents (Proc. IAEA/WHO Symp. Vienna, 1969), IAEA,Vienna (1969) 137.
[57] GONZALES, R., BERUMEN, L., Rev. Franç. d'études clin. Biol. 8 10 (1963) 1009.
[58] ГУСЬКОВА, А.К., Космическая биология и медицина, 1 (1970) 46.
[59] ГУСЬКОВА, А.К., ДЕНИСОВА, Е.А.,и др., Гигиена и санитария, 9 (1967) 35.
[60] ГУСЬКОВА, А.К., БАЙСОГОЛОВ, Г.Д., Лучевая болезнь человека. Изд. "Медицина", М., 1970.
[61] СОКОЛОВ, В.В., ГРИБОВА, И.К., Сов. медицина, 8 (1970) 145.
[62] ВИШНЕВСКИЙ, Н.А. и др., Вестн. офтальмологии, 5 (1959) 43.
[63] ВИШНЕВСКИЙ, Н.А. и др., Вестн. офтальмологии, 5 (1961) 65.
[64] ЛЬВОВСКАЯ, Э.Н., Автореферат печ. канд. дисс. "Состояние органа зрения при хроническом внешнем гамма-нейтронном и рентгеновском облучении". Институт гигиены труда и профзаболеваний АМН СССР, М., 1969.
[65] BRUNER, H.H., Industrial Medic. Surgery 36 2 (1967) 139.
[66] Medical Supervision of Radiation Workers, Safety Series No. 25, IAEA, Vienna (1968).
[67] Manual on Safety Aspects of the Design and Equipment of Hot Laboratories, Safety Series No. 30, IAEA, Vienna (1969).
[68] ГУСЬКОВА, А.В. и др., в кн. "Профессиональные болезни". Изд. "Медицина", М., 1964.

EXPERIENCE GAINED IN MONITORING AND CONTROL OF RADIATION IN EGYPT

K. A. MAHMOUD, Samira M. MORSY, I. R. HANNA, M. B. HAFEZ, M. A. GOMAA, A. M. EL NAGGAR, M. K. MOLOUKHIA, A. T. ABDEL FATTAH, M. A EL KOLLALY, H. O. MOHAMED
Atomic Energy Establishment, Cairo,
Egypt

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

EXPERIENCE GAINED IN MONITORING AND CONTROL OF RADIATION IN EGYPT.

Radiation monitoring and control was used in Egypt to assist in the following fields: (i) Neutron monitoring; the use of TIG, modified film badge, and cadmium-shielded LiI were investigated for measurement of thermal and intermediate neutron dose, and intermediate neutron dose rate. (ii) Calibration of neutron sources; the manganese bath technique was used, and the effect of manganese sulphate concentration and bath volume were investigated. (iii) Gamma monitoring; hydrocarbons and chlorohydrocarbons were studied as chemical dosimeters to measure γ-ray dose in mixed n, γ-fields. Effect of temperature and humidity on film response to gamma radiation was also investigated. (iv) Calibration of large-volume γ-emitting sources; a theoretical formula for detector efficiency was derived. (v) For gamma emitters; routine and accidental monitoring of deposited gamma emitters was conducted by whole-body counting using the photopeak efficiency technique. Problems of evaluation of counter response were solved theoretically. (vi) Plutonium; the use of NaI(Tl) detectors was investigated for the assessment of plutonium body burden and its depth distribution. (vii) Alpha emitters in urine; their assessment was developed by application of adsorption technique on Dextran gel. (viii) Environmental surveys of ^{90}Sr and ^{137}Cs are conducted annually. These include data on fall-out, and for water, soil, food chain and man. (ix) Kinetic studies on strontium and calcium in human bone were found to follow the three compartment model. (x) Studies on effects of low-level exposures on man and on experimental animals showed that maximum permissible exposure levels should be reconsidered for radiation workers with history of bilharziasis. (xi) The protective and therapeutic effect of purified bovine spleen extract was investigated in radiation leucopienia; also heterocyclic nitrogenous compounds were studied for protection against radiation cataract. (xii) In vitro studies showed that (Ca-DTPA) and (Ca-TTHA) are the best chelating agents for application in decontamination of actinide radioelements deposited in man.

RADIOPROTECTION ET CONTROLE RADIOLOGIQUE EN EGYPTE.

Les activités de radioprotection en Egypte ont porté sur les domaines suivants: i) Mesure des flux de neutrons; l'emploi de TIG, dosimètre photographique personnel, et de LiI recouvert de cadmium a été essayé pour mesurer la dose de neutrons thermiques et intermédiaires et le débit de dose de ces derniers. ii) Etalonnage des sources de neutrons; c'est la méthode du bain de manganèse qui a été utilisée et l'influence de la concentration du sulfate de manganèse et du volume du bain ont été étudiés. iii) Mesure du rayonnement gamma; des hydrocarbures et des chlorohydrocarbures ont été étudiés comme dosimètres chimiques pour mesurer la dose de rayonnement gamma dans les flux mixtes n-γ. On a aussi étudié l'effet de la température et de l'humidité sur la réponse des films aux rayonnements gamma. iv) Etalonnage de sources gamma de grand volume; une formule théorique exprimant le rendement du détecteur a été déduite. v) Emetteurs gamma; la surveillance des contaminations gamma, en conditions normales ou en cas d'accident, a été faite par anthroporadiamétrie selon la méthode de rendement du pic photoélectrique. La réponse de l'appareil a été évaluée théoriquement. vi) Plutonium; l'utilisation de détecteurs à cristal de NaI(Tl) pour l'évaluation de la charge corporelle de plutonium et la distribution en profondeur a été étudiée. vii) Emetteurs alpha présents dans l'urine; une méthode de mesure par adsorption sur dextrane gélifié a été mise au point. viii) Le relevé des teneurs de ^{90}Sr et ^{137}Cs présents dans l'environnement est effectué annuellement. Celui-ci porte sur les retombées, les eaux, le sol, la chaîne alimentaire et l'homme. ix) Des études sur la cinétique du strontium et du calcium dans les os de l'homme montrent que celle-ci suit le modèle à trois compartiments. x) Des études sur les effets de radioexpositions de faible niveau sur l'homme et sur les animaux de laboratoire ont montré que la dose maximale admissible devrait être reconsidérée pour les travailleurs atteints de bilharziose. xi) L'effet protecteur et thérapeutique

de l'extrait de rate bovine purifié a été étudié dans les leucopénies dues aux rayonnements; des composés azotés hétérocycliques ont été étudiés pour la protection contre les cataractes dues aux rayonnements. xii) Des études in vitro ont montré que (Ca-ADTP) et (Ca-ATTH) sont les meilleurs chélatants pour l'élimination des actinides chez l'homme contaminé.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ В ОБЛАСТИ РАДИАЦИОННОЙ ЗАЩИТЫ В ЕГИПТЕ.

Радиационный и дозиметрический контроль применяется в Египте в следующих областях: i) Нейтронная дозиметрия. Проведено исследование применения TIG, усовершенствованного плоского пленочного дозиметра и йодистого лития, экранированного кадмием, для измерения доз излучения тепловых и промежуточных нейтронов и мощности доз промежуточных нейтронов; ii) Эталонирование нейтронных источников. Применялся метод марганцевой ванны, исследовано влияние концентрации сернокислого марганца и объема ванны; iii) Гамма-дозиметрия. Исследовано применение углеводородов и хлоруглеводородов в качестве химических дозиметров для определения доз гамма-излучения в смешанных полях нейтронного и гамма-излучения. Изучено также влияние температуры и влажности на чувствительность пленочных дозиметров к гамма-излучению; iv) Эталонирование источников гамма-излучения большого объема. Выведена теоретическая формула для определения эффективности детекторов; v) Гамма-излучатели. Осуществлялся контроль за гамма-излучателями в нормальных и аварийных условиях путем измерения активности всего тела. Теоретически решены проблемы оценки характеристик счетчиков; vi) Плутоний. Исследовано применение сцинтилляционных счетчиков NaI(Tl) для определения содержания плутония в организме и его распределения по глубине; vii) Альфа-излучатели в моче. Разработана возможность оценки альфа-излучателей методом измерения по поглощению в декстран-геле; viii) Ежегодно проводятся наблюдения за содержанием стронция-90 и цезия-137 в окружающей среде, в том числе в радиоактивных выпадениях, воде, почве, пищевой цепочке, а также в организме человека; ix) На основе изучения кинетики стронция и кальция в костях человека определено, что они следуют трем различным моделям; x) Исследования воздействия малоинтенсивных излучений на человека и подопытных животных показали, что необходимо пересмотреть предельно допустимые уровни профессионального облучения для рабочих, имевших заболевания бильгарциозом; xi) Исследованы защитные и лечебные свойства экстракта из бычьей селезенки при лейкопении. Кроме того, изучена возможность применения гетероциклических азотных соединений для защиты от катаракты вследствие воздействия радиации; xii) Приведенные исследования показали, что (Ca-DTPA) и (Ca-TTHA) являются наилучшими веществами, вызывающими образование хелатных соединений, для удаления актиноидных радиоэлементов, откладывающихся в организме человека.

EXPERIENCIA ADQUIRIDA EN LA VIGILANCIA Y CONTROL DE LAS RADIACIONES EN EGIPTO.

La vigilancia y control de las radiaciones se utilizan en Egipto en los siguientes campos: i) Dosimetría de neutrones; se investigó el uso de portapelículas modificados TIG y de ILi blindados con Cd, para la medida de las dosis de neutrones térmicos y de energía media y de la dosis por unidad de tiempo de neutrones de energía media; ii) Calibración de fuentes de neutrones; se utilizó la técnica del baño de manganeso, investigándose los efectos de la concentración de sulfato de manganeso y del volumen del baño; iii) Vigilancia de la radiación gamma: se estudiaron los hidrocarburos e hidrocarburos halogenados, como dosímetros químicos para la medida de la dosis de radiación gamma, en campos mixtos de radiación gamma y neutrónica. Se investigó también el efecto de la temperatura y de la humedad sobre la respuesta de la película a la radiación gamma; iv) Calibración de fuentes de emisión gamma de gran volumen: se dedujo una fórmula teórica para la eficiencia del detector; v) Emisores gamma: la vigilancia rutinaria y en caso de accidente del depósito de emisores γ se realizó en el contador de radiactividad corporal, usando la técnica de la eficiencia en el fotopico. Los problemas relativos a la evaluación de la respuesta del contador se resolvieron teóricamente; vi) Plutonio: se investigó el uso de detectores de INa en el estudio de su contribución a la carga corporal y la profundidad de su distribución; vii) Emisores α en orina: la evaluación se desarrolló por aplicación de la técnica de adsorción en dextrangel; viii) Vigilancia ambiental del Sr-90 y del Cs-137: se realiza anualmente e incluye el depósito atmosférico, agua, suelos, cadena alimentaria y hombre; ix) Estudios de la cinética del Sr y Ca en huesos humanos: se encontró que seguía el modelo de los tres compartimientos; x) Estudios sobre los efectos de la exposición a dosis bajas de radiación en el hombre y en animales de experimentación: indicaron que la exposición a los niveles máximos permisibles de radiación, debería ser reconsiderada en el personal profesional de los establecimientos nucleares, con historial de esquistosomiasis; xi) Se estudió el efecto protector y terapéutico del extracto purificado de bazo de bóvidos, en la leucopenia por radiación; también se estudiaron compuestos heterocíclicos nitrogenados para la protección contra las cataratas por radiación; xii) Estudios realizados in vitro demostraron que el Ca-DTPA y Ca-TTHA son los mejores agentes quelantes para la descontaminación de los elementos radiactivos de la serie del actinio depositados en el hombre.

1. INTRODUCTION

The monitoring and control of ionizing radiation in Egypt was started in 1956. The main types of sources which required such controls in those early days were X-ray machines, teletherapy units, and sealed and unsealed radionuclides. These were followed by a 2.5 MeV Van de Graff accelerator in 1959, a 2 MW tank-type research reactor, 10% enriched fuel (UA-RR-1) in 1961, and a radioisotope production laboratory in 1962. During the period from 1962 to 1970, several research and development activities took place in Egypt in problems related to the peaceful applications of atomic energy, such as radiation biology, production of nuclear materials, nuclear engineering, etc.

According to Egyptian legislation, it is the responsibility of the Radiation Protection Department of the Atomic Energy Establishment to monitor and to control radiation levels and to develop experience in these and related problems. Apart from routine operations involving the use of well-known practices in health physics, medical control and radioactive waste management, further experience was gained in neutron monitoring, gamma monitoring, calibration of neutron sources and gamma sources, plutonium monitoring, gross α-monitoring, environmental survey of radionuclides, kinetic studies of radionuclides in human organs, effect of radiation exposure on man, radioprotective effect of certain drugs and in-vitro studies of certain chelates.

2. NEUTRON MONITORING

2.1. Neutron dose rate

The total neutron dose rate, D_{tot}, around the Egyptian reactor was measured by using the LB-140 neutron sphere rem meter. Thermal and fast neutron dose rates, D_{th} and D_f were measured using indium foils and ZnS scintillation in Plexiglas, respectively. The intermediate neutron dose rate, D_i, was estimated by the difference methods, i.e.:

$$D_i = D_{tot} - (D_{th} + D_f)$$

A new technique was developed [1] for estimation of the intermediate neutron dose rate, D_i. This was based on the cadmium-shielded ^6Li scintillation method, where D_i was found to be related to the count rate by the following relationship:

$$D_i \text{ (mrem/h)} = \frac{\text{Count/min}}{167}$$

2.2. Personnel neutron monitoring

Certain types of dosimeters were developed for personnel neutron monitoring. These were the TIG film badge, the natural-uranium natural-mica fission-fragment track dosimeter, and the modified Nuclear Chicago film badge.

The TIG film badge consists mainly of a sensitive film placed inside a light-tight plastic badge provided with a group of filters [2], these being Pb, Sn, Sn + In, Cd + In, and Cd + Sn. Studies indicated that the relative sensitivity of the system to thermal and intermediate neutrons in air was 5 and 0.5 with respect to ^{60}Co γ-rays under the tin filter, while the relative sensitivity on man-made phantoms was 10 and 0.5.

Experimental results with the natural-uranium natural-mica fission-fragment track dosimeter showed that its response was 3×10^4 tracks/cm^2 · rem for thermal neutrons, and 150 tracks/cm^2 · rem for fast neutrons emitted from Pu-Be sources. Theoretical calculations [3] confirmed the possibility of the use of a natural-uranium natural-mica fission-fragment track dosimeter for dose estimation of thermal, intermediate and fast neutrons provided that the dosimeter was worn on the human body and that the track density was recorded when the dosimeter was cadmium shielded (a) from both sides, (b) facing the neutron source, and (c) facing the human phantom.

The Nuclear Chicago film badge was modified [4] by replacing the copper filter by a 1 mm tin filter and by covering a portion of the cadmium filter with an indium filter of density (thickness) 75 mg/cm^2. Results showed that the net relative sensitivity under the indium filter to intermediate neutrons, with respect to ^{60}Co γ-rays under the tin filter, was 0.4.

3. CALIBRATION OF NEUTRON SOURCES

For calibration of neutron sources, the absolute neutron yield from a radium-beryllium neutron source was derived experimentally by the determination of the induced ^{56}Mn activity obtained by neutron activation from a neutron source placed at the centre of a tank filled with aqueous manganese sulphate solution. The concentration of the manganese sulphate solution was determined to a high accuracy from density measurements. The neutron irradiation usually lasted about 16 to 18 hours in order to ensure saturation [5].

The average induced manganese activity within a manganese sulphate bath was then measured using a NaI(Tl) scintillation detector placed in a hermetically-sealed aluminium jacket at the centre of the tank. This detector was connected to the necessary electronic counting system and was calibrated against a 4π β-γ-coincidence counting system which was previously calibrated against a standard 4π β-proportional counter.

Using $MnSO_4$ baths of sizes varying from 30 to 60 cm in diameter and height, and by using different manganese sulphate concentrations, it was possible to conclude the following:

(a) The efficiency of the NaI(Tl) scintillation counting system was found to decrease exponentially with increasing tank dimensions of the $MnSO_4$ baths, as shown in Fig. 1.
(b) The neutron leakage within the manganese sulphate tank was found to decrease exponentially with increasing the tank dimensions, as shown in Fig. 2, and to decrease linearly with increasing density of $MnSO_4$ solution, as shown in Fig. 3.
(c) Nominal losses of the neutron yield of the radium-beryllium source [6] were attributed to fast neutron capture in the sulphur and oxygen atoms of

the manganese sulphate solution, thermal neutron absorption in the neutron source itself and its container, and fast neutron resonance capture in manganese.

(d) The neutron yield from the Ra-Be neutron sources was found not to change significantly with any change in the dimensions of the manganese sulphate bath.

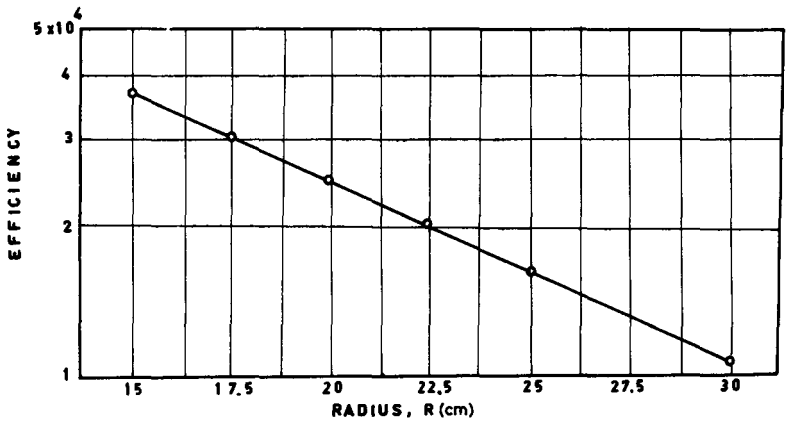


FIG. 1. Relation between the radius (R = 15 to 30 cm) and the efficiency of the counting system.

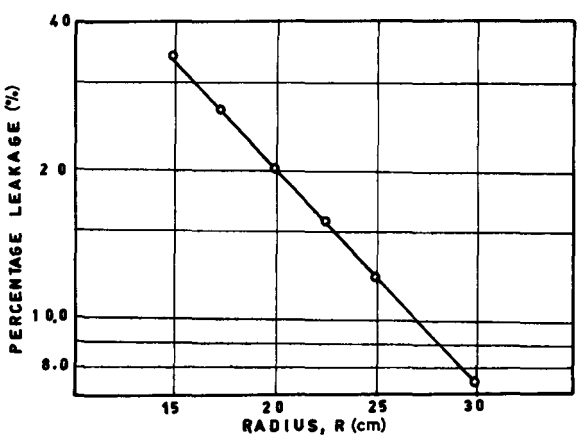


FIG. 2. Relation between the radius (R = 15 to 30 cm) and the percentage leakage.

It was recommended that manganese sulphate baths of relatively small dimensions be used for calibrating neutron sources [7]. The factors on which this choice was based are: smaller quantities of $MnSO_4$ are needed; transportability; a relatively higher counting rate; and a relatively higher efficiency of the counting system. In general, and in the light of these experimental findings, it was concluded that the neutron yield of Ra-Be neutron sources could be calibrated to within 1 to 5% accuracy.

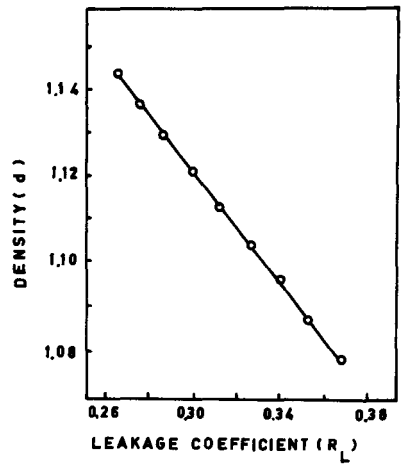


FIG. 3. Relation between the neutron leakage coefficient in $MnSO_4$ solution and its density.

4. GAMMA MONITORING IN A MIXED n, γ-FIELD

The use of chlorinated hydrocarbons as a chemical dosimeter for measuring γ-radiation dose in a mixed n, γ-field was investigated [8]. This chemical dosimeter consisted of trichlorethylene overlaid with an aqueous solution of bromocresol purple (dye) and resorcinol (retarder). Gamma irradiation liberates an acid phase with a magnitude proportional to the gamma radiation dose. Titration of the liberated acid phase was carried out against NaOH solution containing the same indicator at the same concentration. The end point was determined by visual comparison with a non-exposed chemical dosimeter present in a similar container or by comparison of the pH-values.

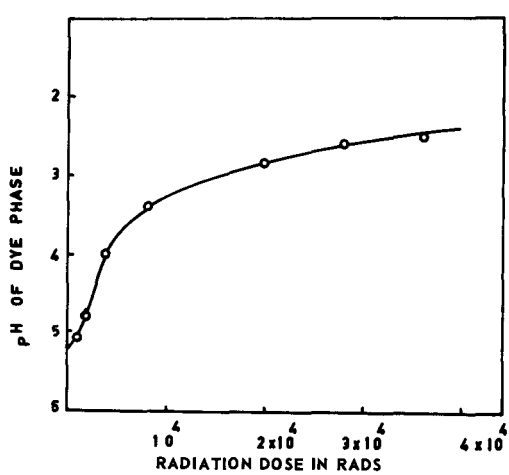


FIG. 4. Correlation between γ-radiation dose and pH-value of the dye phase of the trichlorethylene chemical dosimeter.

By varying the concentration of the dye and the retarder, and by changing the ratio of volumes of aqueous and organic phases, it was possible to use this chemical dosimeter for measurement of gamma radiation dose ranging from 10 to 10^6 rads in a mixed, n, γ-field. Calibration of the chemical dosimeter in its different dye phases was performed by means of a ^{60}Co standard source, and the correlation between the γ-radiation dose and pH-value of the dye phase was derived as shown in Fig. 4.

In general it was found experimentally that it was possible to measure reliably a gamma-ray dose of 10 to 10^6 rads in a mixed n, γ-field, since the sensitivity of this chemical dosimeter towards neutrons of different energies did not exceed 10%, as was indicated by this work and that of previous authors [9].

5. EFFECT OF TEMPERATURE AND HUMIDITY ON FILM RESPONSE

Laboratory investigations on the effect of different environmental factors on the response of personnel γ-monitoring films during and after irradiation were performed [10]. The factors considered were temperature and relative humidity, while the type of films studied were the commercially available Ilford P.M.1 and P.M.3, and Kodak P.M.3 and R.M.

During irradiation at a constant temperature of 19°C it was found that an increase in relative humidity to values > 70% led to a sharp decrease in response (about 50% decrease). By increasing the temperature of the irradiated system from 19°C for relative humidities ranging from 0.0% to 51.0%, the relative sensitivity was not affected. For relative humidity > 51.0% (< 70%), there was a remarkable increase in the relative sensitivity. This is shown in Table I.

TABLE I. VARIATION OF RELATIVE SENSITIVITY WITH TEMPERATURE AND RELATIVE HUMIDITY (Kodak RM Film)

Temp. (°C)	Relative sensitivity at % relative humidities of:					
	0.0	12.0	32.5	51.0	75.0	96.5
19.0	0.88	0.91	0.99	0.99	0.64	0.48
30.0	0.87	0.92	1.01	1.01	0.74	0.61
38.0	0.89	0.93	1.01	1.02	0.83	0.73
47.5	0.88	0.94	1.02	1.03	0.98	0.92

After irradiation it was found that the decrease in response was highly significant at higher relative humidities (> 70%). Moreover, at higher temperatures it was found that the response was not affected by fading time. This response was also found to be independent of exposure dose levels and to decrease remarkably for slow emulsion films.

6. CALIBRATION OF γ-EMITTERS

For calibration of γ-emitters of low specific activities where large volume sources are needed, the theoretical total detection efficiency together with the 'photopeak-to-total' ratio (photofraction) were used [11], i.e.:

$$\gamma\text{-rays per minute} = \frac{\text{counts per minute in full energy peak}}{\text{efficiency} \times \text{photofraction}} \qquad (1)$$

The total detection efficiency (efficiency in Eq. (1)) for cylindrical sources of radii larger than the radius of the cylindrical detector was geometrically derived, taking into account the attenuation in the source material. The 'photopeak-to-total' ratio could be experimentally determined.

7. MONITORING OF γ-EMITTERS

For routine and accident monitoring of deposited γ-emitters, whole-body counting using the chair geometry was developed [12]. The incorporated element was identified by the energy of its full absorption peak after proper correction of its energy shift due to the Compton scattering in the human body. In cases where these energies coincide for two different

TABLE II. γ-EMITTERS INCORPORATED IN THE WORKERS AT THE EGYPTIAN AEE [a]

Isotope incorporated	No. of persons	Activity (μCi)	MPBB (μCi)	% of MPBB
none	572			
Cs-134	2	0.007-0.009	20	0.035-0.045
	7	0.010-0.040		0.050-0.200
	1	3.4		17.000
Hf-181	3	0.010-0.090	40	0.025-0.225
Cd-115	4	0.001-0.002	30	0.033-0.067
	3	0.010-0.013		0.330-0.430
Th-232	3	0.0023-0.0061	0.3	0.770-0.320
Co-60	3	0.001-0.005	10	0.010-0.050
Zn-65	1	0.040	60	0.066
Ag-110	1	0.012	10	0.120
Zr-95	1	0.140	20	0.700

[a] Counting time was 8 minutes.

elements, consideration of the working environment of the subject is of great help as circumstantial evidence for determining the incorporated element. Eight minutes were found enough to determine one hundredth of the maximum permissible body burden of most of the γ-emitters. Selected data on the γ-emitters that have been accidentally incorporated by workers are presented in Table II.

Response evaluation in whole-body counting was theoretically estimated using the absolute detection efficiency of a cylindrical detector for different positions of the source relative to the detector [13]. Body attenuation and finite size of the detector were taken into account.

8. PLUTONIUM MONITORING

For in-vivo assessment of ^{239}Pu in humans two NaI(Tl) detectors of 10 cm diam. × 4 mm thickness were positioned a few millimetres from the chest of a human phantom. The detection limits of these detectors were determined for L X-rays of ^{235}U resulting from the α-emission of ^{239}Pu. The minimum detectable activity was found to be 12 nCi ^{239}Pu (MPBB 16 nCi) under 6 cm of tissue-equivalent material (Table III). Localization of the ^{239}Pu activity in the body is still being studied [14].

TABLE III. MINIMUM DETECTABLE ^{239}Pu ACTIVITY OF THE SYSTEM[a]

Depth in phantom (cm)	0	1	2	3	4	5	6
MDA (nCi)	0.59	1.62	2.46	3.48	5.59	7.10	11.21

[a] Counting time was 68 min.

9. ALPHA MONITORING

A rapid, inexpensive and reproducible technique for the assessment of alpha emitters in urine was developed using the effect of adsorption of these elements on Dextran gel [15]. This method was normally applied to 24 h urine samples. The urine was acidified with nitric acid with later precipitation with calcium phosphate. The residue was dissolved in nitric acid and adjusted to pH 5, then the solution was poured through a Dextran gel column. The acid solution was evaporated, and the residue counted for alpha activity. Efficiency of recovery of α-emitters from the urine samples by this method was about 95%.

10. ENVIRONMENTAL SURVEYING

Environmental surveying of ^{90}Sr and ^{137}Cs has been conducted annually since 1957. The Egyptian survey has included studies of fall-out and of water, soil, vegetation, fish, food diet, and man. The samples were collected from certain Provinces in Egypt between latitudes 21° N and 31.5° N.

^{90}Sr levels in different food items and water, as well as in mixed cooked meals, were determined periodically. The daily intakes of ^{90}Sr and stable calcium were also estimated for certain Provinces of Egypt, which were found by comparison to furnish representative data corresponding to the major dietary habits all over the country [16].

The mean value of $^{137}Cs/^{90}Sr$ ratio in fall-out deposition in measuring stations located at Cairo, Inshas, Alexandria, Marsa Matrouh, Siwa and Aswan were determined. Experimentally derived numerical values confirmed the qualitative global distribution of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the atmosphere below the stratosphere corresponding with the mean residence times which could be applied to the two isotopes [17]. In addition to the ^{90}Sr and ^{137}Cs measurements, the stations also recorded levels of total alpha, beta and gamma activities of air filter samples taken daily.

The whole-body counter was used for measurement of total ^{40}K, total potassium content and ^{137}Cs in selected groups annually since 1967 [18].

11. KINETIC STUDIES ON STRONTIUM AND CALCIUM IN HUMAN BONE

Calcium and strontium are considered important bone seeking elements. The main principles of the ion exchange mechanism were based on the relationship between strontium and calcium ions in the solution phase and in the solid phase, as represented by the following equation:

$$Sr_{soln} + Ca_{bone} \rightleftharpoons Sr_{bone} + Ca_{soln}$$

Such a mechanism can be expressed in the form of an interdiffusion process which is based on a compartmental model [19].

The experimental work for this study used two different techniques; a beta tracer technique for ^{89}Sr [20] and a gamma tracer technique for ^{85}Sr [21]. From these studies it was possible to conclude the following:

(a) The rate of strontium uptake was dependent upon strontium concentration in the solution, and the particle size of bone powder. An equilibrium state was reached after a period of 5-7 days;
(b) The uptake curves consisted of three main components, characterized by their half-times of 5.3 min, 41.8 min, and 13.4 d, respectively, as shown in Fig. 5.

The relative contribution of the three components to the rate of uptake of strontium by fat-free bone powder is further illustrated by Table IV which shows that the rate of decrease of strontium concentration in solution is dominated by the third, slow component after only five hours.

Strontium uptake proceeds in three successive steps:

Step I : Involves the transfer of strontium ions from the bulk solution to the particle surface;
Step II : Involves the transfer to the hydration layer of the unit crystal and then to the crystal surface;
Step III: Involves the transfer to the interior of the lattice.

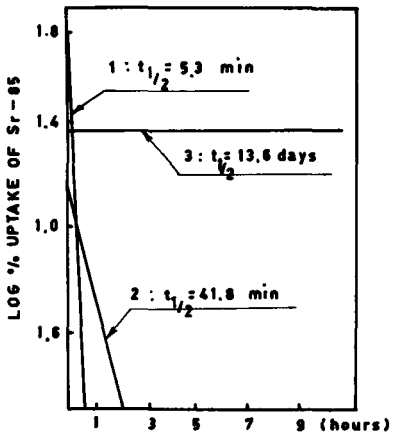


FIG. 5. The three components of the uptake of strontium by fat-free bone powder.

TABLE IV. PERCENTAGE CONTRIBUTION OF DIFFERENT COMPONENTS TO THE RATE OF UPTAKE OF STRONTIUM BY FAT-FREE BONE

Time (hours)	Components			Sum
	I	II	III	
0.0	62.21	13.65	24.14	100.00
0.1	43.39	19 17	37.44	99.99
1.0	0.09	17.46	82.45	100.02
2.0	0.00	7.21	92.78	99.99
5.0	0.00	0.40	99.66	100 00

12. STUDIES ON EFFECTS OF RADIATION EXPOSURE ON MAN AND EXPERIMENTAL ANIMALS

Bilharziasis (schiztesomiasis) is, in Egypt, an endemic disease, affecting the hepatoportal system and liver parenchyma to different degrees. These studies aim to obtain a better knowledge of the effects of bilharzial manifestations of the liver in respect to its radiotolerance.

Liver function tests were performed on irradiated bilharzially infected animals, and occupational radiation workers with a history of liver disease. The animal study [22] was performed on 120 gerbiels, divided into four equal groups according to bilharzial infection and irradiation. Whole-body X-irradiation was done eight weeks after infection using exposure doses of 600, 750 and 900 R. Every 10 animals from each irradiated group were exposed to one of the above doses. Surviving animals were sacrificed five

days after irradiation and blood samples were collected. The results of the liver function tests performed for all the different animal groups were summarized in Table V. Results indicated that impairment of liver function was highest in the infected irradiated group. Findings for the infected unirradiated group agreed with previous data [23] while those for the uninfected irradiated group agreed with other similar work [24].

The human study [25] was performed on 72 occupationally exposed and 43 non-occupationally exposed workers from the Egyptian Atomic Energy Establishment. Both groups were subdivided according to previous history of liver disease. Results of some liver function tests showed highest impairment in occupationally exposed workers with a history of liver disease, as illustrated in Table VI.

TABLE V. RESULTS OF LIVER FUNCTION TESTS FOR THE DIFFERENT ANIMAL GROUPS

Test	Group A Infected, irradiated	Group B Infected, unirradiated	Group C Uninfected, irradiated	Group D Uninfected, unirradiated
1. Serum Bilirubin (mg/100 ml)	normal	normal	normal	normal
2. Alkaline phosphatase (King Armstrong units)	definite rise	rise	normal	normal
3. SGOT (Karmen units)	definite rise	rise	normal	normal
4. SGPT (Karmen units)	definite rise	rise	normal	normal

TABLE VI. PERCENTAGE OF ABNORMAL RESULTS FOR OCCUPATIONAL AND NON-OCCUPATIONAL EGYPTIAN AEE WORKERS

Test	Occupational workers		Non-occupational workers	
	History of liver disease			
	With	Without	With	Without
1. Zinc sulphate (Units/100 ml)	56.2%	3.6%	20.0%	3.3%
2. Alkaline phosphatase	50.0%	10.7%	33.3%	9.1%
3. Thymol turbidity (Units/100 ml)	43.8%	19.6%	20.0%	12.1%

These studies were stimulated by the concept that the radiosensitivity of tissues depended on the level of disease. It was concluded from these and other studies [26] that the effects of irradiation on the liver parenchyma will vary according to the condition and state of cells at time of irradiation. Further studies in this direction should, however, be encouraged. It is also suggested that maximum permissible exposure levels, and pre-placement medical examination should be reconsidered for radiation workers with a history of liver disease.

13. EFFECT OF RADIOPROTECTIVE DRUGS

It has been shown that exteriorization and lead shielding of the spleen of rats during whole-body irradiation with 600 R prevents the occurence of the characteristic syndrome of severe anaemia, leucopenia and thrombocyto-penia [27]. It has been therefore concluded that there exists in the spleen a substance capable of protecting the animal against the lethal effects of irradiation and also of promoting the normal regenerative processes in the haematopoeitic system [28]. This substance was called the Recovery Agent.

The Recovery Agent has been prepared in a pure and concentrated form by using purified liophilized bovine spleen pulp homogenates; the drug is known as Biosplen. It has been shown experimentally that this preparation is rich in anti-DNAase [29] and confers its therapeutic and protective properties against the deleterious effects of ionizing radiation by virtue of antagonizing the enzyme DNAase which is involved in the process of radiation death at the cellular level [30].

TABLE VII. IMPROVEMENT OF CASES TREATED IN EGYPTIAN ATOMIC ENERGY ESTABLISHMENT

No. of Cases Treated	Improved (%)	Not improved (%)	Aggravated (%)
24 (5 mg/day)	50	33	17
24 (15 mg/day)	75	25	-

Biosplen has therefore been used to treat selected cases of persistent leucopenia among radiation workers in Egypt who have been previously and unsuccessfully treated by conventional bone marrow stimulants. All patients were investigated for pathological conditions which may cause leucopenia. Subjects without obvious causes of leucopenia were treated according to either of two regimes, i.e. 5 mg intra-muscular/day for 25 consecutive days or 15 mg intra-muscular/day for 25 consecutive days. Results are summarized in Table VII. Improvement was observed from the 2nd week onwards both in the total and differential leucocytic counts. Cases which improved in both groups did not relapse during a follow-up period of six months. More clinical trials and animal experimentation are underway to study in more detail the mechanism of action of this drug.

TABLE VIII. STABILITY CONSTANTS OF DIFFERENT POLYAMINE POLYCARBOXYLIC COMPOUNDS TOWARDS DIFFERENT RADIO-ELEMENTS OF KNOWN OXIDATION STATE

	EDTA	BAETA	DTPA	TTHA	DESFERAL
Ce^{3+}	1.48	16.90	20.30	19.20	18.25
U^{4+}	17.00	18.80	21.60	20.70	16.30
Np^{4+}	18.60	18.30	23.60	22.77	-
Pu^{4+}	18.60	18.30	23.60	21.00	-
Am^{3+}	18.16	-	23.20	-	-

14. IN VITRO STUDIES ON CHELATES

The distribution of radioactive elements within human organs depends on several chemical and biological factors which can influence the degree of internal decontamination. Examples of these factors are the pH-value of the administered radioelement solution, its valency, the dilution with isotopic or non-isotopic carrier, and the numerous biological compounds present such as amino acids, cyclic acid, proteins and nuleic acids [31].

The elimination of radioelements from the body, which could be increased in presence of a chelating agent, can be expressed quantitatively as a multi-exponential formulation. Therefore, in vitro determination of complexes betweeen the highly toxic radioelements and the polyamine polycarboxylic acids is a very essential study towards internal decontamination of man. Table VIII summarizes the main results, showing stability constants of different polyamine polycarboxylic acids towards different radioelements [32, 33].

These results indicated that diethylene triamine pentaacetic acid (DTPA) and triethylene tetraamine hexaacetic acid (TTHA) formed the most stable complexes with the radioelements studied.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors are grateful for the valuable scientific and technical assistance given by all their colleagues in the Radiation Protection Department of the Egyptian Atomic Energy Establishment.

REFERENCES

[1] ABDEL-RAZEK, M., GOMAA, M.M., Health Phys. (1971, in press).

[2] ABDEL-RAZEK, M., GOMAA, M.M., Proc. Int. Summer School on Radiation Protection, Yugoslavia, Sep. 1970.

[3] GOMAA, M.M., HASSIB, G., Advances in Physical and Biological Radiation Detectors (Proc. Symp. Vienna 1970), IAEA, Vienna (1971) 343.

[4] EID, A., GOMAA, M.M., Phys. Med. Biol. (1971, in press).
[5] GEIGER, K.W., WHYTE, G., Can. J. Phys. 37 (1959) 256.
[6] GURFINKEL, Y., AMIEL, S., Nucleonics 23 (1965) 76.
[7] EL-KOLALLY, M.A., M.Sc. Thesis, University of Cairo (1970).
[8] SIGOLOFF, S.C., School of Aviation Medicine, Rep. AF-SAM-57-86 (1957).
[9] HINE, G J., BROWNELL, G.L., Radiation Dosimetry, Academic Press, New York (1956).
[10] SAYED, A.M., M. Sc. Thesis, University of Cairo (1971).
[11] RICHARD, C., McCALL, LIDEN, K., Arkiv Fysik 22 (1962) 497.
[12] JAHNS, E , MORSY, S.M., EL-SALY, F.A., ALOUSH, A.A., Arab. J. Nucl. Sci. Appl 3 (1970) 77.
[13] MORSY, Samira M , ABU-BAKR, M.Y., ALOUSH, A.A., YOUSSEF, S.K., Advances in Physical and Biological Radiation Detectors (Proc. Symp. Vienna, 1970), IAEA, Vienna (1971) 253.
[14] MORSY, S.M., MAHMOUD, K.A., EL-ASALY, F.A., ALOUSH, A A., Progress Rep. to IAEA, Vienna on Research Contract No. 827/RB (1970).
[15] SAID, F.I., M.Sc. Thesis, University of Cairo (1971).
[16] MAHMOUD, K.A., MOLOUKHIA, M.K., ABDEL-LATIF, S A., ABDEL-SAYED, F.H., UARSCEAR 9 (1967).
[17] MAHMOUD, K A. et al., UARSCEAR 10-1 (1969).
[18] MAHMOUD, K A. et al., UARSCEAR 10 (1968).
[19] SOLOMON, A.K., Mineral Metabolism 1, Academic Press, New York (1960).
[20] HARRISON, G.E et al., Arch. Biochem. Biophys. 80 (1959) 97.
[21] SCHWEITZEN, G K., NEHLS, J.W., J Phys. Colloid. Chem. 55 (1950) 215.
[22] GADEL-MAWLA, N., EL-NAGGAR, A.M., SABET, S., SADEK, H., ABDALLA, A., J. Egypt. Med. Assoc. (to be published, 1971).
[23] HIGAZI, A.M , FAHMY, A.R., KADDAH, S., J. Egypt. Med. Assoc. 34 (1960) 923.
[24] EL-NAGGAR, A.M., GADEL-MAWLA, N., ASHMAWI, H.A., GALAL, F.S., MOHSEN, Z.A., ABDALLA, A., Ein-Shams med. J. (to be published, 1971)
[25] EL-NAGGAR, A.M., GADEL-MAWLA, N , EL-ESHMAWY, S., MAHMOUD, K.A., GALAL, F.S., Arab. J. Nucl. Sci. Appl. 3 (1970) 135.
[26] CORNELIA, M.D., KRAMER, S., DRISCOLL, D.H., APONTI, G.E., Radiology 91 (1968) 993.
[27] JACOBSON, L.O. et al., J. Lab. Clin. Med. 35 (1950) 746.
[28] NEPPI, B., BERTONCELLI, M., Minerra Medica 51 (1960) 4469.
[29] PIPINO, G., DELLAPIANE, G., SOCCI, M., Gazetta Degli Ospedali E Delle Cliniche 12 (1961) 242.
[30] KURNICK, N.B., MASSEY, B.W., SANDEEN, G., Rad. Res. 11 (1959) 101.
[31] CATSCH, A , Radioactive Metal Mobilization in Medecine, Charles Thomas, USA (1964).
[32] HAFEZ, M.B., Rep. C.E.A.-R-3521, France (1968).
[33] HAFEZ, M.B., PATTI, F., LATUMA, J., Bull. Soc. Chem. de France 10 (1968) 4303.

EXPERIENCE IN OPERATIONAL HEALTH PHYSICS AND DEVELOPMENT OF MONITORING TECHNIQUES IN JAPAN

S. FUKUDA
Oarai Research Establishment,
Japan Atomic Energy Research Institute,
Oarai-machi, Ibaraki-ken

Y. YOSHIDA
Tokai Research Establishment,
Japan Atomic Energy Research Institute,
Tokai-mura, Ibaraki-ken,
Japan

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

EXPERIENCE IN OPERATIONAL HEALTH PHYSICS AND DEVELOPMENT OF MONITORING TECHNIQUES IN JAPAN.

Experience in operational health physics in the main nuclear facilities of the Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI) are described, and counter-measures to solve the problems of radiation monitoring are described. Unusual occurrences associated with radioactive contamination and personnel exposure increased in the 1964 to 1965 period when large facilities such as research reactors, the Hot Laboratory, the Radioisotope Production Plant and accelerators started full-scale operations. However, such occurrences were decreased mainly by using an improved radiation monitoring system and technique after 1965.

This paper also describes the development of monitoring techniques for airborne radioactive material such as radioiodine in chemical laboratories and airborne tritium at a heavy water reactor, and of the methods of using portable instruments for evaluating the neutron dose equivalent at JAERI. In addition, the development of the lung monitors using a NaI(Tl) scintillation detector or a proportional counter is reported. To establish an effective monitoring system for airborne radioiodine, the chemical forms of iodine released in the process of both iodine-131 production and fuel reprocessing on a pilot scale were examined by employing modified radiogas chromatography. The collection performance of a newly devised air sampler consisting of activated-charcoal was tested for the form of the airborne iodine and the humidity of sampling air. It was found that inorganic iodides such as HIO_3 are predominant in processing cells, but that organic iodides become significant after passing through installed air filtration systems, and no elemental iodine exists in either case.

Performance characteristics of volatile and semivolatile material were investigated from the analysis of aerosol dispersed during cutting of irradiated fuels in hot cells.

EXPERIENCE ACQUISE EN MATIERE DE RADIOPROTECTION DES TRAVAILLEURS ET MISE AU POINT DE METHODES DE CONTROLE RADIOLOGIQUE AU JAPON.

Le mémoire présente l'expérience de radioprotection acquise dans les principales installations nucléaires de l'Institut japonais de recherche sur l'énergie atomique (JAERI), ainsi que les mesures prises pour résoudre les problèmes de contrôle radiologique. Le nombre d'incidents accompagnés de contamination radioactive et d'irradiation du personnel avait augmenté en 1964-1965, lorsque de grandes installations telles que des réacteurs de recherche, le laboratoire de haute activité, le laboratoire de production de radioéléments et des accélérateurs ont commencé à fonctionner à plein temps. L'amélioration des dispositions et des méthodes de contrôle radiologique a permis à partir de 1965 de réduire la fréquence de ces incidents.

Les auteurs décrivent les méthodes mises au point pour contrôler les aérosols radioactifs, comme le radioiode dans les laboratoires chimiques et le tritium dans les réacteurs à eau lourde, ainsi que les méthodes utilisant des appareils portatifs pour mesurer la dose équivalente de neutrons. Ils signalent en outre la réalisation de moniteurs pulmonaires à détecteur à scintillation en NaI(Tl) ou à compteur proportionnel. Pour réaliser un dispositif efficace de contrôle du radioiode atmosphérique, on a examiné par

radiochromatographie en phase gazeuse les formes chimiques de l'iode évacué au cours des processus de production d'iode-131 et de traitement du combustible irradié à l'échelle pilote. L'efficacité de rétention d'un échantillonneur d'aérosols de conception nouvelle, contenant du charbon activé, a été essayée en ce qui concerne la forme du radioiode et l'humidité de l'air échantillonné. Les composés minéraux de l'iode, comme HIO_3, prédominent dans les cellules de traitement, alors que la teneur en composés organiques devient importante après la traversée des filtres à air utilisés; l'iode élémentaire n'a été décelé dans aucun des deux cas.

Le comportement des matières volatiles et semi-volatiles a été étudié à partir des données d'analyses d'aérosols dispersés lors du tronçonnage des combustibles irradiés dans les cellules de haute activité.

ОПЫТ ОПЕРАТИВНОЙ ЗАЩИТЫ ОТ ИЗЛУЧЕНИЙ И РАЗРАБОТКА МЕТОДОВ КОНТРОЛЯ ЗА ИЗЛУЧЕНИЯМИ В ЯПОНИИ.

Описан опыт, накопленный по оперативной радиационной защите на основных ядерных установках Японского научно-исследовательского института атомной энергии, и меры, предпринимаемые для решения проблемы контроля за радиоактивными излучениями. Число аварий, связанных с хранением радиоактивных материалов и облучением персонала, значительно возросло в период с 1964 по 1965 год, когда на полную мощность начали работать такие большие установки, как исследовательские реакторы, горячие лаборатории с высокой активностью, лаборатории по производству радиоактивных изотопов и ускорители. В последующий период, начиная с 1965 года, число аварий повсюду начало уменьшаться благодаря улучшению системы и методов контроля за излучениями.

В данном докладе описано развитие методов контроля за радиоактивными веществами в воздухе, – такими, как радиоактивный йод в химических лабораториях или тритий в реакторах с тяжелой водой, – а также метод оценки эквивалентной нейтронной дозы с помощью портативных приборов. Далее сообщается о разработках газовых дозиметров на основе сцинтилляционного детектора или пропорционального счетчика. Чтобы ввести эффективную систему контроля за радиоактивным йодом в воздухе, химические формы свободного йода при его получении из йода-131 и при переработке облученного топлива в лабораторных масштабах изучались с помощью хроматографа, приспособленного для анализа радиоактивного газа. Избирательные характеристики созданного для собирания аэрозолей прибора, содержащего активированный уголь, изучались с помощью радиоактивного йода на экспериментальном участке при соответствующей влажности отбираемых проб воздуха. Найдено, что в указанных выше процессах преобладают неорганические соединения йода типа HIO_3, а количество органических соединений йода становится значительным только после прохождения систем фильтров. Никакого элементарного йода в обоих случаях обнаружено не было.

Характеристики свойств летучих или квазилетучих радиоактивных веществ высокой активности изучались при анализе аэрозолей во время резки облученных тепловыделяющих элементов.

EXPERIENCIA EN HIGIENE RADIOFISICA Y DESARROLLO DE LAS TECNICAS DE VIGILANCIA EN EL JAPON.

Se describen las experiencias en Higiene Radiofísica en las principales instalaciones nucleares del Instituto de Investigación de Energía Atómica del Japón (JAERI) y se exponen las contramedidas adoptadas para resolver los problemas de vigilancia de la radiación. Los incidentes – poco corrientes – asociados con contaminación radiactiva y exposición del personal, aumentaron en el período de 1964-1965, cuando se inició la operación a escala total de grandes instalaciones, tales como reactores de investigación, laboratorios calientes, instalación de producción de radioisótopos y aceleradores. No obstante, se consiguió disminuir tales incidentes, principalmente por el uso a partir de 1965, de un sistema y técnica más perfeccionado de vigilancia de la radiación.

Esta comunicación describe también el desarrollo de técnicas de vigilancias para el material radiactivo en el aire, tal como yodo radiactivo en los laboratorios químicos y tritio en aire en los reactores de agua pesada, asi como los métodos de evaluación de las equivalentes de dosis neutrónica en JAERI mediante el uso de detectores portátiles. Además se informa, sobre el desarrollo de sistemas detectores de la radioactividad en pulmón, usando un detector de centelleo de INa o un contador proporcional. Para establecer un sistema efectivo de vigilancia del contenido de yodo radiactivo en aire, se estudió a escala piloto la forma química del yodo producido en el proceso de obtención de ^{131}I y de re-elaboración de combustibles, empleando un sistema modificado de cromatografía de gases radiactivos. El comportamiento en la colección de un tomador de muestra de aire, inventado recientemente, y consistente en carbón activado, se probó respecto de la naturaleza del yodo en aire y de la humedad del aire colectado. Se encontró que los compuestos inorgánicos de yodo, tales como HIO_3, son predominantes

en las celdas de reelaboración, pero que los compuestos orgánicos de yodo resultaban importantes, tras pasar por los sistemas de filtración de aire instalados, y que en ningún caso existía yodo en forma elemental.

Las características del comportamiento de cuerpos volátiles y semivolátiles se investigaron a partir de análisis del aerosol dispersado durante el corte de combustibles irradiados en las celdas activas.

Studies on nuclear energy started in Japan in 1956. In this paper, experience gained in operational health physics in the main facilities of the JAERI are described. This paper also describes the development of monitoring for airborne radioactive materials such as radioiodine, and of the method using portable instruments for evaluating the neutron dose equivalent, and the development of lung monitors.

1. MONITORING EXPERIENCES IN JAERI

Since the very beginning of the JAERI, the policy of the laboratory on radiation safety has been that all operations must be performed in such a manner as to maintain individual exposures as low as practicable and to minimize contamination of both the laboratory facilities and the environment. Efforts have been made by laboratory management, with the assistance of the health physics group to make all the radiation workers understand fully the policy as well as the principles of radiation safety, and radiation monitoring has been extensively carried out during operation of the facilities and for radiation work in the controlled areas. As a result, there have been no serious radiation accidents, such as whole-body exposure exceeding the maximum permissible dose, or a criticality accident. However, there were various smaller incidents, such as unexpected external and internal exposures, and surface and air contamination at more than normal working levels. The monitoring experiences are described below.

1.1. External radiation dose of personnel at the research reactors

In general, protection of personnel from external exposure has been more important than protection from exposure to tritium in the research reactors, JRR-2 and JRR-3 (both are 10 MW, heavy-water-moderated reactors).

Figure 1 shows the yearly average external doses to radiation workers in the JAERI during fiscal years of 1961 to 1969. The number of radiation workers issued with film badges increased from 674 to 1794 during the nine years. As shown in Fig. 1, in general, the average external doses to workers at the reactors were higher than those of others, and the yearly averages of the doses to all the radiation workers in the JAERI were between 30 and 60 mrem/yr; this is because more than half of the radiation workers received exposures of less than the detection limit of the film badges (20 mrem) each year. The increase of external dose at the reactors was caused by maintenance work rather than by ordinary operation. In 1965, the upper seal ring of the reactor core tank of the JRR-2 was repaired to prevent the leakage of heavy water. In this case, personnel exposure was mainly caused by the radiation from ^{60}Co in corrosion products. It was also necessary to protect personnel from internal exposure to tritium, although this

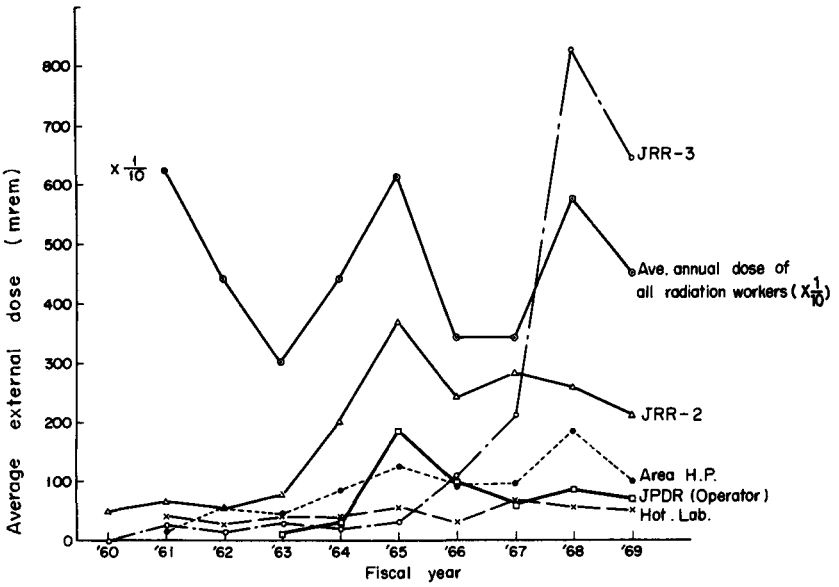


FIG. 1. Yearly average external dose received by personnel working in main nuclear facilities of JAERI.

prevented the repair work from proceeding quickly and resulted in an increase of the external dose. In the JRR-3, maintenance work, such as the repair of a failed-fuel detection system and the exchange of filters that were used for the removal of fission and corrosion products in the heavy water, caused an increase of personnel exposure to external radiation. However, personnel exposure was controlled to well below maximum permissible dose, and the maximum external dose of about 40 workers during operation and maintenance work at the JRR-3 was 3.2 rem per year.

1.2. Unusual incidents

Figure 2 shows the total number and frequency of small incidents, with the associated exposures and contaminations for each fiscal year over the period 1957 to 1969. A temporary increase is observed in 1964 and 1965. These fiscal years correspond to the start of routine operation of the large facilities such as the JRR-2, JRR-3, JPDR, the Hot Laboratory, and the Radioisotope Production Plant. Although the number of radiation workers and complicated radiation work has increased, the frequency rate of unusual occurrences has decreased since 1960; the frequency rate is less than 3 events/100 workers per year. The decrease in the frequency rate is due to: (1) establishment of the policy that the line organization assumes the primary responsibility for attainment of radiation safety; (2) enforcement of educational training for the safe handling of radioactive materials; and (3) improvement of radiation monitoring systems and the application of new monitoring techniques developed in the JAERI.

Percentages of exposure and contamination for all the incidents are given in Fig. 3. As seen in Fig. 3, approximately 90% of these incidents involved contamination, of which floor contamination constituted the largest

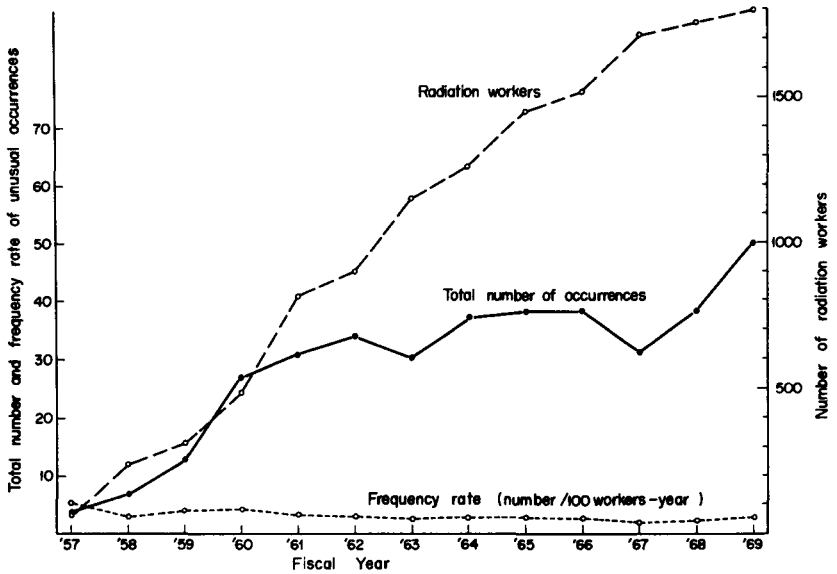


FIG. 2. Yearly change in the number of radiation workers and in the number of minor incidents at JAERI.

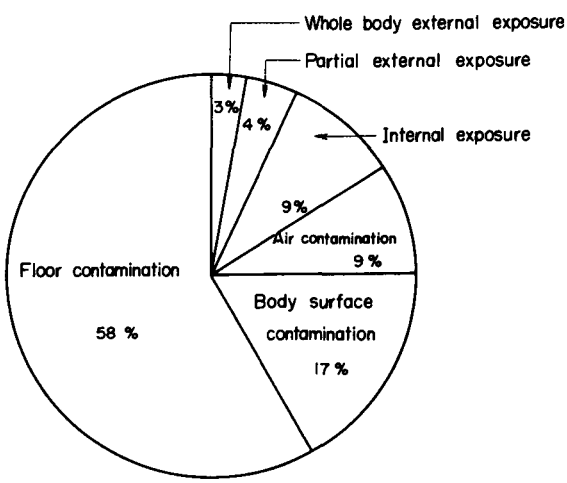


FIG. 3. Percentage exposure and contamination in all the minor incidents from 1966 to 1970.

portion. In the external exposures, the percentage for hand exposures was larger than that for whole-body exposures; in a few cases, hand exposures exceeded the annual maximum permissible dose (75 rem). However, the largest external dose for the whole-body was 3.4 rem. The high number of hand exposures that exceeded the maximum permissible dose resulted mainly from exposure to beta rays. The methods of both measurement and calculation of the beta ray absorbed dose were developed to prevent the beta

TABLE I. DISTRIBUTION OF ^{131}I ACTIVITY COLLECTED IN EACH COMPONENT OF THE CHARACTERIZATION SAMPLER

Sampling position	Process during sampling period	Percent (%) of I-131 activity collected in						
		HE-40 filter paper	NaOH scrubber		Activated charcoal cartridge			
			No. 1	No. 2	No. 1	No. 2	No. 3	
Exit of cell ventilation air cleaning system[a] at I-131 production plant		not collected	1.6 1.8	1.0 1.2	96 96.5	0.6 0.9	0.1 0.3	
			2.6	3.0	97	97.4		
	Al clad-dissolution	not collected	8.3	1.4	86.9	2.6	0.8	
			9.7		19.3			
Exit of exhaust air cleaning system[a] at fuel reprocessing plant	U-dissolution	not collected	16.6	4.9	76.5	1.7	0.3	
			21.5		78.5			
	after agitation of reactor	not collected	19.4	6.0	66.7	7.3	0.5	
			22.5		74.5			

Flow rate: 300 cm^3/min; Sampling period: 3 hours

[a] Air cleaning system consists of a high efficiency particle air filter and a charcoal filter at I-131 production plant, and a high efficiency particle air filter and caustic scrubber at the fuel reprocessing plant.

ray exposure [1]. The main internal exposures occurred in the course of radioisotope production of ^{131}I, ^{203}Hg, etc., during maintenance work on the heavy-water reactors, and when handling tritium targets. The largest internal dose was 3.1 rem (dose commitment) for the kidneys, which was caused by inhalation of ^{203}Hg and ^{197}Hg.

1.3. Monitoring of airborne radioactivity

1.3.1. Identification of airborne iodine species released from chemical plants

Some airborne radioiodine is discharged, having passed through the installed air cleaning system under the normal operating conditions of ^{131}I production and fuel reprocessing. Characteristics of the airborne iodine in air monitoring were determined to ensure the effective sampling and assessment of the iodine discharged. Table I shows [2] the results obtained by an iodine characterization sampler, which consists of cellulose asbestos filter paper (HE-40), two caustic scrubbers (1N NaOH, 200 cm^3) and three activated charcoal cartridges (1.8 cm long each). In general, the percentage of iodine compounds collected by the activated charcoal was higher than that collected by the scrubbers, indicating that less reactive or non-reactive iodine compounds such as organic iodides were predominant in the exhaust air of the chemical plants. The percentage of iodine collected in the scrubbers depends on the type of chemical processing, and during ^{131}I production only a few percent of airborne iodine was collected in the scrubbers. The chemical forms of the airborne iodine released in the process of ^{131}I production were determined by the radiogas chromatographic

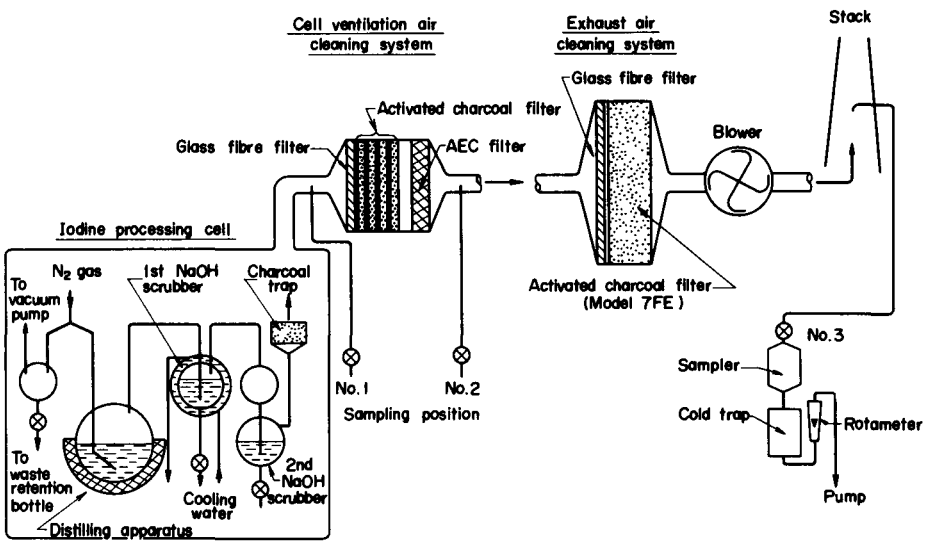


FIG.4. Schematic diagram of the air cleaning system, and air sampling in the Iodine-131 Production Plant.

TABLE II. CHEMICAL FORMS AND PERCENTAGE OF IODINE COMPOUNDS IN EXHAUST AIR UPSTREAM AND DOWNSTREAM OF CELL VENTILATION AIR CLEANING SYSTEM IN ^{131}I PRODUCTION PLANT

Sampling position	Sampling time after starting of the process of I-131	Percent (%) of each chemical form of ^{131}I compounds			
		$CH_3{}^{131}I$	$C_2H_5{}^{131}I$	$H^{131}IO_4$	$H^{131}IO_3$
Upstream	90 to 150 min	38.0	4.3	3.3	54.4
		48.0		5.2	46.8
		50.0	5.5	3.5	41.0
		Av. 43.7	4.9	4.0	47.4
Downstream	90 to 150 min	92.0	8.0	0	0
		84.0	7.5	0	8.5
		Av. 88.0	7.7	0.0	4.3

method. The samples for the radiogas chromatographic analysis were taken at positions upstream and downstream of the cell ventilation air cleaning system (see Fig. 4). A part of the results is shown in Table II [3]. The iodine compounds observed were CH_3I, C_2H_5I, HIO_4 and HIO_3. No elemental iodine was found. The proportion of each iodine compound varied with time after the start of the chemical process and the amount of organic iodine increased as the process proceeded. In addition it was verified by radiogas chromatography that at the fuel reprocessing plant the major components of the airborne iodine discharged after filtration by the installed air cleaning system, which consisted of an NaOH scrubber and a HEPA filter, were HIO_3, HIO_4 and organic iodides. The proportion of the organic iodides in the total airborne iodine was almost the same as that for the ^{131}I production plant.

1.3.2. Properties of radioactive aerosol produced during the operation of nuclear facilities

From the viewpoint of air monitoring, an investigation was made into the properties of representative airborne fission products in the Hot Laboratory by measuring the radioactive aerosols which were collected in a cell, and in the ducts both ahead of and after the main air cleaning system during cutting of irradiated uranium fuels. The sampling device [4] consisted of cellulose asbestos filter paper (HE-40), charcoal filter paper (CP-20) and two charcoal cartridges (CHC-50). A NaI(Tl) gamma spectrometer was used for identification and quantitative analysis of the fission products.

Table III shows the fraction of radionuclides collected by each component of the sampling device [5], together with that of the radionuclides measured in the other facilities. It is seen that iodine is hardly withheld by the HE-40 filter paper, appearing mainly on the charcoal filter paper and in the cartridges, as expected. Antimony, caesium and ruthenium were not

TABLE III. PERCENTAGE OF AIRBORNE RADIOACTIVE NUCLIDES COLLECTED IN EACH SAMPLING COMPONENT OF THE SAMPLER

Sampling position	Nuclide	Percent (%) of nuclide collected in each sampling component		
		HE-40 filter paper	charcoal filter paper	two charcoal cartridges
Inside cell of Hot Laboratory	Zr-Nb-95	91	4	5
	Ru-103	76	14	10
	Sb-125	57	32	11
	I-131	0	91	9
	Cs-137	69	19	12
	Ba-La-140	98	0	2
	Ce-144	88	6	6
Stack of Radioisotope Production Plant	P-32	32	67	0
	S-35	0	93	7
Irradiated air ventilation system of JRR-2	Cl-38	0	98	2
	Br-82	0	99	1

entirely collected by the HE-40 filter paper, i.e. the collection efficiency was less than 80% for these elements, while a very high collection efficiency was observed for particulate aerosols.

The collection efficiencies of each component of the sampling device were also measured for ^{38}Cl and ^{82}Br released from irradiation holes of the JRR-2, and for ^{32}P and ^{35}S released from the Radioisotope Production Plant during the chemical processing. The results are shown in Table III. The conclusion may be drawn that in addition to fibrous filter paper such as the HE-40, a charcoal filter paper and charcoal cartridges must be used for sampling volatile radioactive materials such as chlorine, bromine and the fission products ^{137}Cs, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{125}Sb, ^{141}Ce and ^{144}Ce.

1.4. Monitoring of tritium

In the JAERI, one of the most important sources of the internal exposure was airborne tritium from the heavy water of the research reactors. Handling of the tritium gas targets of accelerators also causes internal exposure. The tritium concentrations in the heavy water of the JRR-2 and JRR-3 and their rates of increase were 586 and 320 $\mu Ci/cm^3$, 0.10 and 0.09 $\mu Ci/cm^3$ per megawatt-day, in July 1969, respectively.

The following methods are employed to protect personnel against exposure to tritium: (1) on-the-spot removal of the more contaminated but localized air near the job to avoid this mixing with the air in a working area; (2) wearing of protective clothing to be described; and (3) limiting the working time.

TABLE IV. INSTRUMENTS USED FOR MONITORING TRITIUM IN THE CONTROLLED AREA IN JAERI

Measuring item	Instrument	Detection limit ($\mu Ci/cm^3$)	Remarks
Tritium concentration in air	1. Air monitor of ionization chamber type	$(1 - 5) \times 10^{-6}$	Ionization eff. is ~70% for 1.5 litre of chamber volume
	2. Ionization chamber for air sampling and V.R.E.[a]	2×10^{-6}	Temperature and relative humidity are measured
	3. Cold trap for condensing vapour and L.S.C.[b]	10^{-9}	
	4. Water bubbler for collecting vapour and L.S.C.[b]	10^{-6}	
Tritium concentration in water	L.S.C.[b]	10^{-4}	
Surface contamination	Filter paper loaded with glycerin and gas flow counter	10^{-4}	

[a] V.R.E.: Vibrating reed electrometer for measuring ionization current.
[b] L.S.C.: Liquid scintillation counter.

In the JAERI, the types of respirators and protective suits to be worn are defined, depending on the levels of tritium contamination in the air. A mask with an air supply and a polyvinyl plastic suit with an air supply should be worn for work in areas with an air contamination of more than 100 MPC_a, such as during maintenance work in the heavy water reactors.

The instruments employed in the JAERI for monitoring tritium in the working environment are summarized in Table IV. In the table, the detection limits are also shown for each instrument. Two types of gamma tritium air monitors, one compensated and one uncompensated, have been constructed. The former is used mainly as an installed monitor and the latter as a portable one because it is handy and stable in the low concentration range. Sampling air is taken into an ionization chamber through cellulose asbestos filter paper to remove particulate aerosols. Measuring the water condensed from tritiated water vapour has the advantages of very good sensitivity (10^{-9} $\mu Ci/cm^3$, cf. Table IV) and of separating tritium vapour from other gases such as ^{41}Ar. Therefore, this was used to sample the exhaust air from the stack also.

Urine analyses were made for the assessment of internal dose due to tritium whenever the dose of workers was estimated as more than 10 mrem from measurements of airborne activity concentration and the working time. Routine bioassays are also made every three months for personnel working in tritium-contaminated areas. Recently, measurement of tritium concentration in the expired air of workers was initiated to check internal exposure. The sample is collected by condensing the expired air using a cold trap of dry-ice (CO_2 ice) about 30 min after working hours, and this sample is measured with a liquid scintillation counter. This method is useful for

internal exposure monitoring for tritium, especially when tritium targets have been handled, where no significant air contamination other than tritium is found. Internal exposure of personnel to tritium was maintained at less than 80 mrem in the maintenance work on the reactors. The internal doses to the whole body from tritium were considerably smaller than those from external sources.

When handling tritium gas targets for accelerators, the internal doses were much higher than those obtained during reactor maintenance work, although only a small number of personnel were exposed. The highest dose was 640 mrem, which occurred during the exchanging of a target of 300 Ci of tritium in the Van de Graaff accelerator. It is our experience that the internal doses determined by bioassay agree with those estimated from air activity concentrations by assuming that airborne tritium leaked from the target is in the form of the oxide (HTO).

2. AIR MONITORING DEVICES

2.1. Performance of airborne iodine sampler

An airborne iodine sampler [4] was devised in the JAERI. It comprised cellulose asbestos filter paper (HE-40), charcoal filter paper, and two charcoal cartridges. The performance of the sampler with airborne radioiodine was studied by using carrier-free airborne iodine (see section 1. 3. 1), released in the process of ^{131}I production at the Radioisotope Production Plant.

One of the results obtained is shown in Fig. 5. In the figure, the collection efficiency of the samples is given as a function of the sampling period, and relative humidity is taken as a parameter. As seen from this figure, at relative humidities lower than about 70%, the collection efficiency does not decrease significantly with increase of the sampling period, while in the range above 70% relative humidity, it decreases markedly as the sampling period increases, falling off to about 60% with 24-hour sampling. When the relative humidity of the sampling air is reduced to below 10%, by heating the sampling air to above 65°C (the optimum temperature range is from 70 to 90°C), the collection efficiency can be maintained at more than 90% over long sampling periods (more than 12 hours) independent of the chemical form of airborne iodine. It was ascertained by other experiments that these excellent collection efficiencies resulted from the fact that adsorption of water vapour on the charcoal is prevented at temperatures of above 70°C and the charcoal is maintained under completely dry conditions. The effect of the preheating on adsorption of airborne iodine is shown in Fig. 6 [6].

2.2. Performance of various impregnated charcoal cartridges and charcoal filter papers

One of the methods for improving the collecting efficiency of the charcoal cartridge and charcoal filter paper described above under conditions of high humidity and long sampling period was to impregnate the charcoal with triethylenediamine (TEDA), tin iodide (SnI_2), potassium iodide plus I_2($KI + I_2$) or potassium rhodanide (KSCN).

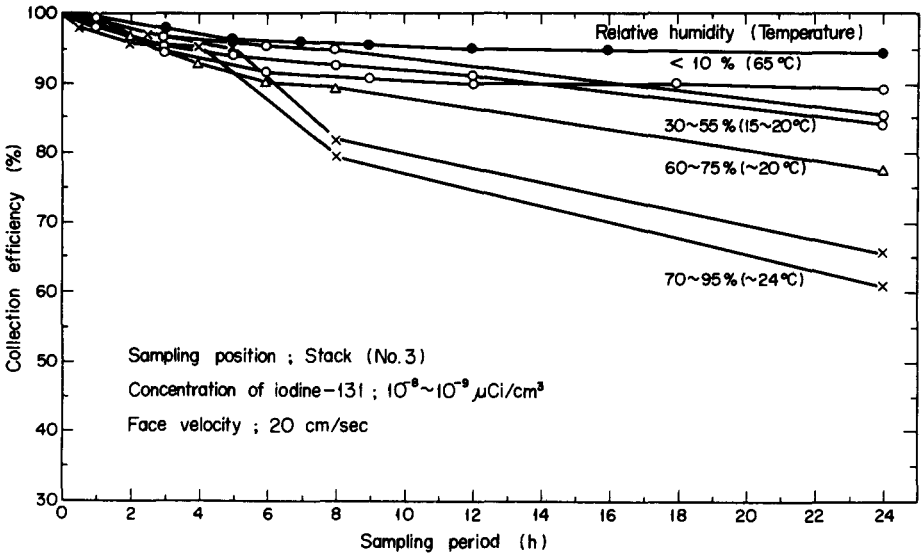


FIG. 5. Collection performance of iodine sampler as a function of sampling period.

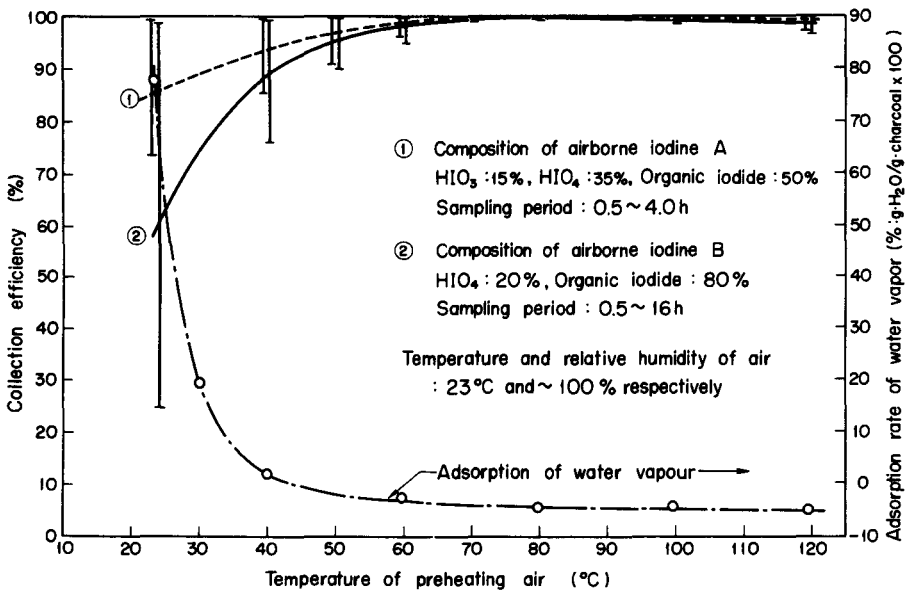


FIG. 6. Effect of temperature of preheating air on adsorption of airborne radioiodine and water vapour on activated charcoal cartridges CHC-50.

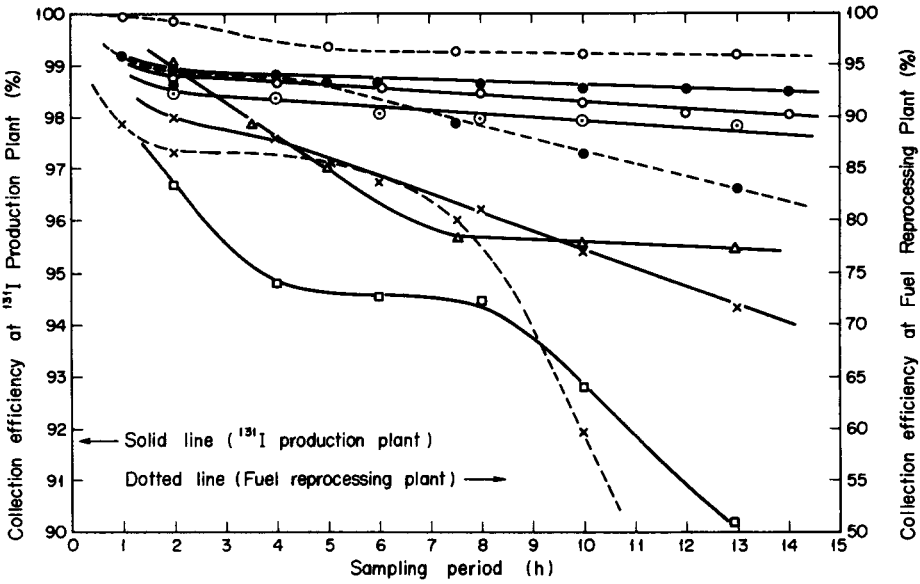


FIG.7. Collection performance of an impregnated charcoal cartridge as a function of the sampling period. ^{131}I concentration = 5×10^{-8} μCi/cm³; Relative humidity = 60 ~ 85%; Face velocity = 20 cm/sec
● 10 wt% TEDA; ○ 1 wt% SnI_2; △ 4 wt% KI + 6 wt% I_2; □ 10 wt% KSCN; × Unimpregnated;
⊙ Unimpregnated (< 10% R.H.).

The impregnated charcoal was examined for dependence of collection efficiency on sampling period by taking the unimpregnated charcoal as a reference sample, for tests using the airborne iodine described in section 1.3.1. The results obtained for the impregnated charcoal cartridge are shown in Fig. 7 [2].

The results at the ^{131}I production plant, which are shown by solid lines in Fig. 7, can be summarized as follows:

(a) Although the collection efficiency of the unimpregnated charcoals decreases gradually with the increase of sampling period, becoming 95.6% at 12 h sampling, those of the charcoals impregnated with TEDA or SnI_2 do not decrease appreciably and are maintained at more than 98% even for 14 h sampling;

(b) The collection efficiency of the charcoals impregnated with KI + I_2 or KSCN depends greatly on the sampling period, and the collection efficiency is not improved by the impregnation;

(c) When the sampling air is dried to below 10% relative humidity by passing it through a $MgClO_4$ column, the unimpregnated charcoals maintain a collection efficiency of higher than 97.5%.

The collection performance of the charcoals impregnated with TEDA or SnI_2 was also examined by using the airborne iodine released from the fuel reprocessing plant. The results are shown by the dotted lines in Fig. 7. Although their collection efficiencies were greatly improved as compared with the unimpregnated charcoals, the efficiency obtained at the reprocessing

plant was lower than those obtained at the ^{131}I production plant. These results might be attributed to the fact that the off-gas discharged from the fuel reprocessing plant contained a large quantity of chemically active gases or mist, such as NO_x, NH_3, NH_4NO_3 and organic vapours such as dibutyl phosphate and tributyl phosphate.

3. METHOD FOR EVALUATING NEUTRON DOSE-EQUIVALENT RATE

Two practical methods that can be applied to area monitoring when using survey instruments have been developed in order to evaluate the dose equivalent of neutrons with an energy range from epithermal to fast, such as those leaking from reactors. Figure 8 shows the sensitivities of three detectors employed for this purpose as a function of neutron energy (determined using a 2 MeV Van de Graaff and a 20 MeV linear accelerator (Linac) [7 - 9]). As seen in the figure, the response of the BF_3 proportional counter covered with 6.5 cm of paraffin moderator is nearly constant in the energy range below about 4 MeV, but decreases rapidly beyond this energy level. With the counter covered with 1.0 cm of paraffin moderator, the response beyond 5 eV decreases monotonically as the energy increases. The sensitivity of the scintillation counter, which is made of ZnS and plastic, is proportional to the dose equivalent rate for neutrons above 2 MeV, with an error of less than ± 20%.

First, a method for evaluating neutron dose equivalent was developed, using the response characteristics of these counters [10]. The dose equivalent rate D (mrem/h) of neutrons with a broad spectrum is determined from the equation

$$D = D_B + D_s,$$

where D_B is the dose-equivalent rate determined from the effective neutron flux and effective neutron energy, which are determined by the counting rates obtained with a BF_3 proportional counter using paraffin moderators of two different thicknesses, and D_s is the dose measured with the scintillation counter. However, the error in evaluating the dose-equivalent rate by this method was calculated as 60% at the most for typical broad neutron spectra.

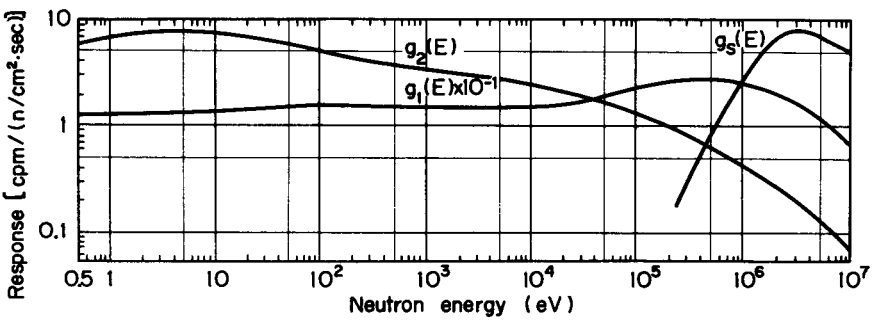


FIG. 8. Responses of the BF_3 proportional counter covered with 6.5 cm paraffin and 1.0 cm paraffin (represented by curves marked $g_1(E)$ and $g_2(E)$) and response of scintillation (ZnS + plastic) counter is represented by $g_s(E)$.

Second, an improved method using a BF_3 proportional counter with a paraffin moderator of two different thicknesses, as described above, was developed for obtaining approximate neutron spectra and dose equivalent rates with a reduced error. This is based on the multi-detector method [11, 12] using the orthonormal expansion theory. In this the orthonormal set of functions is constructed from the expected spectra or response characteristics of the detectors. The error in evaluating the dose equivalent rate was reduced to less than 20% for typical neutron spectra by this method.

4. DEVELOPMENT OF A LUNG MONITOR

Since determination of plutonium deposited in the lungs is of especial importance in personnel monitoring, two types of lung monitors [13-16] have been constructed in the National Institute of Radiological Sciences; one is a scintillation detector having a 20 cm dia. × 2 mm NaI(Tl) crystal coupled to a 7 in. photomultiplier, and the other is a gas flow type of proportional counter provided with a built-in anti-coincidence guard counter. The detection limits of these detectors, defined as three times the standard deviation of the background in a 100-minute count, are less than the maximum permissible lung burden (16 nCi) for ^{239}Pu. The scintillation type of counter has the merits of simple construction, easy maintenance and high detection sensitivity for gamma rays (60 keV) from ^{241}Am as well as soft X-rays (~ 17 keV) from ^{239}Pu. On the other hand, the proportional type of counter has a better energy resolution, lower background and lower sensitivity for the body activities of ^{137}Cs and ^{40}K.

In addition, two types of lung monitors [17] were constructed at the JAERI, one using a scintillation detector with a 20 cm dia. × 5 mm NaI(Tl) crystal, and the other a proportional counter (sealed type). It is planned to use these monitors routinely to assess the lung burden of plutonium in the workers at the plutonium processing laboratory.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to Dr. M. Fujita for reviewing this paper. They must also acknowledge the assistance of Mr. M. Kokubun, M. Naritomi and Y. Anazawa in preparing this paper. They are indebted to Dr. T. Kasamatsu for his encouragement and useful suggestions.

REFERENCES

[1] FUKUDA, S., KAMINAGA, H., IZAWA, S., Rep. JAERI-1065 (1964).
[2] NARITOMI, M., FUKUDA, S., J. At. Energy Soc., Japan 13 (1971) 174.
[3] TACHIKAWA, E., NARITOMI, M., J. nucl. Sci. Technol. 8 (1971) 371.
[4] FUKUDA, S., NARITOMI, M., J. nucl. Sci. Technol. 7 (1970) 450.
[5] YAMAMOTO, M. et al., Hoken-butsuri 4 1 (1969) 32; 2nd Intern. Congr. IRPA, Brighton, England, 1970.
[6] NARITOMI, M., JAERI-memo 4391 (1971).
[7] TATSUTA, H., YOSHIDA, Y., MINAMI, K., Oyo-butsuri 32 (1963) 367.
[8] TATSUTA, H., KATOH, K., YOSHIDA, Y., Japan J. appl. Phys. 4 (1965) 321.
[9] RYUFUKU, H., TATSUTA, H., SHIROTANI, T., Japan J. appl. Phys. 5 (1966) 1039.
[10] YOSHIDA, Y. et al., J. nucl. Sci. Technol. 3 (1966) 473.

[11] RYUFUKU, H., J. appl. Phys. 5 (1966) 903;
RYUFUKU, H., J. appl. Phys. 5 (1966) 910;
RYUFUKU, H., TATSUTA, H., SHIROTANI, T., J. appl. Phys. 5 (1966) 914.
[12] MINAMI, K., FUKUDA, S., YOSHIDA, Y., Hoken-butsuri 5 (1970) 1.
[13] ISHIHARA, T., IINUMA, T.A., TANAKA, E., YASHIRO, S., Health Phys. 17 (1969) 669.
[14] TOMITANI, T., TANAKA, E., Health Phys. 18 (1970) 195.
[15] ISHIHARA, T. et al., NIRS, Japan, Pu-8 (1971) 10.
[16] TOMITANI, T., TANAKA, E., NIRS, Japan, Pu-8 (1971) 16.
[17] SHIROTANI, T., FUJITA, M., TATSUTA, H., JAERI-memo 4455 (1971).

DISCUSSION ON AGENDA ITEM 3.1.

Health physics and radiation protection

DISCUSSION ON THE FOLLOWING PAPER:

P/082 USA Presented by J.B. Storer

D. BENINSON: The first inconsistency mentioned in paper P/082 does not appear to be real. The limits are the annual doses, regardless of the dose rates. The main purpose is to limit the risk incurred for one year of practice, and the implied assumptions are additivity and linearity.

J. B. STORER: I do agree that it is presumptuous of me to be critical of the ICRP. I do not agree that their guides are not formulated as dose rates. One may not receive one's total annual exposure all at once because there are constraints on how much may be received in any three-month period. The maximum permissible dose is expressed in rem/year. This unit is a rate, i.e. dose per unit time. If there is no effect of the dose rate, should not a worker be allowed his career dose all at once? As regards risk, this means that something may happen many years later, not in the year of exposure. If the dose rate had no effect, it would seem to make little difference as to when the risk was incurred.

M. DELPLA: In regard to the study of the pathological effects of ionizing radiations, I should like to add a few comments which I consider essential.

First, quantitative relations are established on the basis of differently irradiated groups of individuals – animals for experimental purposes and human beings for medical reasons (in general).

Second, such relations, reduced for the purpose of simplification to a linear form, provide the means for calculating the minimum size of each group needed to draw statistical conclusions with a given risk of error (P).

In the case of low doses (of the order of 1 rem and $P < 0.05$), regardless of the pathological effect considered, we need very large groups – how large I cannot tell you from memory. Their sizes should be calculated.

Third, the contradictions between the results of different investigations mentioned in paper P/082 are thus quite plausible because the sizes of the groups considered are not sufficient and experience has shown that in the case of some effects (change in longevity in particular) low (relatively low) doses produce effects which are the inverse of those produced by high doses.

Lastly, I would add that with rare exceptions the human groups observed consisted of sick persons. We can, therefore, expect a priori that they would differ from the groups of healthy persons.

L.K. BUSTAD: Mr. Storer stated in his paper that radiation doses higher than 100 R had been shown to increase the incidence of thyroid cancer and leukaemia. Does this apply to both adults and children, especially in the case of thyroid cancer? I am most interested in the evidence of thyroid tumour from radiation exposures of a hundred or a few hundred roentgens.

J. B. STORER: In the case of leukaemia, this does apply. In that of thyroid cancer, most of the data are from persons irradiated as children.

It has been shown that children are much more sensitive to radiation-induced thyroid cancer than are adults. If we exclude from the Japanese studies the cases of persons irradiated as children and consider only those irradiated as adults, the results may be somewhat different. Offhand I do not recall what the results may have been.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING PAPER:

P/659 South Africa Presented by J.K. Basson

There was no discussion on this paper.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING PAPER:

P/535 India Presented by K. Sundaram

P. VYCHYTIL: Did the authors of paper P/535 also determine lung doses?

K. SUNDARAM: No, we have not carried out any measurements of the lung burden due to radon and its daughter products.

H. GLUBRECHT: Paper P/535 mentioned that the dose contribution from the radionuclides incorporated in the food chain could be neglected in comparison with the external dose burden. Have the authors considered in their calculations the concentration effects in special organs and the possible transmutation effects due to the decaying radionuclides, which may have a rather high relative biological effect? If not, the real burden could be still higher than that given in their data and the fact that no significant effects have been observed could become even more important.

K. SUNDARAM: The figure relating to the dose received by the population per capita is for external sources only; we have not calculated the dose contribution from the internally deposited radionuclides. On the basis of the findings of Mistry and associates (Health Physics 19 (1970) 535-542), I would expect this component to be small in comparison with the total dose estimate. I agree with your remarks on the relative biological effect. We could perhaps determine the bone burden from autopsy samples. But such samples are difficult to obtain in the area, since autopsies are not usually performed in this rural area.

H. EISENLOHR: I should like to ask Mr. Sundaram what is the accuracy of the dosimetric system (calcium fluoride) used in these investigations at the dose level indicated.

K. SUNDARAM: Calcium fluoride gives a reasonable degree of accuracy, reliability and reproducibility. The details are given in Ref. [9] of the paper.[1]

---

[1] NAMBI, K.S.V. et al., "Radiation monitoring with a natural calcium fluoride detector", Radiation Protection Monitoring (Proc. Regional Seminar Bombay, 1968), IAEA, Vienna (1969) 321.

J. WEBER: Mr. Sundaram, can you give us an idea of the order of risks that would be detectable in the population groups included in your study?

K. SUNDARAM: The available data are not sufficient to arrive at any risk estimates. The sample size in the higher-exposure groups is too small.

R. M. ALEKSAKHIN: Is there a correlation between the results of experimental work in radioecology carried out to study the cytological changes in higher herbaceous plants (also in Kerala) and in man (for different criteria) mentioned in the paper? As regards cytogenetic changes in herbaceous plants, I have in mind the paper by Gopal-Ayengar and associates in Radiation Botany (1971), where it is shown that in Kerala very serious chromosomal aberrations are observed in herbaceous plants. The dose dependence is linear.

K. SUNDARAM: Gopal-Ayengar and his group have observed a wide spectrum of chromosomal abnormalities in the plant material from the monazite area. These abnormalities are due to the accumulation of the radionuclides of the thorium series in the plant tissue. Since the biological handling of these radionuclides by the human gastro-intestinal tract is different, it is difficult to predict the situation in man. This question can perhaps be answered when we have carried out our proposed investigations on human chromosomes.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING PAPER:

P/352 Yugoslavia Presented by S. Muždeka

There was no discussion on this paper.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING PAPER:

P/505 UK Presented by R.B. Pepper

F. P. O. ASHWORTH: Would Mr. Pepper indicate whether the difference between the predicted and measured isotopic composition of the effluent from Dungeness represents a difference from the predicted behaviour of the fuel?

R. B. PEPPER: No. The unexpected quantities of sulphur-35 I referred to are formed by the irradiation of sulphur or chlorine, which appear as impurities in the CO_2 coolant, in the graphite, and in the oil which has at times inadvertently entered the gas circuit. We now believe that the majority of the sulphur-35 arises from the oxidized graphite released into the coolant. Subsequently, some of the sulphur-35 may be released with the coolant but some is deposited on the elements. In this way it eventually appears in the fuel element cooling pond.

F.D. SOWBY: Mr. Pepper, have you estimated the dose commitment in man-rem per kilowatt-hour to the population surrounding your nuclear power stations? If so, how does this compare with the dose commitment to the staff?

R.B. PEPPER: I am not aware of any such determinations in the case of our sites, for which account has been taken of the dose from both radiation and discharged wastes.

J.A.G. DAVIDS: What is the origin of the tritium in the liquors from coolant-gas driers mentioned in paper P/505?

R.B. PEPPER: The tritium is formed by neutron irradiation of the lithium impurities in the core graphite. The rate at which such tritium diffuses, or is transferred to the coolant, is found to be dependent upon the moisture content of the coolant. In recent years, the moisture content of the coolant gas of our reactors has been maintained at lower levels than previously. Consequently, the quantities of tritium found in the coolant-drier liquors have been markedly reduced.

C. O'FARRELLY: I have another question for Mr. Pepper. What is the present permissible discharge concentration in the United Kingdom? The ICRP Publication No. 2 has laid down a maximum concentration which would give doses of 5 rem/yr to workers who drink this water all their lives. In Switzerland, I understand, the maximum concentrations in rivers are (1/2000) of those listed in ICRP Publication No. 2.

R.B. PEPPER: In the United Kingdom, authorizations granted for the discharge of radioactive liquid wastes from power stations are not based on a certain fraction of the maximum permissible concentration for drinking water (values as recommended in ICRP Publication No. 2). To put it very briefly, account is taken of the possibility of concentration of any particular nuclide at any point in the food chain. The dose to the critical organ is the controlling factor in deciding how much activity may be discharged. A more extensive explanation of the basis of authorization is given in Ref. [5] of my paper (P/505). The paper P/512 (these Proceedings, Agenda Item 3.2, Vol. XI – this volume) gives a brief outline of the philosophy behind it.

R.F. FOSTER: Has Mr. Pepper any indication that the very short-lived but hard gamma ^{16}N isotope is of special importance to the dose either to radiation workers or to members of the public?

R.B. PEPPER: ^{16}N is of some significance in that it contributes to the dose in the immediate vicinity of the reactor, particularly in the neighbourhood of the top gas ducts and the upper parts of the boilers. Owing to its short half-life, it is less significant in the lower parts of the circuit. Off-site, however, ^{41}Ar in the coolant makes the most significant contribution to the dose.

M. DELPLA: In paper P/505, I see no reference to cobalt-60, which, in the power stations of Electricité de France, plays an important part.

R.B. PEPPER: Although cobalt-60 is commonly a constituent of contamination when it occurs during maintenance, it has not presented us with any undue difficulties.

P. BEAU: Would Mr. Pepper tell us whether any carbon-14 has been found in the gaseous effluents of the power stations of the Central Electricity Generating Board?

R.B. PEPPER: We make occasional determinations of carbon-14 in the gas circuits and in discharged gases. Independent analyses of samples have also been made for us by the National Physical Laboratory. Results show that the released quantities of the isotope are of no significance.

D. BENINSON: What has been the experience in the United Kingdom concerning iodine-131 in the stack discharges?

R. B. PEPPER: I cannot recall any occasion when a positive measurement of iodine-131 was obtained on a sample of the gaseous effluent from any of our stations.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING PAPER:

P/687 USSR Presented by N.A. Shekhovtsov

There was no discussion on this paper.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING PAPER:

P/191 Italy Presented by M. Cometto

R. LE QUINIO: Mr. Cometto, do you think that the present trend of appreciable increase in the exposure of the staff and members of the public will continue in the years to come? Are the values from the Garigliano Station representative of reactors of the same series?

M. COMETTO: At the next refuelling the defective fuel elements will be unloaded and the contamination due to fission products will thus be substantially reduced. We are also conducting experiments with a view to controlling the contamination of the primary circuit by the corrosion products. For these reasons, we feel that the doses will be reduced.

The Garigliano Power Station is a "first generation" plant and cannot be representative of the current line of BWR's, which have provisions for substantially lowering the values of contamination and irradiation. In any case, contamination by fission products depends on the performance of the fuel elements.

P. BEAU: What is the expected reduction in the number of final permissions for discharge (based on detailed ecological studies), referred to on page, of paper P/191, as compared with that based exclusively on maximum permissible concentrations?

M. COMETTO: At the moment, we cannot state what effect the new approach will have on the future authorizations for discharging radioactive effluents. Each plant will have its own "discharge formula", depending on the results of the ecological studies and also on the evironmental "receptivity".

DISCUSSION ON THE FOLLOWING PAPER:

P/429 USSR Presented by A.I. Burnazyan

N. J. PALLADINO: Paper P/429 describes predicted risk levels A and B, for which different actions are taken. Do the radiation monitoring systems of nuclear power plants in the USSR include any monitoring instruments for very high levels at or near the plant to measure large radioactivity

releases to the public in the event of an accident involving a large release of fission products? What is the nature of such instrumentation?

A.I. BURNAZYAN: Nuclear power stations in the USSR have permanent radiation protection services, which are provided with stationary and portable dosimetric instruments. These instruments permit measurement of irradiation doses ranging from the maximum permissible to high levels (several hundred roentgens). There is also the system of automatic signalling in the working areas and outside the stations, which operates when irradiation levels exceed the permissible doses.

J.A.G. DAVIDS: The paper by Mr. Burnazyan and associates mentions that limited volumes of liquid waste containing long-lived radionuclides with specific activities of up to 1 Ci/m^3 are pumped into deep water-bearing layers. Does this practice not create a contamination hazard for surface water supplies?

A.I. BURNAZYAN: Spitsyn's paper (P/426, these Proceedings, Agenda Item 3.2, Vol.XI – this volume) gives in detail the scientific justifications for the disposal of liquid radioactive effluents with an activity of 1 Ci/m^3 into deep geological formations. It has been proved both theoretically and in practice that it is impossible for radioactive isotopes from deep geological formations to contaminate water-bearing strata which could be used as a source of drinking water, since the latter are situated at a very shallow depth. It has been demonstrated experimentally that the long-lived radionuclide $^{89-90}Sr$ migrates at the rate of 1 metre per year.

C. O'FARRELLY: Could Mr. Burnazyan indicate how many millirem/year will be allowed at the site boundaries of the latest nuclear power stations in the USSR?

A.I. BURNAZYAN: Under the existing Soviet legislation, the genetically significant external and internal exposure dose received by the population as a whole from all radiation sources should not exceed 5 rem in 30 years.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING GROUP OF PAPERS:

P/081 USA

P/395 FRG

P/617 France

P/851 ILO

There was no discussion on these papers.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING GROUP OF PAPERS:

P/523 Portugal Presented by J. Pistacchini Galvão

P/848 France Presented by M. Delpla

P/439 USSR Presented by E.I. Vorob'ev

Lidia FAILLA: Could Mr. Galvão give any value for the doses received by workers in the medical field as compared, if possible, with the doses

received by those working near reactors? Do the doses received by X-ray operators lie between these two values?

J. PISTACCHINI GALVÃO: The doses received by persons occupationally exposed in the medical field, especially in X-ray facilities, have at times been high (although the percentage of cases is small), while the doses received by those who work near reactors have so far been insignificant; it is, therefore, impossible to establish a relationship between these two groups.

D. BENINSON: With reference to paper P/523, I should like to ask what criteria were used in order to identify the workers who needed personal monitoring. Could the author also indicate what standards and monitoring systems are in use in uranium mining in Portugal?

J. PISTACCHINI GALVÃO: The criteria are those set forth in the international standards, according to which occupationally exposed persons are considered to be those who work in areas where they can receive radiation doses higher than 1.5 rem/year.

The standards used are based on those applicable to persons exposed occupationally to radiations. Monitoring is carried out of the external and internal radiation doses received by workers, and also of the concentration of radon and silicon in the mines.

N. AYBERS: What is the responsible authority in Portugal for radiation protection of radioisotope users?

J. PISTACCHINI GALVÃO: Although in Portugal the responsibility for radiation protection comes within the sphere of a commission consisting of the Nuclear Energy Board and the Departments of Public Health, Agriculture, Labour, etc., depending on the field concerned, it is the Nuclear Energy Board which is responsible for implementing the decisions of this commission.

N. AYBERS: I should like to inquire from Mr. Delpla whether the protection sphere of Chinon 1 is used on a very limited basis. Some time ago I saw that work was being carried out with some of the doors open.

M. DELPLA: Operations have always been carried out in the sphere of Chinon 1 with two doors, one at the ground level and another at the upper pole, permanently open.

The doors of all monitored zones are likewise open permanently to anybody who wishes to enter there. Some rooms, however, are locked. I might add that we have even had to go inside our reactor vessels to carry out repairs.

P. VYCHYTIL: I would like to ask Mr. Delpla whether there are any exclusion areas in or around the French nuclear power plants?

M. DELPLA: There are no exclusion areas outside the limits of a nuclear power plant. If land had to be given back it would probably not be costly in view of the present psychology of the public.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING GROUP OF PAPERS:

P/142 Egypt

P/824 Japan

There was no discussion on these papers.

AGENDA ITEM 3. 2

Review of developments in radioactive waste management

Revue des progrès accomplis dans la gestion des déchets radioactifs

Обзор разработок в области обращения с радиоактивными отходами

Progresos en materia de tratamiento y evacuación de desechos radiactivos

Chairman

O. BOBLETER, Austria

Vice-Chairman

J.A. RUIZ LOPEZ-RUA, Spain

Scientific Secretaries

A. GIAMBUSSO, United States of America
Y. NISHIWAKI, IAEA

RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT IN JAPAN, AND BEHAVIOUR OF RADIONUCLIDES IN A MARINE ENVIRONMENT

M. SAIKI, T. KOYANAGI, Y. OHMOMO, M. ISHIKAWA, S. HIRANO, M. NAKAHARA, N. ISHII, T. IKEDA, T. UEDA, Y. NAGAYA, Y. SUZUKI, M. ARAI, K. NAKAMURA, R. NAKAMURA, E. KAWACHI, R. ICHIKAWA, K. KIMURA, I. SUYAMA
National Institute of Radiological Sciences (NIRS),
Chiba City, Chiba-ken

T. ISHIHARA*, C. MACHIDA, S. SAKATA
Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI),
Tokai-mura, Tokyo

K. NAKAJIMA
Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation, Tokyo

M. MARUYAMA
Central Research Laboratory,
Sumitomo Metal Mining Ltd, Ichikawa City, Chiba-ken

Y. NISHIWAKI**
Tokyo Institute of Technology, Tokyo,
Japan

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT IN JAPAN, AND BEHAVIOUR OF RADIONUCLIDES IN A MARINE ENVIRONMENT.

The atomic energy facilities in Japan may be classified into large-scale facilities, such as the Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI), the Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation (PNC), and the nuclear power stations. Small facilities are those such as the isotope laboratories of hospitals, universities and industrial institutes. Almost all of the smaller facilities have a contract with JAERI and the Japan Radioisotope Association (JRIA) for the treatment of their radioactive wastes. In order to cope with the rapid increase in the number of nuclear power stations to be expected in the near future in Japan, the establishment of a reprocessing plant for spent nuclear fuel has been planned, with a target date for operation in 1973. Some of the low-level radioactive liquid wastes may be discharged into the sea. In order to clarify various factors necessary for the hazard evaluation associated with the discharge of radioactive wastes into the sea, the following investigations have been conducted at the National Institute of Radiological Sciences (NIRS): (a) The behaviour of radionuclides in the sea; (b) Sorption of radionuclides by marine sediment; (c) Investigation on biological concentration; and (d) Survey on the actual status of food consumption. In this paper, the results of these investigations are introduced, together with a brief introduction of the recent status on the waste management program in Japan.

GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS AU JAPON ET COMPORTEMENT DES RADIONUCLEIDES EN MILIEU MARIN.

Les établissements atomiques du Japon peuvent être classés comme suit: les grands établissements tels l'Institut japonais d'études atomiques (JAERI), la Société pour l'étude et la construction de réacteurs

* Correspondence should be addressed to Division of Nuclear Fuel Research, Tokai Research Establishment.
** Now at IAEA, Vienna.

de puissance et de combustible nucléaire (PNC) et les centrales nucléaires; les petites installations, tels les laboratoires isotopiques des hôpitaux, des universités et autres instituts techniques et industriels. Presque tous ces derniers ont passé des contrats avec le JAERI et l'Association radioisotopique du Japon (JRIA) pour le traitement de leurs déchets radioactifs. Pour suivre l'augmentation rapide du nombre des centrales nucléaires qui seront mises en service dans un avenir prochain au Japon, on prévoit la construction d'une usine de retraitement du combustible nucléaire irradié qui entrera en service en 1973. Une partie des déchets liquides de faible activité peuvent être évacués dans la mer. Pour préciser divers facteurs nécessaires à l'évaluation des risques que comporte l'évacuation des déchets radioactifs dans la mer, l'Institut national des sciences radiologiques (NIRS) a étudié les questions suivantes: a) le comportement des radionucléides dans la mer; b) la sorption des radionucléides par les sédiments marins; c) leur concentration par les organismes vivants, et d) le schéma actuel de la consommation des aliments. Les résultats de ces études sont présentés dans le mémoire qui donne également une description succincte du programme actuel de gestion des déchets au Japon.

УДАЛЕНИЕ ОТХОДОВ В ЯПОНИИ И ПОВЕДЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ В МОРСКОЙ СРЕДЕ.

Предприятия атомной энергетики в Японии могут быть подразделены на крупные – такие, как Японский исследовательский институт атомной энергии, фирма "Пауэр реактор энд ньюклеар фьюэл девелопмент" (PNC), и небольшие – такие, как изотопные лаборатории больниц, университетов и других технических и промышленных институтов. Почти все более мелкие организации имеют контракты с Институтом атомной энергии и Японской радиоизотопной ассоциацией (JRIA) на обработку их радиоактивных отходов. В связи с быстрым ростом числа атомных электростанций в недалеком будущем, в Японии запланировано строительство завода по переработке облученного топлива с пуском в эксплуатацию в 1973 году. Некоторые из низкоактивных отходов завода могут сбрасываться в море. Для того чтобы определить различные факторы, необходимые для оценки опасности, связанной со сбросом радиоактивных отходов в море, в Национальном институте радиологических наук (NIRS) проводились исследования: а) поведения радиоизотопов в море; b) сорбции радиоизотопов морскими отложениями (донными осадками); с) по биологическому концентрированию; d) фактического состояния потребления морских продуктов. В данном докладе приводятся результаты этих исследований, наряду с кратким обзором современного состояния программы удаления радиоактивных отходов в Японии.

LA GESTION DE RESIDUOS RADIACTIVOS EN EL JAPON Y EL COMPORTAMIENTO DE LOS RADIONUCLIDOS EN EL AMBIENTE MARINO.

Las instalaciones nucleares japonesas pueden clasificarse en instalaciones a gran escala, como el Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI), la Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation (PNC) y las centrales nucleares, e instalaciones pequeñas como los laboratorios isotópicos de hospitales, universidades y otros institutos técnicos e industriales. Casi todas las instalaciones menores tienen un contrato con JAERI y Japan Radioisotope Association (JRIA) para el tratamiento de sus residuos radiactivos. Para hacer frente al rápido aumento en el número de centrales nucleares que se prevén para un futuro próximo en el Japón, se ha proyectado la construcción de una instalación para tratar el combustible nuclear agotado, siendo la fecha prevista de entrada en servicio 1973. Algunos de los residuos radiactivos líquidos de bajo nivel podrán descargarse en el mar. Para aclarar diferentes factores necesarios para la evaluación de riesgos asociada a la descarga de los residuos radiactivos en el mar, se han realizado en el National Institute of Radiological Sciences (NIRS) las investigaciones siguientes: a) Comportamiento de los radionúclidos en el mar; b) Sorción de los radionúclidos por el sedimento marino; c) Investigación sobre la concentración biológica; d) Reseña del estado actual de consumo de alimentos. En esta memoria se hace una introducción a los resultados de estas investigaciones, juntamente con una breve presentación del estado actual del programa de gestión de residuos en el Japón.

1. RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT IN JAPAN IN 1971

The atomic energy facilities in Japan may be classified into (a) large-scale facilities, such as the Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI), the Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation (PNC) and the nuclear power stations, and (b) certain other, small facilities, such as the isotope laboratories of hospitals, universities, and technical and industrial institutes.

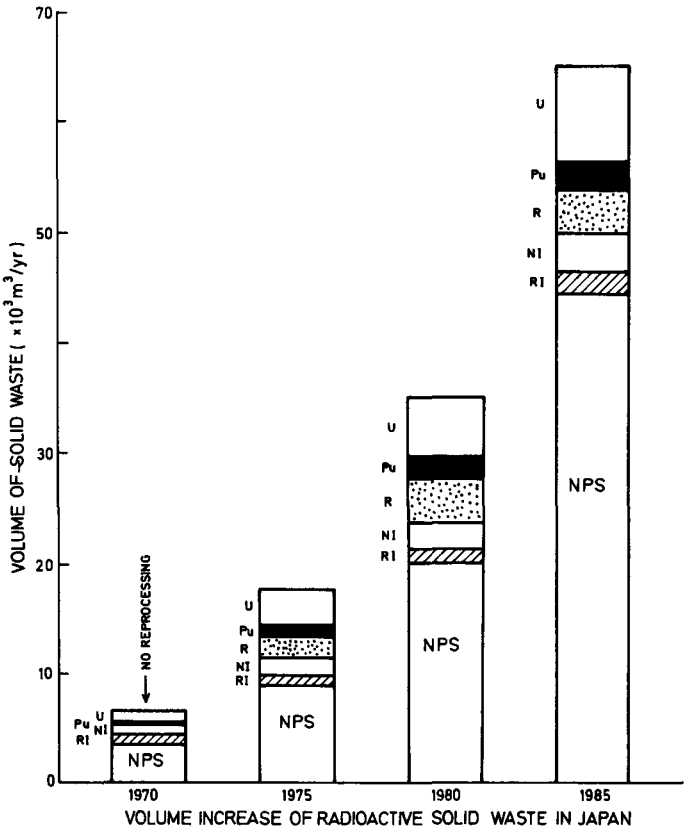


FIG.1. Projected volume increase of radioactive solid wastes in Japan from 1970-1985. U – uranium mills; Pu – Plutonium facilities; R – Reprocessing; NI – Nuclear institutes; RI – Radioisotope users; NPS – Nuclear power stations.

TABLE I. PROJECTED RADIOACTIVITY INCREASE OF RADIOACTIVE WASTES IN JAPAN (Ci/yr)

Source	1970	1975	1980	1985
Uranium mills	0.3	4	8	16
Reprocessing	-	1.3×10^{8}	3.2×10^{8}	3.2×10^{8}
Nuclear installations	39	4.4×10^{4}	5.6×10^{4}	7.2×10^{4}
Radioisotope users	170	310	400	520
Nuclear power stations	330	3.2×10^{3}	1.4×10^{4}	3.1×10^{4}
Total	540	1.3×10^{8}	3.2×10^{8}	3.2×10^{8}

Although many facilities and research institutions that use radioisotopes produce a certain amount of radioactive waste, they are not equipped with complete waste-treatment systems. Their wastes are collected by the Japan Radioisotope Association (JRIA) and transferred to the JAERI for treatment. During 1959 to 1969, the Association collected various kinds of wastes from 185 establishments, such as 5160 containers (200 litres) of combustible solid wastes, 7248 containers (50 litres) of non-combustible solid wastes, 859 bottles (20 litres) of liquid wastes, 1074 bottles (20 litres) of sludge and slurry, 2264 boxes (20 litres) of animal carcasses and 2097 sets of air filters. The number of establishments and volume of wastes are increasing year by year. More than half the amount of the waste listed above originated during the years 1967 to 1969. The growth and projected growth are shown in Fig. 1. The amount of radioactivity increase this involves is shown in Table I.

The types and quantities of radioactive waste of the Tokai Research Establishment of JAERI can be summarized as follows: During 1958 to 1969, the volume of the low-level liquid wastes (category 2 of IAEA's classification of wastes [1]) amounted to 11 538 m^3, showing a radioactivity of 2214 mCi and annual average concentration of 3.0×10^{-5} to 2.9×10^{-4} Ci/cm^3. Up to 1965, the volume of the intermediate-level liquid wastes (category 3 of IAEA's classification of wastes [1]) amounted to only 236 m^3. However, the volume and radioactivity of the waste increased each year, and amounted to 1500 m^3 and 70 Ci during 1966 to 1969. In addition, 47.2 m^3 (about 1.2×10^6 Ci) of high-level liquid wastes, which originated from a reprocessing test (Purex process) on spent fuels (705 kg natural uranium) of JRR-3 in 1968, are kept in a storage facility without treatment.

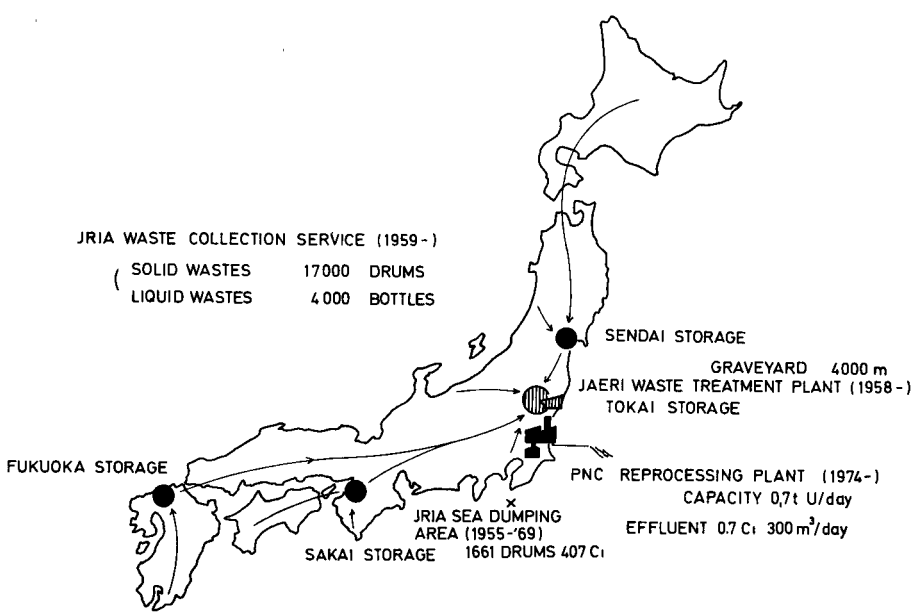


FIG. 2. Radioactive waste management system in Japan, excluding wastes from nuclear power stations.

The annual discharge volume of solid wastes increased gradually. In 1969, 3982 containers (20 litres) of combustible solid wastes, and 17 140 containers (20 litres) of non-combustible solid wastes (> 50 mR/h) were collected.

The wastes described above were treated by JAERI with evaporators, flocculators, ion exchangers, incinerators and baling presses. The liquid wastes are usually treated to decrease the concentration of radionuclides to less than one tenth of MPC (drinking water-occupational) for environmental release. This is shown graphically in Fig. 2.

At present, four commercial nuclear power plants are in operation and five power reactors are under construction in Japan. The annual discharge of liquid waste per station into the coastal sea is limited and estimated as less than several curies of fission and activated products including ^{51}Cr, ^{54}Mn, ^{59}Fe, ^{58}Co and ^{60}Co. It is estimated that the volume and radioactivity of solid wastes may reach several thousand cubic metres, e.g. about 4000 Ci in 1975. Up to the present, most of the solid wastes are stored in storage facilities. Since the capacities of storage facilities at plant sites are rather limited, disposal of low-level solid wastes into deep sea water should be studied, in addition to investigating the safe storage of high-level waste on the ground.

2. POSSIBLE RELEASE OF LOW-LEVEL LIQUID WASTE TO THE SEA FROM THE SPENT NUCLEAR FUEL REPROCESSING PLANT

During 1971, almost 1.3 GW(e) of electric power will be supplied by nuclear power plants, and this will reach the remarkable figure of 12.5 GW(e) by 1976. In order to cope with this rapid increase of nuclear power production in Japan, the establishment of a reprocessing plant for spent nuclear fuel has been planned, with a target date for operation in 1974. The detailed design of this plant has already been completed, based upon the technical agreement between PNC and the French firm Saint-Gobain Techniques Nouvelles. The treatment capacity of the plant is 0.7 tons per day (on the basis of metallic uranium) for natural or low-enriched uranium, with an enrichment of up to 4% at 210 tons a year. The process is of the Purex type, utilizing a mechanical head-end. The plant is located at Tokai-mura, Ibaraki Prefecture, on the Pacific coast of mid-Japan. Radioactive wastes of high activity will be stored semi-permanently in the plant or in a controlled area. The gaseous and liquid wastes will be released to the environment after decontamination in waste treatment facilities.

Liquid wastes from the first separation cycle and the acid recovery unit are first to be concentrated in the highly-radioactive liquid-waste evaporator and then stored in highly-radioactive liquid-waste storage tanks. The sources of intermediate radioactive liquid wastes will be the raffinate from processes such as the second separation cycle, uranium purification and plutonium purification processes, and the liquid wastes from highly radioactive waste treatment, the denitration unit, the enriched uranium dissolver off-gas treatment unit, and the plutonium evaporation unit. These wastes will be sent to an acid recovery unit and the acid recovered will be reused.

The low-level radioactive liquid wastes which still, however, would have a comparatively high level of radioactivity, such as off-gas decontamination liquid wastes and solvent-recovery liquid wastes, are to be treated in an evaporator, and the concentrates will be stored in a stainless-steel tank; the rest will be treated by a chemical precipitation process. The supernatant fluid and the condensate from the evaporator will be transferred to a monitoring vessel, from which they will be discharged, after monitoring, into the sea at a distance of 1 km from the coast and at a depth of 10 m. The volume of liquid wastes, thus released, is expected to be about 300 m^3/day, and the maximum rate of discharge of radioactivity is to be limited to 1 Ci/day and 65 Ci/three months, or 260 Ci/year, with an average of 0.7 Ci/day. The average composition of the liquid waste, expected to be introduced into the sea, is shown in Table II.

TABLE II. PERCENTAGE BREAKDOWN BY ISOTOPE OF THE LIQUID WASTES TO BE RELEASED INTO THE SEA

Nuclides	Percentage
Sr-89	1
Sr-90	1
Ru-103	6
Ru-106, Rh-106	48
Cs-137	4
Ce-141	1
Ce-144, Pr-144	20
Zr-95, Nb-95	10
Others	9
	100%

3. STUDIES ON THE BEHAVIOUR OF RADIONUCLIDES IN THE MARINE ENVIRONMENT FOR HAZARD EVALUATION OF WASTE DISPOSAL INTO THE SEA

For nearly three quarters of a century, radioactive materials have been artificially concentrated or produced by man. He has been generating electrical power from nuclear fission for over a decade. Some amounts of radioactive waste and radioactive material have, as a result of several series of nuclear explosions, been released into the environment. Apart from short-lived materials close to the site of nuclear explosions, the quantities released to the oceans amount to some hundreds of megacuries from explosions (total 2×10^8 to 6×10^8 Ci in 1970) and a few hundred kilocuries per year from nuclear operations (total 3×10^7 Ci of fission products and activated products in the year 2000) [2]. These quantities amount to less than about one thousandth (10^{-3}) of the natural activity in

the oceans (4.2×10^{11} Ci of ^{40}K and others). This fraction gives an indication of the relative magnitudes, but no such simple comparison can indicate the relative biological importance of the different materials.

In assessing the consequences of disposal of radioactive waste into the sea, the primary aim is to establish the resultant radiation dose or exposure to man and to marine organisms, since the dose or exposure is the quantity most directly related with the possible biological hazards. More specifically, it is necessary to establish the relationship between the rate of introduction of the radioactive material and the radiation dose in order to arrive at an estimate of the limiting environmental capacity for the specified radionuclides on the basis of the standards implied by the ICRP dose limits for members of the public [3].

In order to clarify various factors necessary for the hazard evaluation associated with the discharge of radioactive wastes into the sea, the following investigations have been conducted at the National Institute of Radiological Sciences (NIRS).

3.1. The behaviour of radionuclides in the sea

In the case of strontium, the greater part of which assumes ionic forms in sea water, it can be said that movement is due only to the physical mixing with the sea water. In the cases of colloidal and particulate forms, on the other hand, it is necessary to take into consideration not only their own aggregation and precipitation in sea water, but also the processes of sorption and precipitation on inorganic and organic suspensions. Furthermore, the effects of radionuclides showing high concentration factors in marine organisms and/or sediments should also be taken into consideration.

3.1.1. Residence time of radionuclides in surface water

When considering radioactive contamination of the oceans, the residence time of radionuclides in surface water is one of the most important factors affecting the production of marine food.

Therefore, the rates of vertical transport of ^{90}Sr and ^{137}Cs, derived from fall-out, in surface layers of the seas bordering on Japan were estimated from the secular variations of radionuclide concentrations.

A water column, with a depth of 500 m and a cross-section of 1 km^2 at the 'surface' of the ocean was considered and the following equations were derived:

$$dN = \frac{K}{2}\left[\left(\frac{500}{D_0 - 500}\,N_0^* - N_0\right)+\left(\frac{500}{D_t - 500}\,N_t^* - N_t\right)\right] + dI_f \qquad (1)$$

$$N_t = N_0 e^{-\lambda t} + dN\,\frac{1 - e^{-\lambda t}}{1 - e^{-\lambda}} \qquad (2)$$

where N_0, N_0^*, N_t and N_t^* are the amounts of radionuclides in the upper 500 m layer and in the deeper layer, at time $t = 0$ and t, respectively; D_0 and D_t are the depths of the sea at the sampling station investigated at $t = 0$ and t; dI_f is the amount of fall-out deposited during the period and λ is the decay constant of the radionuclide.

Using the mean vertical velocity of nuclide movement (taken as a constant, K), the residence time of the radionuclide in the surface layer could be calculated as $T_r = 1/K$.

In this estimation, it is assumed that the amount of fall-out, dI_f, in the period and the vertical output, dN, have a constant rate during the period from t = 0 to t = t.

It is also assumed that the strontium and caesium are mostly in the ionic form in sea water, and that radioactive and stable nuclides behave similarly. This assumption is partly supported by chemical and radiochemical analysis of sea water samples which have been filtered with a millipore filter (pore size 0.22 μm).

The results of the estimation are given in Table III; the mean residence times in the upper 500 m layer of seas around Japan are 4.5 years for ^{90}Sr and 3 years for ^{137}Cs [4, 5].

3.1.2. Sorption of radionuclides by marine sediments

Accumulation of radionuclides in marine sediments was investigated by fall-out radionuclide analysis [6] and by tracer experiments.

TABLE III. ESTIMATION OF VERTICAL TRANSPORT OF RADIONUCLIDES[a]

Nuclides	Region	Northern Japan Sea	Off Boso Peninsula	Off Sanriku Coast
	t	3	2	5
^{90}Sr	N_0	96	100	140
	N_0^*	65	241	128
	N_t	79	52	64
	N_t^*	48	16	284
	dI_f	8	4	5
	K	0.148	0.383	0.240
	T_r	6.8	2.6	4.2
^{137}Cs	N_0	143	217	205
	N_0^*	224	364	146
	N_t	110	93	83
	N_t^*	130	71	471
	dI_f	18	9	13
	K	0.251	0.496	0.328
	T_r	4.0	2.0	3.1

[a] Remarks: Values of N_0, N_0^*, N_t, N_t^* and dI_f are expressed in mCi, and those of t and T_r are expressed in years. For definition of terms, see text.

Fall-out radionuclides, ^{90}Sr, ^{137}Cs and ^{144}Ce, and occasionally ^{106}Ru and ^{95}Zr-^{95}Nb, were determined by radiochemical analysis. It was found that the marine sediments concentrate these radionuclides substantially and the distribution factor (K_d), expressed as

$$K_d = \frac{\text{(amount of radioisotope in sediment)}}{\text{(amount of radioisotope in sea water)}} \qquad (3)$$

was remarkably high. Approximate K_d-values of a silt sample were 30 for ^{90}Sr, 200 for ^{137}Cs, and 10^4 for ^{144}Ce, ^{106}Ru and ^{95}Zr-^{95}Nb. It was also found that the smaller the sediment particle, the higher the K_d-value.

The radionuclides derived from the nuclear power plants, such as ^{60}Co, were also detected in marine sediments around the site and showed rather high K_d-values.

The capacity and mechanisms of radionuclide sorption of marine sediments were also investigated using tracer experiments, and the results can be summarized as follows:

(a) It takes long periods of time (several hundred hours or more) to achieve equilibrium between sea water and sediment with respect to radionuclide distribution, even with continuous agitation.

(b) There is a logarithmic relationship between the value K_d and the water-sediment contact time.

(c) For a silt sample, K_d-values of radionuclides, normalized to that of ^{137}Cs, are 20 for ^{65}Zn, 2 for ^{60}Co, 30 for ^{144}Ce, and 10 for the ^{106}Ru-chlorocomplex. In general, the K_d of ^{137}Cs determined by tracer experiment is almost the same as that calculated from the data of ^{137}Cs fall-out, but for some other radionuclides the experimental values tend to be lower than those obtained from field survey data.

(d) When the sea water is made slightly more acid (pH = 6) than it is under natural conditions, the observed changes in K_d-values are as follows: no change for ^{137}Cs, decrease for ^{65}Zn, increase for ^{144}Ce; and for the ^{60}Co and ^{106}Ru-chlorocomplex, the change depends on the properties of the sediment.

(e) After the constituents soluble in dilute hydrochloric acid are removed, the K_d-values of ^{137}Cs, the ^{106}Ru-chlorocomplex and ^{144}Ce decreased, whereas the K_d-values of ^{65}Zn and ^{60}Co showed no significant change.

(f) The K_d-value of ^{106}Ru is strongly affected by any change in chemical forms in sea water. The K_d-value of the nitrosylruthenium chlorocomplex increases with time after addition to sea water, while for the ruthenium chlorocomplex, K_d decreases with time over the period 0 to 48 hours after addition to sea water – tending to increase with time hereafter.

Generally speaking, the K_d-value of the ruthenium chlorocomplex remains of about the same order of magnitude for a few hours after its introduction into sea water; the K_d-value of the nitrosylruthenium becomes higher by a factor of < 10 at a later time.

The K_d-values for ^{106}Ru obtained from tracer experiments tend to vary even for a given chemical form in the period just after its introduction.

3.2. Transfer of radionuclides in marine organisms

3.2.1. Historical review on importance of concentration of radionuclides in marine organisms

Donaldson's report in 1950 [7] assumed the existence of ^{144}Ce and ^{144}Pr on the basis of radioactivity decay curves in the intestinal organs of fish collected near Eniwetok Atoll, soon after a bomb test. Dunster [8] and Fair [9] indicated that the radionuclides that are concentrated in fish collected from Irish Sea, into which liquid waste of the Windscale Nuclear Works is released, may be plutonium, ruthenium, cerium, caesium, yttrium and strontium.

In February 1955, a series of reports on radionuclides in contaminated fish caught in the Pacific Ocean after the bomb test at the Bikini Atolls began to appear in Japan. Saiki [10, 11], Amano [12], Kawabata [13] and Yamada [14] confirmed, by radiochemical analyses, that the main radionuclides in contaminated fish caught in 1954 were ^{65}Zn and ^{55}Fe, and Shirai and others [11, 15] confirmed the existence of remarkable quantities of ^{113m}Cd and ^{115m}Cd in addition to ^{65}Zn, ^{55}Fe and ^{59}Fe. They also confirmed the existence of a small quantity of ^{54}Mn [16]. Hiyama, Asari and others [17], and Saiki [18] conducted a quantitative analysis of ^{90}Sr, and found that its quantity was far smaller than those of other nuclides described above. As to the quantitative composition of the radionuclides in fish, Saiki [16] clarified the whole picture using the liver of severely contaminated fish caught in 1956. That is, dominant radionuclides were primarily ^{55}Fe, ^{59}Fe and ^{65}Zn, followed by ^{113m}Cd and ^{115m}Cd, small quantities of ^{90}Sr, ^{90}Y and ^{54}Mn, and traces of ^{140}Ba, ^{140}La and other fission products.

As was shown by Miyake [19], the main radionuclides in the sea water at that time were ^{144}Ce and other fission products. It seems that quantities of ^{55}Fe and ^{65}Zn in the sea water were extremely small. Therefore, on the assumption that the aforesaid radionuclides were selectively and highly concentrated in fish, radioisotope tracer experiments on living fish in aquariums were carried out by Saiki [16, 20]. He showed that ^{65}Zn and ^{55}Fe are concentrated remarkably in the soft tissues of fish, as compared with fission products. Information on concentration of radionuclides from the sea water in marine organisms provide an important clue to estimating internal radiation exposure of man due to intake of marine food.

3.2.2. Biological consideration of uptake mechanisms for radionuclides by fish

The main pathways by which radionuclides in sea water enter fish are: (a) absorption of radionuclides dissolved in sea water directly through gills; (b) absorption through food such as plankton, benthos, seaweed and small fish by the intestines of fish; and (c) absorption from sea water taken into the intestine, since marine fish take in considerable amounts of water to control the osmotic pressure.

Tomiyama [21] reported that the dominant absorption route of ^{45}Ca in fresh-water fish was the gill. Saiki [22] determined the distribution of ^{65}Zn in various organs and tissues of eel, placed in fresh water containing ^{65}Zn for a period of less than 3 hours, and found that almost no radio-

activity was found in the intestinal canal, while considerable radioactivity was detected in kidney, liver, spleen, and blood taken from gills and veins, i.e. ^{65}Zn is absorbed effectively through gills.

Some of our experiments on the uptake of ^{65}Zn and ^{60}Co in phytoplankton [23] showed that the affinity of these radionuclides to dead cells is greater than to live cells. When studying the uptake of radionuclides in seaweed and plankton, attention should be paid not only to absorption but also to adsorption.

3.2.3. Chemical considerations on absorption and adsorption of radionuclides in marine organisms

Uptake of radioactivity in marine organisms is determined not only by the radioelement itself but also by its chemical and physical forms in sea water. Keckes and others [24] reported on concentration of ^{106}Ru in sea-mussel and showed that concentration factors in soft tissues were 56 in the case of the hydrochloride and 5.1 for the nitrates. However, careful consideration should be given to the fact that ruthenium adheres easily to organic materials and its chemical form may vary in sea water. We also studied the behaviour of ruthenium in sea water and its transfer to marine organisms.

As one of the ruthenium complexes, the behaviour of the nitrosyl-ruthenium chlorocomplex was examined by means of electrophoresis to study the concentration of ^{106}Ru by clams. The ^{106}Ru tracer was prepared in the form of nitrosylruthenium chlorocomplex and separated into four fractions by paper electrophoresis. The concentration factor in clams was highest in the fraction which collected the samples exhibiting cationic behaviour in the electrophoresis. However, the distribution rate of the cationic fraction was very small compared with those of anionic or neutral fractions just after the introduction into sea water, and the distribution of each ionic form was observed to vary with time. The results of examination by filtration or ion-exchange on other chemical forms of ruthenium showed that the nitro-complex of nitrosylruthenium is more stable than nitrate-complex in sea water. The chloride form of ruthenium was more labile as compared with the nitrosylruthenium, and chloro-complex of nitrosylruthenium showed an intermediate stability. From these results, it may be inferred that the mechanisms of biological concentration of radioactive ruthenium is also time dependent and varies with the difference in organs or tissues of marine organisms.

Cerium-144 also shows a complex character in sea water. A higher distribution rate was found for particulate or colloidal forms in the results of the fall-out survey. However, from our tracer experiments, it was seen that a considerable fraction of cerium exists in dissolved form for up to a few days after its introduction into sea water, and the loss of cerium from the sea water was caused by adsorption onto suspended matter or by coprecipitation with other metal hydroxides rather than by colloid formation itself. The higher concentration of ^{144}Ce in the liver of fish (Girella punctata GRAY) observed in our tracer experiments also suggested that the cerium was accumulated in the soluble form. It was also accumulated by uptake in the gills, and in the scales by surface adsorption.

TABLE IV. CONCENTRATION FACTORS (see text)

Organisms \ Radionuclides / Methods		Sr			Cs			Ru, Rh	Ce
		A	B	C	A	B	C	C	C
Phytoplankton		-	-	4 - 1600	-	-	1.2 - 30	-	340 - 4500
Algae	green algae	1.5	0.9 - 3.2	1 - 7	240	-	1 - 7	30 - 400	100 - 900
	brown algae	18 - 100	8 - 60	2 - 41	16 - 50	32 - 74	2 - 30	170 - 360	200 - 350
	red algae	0.3 - 83	0.2 - 5.8	0.1 - 6.3	16 - 28	-	1 - 50	60 - 1000	100 - 1100
Zooplankton		0 3 - 70	1 - 10	0.1 - 0.9	17	0.1 - 1	1 - 26	0.5 - 100	1 4 - 611
Crustacean	muscle	0.1 - 1	-	0.2	-	-	8 - 9	3 - 5.5	5 - 25
	viscera	-	-	1.3	-	-	8 - 9	1.2 - 30	3 - 200
	shell	180	-	1.5 - 15	-	-	0.1 - 15	11 - 193	2 - 400
Mollusca	muscle	0.1 - 1.4	-	0.2 - 0.5	15 - 24	3.2 - 8.2	6.8 - 72	1 - 5	4 - 25
	viscera	-	-	1.0 - 1.3	-	-	-	2.5 - 30	40 - 200
	shell	86 - 181	68 - 135	6 - 15	-	-	0.01 - 14	10 - 53	2 - 50
Fish	muscle	0.1 - 1.5	0.3 - 0.6	0.02 - 0.2	15 - 44	24 - 100	6 - 37	0.1	0.3 - 12
	viscera	-	-	0.1 - 1.7	19 - 50	-	3 - 35	0.01 - 20	4 - 720
	bone	8.5 - 36.6	12 - 50	0.5 - 3.7	64 - 244	26	3 - 5	0.02 - 0.4	4

3.3. Biological concentration factors of radionuclides in marine organisms

3.3.1. The concentration factors

The concentration factor (CF) of a marine organism for a radionuclide is given by the ratio of radionuclide concentration, C_{mf} (or the concentration of stable element, C'_{mf} , in the marine organism, its organs and tissues, to the radionuclide concentration, C_{sw} (or concentration of stable element C'_{sw}), in the sea water in which the organism lives.

$$CF = \frac{C_{mf}}{C_{sw}} \qquad \text{or} \qquad CF' = \frac{C'_{mf}}{C'_{sw}} \tag{4}$$

Methods of determining CF are: (A) to analyse the stable element concentration in the sea water and that in the organism; (B) to measure radioactive fall-out in the sea water and the radioactive contamination of marine organisms in the area; and (C) by feeding the organism in sea water with radioisotopes, to measure the radioactivities of the organism and those of the sea water when the radionuclide concentrations in the sea water and in the organism reach equilibrium. Method (A) is useful for obtaining information on the natural state of equilibrium, and method (B) is valuable for determining the effects under natural conditions. However, it would be rather difficult to make a quantitative analysis for some of the stable elements and radionuclides in the marine environment, and unexpected errors may occur when the chemical quantitative analysis is done. The advantage of method (C) is that it shows, in relation to time, how radioactive substances are concentrated in, and excreted from, organisms.

Table IV reviews CF-values obtained by the three methods. Depending upon the types of nuclides and organisms, the CF-values may agree or may differ considerably. One of the reasons for the difference, in some cases, is that no equilibrium exists between the artificial radionuclide added to the sea (fall-out and radioactive waste) and its stable isotope in natural sea water. It is strongly affected by any difference of chemical forms. In the usual radioisotope tracer experiments, insufficient radioactivity equilibrium exists between the experimental organism and the sea water in the aquarium, owing to uncontrollable experimental conditions, such as the short breeding period of the fish. A question arises as to what kind of concentration value should be adopted for safety assessment. In the assessment of marine contamination at present, local coastal contamination is more important than the contamination of the sea as a whole. Therefore, in a safety assessment, a too rigid decision based only on the results of stable element analysis method should be avoided.

3.3.2. Investigation of the concentration factor

To obtain basic information on the concentration of radionuclides by marine organisms, the concentration factors for ^{137}Cs and ^{85}Sr by marine fishes (common sea bass, Lateolabrax japonicus CUVIER; fasciatus, Oplegnathus fasciatus TEMMINCK & SCHLEGEL; crimson sea breams, Evynnis japonica) were determined by administering radioisotopes, and the concentration of ^{85}Sr by other kinds of fishes (rock-trout, Hexagrammos

otakii JORDAN & STARKS; bastard halibut, Paralichthys olivaceus TEMMINCK & SCHLEGEL; flat fish, Kareius bicoloratus BASILEWSKY) was also observed using a long-term experiment to determine the variability of the concentration factors due to differences of organs, tissues or species of the fishes.

With other radionuclides, concentration of ^{60}Co by fish (yellowtails, Seriola, and bastard halibut), shell-fish (clams, Meretrix lamarckii DESHAYES; mussels, Mytilus edulis LINNAEUS), concentration of ^{59}Fe by fish (sea breams, Rhabdosargus sarba FORSKÅL) and clams, and concentration of ^{106}Ru by fish (crimson sea breams) and shell-fish (clams), were examined using tracer experiments.

Medium-sized aquariums in which one ton of sea water is circulated through a sand filter were used for ^{137}Cs and ^{85}Sr experiments, and a big aquarium containing fifty tons of sea water was used for long-term experiments using ^{85}Sr or ^{60}Co as tracers. In addition, small-sized aquaria (10 to 200 litres) were used for other tracer experiments. The tracers were added to the water in the aquaria and, after the equilibrium was reached, the fish or shell fish were introduced into the aquaria and bred for a few weeks to a few months with or without feeding.

Concentration of ^{137}Cs. The highest value of concentration factor was observed in the liver of common sea bass after twenty days breeding, but the patterns of uptake were similar among the three kinds of fish examined. The concentration seemed to reach equilibrium within forty days in all organs except the muscle and vertebra. The significant concentration observed in the liver of common sea bass is considered to be the result of vigorous metabolism in the younger stage of the fish, and a more rapid accumulation of ^{137}Cs was observed in other organs of yearling fishes as compared to that in adult fishes. Uptake of ^{137}Cs in the muscle of crimson sea breams was slower than for common sea bass or fasciatus; the difference is presumed to be due to the effect of the temperature of the sea water, since the crimson sea breams were bred at a lower temperature.

Loss of ^{137}Cs. Loss of ^{137}Cs from crimson sea breams which were contaminated for about a month was remarkably quick from the organs in which the concentration reached equilibrium more quickly (for example, liver, gill or scales), and almost 50% of the activity was lost from those organs within a week. For the other organs, however, the decrease of activity was insignificant, while an increase of radioactivity was observed in the muscle.

Concentration of ^{85}Sr. For uptake of ^{85}Sr, the highest concentration factor was obtained in the scales (CF = 6.6), followed by the vertebra (CF = 3.7) and the dorsal-fin (CF = 3.5), but the concentration of ^{85}Sr in the soft tissues was generally quite low. Variation of the concentration factors in different species was not evident among six species of marine fish examined.

Loss of ^{85}Sr. Compared with the case for ^{137}Cs, loss of radioactivity from the liver of fish was more rapid, and about 90% of the ^{85}Sr was lost in a few days. On the contrary, loss from hard tissue was very slow and an effective half-life of ^{85}Sr in the vertebra was calculated to be about 300 to 600 days. There was again little variation of the result from species to species.

Concentration of ^{90}Sr in fall-out, and of natural stable strontium and calcium by fish bone, shell and algae. Various kinds of marine fish (aged two or three years), shells, and algae were collected from 1963 up to the present time for radiochemical analyses and determination of stable calcium and strontium. As shown in the tables, concentration factors obtained by stable element analyses (Table V) are consistent with the others (Table VI). Since we have much data on calcium contents in fish, it is useful to get information on discrimination between strontium and calcium by marine organisms. The degree of discrimination was represented in the form of a discrimination factor (DF) by the following equation:

$$DF = \frac{(Sr/Ca)\ organism}{(Sr/Ca)\ sea\ water} \qquad (5)$$

The discrimination factors (DF) between strontium and calcium are calculated and described in Tables V and VI, showing dominant selective absorption of strontium by brown algae and recessive uptake of strontium by other algae, shells and fish bones.

Concentration of ^{60}Co. The relation between uptake of ^{60}Co and time is shown in Fig. 3 for some of the organs of yellowtails and bastard halibut. Compared with other organs, in which the concentration reached equilibrium within about fifty days, the liver of bastard halibut gave an increasing concentration factor throughout the period of the experiment. The concentration factors for ^{60}Co by various organs of the two species were compared

TABLE V. CONCENTRATION FACTORS (CF) AND DISTRIBUTION FACTORS (DF) OBTAINED BY ANALYSES OF STABLE STRONTIUM AND CALCIUM

Organisms	CF	DF			mg(Sr)/kg (raw)
		min.	max.	av.	
Fish bone	9.8 - 36.6	0.10	0.37	0.27	80.1 - 299.5
Shell	86.2 - 180.9	0.13	0.23	0.19	690.0 - 1447.1
Green algae	1.5	-	-	0.31	12.2
Brown algae	18.3 - 31.3	3.38	4.25	3.67	146.6 - 250.0
Red algae	0.3 - 5.2	0.39	0.58	0.48	2.5 - 41.3

TABLE VI. CONCENTRATION FACTORS (CF) AND DISTRIBUTION FACTORS (DF) OBTAINED BY ANALYSES OF ^{90}Sr FALL-OUT AND STABLE CALCIUM

Organisms	CF	DF		
		min.	max.	av.
Fish bone	21.0 - 50.1	0.18	0.45	0.36
Shell	67.7 - 134.9	0.14	0.23	0.19
Brown algae	7.8 - 12.3	2.93	4.30	3.61

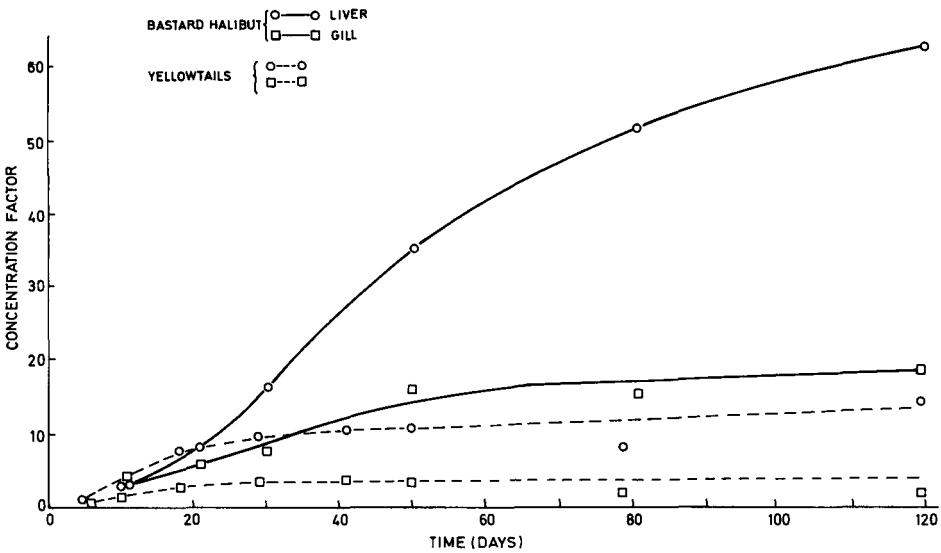


FIG. 3. Concentration of ^{60}Co by marine fish.

on the fiftieth day. For every organ of the fish, the concentration factors were higher than in the case of ^{137}Cs or ^{85}Sr, and a remarkable difference was found between yellowtails and bastard halibut for every organ.

The effect of metabolic activity on the uptake of ^{60}Co by clams was also determined. The clams bred at 20° C showed a ten times higher concentration factor in the mid-gut gland than the control group bred at 10° C.

Loss of ^{60}Co. The decrease of radioactivity between yellowtails and bastard halibut was compared by breeding them in non-radioactive sea water after being contaminated with ^{60}Co for four months. The differences between the two species was also notable in the case of decontamination, and only a few percent of the activity was lost from bastard halibut within a month.

Concentration of ^{59}Fe. Among the various organs of sea breams, the highest concentration factor for ^{59}Fe was obtained on liver or other visceral organs. The muscle showed the smallest value. Higher concentrations also observed (on the gill of the fish) suggested that gill absorption should be considered an important route of uptake.

Loss of ^{59}Fe. Predominant loss of the radioactivity from the gill showed that a considerable fraction of ^{59}Fe was held on the gill by surface adsorption. Decrease of the activities in other organs was generally slow.

Concentration of ^{106}Ru. On clams, ^{106}Ru was mainly concentrated in the mid-gut gland. On the other organs, the concentration factors decreased in the following order: gill, shell, mantle, visceral organs other than mid-gut gland, and foot. However, the order as well as the value of the concentration factor was different depending upon the chemical forms of the radioruthenium or the time elapsed after the tracer was added to

the sea water. Among the three forms of nitrosylruthenium complexes, the most stable nitro-complex showed the highest concentration factor in the mid-gut gland and the lowest value on the shell, as compared with two other complexes, the nitrato- and chloro-complexes. Although differences were not evident between the latter two, higher concentrations in the gill or shell showed that surface adsorption was dominant for these chemical forms of ^{106}Ru.

In mussels, the highest concentration was observed on the shell even for the case of the nitro-complex of nitrosylruthenium. This result is believed to be due to the difference of the state of the shell surfaces.

For crimson sea breams, concentration was dominant in the gill, digestive organ or skin, and was very low in muscle. For almost all the kinds of organisms examined, and for every chemical form of ruthenium used as tracer, the muscle always showed the lowest concentration factors. Generally speaking, however, the distribution of chemical forms of ruthenium, or the chemical behaviour of each chemical species in sea water, is rather variable, depending upon time.

Loss of ^{106}Ru. Loss of ^{106}Ru from organisms is, on the whole, very slow. As in the case of the other nuclides, the loss from the organs having the higher concentrations was observed to be higher than the loss from other organs, though almost no decrease of the activity was observed in most of the organs in the case of clams.

3.4. Survey of human fish consumption

In order to evaluate the radiation dose to or exposure of humans, especially for people residing near nuclear facilities, it is necessary to understand the way people take up radioactive substances from their food and to investigate the food consumption quantitatively. A preliminary survey was planned in 1968 and implemented in the following spring by a house-to-house visit system, at first in the coastal area of the Chiba Prefecture and then in the Ibaraki Prefecture, where the atomic energy establishments are concentrated and the nuclear fuel reprocessing plant is due to be constructed.

Among the marine food products, attention was paid to sea algae, immature anchovy (Engraulis japonicus) and the other kinds of small fishes whose whole body is edible. According to the report on the present situation of national nutrition by the Ministry of Welfare in 1968, the average protein intake of the people was 76.6 grams per day per person, of which animal protein accounted for 41% (31.7 g). It was also reported that the contribution from marine food was 57% of animal protein (18.2 g). In our preliminary investigation, it was observed that protein intake by fisherman in the Ibaraki coastal area was very dependent on marine products and generally higher than that of non-fisherman. Namely, the average protein intake from marine products was 75 g (11 to 151 g) per day per person for the fisherman's group and 24 g (0 - 73 g; mostly 20 - 40 g) for the non-fisherman's group, corresponding to 56% (23 - 83%) and 30% (0 - 61%) of their total protein intake, respectively. Supposing the average protein content of the edible part of fresh fish is about 20% (15-25%), 75 and 24 g of fish protein correspond to 375 and 120 g of the edible part of fish, respectively. It should be noted that a person who consumed the highest

amount of a certain kind of fish was to be found among a non-fisherman's group within this investigation.

According to the survey in the Ibaraki coastal area during spring 1970, the list of fish consumed with high frequency (in order of frequency) are as follows:

(a) Fisherman's household; tuna (Parathunnus obesus), immature anchovy (Engraulis japonicus), skipjack (Katsuwonus pelamyo), squid (Dorytouthis bleekeri), yellowtail (Seriola quiqueradiata), jack mackerel (Scomber japonicus);

(b) Non-fisherman's household; immature anchovy (Engraulis japonicus), skipjack (Katsuwonus pelamyo), salmon (Onchorhynchus keta), jack mackerel (Scomber japonicus).

If only the fish caught in the sea around the Ibaraki prefecture is considered, immature anchovy (Engraulis japonicus) should be ranked first in frequency of consumption. The average amount consumed was about 780 g/yr•person (max. 3.3 kg/yr•person) in fishermen's households and 300 g/yr•person (max. 1.2 kg/yr•person) for non-fishermen's households. As shown above, though the amount was tiny, immature anchovy (Engraulis japonicus) was consumed in high frequency in both groups. It is also observed that "HINORI" (Gloiopeltis furcata), which is a not normally eaten sea algae, was eaten by the fisherman's group in the special coastal area of Ibaraki prefecture. The consumption of marine products varies with the season and it is also possible that an unexpectedly high consumption of an uncommon food might be found somewhere in our country. It is, therefore, necessary to continue this kind of investigation on a wide and long-term basis.

4. CONCLUSION

Before any actual radioactive waste disposal, an evaluation should be made on the basis of a test disposal to set up an initial discharge limit, allowing a sufficient margin of safety. After the test disposal, the permissible discharge limits should then continue to be revised step by step on the basis of both the results of field surveys and laboratory experiments. The results described in Section 3 of this paper have already been used in radiation dose assessments in man due to sea disposal of radioactive wastes. Even if the solid radioactive wastes or packages are dumped into deep waters, there may be a possibility that, while sinking, some radioactivity could be released or leached out from the solidified wastes or packages into the surface water-layer which supplies us with almost all of our fish. The residence time of radionuclides in the surface water gives most of the information for estimating the effect of radionuclides. Some distribution factors for radionuclides between marine sediments and sea water are available for estimating the external radiation exposure of man due to the contamination of beach sand and the sea bed. Various items of data on concentrations of radionuclides in edible marine fish and on the consumption of fish by people living on the sea coast were used for estimating the possible internal exposure in the critical group of the population.

The radioactivity of liquid waste from nuclear power reactors released into coastal waters is quite small, as described in Section 1.

A pre-estimation of radiation dose or exposure of man due to the release of liquid waste from the spent-nuclear-fuel reprocessing plant was carried out [25]. The immature anchovy (Engraulis japonica) was chosen as a temporary critical marine food for ^{144}Ce and ^{90}Sr intake. Since those radionuclides are concentrated only in the gills and digestive tract and bones, and not concentrated in the muscle, we have to consider the fish edible as a whole in estimations of the internal dose to man. Concentration factors of strontium, caesium, etc. in fish filet and of ^{106}Ru in algae were also used in the estimation. From these estimations on the discharge of liquid radioactive wastes from nuclear facilities (Section 2) (into the sea at a distance of 1 km from the Tokai-mura coast at a depth of 10 m) the largest value of a man's internal exposure would be about 50 mrem/year to the gastro-intestinal tract, 20 mrem/year to the bone and 2 mrem/year to the whole body.

If care is taken, using these analyses as basis at the siting and designing stages of nuclear facilities, and for the selection of waste disposal sites, the level of environmental radioactive contamination and the degree of possible hazards to the inhabitants can be kept negligibly small as compared to other possible hazards, e.g. due to conventional chemical pollution.

REFERENCES

[1] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Standardization of Radioactive Waste Categories, Technical Reports Series No. 101, IAEA, Vienna (1970).

[2] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Principles for Limiting the Introduction of Radioactive Waste into the Sea, to be published as an IAEA Safety Series, in 1972.

[3] Recommendation of the International Commission on Radiological Protection (Adopted 17 Sep. 1965), ICRP Publication 9, Pergamon Press, Oxford (1966)

[4] NAGAYA, Y , NAKAMURA, K , A study on the vertical transport of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the surface waters of the seas around Japan, J. Rad. Res., Japan 11 (1970) 32-43.

[5] NAGAYA, Y., NAKAMURA, K., SAIKI, M., Strontium concentrations and strontium-chlorinity ratios in sea water of the North Pacific and the adjacent seas of Japan", J. Oceanogr. Soc. Japan 27 (1971) 21-26.

[6] NAGAYA, Y., SAIKI, M., Accumulation of radionuclides in the coastal sediment of Japan, I. Fall-out radionuclides in coastal sediments in 1964-1965, J. Rad. Res. 8 (1967) 37-43.

[7] DONALDSON, L.R., USAEC Rep. AECD-3446 (1950) 140.

[8] DUNSTER, H.J , Proc. UN Int. Conf. peaceful Uses atom. Energy (Geneva, 1955) 9, UN, New York (1956) 712.

[9] FAIR, D.R.R., McLEAN, A.S., Proc. UN Int. Conf. peaceful Uses atom. Energy (Geneva, 1955) 13, UN, New York (1956) 329.

[10] SAIKI, M , OKANO, S., MORI, T., Bull. Japan Soc. Sci. Fish. 20 (1955) 902-906.

[11] SAIKI, M , SHIRAI, K , OHNO, S., MORI, T., Bull. Japan Soc. Sci. Fish. 22 (1957) 645-650.

[12] AMANO, K., TOZAWA, H., TAKASE, A., Bull. Japan Soc. Sci. Fish. 21 (1956) 1261.

[13] KAWABATA, T., Japan Med. Sci. Biol. 8 (1955) 359.

[14] YAMADA, K , TOZAWA, H., AMANO, K., TAKASE, A., Bull. Japan Soc. Sci. Fish. 20 (1955) 916.

[15] SHIRAI, K., SAIKI, M., OHNO, S., Bull. Japan Soc. Sci. Fish. 22 (1957) 651.

[16] SAIKI, M., YASUMOTO, K., MORI, T , "Transfer and accumulation of radionuclides in fish", Proc. 2nd Japan Radioisotope Conf. (1958) 576-590.

[17] HIYAMA, Y., ASARI, M , personal communication (1957).

[18] SAIKI, M., YASUMOTO, K., MORI, T., Proc. 2nd Symp. Atomic Energy, Japan (1958).

[19] MIYAKE, Y., Report on effects of Radioactivity around the Bikini Atolls, Japanese Bureau of Fisheries (1955).

[20] MORI, T., SAIKI, M., Bull. Japan Soc. Sci. Fish. 21 (1955) 945-949.

[21] TOMIYAMA, T., Asahi Science (June 1954).
[22] SAIKI, M., Isotope Nogyo-Oyo-Gijutsu (Application of Radioisotopes in Agriculture: MITSU, S., Ed.), Chijin-Shokan, Tokyo (1958) 142-147.
[23] UMEZU, T., SAIKI, M., Report of the Naikai Regional Fisheries Institute, Japanese Bureau of Fisheries, No.24 (1967).
[24] KECKES, S., PUCAR, Z., MARAZOVIC, L., Radioecological Concentration Processes (Proc. Int. Symp. Stockholm, 1966: ABERG, B., HUNGATE, F.P., Eds), Pergamon Press, N.Y. (1967) 993.
[25] SAIKI, M., KOYANAGI, T., OHMOMO, Y., UCHIYAMA, M., Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1971), IAEA, Vienna (1971) 821-846.

PROTECTING THE OCEAN AND ATMOSPHERE FROM CONTAMINATION BY RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL ACTIVITIES

S. KADOYA, S. SUGIMOTO, T. HAYASHI
Ebara Manufacturing Co. Ltd, Tokyo

T. MURATA, H. YUSA, K. KAMIYA
Hitachi Research Laboratory, Hitachi Ltd, Hitachi

Y. ANDO
Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation, Tokyo, Japan

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

PROTECTING THE OCEAN AND ATMOSPHERE FROM CONTAMINATION BY RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL ACTIVITIES.

To fit in with the tightly-scheduled nuclear power projects in Japan, urgent efforts have been made to ensure that the ocean and atmosphere is protected from radioactive contamination that might result in the course of radioactive waste disposal. One study is designed to find a proper solution to the disposal of radioactive wastes such as spent ion-exchange resins, filter cakes, concentrated waste liquid from evaporators, etc. Another is aimed at reducing the amount of radioactive gaseous fission products to be released into the environment through the off-gas systems of nuclear power stations.

The first part of the paper deals with research into deep sea dumping of wastes. It presents a review of the laboratory tests on leaching characteristics both of the cement-solidified and the bituminized products of simulated radioactive wastes. The leaching data of products of both types of solidification tested at pressures and temperatures equivalent to those of the sea at a depth of 4000 m are provided. The effects of solidification are discussed with respect to various solidification conditions, such as by types of solidifying materials, radioactive wastes, mixing ratios, pressures, temperatures, etc.

In the second part of this paper, which concerns work aimed at getting basic engineering data for designing off-gas treatment at nuclear power stations, three types of devices have been considered, with the intention of improving their effectiveness and reliability. They are: (a) a rare-gas hold-up device; (b) a catalytic recombiner of hydrogen and oxygen; and (c) an activated charcoal filter. The basic data obtained through experiments by employing a pilot-scale unit for (a), those obtained with palladium-aluminium catalysts for (b), and those on removal of elemental iodine and organic iodides for (c) are discussed.

PROTECTION DU MILIEU MARIN ET DE L'ATMOSPHERE CONTRE LA CONTAMINATION CAUSEE PAR L'EVACUATION DES DECHETS RADIOACTIFS.

Etant donné le programme intensif d'énergie nucléaire au Japon, des dispositions sont prises pour protéger la mer et l'atmosphère de la contamination radioactive causée par l'évacuation des déchets radioactifs. Une étude a notamment été faite pour résoudre la question de l'évacuation de déchets radioactifs tels que les résines échangeuses d'ions épuisées, les filtres, les concentrés de déchets liquides des évaporateurs, etc. On a également étudié la possibilité de réduire les volumes de produits de fission gazeux radioactifs dégagés dans l'atmosphère par les dispositifs d'évacuation des gaz des centrales nucléaires.

La première partie du mémoire présente les travaux de recherche sur l'immersion de déchets en mer en eau profonde. Il décrit les essais en laboratoire visant à déterminer les caractéristiques de lixiviation de déchets radioactifs simulés solidifiés par incorporation à du ciment ou à du bitume. Il donne les résultats obtenus avec ces deux matériaux, dans des conditions de pression et de température identiques à celles que l'on rencontre en mer à 4000 mètres de profondeur. Les auteurs examinent les effets de la solidification selon le matériau de support utilisé, la nature des déchets radioactifs, les proportions du mélange, les pressions, les températures, etc.

La seconde partie du mémoire, qui traite des travaux visant à obtenir les données de base pour la construction de dispositifs de traitement des gaz dégagés par les centrales nucléaires, examine trois sortes de dispositifs en vue d'en améliorer l'efficacité et la fiabilité. Ce sont: a) les dispositifs de retenue des gaz rares; b) un dispositif catalytique de recombinaison de l'hydrogène et de l'oxygène; c) un filtre en charbon actif. Les auteurs exposent les résultats fondamentaux des expériences, en installation pilote pour a), avec un catalyseur palladium/aluminium pour b), et sur l'iode et les iodures organiques pour c).

ЗАЩИТА ОКЕАНА И АТМОСФЕРЫ ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ПО УДАЛЕНИЮ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ.

В соответствии со многими проектами, связанными с развитием ядерной энергетики, в Японии предпринимались усилия по защите океана и атмосферы от радиоактивного загрязнения, которое может быть вызвано удалением радиоактивных отходов. Имеются в виду исследования, проводимые с целью нахождения подходящего решения по удалению таких радиоактивных отходов, как отработанные ионообменные смолы, отжатые осадки, концентрированные жидкие отходы и т.д., а также исследования, направленные на сокращение количества радиоактивных газообразных продуктов деления, удаляемых в окружающую среду через офгазные системы атомных электростанций.

В первой части доклада рассматриваются исследования по удалению отходов в глубокие моря. В ней дается обзор лабораторных испытаний характеристик выщелачивания как зацементированных, так и битумированных продуктов, аналогичных радиоактивным отходам. Получены данные по выщелачиванию отвержденных этими двумя способами продуктов, испытанных под давлением и при температуре, равными давлению и температуре на глубине моря в 4000 м. Обсуждаются результаты отверждения в зависимости от условий, таких, как типы применяемых для отверждения материалов, типы радиоактивных отходов, степень смешения, величины давлений, температур и т.д.

Во второй части доклада, которая касается работы по получению основных технических данных для конструирования устройств по обработке газообразных отходов на ядерных электростанциях, рассматриваются три вида устройств, по которым проводилась исследовательская работа с целью повышения их эффективности и надежности. Этими устройствами являются: a) прибор с редким газом, b) каталитический рекомбинатор водорода и кислорода и c) фильтр на активированном древесном угле. Обсуждаются основные данные, полученные для a) в результате экспериментов с применением опытного оборудования, данные, полученные для b) с помощью палладиево-аллюминиевого катализатора, и данные для c) об удалении элементарного йода и органических йодидов.

PROTECCION DEL OCEANO Y DE LA ATMOSFERA CONTRA LA CONTAMINACION CAUSADA POR LA EVACUACION DE DESECHOS RADIACTIVOS.

Al ejecutar sus proyectos de energía nucleoeléctrica rigurosamente programados, el Japón ha procurado proteger el océano y la atmósfera contra la contaminación causada por la evacuación de desechos radiactivos. Entre otras cosas se ha tratado de hallar una buena solución para la evacuación de desechos radiactivos, usándose resinas de intercambio iónico, tortas de filtro, líquidos residuales concentrados procedentes de evaporadores, etc. También se ha estudiado la cantidad de productos de fisión gaseosos radiactivos que pueden liberarse en la atmósfera por sistemas de salida de gases de las centrales nucleares.

La primera parte de la memoria se ocupa de las investigaciones sobre la evacuación de desechos en aguas marinas profundas. Se reseñan los ensayos de laboratorio sobre las características de lixiviación de los desechos radiactivos simulados solidificados en cemento o bituminizados. Se presentan los datos de lixiviación de ambos tipos de solidificación ensayada a presión y temperatura equivalentes a 4000 metros de profundidad en el mar. Se examinan los efectos de la solidificación con respecto a distintas condiciones, tales como, materiales de solidificación, desechos radiactivos, proporciones de los materiales mezclados, presión, temperatura, etc.

En la segunda parte de la memoria, que se ocupa de trabajos encaminados a obtener datos básicos de ingeniería para el diseño de sistemas de tratamiento de gases residuales de las centrales nucleares, se han tomado en consideración tres tipos de dispositivos a fin de mejorar su eficacia y fiabilidad. Son los siguientes: a) un dispositivo para la retención de gases raros; b) un recombinador catalítico de hidrógeno y oxígeno y c) un filtro activado de carbón vegetal. Se estudian los datos experimentales obtenidos con ayuda de una instalación piloto para a); los obtenidos para catálisis de paladio sobre aluminio para b), y los relativos a la eliminación de yodo elemental y yoduros orgánicos para c).

1. INTRODUCTION

As the capacities of single units of nuclear power stations, as well as the number of units to be constructed, increase, there is a corresponding increase in the radioactive waste, such as the concentrated liquid wastes from evaporators, spent ion-exchange resins, filter-cakes, etc. which arise from the operation of nuclear power plants and which are, in Japan, usually subjected to solidification for safe disposal.

Hence, it is considered as one of the most important tasks for engineers in the field of radioactive waste management to find a proper and yet economical solution to the ultimate disposal of those wastes, while not causing any significant contamination of the environment.

In particular, the disposal of wastes by dumping them into the sea has recently attracted public attention, and national as well as international concern with regard to conservation of the environment. This fact inevitably signifies the necessity of studies on rendering insoluble radionuclides contained in the wastes to be disposed of, and on the leaching characteristics of those nuclides from the final solidified waste products in the depths of the sea.

From these points of view, studies have been carried out on solidification methods, and on the leachability of the solidified products of the radioactive concentrates from evaporators and chemical precipitators containing various radionuclides. An intensive program of research was initiated to study deep sea dumping of radioactive waste and various leaching tests under high pressure and at low temperature in deep-sea water were conducted.

In the following report Section 2 summarizes a series of test results with ^{137}Cs, part of the experimental studies, with particular reference to the data on the leaching tests on both cement-solidified and bituminized products of radioactive wastes with the pressures and temperatures equivalent to those of a sea depth of 4000 m.

When one considers the release of radioactive gaseous wastes into the atmosphere, it is realized that the environmental problem is becoming somewhat serious, and further efforts must be made to reduce or limit the radioactivity to be discharged into the environment. This is of particular importance in Japan, since the number of the possible construction sites are so limited by the small area of the country that several units will have to be installed on any one site, and those units will tend to be of larger capacities.

In Section 3, a summary of the experimental studies on efforts to reduce the activities released from the off-gas systems of a nuclear reactor are presented to introduce the basic engineering data required for the designs of: (a) rare-gas hold-up devices; (b) catalytic recombiners of hydrogen and oxygen; and (c) activated charcoal filters. These data have been acquired through the research work done with the intention of improving the effectiveness and reliability of these various devices.

2. SOLIDIFICATION OF RADIOACTIVE WASTES

2.1. Factors affecting leaching characteristics

The leaching rate or the fraction of the leached-out radioactivity of solidified radioactive wastes that would be found in the surrounding sea

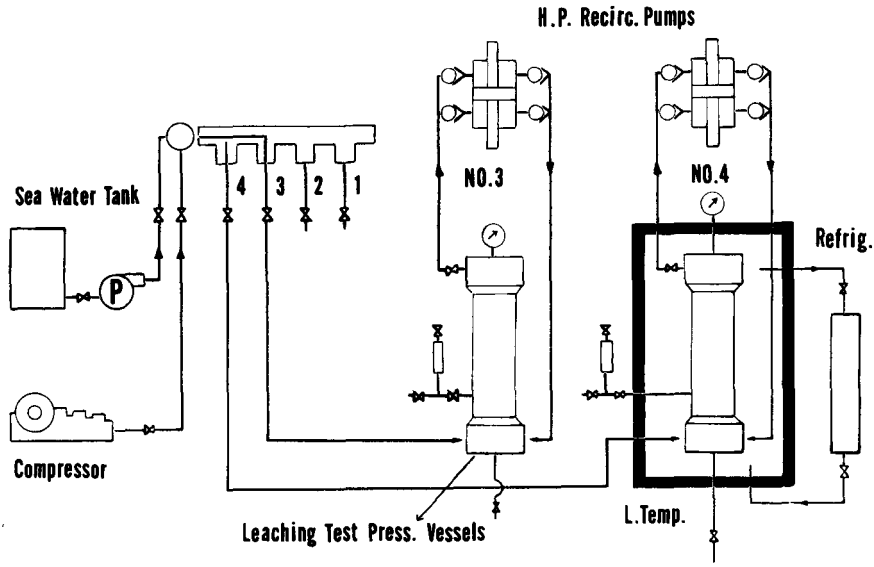


FIG. 1. Leaching test flow diagram.

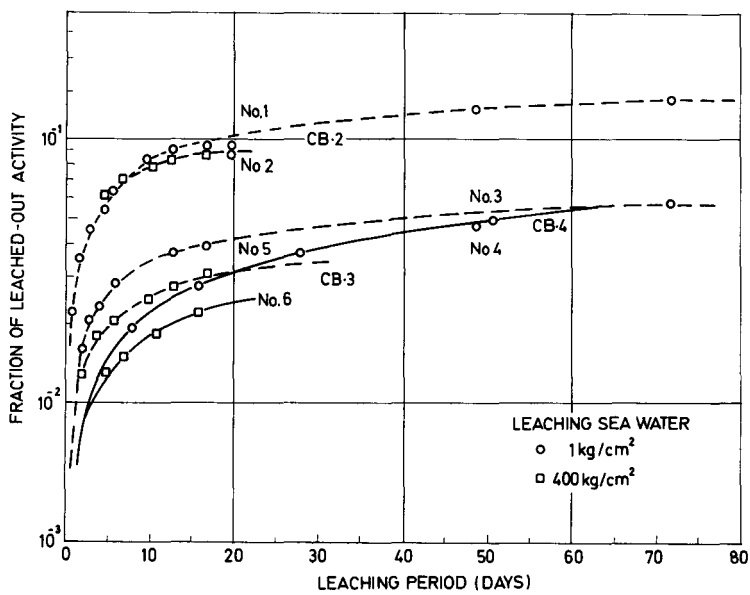


FIG. 2. Test on leaching of ^{137}Cs from cement-solidified products.

TABLE I. COMPOSITION OF CEMENT-SOLIDIFIED PRODUCTS

Specimen		CB-2		CB-4		CB-3	
Test run		1	2	3	4	5	6
Concentrate/solidifying material		50/50 (16.7%)[a]		35/65 (9.7%)[a]		40/60 (11.8%)[a]	
Solidifying material	cement : bentonite	95 : 5		95 : 5		95 : 5	
	total weight (g)	144.2		208.4		200.0	
	slag-cement (g)	137.0		198.0		190.0	
	bentonite (g)	7.2		10.4		10.0	
Concentrate	Na_2SO_4: H_2O	20 : 80		20 : 80		20 : 80	
	total weight (g)	144.2		112.0		133.4	
	Na_2SO_4 (g)	28.4		22.4		26.8	
	H_2O (g)	115.8		89.6		106.6	
Total radioactivity (μCi)		424		279		375	
Specific radioactivity (μCi/g)		1.72		0.973		1.38	
Volume (cm^3)		147.2		147.2		147.2	
Surface area (cm^2)		392.5		392.5		392.5	
Weight (g)		244.8	246.9	287.3	286.8	269.9	274.0
Specific gravity		1.663	1.667	1.952	1.948	1.827	1.861
Curing period (day)		4		4		25	

[a] Figures in parentheses indicate percentage of anhydrous concentrate contained in a product.

water when the wastes are dumped into the sea usually varies with the type of solidification method, the solidifying materials, the mixing ratios, the nature of the radioactive nuclides incorporated, etc. Some of the test results obtained are summarized.

2.1.1. Solidification method

Test specimens of 50 mm dia. × 75 mm long were prepared by solidifying a 20% solution of Na_2SO_4 spiked with ^{137}Cs (to simulate the concentrated liquid waste arising from the regeneration liquid waste at the condensate demineralizers at BWR stations) with slag-cement or blown-asphalt. Each specimen was immersed in 4 litres of artificially prepared sea water under high or atmospheric pressure for the leaching test (Fig. 1). The cement-solidified specimens were subjected to testing after being cured in a saturated humid atmosphere for a given period.

Cement solidification. Figure 2 shows the results of the leaching test on the cement-solidified specimens, the compositions of which are given in Table I. The fraction of leached-out activity is the ratio of the cumulative

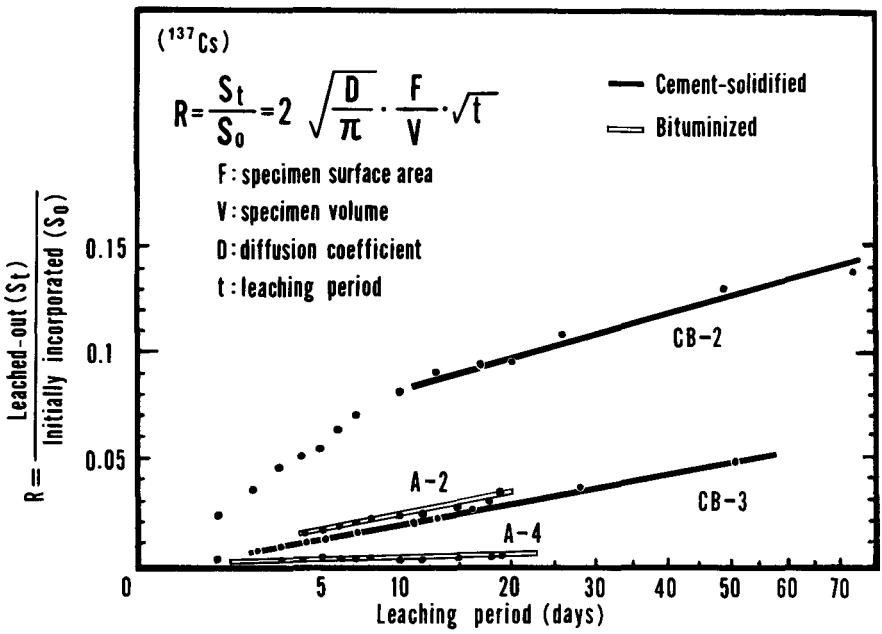


FIG. 3. Relationship between fraction of leached-out ^{137}Cs activity (S_t/S_0) and leaching period ($\sqrt{t}$).

leached-out radioactivity (S_t) up to time t, corrected for decay, to the radioactivity (S_0) initially incorporated in the specimen. Leaching takes place rather quickly initially, but it then gradually reaches a somewhat stabilized rate, after approximately two weeks. With the less-cured specimens, faster leaching rates have been observed. If it is assumed that the leaching of a radionuclide from the specimen is simply a diffusion process, the following equation gives the fractional leached-out activity, R:

$$R = \frac{S_t}{S_0} = 2\sqrt{\frac{D}{\pi}} \cdot \frac{F}{V} \cdot \sqrt{t} \qquad (1)$$

where F is the surface area of a specimen (cm^2), V the volume of the specimen (cm^3), D the diffusion coefficient (cm^2/d), and t the leaching time elapsed (days) [1]. The equation indicates that R is directly proportional to $\sqrt{t}$ provided that the diffusion coefficient is constant with time.

It is certainly interesting to note some variations in the plotted data (Fig. 3), which are rather scattered during the first ten days after the start of leaching. Note should be made of the results obtained with Specimen CB·2 with a short curing time of 4 days. The specimens having a normal curing time, say 25 days, such as cement-solidified Specimen CB·3 and bituminized Specimens No. A-2 (sludge content: 50% on dry basis) and No. A-4 (sludge content: 30% on dry basis) show an approximately linear leaching rate with $\sqrt{t}$, even several days after the start of leaching.

Bituminization. There are two methods generally used for bituminization: (A) the method of making a solid product after evaporating water contained in wastes by mixing and heating the wastes with asphalt; and (B) the method of preparing a solid product by driving off the residual moisture by heating after most of the water accompanying the wastes has been removed by applying a surface-active agent to the mixture.

The test results obtained by the authors have provided evidence that the solidified product of iron hydroxide sludge made by method (B) has a comparatively well-homogenized mixture of asphalt and sludge. The leaching rate of the product prepared only by dewatering by addition of a surfactant in this case has turned out to be about 60% less than that of the product, prepared by method (A) and approximately 90% less than with both phases of method (B) completed.

2.1.2. Type of solidifying materials and mixing ratios

While asphalt gives a far more chemically-stable solidified product, one which has a remarkably lower leaching rate than that obtained with cement, the solidified cement-product often shows differences in properties, depending on the composition, pH-value and quality of the sludges. Hence, it is advisable to use, for instance, slag-cement in place of Portland cement for solidifying sulphates to obtain good results.

Moreover, in cement-conditioning, the amount of cement to be added naturally varies with the water content of the wastes; that is, the wastes

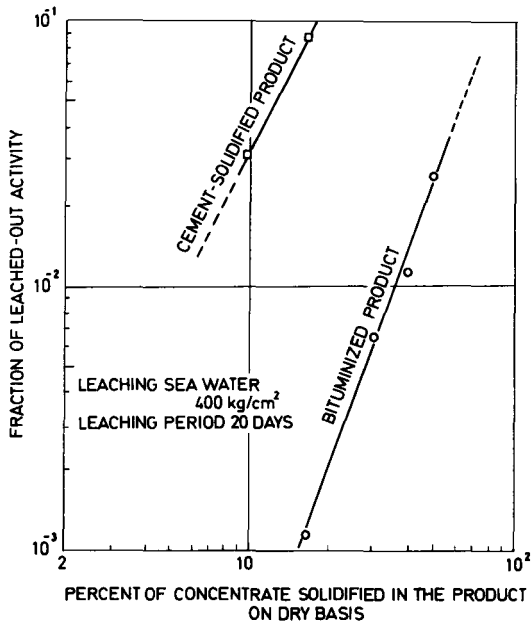


FIG. 4. Relationship between fraction of leached-out ^{137}Cs activity and percentage of evaporator-concentrate solidified.

TABLE II. COMPOSITION OF THE CEMENT-SOLIDIFIED PRODUCT OF ^{137}Cs USED FOR LEACHING TESTS UNDER PRESSURE

Specimen		CB-4					
Test run		7	8	9	10	11	12
Concentrate/solidifying material (%)		9.7					
Solidifying material	cement : bentonite	95 : 5					
	slag-cement (g)	198.0					
	bentonite (g)	10.4					
	total weight (g)	208.4					
Concentrate	$Na_2SO_4 : H_2O$	20 : 80					
	Na_2SO_4 (g)	22.4					
	H_2O (g)	89.6					
	total weight (g)	112.0					
Total radioactivity (μCi)		233	256	214			279
Specific radioactivity (μCi/g)		0.814	0.897	0.752			0.973
Volume (cm^3)		147.2					
Surface area (cm^2)		392.5					
Weight (g)		286.2	285.4	281.1	282.8	284.8	286.8
Specific gravity		1.951	1.939	1.909	1.921	1.953	1.948
Curing period (day)		21		6			4

having a greater water content tend to require more cement, which in turn reduces the amount of sludge to be incorporated. Whereas the percentage of sludge or concentrate to be used in a cement-solidification generally is at most 20% in an anhydrous form, nearly 60% can be used in bituminization.

The mix-ratio of the sludge to the solidifying material, with both methods of solidification, influences the leaching rate of the solidified product, showing a clear interrelationship. Figure 4 gives such a relationship between the sludge content and the leaching rate, based on the data of the products added, having various contents of sodium sulphate concentrate, with ^{137}Cs added, solidified by slag-cement and by blown-asphalt. The fractions of the leached-out activities after 20 days of leaching, a period when leaching is almost stabilized, are compared.

2.2. Factors affecting sea water leaching

2.2.1. Influence of sea water pressure

When solidified radioactive wastes are dumped into deep sea for ultimate disposal, they would remain on the sea bottom for an extremely long period of time at the high pressure and low temperature of the deep sea

TABLE III. RELATIONSHIP BETWEEN FRACTION OF LEACHED-OUT ^{137}Cs ACTIVITY AND LEACHING WATER PRESSURE

Specimen		CB-4					
Test run		7	8	9	10	11	12
Leaching water pressure (kg/cm^2)		1	10	100	200	300	400
Leaching water temperature (°C)		10	10	26	26	26	26
Volume of leaching water (litre)		5.7	5.7	5.7	5.7	5.7	5.7
Fraction of leached-out activity ($\times 10^{-2}$)	leaching period (days)						
	2						5.44
	3			2.08	1.86	1.94	9.81
	4			2.32	2.31	2.04	1.02
	5	4.35	2.16	2.88	2.90	2.35	1.30
	6			3.54	3.20	3.41	
	7			3.20	3.22	2.61	1.50
	8	5.31	3.49	4.16	4.05	3.22	1.63
	9	5.60	4.39				
	10	5.41	4.94	4.39	4.50	3.73	
	11	5.58	5.28	4.87	4.58	3.73	1.84
	12	5.99	4.99	4.93	4.53	4.00	
	13	6.26	5.43				2.16
	14	5.99	5.48	5.19	4.53	4.28	
	16	6.68	5.77				2.24
	17			5.38	4.87	4.37	
	20	6.85	5.86				

water. It is certainly of interest to learn what influence these conditions would have on the leaching characteristics of the solidified radioactive wastes.

Cement-solidified specimens incorporating ^{137}Cs of the same composition as shown in Table II were subjected to leaching tests with artificially prepared sea water at various pressures. The test results are shown in Table III and Fig. 5. Although the test runs Nos 7, 8 and 12 were undertaken on different days, hence under slightly different conditions when preparing specimens, for example with a different curing time, the values of leaching rate obtained were close to the expected values.

Table III and Fig. 5 show the relationship between the leaching rate and the leaching water pressure; the leaching rate decreases gradually as the pressure increases, but with a clear tendency to a sudden decrease in

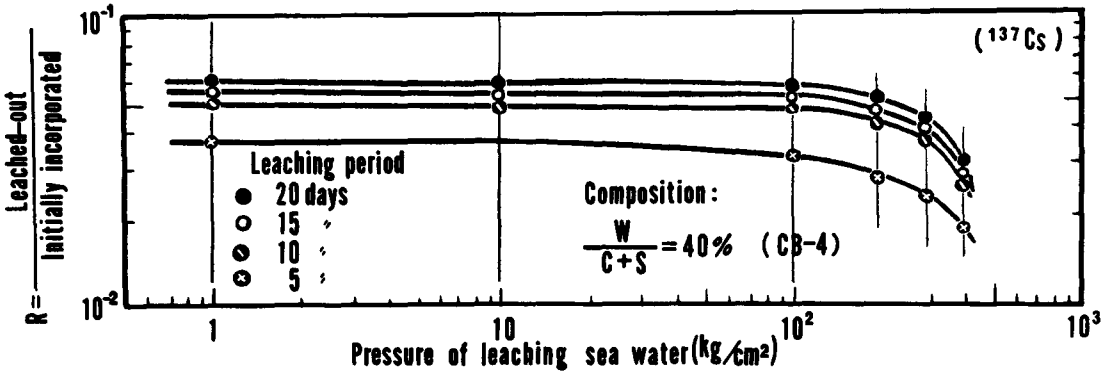


FIG. 5. Test on leaching of ^{137}Cs: effect of sea-water pressure.

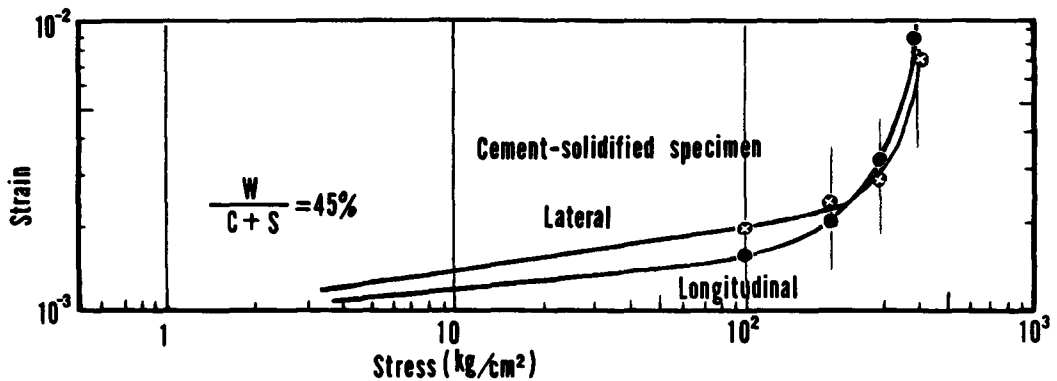


FIG. 6. Triaxial compression test (see also Table IV).

leaching rate in the test range from 300 kg/cm^2 to 400 kg/cm^2. It is interesting to note that this tendency corresponds with the characteristics of the changes in longitudinal and lateral strains measured for a solidified sludge specimen of similar composition which underwent triaxial compression tests. The test results are tabulated in Table IV and Fig. 6.

This suggests that there is a correlation between the decrease in volume indicated by changes of strain due to the compression and the decrease in the leaching rate, that is, a possibility that the decrease in volume slows up the diffusion process within the water held in voids in the specimen. As this would reduce the contamination of sea water, this decrease in leaching rate under high pressure may be regarded as favouring deep sea dumping.

2.2.2. Influence of low water temperature

Figure 7 gives the results of leaching tests on a cement-solidified specimen containing ^{137}Cs (No. 13) tested at 2°C at a pressure of 400 kg/cm^2, together with those of specimen No. 14 of the same composition tested at 25°C at the same pressure. Although No. 13 exhibited a retarded leaching rate at the initial stage of leaching, the fractions of leached-out activities of both specimens turned out to be approximately the same after 20 days of leaching. In comparison, specimen No. 15 of the same composition was tested at atmospheric pressure and 25°C, and this gave higher leaching rate values than obtained with specimens No. 13 and 14.

3. OFF-GAS SYSTEM

3.1. Rare-gas hold-up device

A charcoal bed has been used to reduce the amount of radioactive rare gases in the off-gas line of a nuclear power plant by holding them up to allow them to decay before venting into the atmosphere. Although there have been a number of reports on the behaviour of rare gases in a hold-up device and on the efficiency of a charcoal bed, not enough information is available for the designer of such a device. The present studies were initiated to provide the technical information for the design of the Advanced Thermal Reactor Project's hold-up device in the off-gas system. The hold-up time is believed to be a function of the type and amount of charcoal, temperature, pressure, flow-rate of the gas and the type of carrier gas. In these studies, measurements of the hold-up time were made varying the temperature (-20°C to 20°C), the pressure (0.75 to 15 atm), the gas velocity (0.1 to 5 cm/sec), the water content of the charcoal (0 to 30%), and the diameter (20 to 100 mm) and length (500 to 1000 mm) of the bed. A pulse of rare gas, ^{133}Xe or ^{85}Kr, was injected into the swept air at the entrance to the bed, and the radioactivity of the issuing air was determined by a gas flow counter.

In determining the efficiency of rare gas hold-up by the charcoal bed, the following equation has been proposed at the present:

$$M = \frac{t_m F}{K} \cdot \frac{N}{N - 1} \qquad (2)$$

where M is the amount of charcoal (g), t_m the hold-up time (sec), F the flow rate of the gas (cm^3/sec), K the dynamic adsorption coefficient (cm^3/g), and N the number of theoretical chambers.

TABLE IV. RESULT OF TRIAXIAL COMPRESSION TEST OF CEMENT-SOLIDIFIED PRODUCTS OF AN EVAPORATION CONCENTRATE (see Fig. 6)

Axial and side pressures $\sigma_1 = \sigma_3$ (kg/cm^2)	Strains ($\times 10^{-6}$)		Elastic coeff. ($\times 10^5$ kg/cm^2)		$\frac{\epsilon_e}{\epsilon_t}$	Breaking strength σ_{lu} (kg/cm^2)	Mono-axial compression strength σ_c (kg/cm^2)
	longitudinal ϵ_e	lateral ϵ_t	longitudinal E_e	lateral E_t			
100	1523	2095	0.65	0.48	0.7	410	
200	2098	2373	0.95	0.84	0.9	467	
300	3198	2650	0.94	1.1	1.2	584	179
400	9058	7527	0.44	0.53	1.2	686	

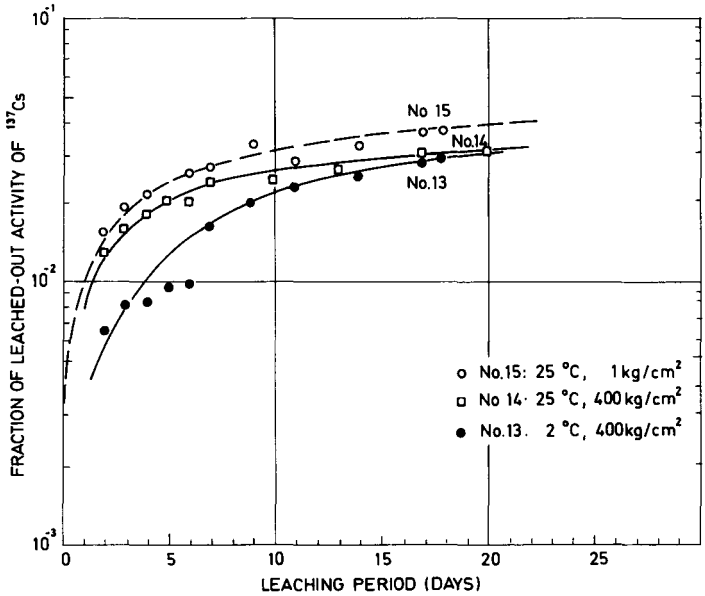


FIG.7. Test on leaching of ^{137}Cs: effect of sea-water temperature.

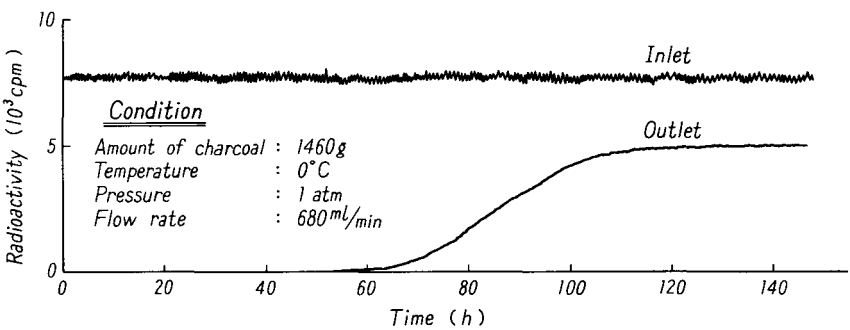


FIG.8. 'Breakthrough' curve of ^{133}Xe from the charcoal bed.

The amount of charcoal necessary for obtaining the specified t_m can be determined from Eq. (2) when the values for K and N are known. Accordingly, it is very important when designing a charcoal bed to know the changes in K and N with changes in design factors.

It was found that K is greatly influenced by the temperature and pressure of the gas flow and the water content of charcoal; the higher the temperature, the pressure or the water content, the smaller the value of K. The value of N is greatly dependent on the gas velocity, and its value is greatest at an approximate linear velocity of 0.5 cm/sec at a pressure of 1 atm.

FIG. 9. A view of the pilot-plant set up for off-gas treatment.

The decontamination factor, R, of radioactive gas passing through a charcoal bed can be simply defined as follows:

$$R = \frac{C}{C_0} = e^{-\lambda t_m} \tag{3}$$

where λ is the decay factor of the nuclide (sec), and C_0 and C are the radioactivities of the inlet and outlet gases (dis/min · cm^3), respectively.

To verify the relationship between t_m and R experimentally, air containing ^{133}Xe was passed through the bed for more than 130 hours. The result is shown in Fig. 8. The hold-up time in this experiment, as determined from Eq. (2), is expected to be 75 hours. The decontamination factor measured from the curves on Fig. 8 corresponds well with the calculated value.

The additional information necessary for designing a hold-up system has been obtained. Some experiments to find the optimum operational conditions for a dehumidifier, installed upstream of the charcoal bed, were carried out on small-scale equipment. The transient responses of the hold-up time caused by drastic changes in temperature, pressure and gas flow rate were examined. The radioactivity of a charcoal bed attributable to the rare gases and their daughters, as well as the rise in temperature due to the decay heat, were calculated for safety analyses.

The mock-up test apparatus, consisting of 12 beds filled with charcoal (~ 10 tons), 2 dehumidifiers filled with molecular sieve material and a cooler, was designed based on the experience obtained from the previous study. Performance tests are being conducted. A view of the apparatus is given in Fig. 9.

3.2. Catalytic recombiner for hydrogen and oxygen

In a water-cooled reactor, great quantities of hydrogen and oxygen are produced by the radiolysis of water. In a BWR, the mixture of these gases is led through the main condenser to the off-gas line, in which the mixture is removed by a catalytic recombiner. Only limited data on the design of and the operational experiences with a recombiner have so far been reported.

In the first step of this study, a theoretical analysis which took into account the mass transfer in the catalyst bed was made to obtain an equation for expressing the function of a recombiner:

$$P = P_0 \exp\left(-A_s \frac{L}{G} \frac{K_g \cdot K_e}{K_g + K_e}\right) \quad (4)$$

Here P_0 is the hydrogen concentration in the inlet gas (ppm), P the hydrogen concentration in outlet gas (ppm), A_s the effective outer surface of catalyst per unit volume of bed (m^{-1}), L the depth of bed, K_g the mass transfer coefficient of gas film ($kg/m^2 \cdot h \cdot atm$), G the mass velocity of gas ($kg/cm^2 \cdot h$), and K_e the effective catalytic reaction rate constant ($kg/m^2 \cdot h \cdot atm$).

K_e in Eq. (4), a quantity newly introduced by the authors, is a constant expressing an apparent catalytic activity. In Fig. 10, the values of K_e of a palladium-on-alumina catalyst measured together with K_g were plotted against temperature. To confirm the applicability of this equation, the measurements of hydrogen at the inlet and the outlet of the bed were made with a catalyst bed of 300 mm in diameter. The value of P measured under the condition where P_0 = 2 vol. %, L = 3 cm, G = 3×10^3 $kg/cm^2 \cdot h$ was 0.5 ppm. This value is in close agreement with 0.45 ppm which is calculated from Eq. (4).

During the operation of the recombiner, sintering or oxidation of the catalyst might be expected from an accidental increase in the gas flow rate. Hence, the effect of sintering and oxidation of the catalyst on the reactivity was examined. It was found that the palladium-on-alumina was noticeably oxidized when the temperature exceeded 300°C, and that the catalyst was sintered when the temperature exceeded 600°C.

It has been anticipated that extremely small amounts of iodine (~ 10^{-12} vol. %) will exist in the off-gas line. From the results of the experiments of iodine adsorption on the catalyst, it is clear that poisoning by iodine is negligibly small when the concentration of iodine in the gas is less than 10^{-6} vol. %. The experiments on the explosion limit of a mixture of gas under operational conditions were conducted with a large-scale recombiner.

3.3. Activated charcoal filter

This investigation was undertaken to evaluate the efficiency of a charcoal filter installed in the emergency off-gas line of a reactor. The

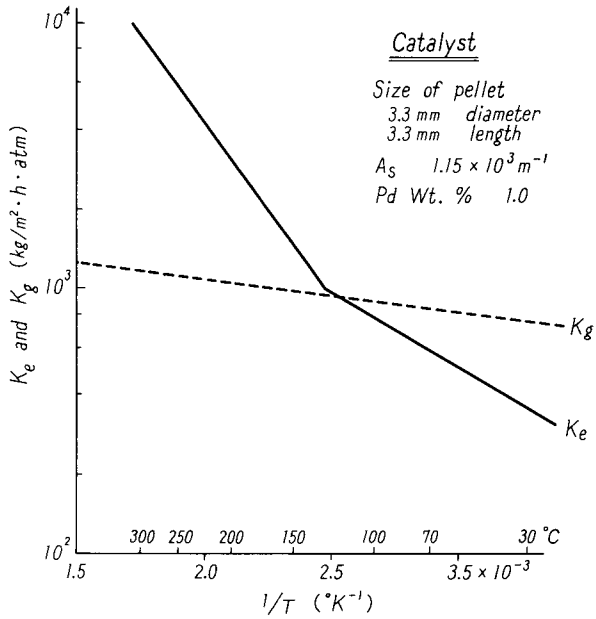


FIG. 10. K_e and K_g values of palladium-on-alumina catalyst.

efficiency of the charcoal filter in removing iodine and methyl iodide was measured over a wide range of conditions, simulating those applicable to reactor accident.

In the first series of experiments, the measurements were made with temperatures ranging from 20 to 100°C, relative humidities from 0 to 100%, concentrations of iodine and methyl iodide from 0.05 to 10 ppm, and linear velocities of air from 20 to 150 cm/sec; the small-sized filter was 8.0 cm in diameter. After passing air through the filter for 2 hours, the efficiency was determined by measuring the amount of iodine and methyl iodide trapped on the filter by gamma-counting. From the result of these experiments, it was found that the logarithms of the decontamination factors of both iodine and methyl iodide given by the filter were proportional to the thickness of the filter under given conditions.

Since the proportionality constant is a constant related to the adsorbing ability of the charcoal for iodine and methyl iodide, it represents the efficiency of the charcoal filter. These constants for both iodine and methyl iodide vary with factors such as temperature, relative humidity and linear air velocity. The constant for methyl iodide is small and is strongly affected by those factors, particularly by the humidity. The abrupt decrease in the value of the constant is observed when the relative humidity exceeds ~40%. Charcoal impregnated with potassium iodide gives a greatly improved performance in respect of methyl iodide hold-up at high relative humidities. The variations with relative humidity are shown in Fig. 11.

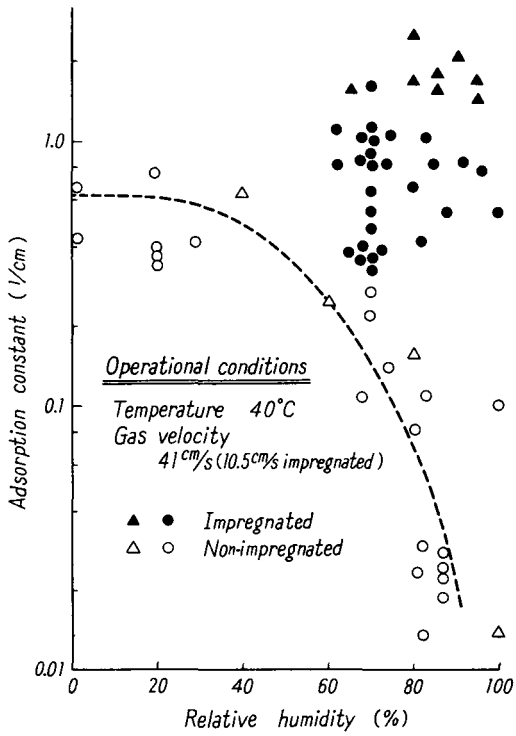


FIG. 11. Effect of relative humidity on adsorption constant.

Although the data plotted have not always been obtained with good reproducibility for similar conditions, a distinct difference between the impregnated and non-impregnated charcoal has been observed. The constant of the non-impregnated charcoal decreases as the relative humidity increases, while the constant of the impregnated variety remains almost constant. If there is no interaction between iodine and methyl iodide, the overall efficiency for both can be calculated from the following equation:

$$D_f = \frac{1}{(1 - P)\, e^{-\alpha x} + P e^{-\beta x}} \qquad (5)$$

where D_f is the overall decontamination factor, x the thickness of filter, and P the weight ratio of methyl iodide to methyl iodide plus iodine in the air. α and β, which can be determined individually, represent the proportionality constants for iodine and methyl iodide, respectively, for given conditions. To confirm the validity of this equation, several experimental runs were made. It was seen that the overall efficiency of the filter could be calculated from Eq. (5) over a range of values of P from 0.01 to 0.1.

The effect of scaling-up the filter on system efficiency was also determined in the second series of experiments. A full-sized filter unit, consisting of a prefilter, an absolute filter and a charcoal filter, was used for the

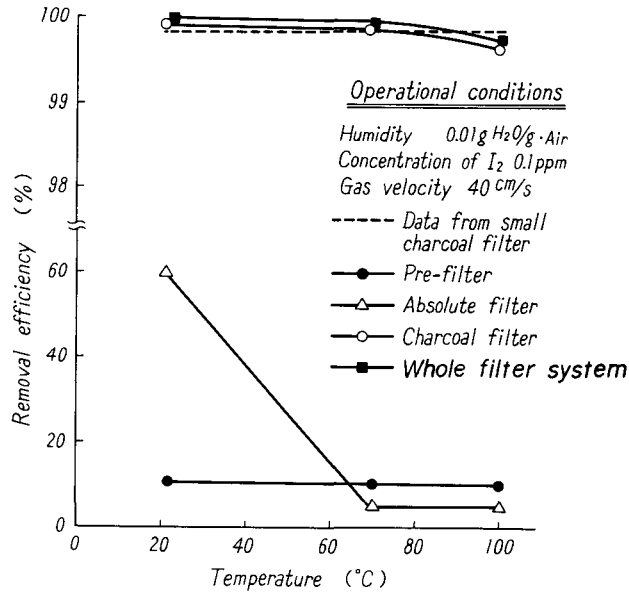


FIG. 12. Iodine removal efficiency of each filter, and the whole filter system.

tests. Fig. 12 shows the efficiency of each filter and the overall efficiency of the filter system that was attained when humid air containing 0.1 ppm of iodine was passed through at a linear velocity of 40 cm/sec. This indicates that the efficiencies of filters for particulate matter vary more or less with temperature, while the efficiency of the charcoal filter remains almost constant. The efficiency of the charcoal filter was found to correspond well with that of the small charcoal filter. The results of tests conducted by changing other parameters such as humidity show no unexpected variations of filter efficiency with increased size.

4. SUMMARY

Considering Section 2 of this report, which has dealt with research work on cement-solidification and bituminization of simulated radioactive concentrates in connection with deep sea dumping, the findings of the studies can be summarized as follows:

4.1. The leaching rate of a nuclide incorporated in a solidified product varies with the type of solidifying material and the method of solidification. The bituminized product has a far smaller leachability than the cement-solidified product, and has the advantage of being smaller in volume for a given mass of waste.

4.2. The leaching rate also depends on the mix-ratio of the radioactive sludge or concentrate incorporated. There is some evidence that the leaching

rate of the cement-solidified product is considerably affected by the species of radionuclide contained.

4.3. The cement-solidified product shows a tendency towards a decreasing leaching rate with an increase of the sea water pressure. This is clearly a very favourable factor when deep sea waste disposal is contemplated. It should be noted here that this tendency becomes marked when the pressure of the sea water exceeds 300 kg/cm^2. This effect in the leaching property is in such good correspondence with the characteristics of the increase in strains in the solidified specimen determined from the triaxial compression test, that there may be a useful correlation between the leaching rate and the volume reduction by compression.

4.4. The leaching rate of a cement-solidified product tested under high sea-water pressure shows a somewhat slower leaching rate at the initial leaching stage at 2°C, a temperature equivalent to that of deep sea water, than a product at the temperature of 26°C, but the values do, in general, correspond again after three weeks of leaching, with no significant differences thereafter.

Studies are continuing to clarify the leaching characteristics from cement-solidified or bituminized mixtures of the principal radionuclides found in typical radioactive wastes arising from nuclear power station operation, such as the evaporation concentrates, spent ion-exchange resins, filter cakes, etc. Further development work will be required to assess deep sea dumping of solidified wastes by devising a proper evaluation methodology based on the leaching test results.

Considering Section 3 of this report, which has dealt with engineering research work on the improvement of the off-gas treatment system of a nuclear power station, the studies may be summarized as follows:

4.5. Useful engineering data required for the design and operation of the rare gas hold-up device and the catalytic recombiner for hydrogen and oxygen have been obtained. A pilot-scale test has been carried out.

4.6. The effectiveness of the activated charcoal filter for removing iodine and organic iodide was demonstrated.

4.7. The removal of the long half-life isotope ^{85}Kr is still to be undertaken as an important study for improving environmental protection.

REFERENCE

[1] Treatment of Low- and Intermediate-Level Radioactive Waste Concentrates, Technical Reports Series No.82, IAEA, Vienna (1968).

PROGRES DANS LES TECHNIQUES DE TRAITEMENT ET DE CONDITIONNEMENT DES EFFLUENTS DANS LES CENTRES DE RECHERCHE

P. POTTIER
CEA, Centre d'études nucléaires de Cadarache

R. ANDRIOT
CEA, Centre d'études de Valduc

D. CUAZ
CEA, Centre d'études nucléaires de Grenoble,
France

Abstract-Résumé-Аннотация-Resumen

PROGRESS IN EFFLUENT PROCESSING AND CONDITIONING TECHNIQUES IN RESEARCH CENTRES.

This paper is devoted to recent progress in specific methods of treatment for certain radionuclides and in the conditioning of evaporator concentrates. Research aimed at the improvement of effluent decontamination has led to the development of the following specific treatments: the use of preformed nickel ferrocyanide precipitates reduces reagent consumption by a factor of up to 10 without affecting the degree of caesium-137 removal; the use of iron compounds, activated by various additives, improves the degree of ^{103}Ru and ^{106}Ru removal by a factor of 4 to 10; the use of carboxyl group ion exchangers leads to an appreciable improvement in the degree of ^{90}Sr removal from highly saline solutions; the use of a pulsed air evaporator results in improved conditions of tritium release into the atmosphere.

Great progress has been made as regards conditioning and solidification of evaporator concentrates. At the Valduc Centre, vertical thin-layer evaporators using crude distillation bitumen to incorporate concentrates containing alpha emitters have been applied on an industrial scale. The first operational results are given, together with a discussion of the difficulties encountered and the remedies found. At the Cadarache Centre, a compact horizontal thin-layer evaporator has been developed which uses bitumen emulsions and is particularly suitable for the conditioning of concentrates of variable composition. At the Grenoble Centre, efforts have been made to reduce the volume of waste currently stored after mixing with cement; with this in view studies are being carried out on the dessication of evaporator concentrates in a rotating-cylinder secondary evaporator and cold incorporation in a thermosetting polymer.

PROGRES DANS LES TECHNIQUES DE TRAITEMENT ET DE CONDITIONNEMENT DES EFFLUENTS DANS LES CENTRES DE RECHERCHE.

Le mémoire rend compte des récents progrès réalisés dans les traitements spécifiques de certains radioéléments et le conditionnement des concentrats d'évaporation. Les recherches effectuées pour améliorer la décontamination des effluents ont abouti à la mise au point des traitements spécifiques suivants: l'utilisation des précipités préformés de ferrocyanure de nickel, qui permet de diminuer d'un facteur pouvant atteindre 10 les consommations en réactifs tout en maintenant un même niveau de décontamination en césium-137; la mise en œuvre de composés de fer, activée par diverses additions, qui améliore d'un facteur 4 à 10 la décontamination en ruthénium 103 + 106; l'emploi d'échangeurs d'ions à fonctions carboxyliques, qui permet une amélioration sensible de la décontamination en strontium-90 dans les solutions de salinité élevée; l'utilisation d'un évaporateur à air pulsé, qui assure des conditions de rejet améliorées du tritium par dispersion dans l'atmosphère.

Dans le domaine du conditionnement et de la solidification des concentrats d'évaporateurs, des progrès importants ont été réalisés. Au Centre de Valduc, l'emploi d'évaporateurs verticaux à couche mince utilisant du bitume brut de distillation pour l'enrobage de concentrats contenant des émetteurs α a fait l'objet d'une réalisation à caractère industriel. Les premiers résultats d'exploitation sont donnés ainsi qu'une discussion sur les difficultés rencontrées et les solutions apportées. Au Centre de Caradache, un évaporateur horizontal à couche mince, de faible encombrement, a été mis au point. Il utilise des

émulsions de bitume et est particulièrement adapté au conditionnement de concentrats de composition variable. Au Centre de Grenoble, pour diminuer le volume des déchets actuellement stockés après malaxage avec du ciment, on étudie la dessiccation des concentrats d'évaporation dans un évaporateur secondaire à cylindre rotatif et leur enrobage à froid dans un polymère thermodurcissable.

ДОСТИЖЕНИЯ В ОБЛАСТИ ПЕРЕРАБОТКИ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ И МЕТОДОВ ИХ ПОДГОТОВКИ ДЛЯ ЗАХОРОНЕНИЯ В ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИХ ЦЕНТРАХ ФРАНЦИИ.

Доклад посвящен последним достижениям в области специальных методов обработки некоторых радиоактивных элементов и методов очистки отходов из выпарных установок. Исследования, которые проводились с целью усовершенствования методов очистки жидких радиоактивных отходов, привели к разработке следующих методов: использование осадителей из ферроцианида никеля приводит к снижению расхода реагентов (вплоть до 10-кратного) без изменения степени очистки от цезия-137; использование соединений железа, активированных различными добавками, обеспечивает увеличение степени очистки от изотопов рутения 103+106 в 4-10 раз; применение ионообменных смол, содержащих карбоксильную группу, приводит к значительному улучшению очистки от изотопа стронция-90 в солевых растворах; применение испарителя с пульсацией воздуха обеспечивает более эффективную очистку отходов от изотопов трития путем диспергирования их в атмосфере.

Большие достижения имеются также в области очистки и отверждения отходов из выпарных установок. В исследовательском центре Вальдюк разработан метод промышленного применения вертикальных испарителей с тонким слоем, в которых для обработки твердых и жидких отходов, содержащих альфа-излучатели, использовался неочищенный битум. Представлены первые результаты использования этого метода, обсуждаются также различные проблемы, связанные с его применением, и способы их разрешения. В Центре ядерных исследований в Кадараше был разработан компактный испаритель с тонким слоем. Для очистки отходов применяются битумные эмульсии; этот испаритель пригоден для обработки отходов различного состава. В Центре ядерных исследований в Гренобле с целью уменьшения объема отходов, остающихся после их смешения с цементом, проводятся исследования по перегрузке отходов во вторичный испаритель в виде вращающегося цилиндра и их холодному отверждению полимерами, которые затвердевают при нагревании.

PROGRESOS EN LAS TECNICAS DE TRATAMIENTO Y DE ACONDICIONAMIENTO DE LOS EFLUENTES EN LOS CENTROS DE INVESTIGACION.

La memoria describe los recientes progresos realizados en los tratamientos específicos de ciertos radioelementos y en el acondicionamiento de los concentrados de evaporación. Las investigaciones realizadas, para mejorar la descontaminación de los efluentes, han conducido a la puesta a punto de los siguientes tratamientos específicos: la utilización de precipitados preformados de ferrocianuro de níquel permite disminuir el consumo de reactivos en un factor que puede llegar hasta 10, manteniendo un mismo nivel de descontaminación en cesio-137; la introducción de compuestos de hierro, activados por diferentes aditivos, mejora la descontaminación en rutenio 103 + 106 en un factor de 4 a 10; el empleo de cambiadores de ión con funciones carboxílicas permite una mejora sensible en la descontaminación de estroncio-90, en soluciones de salinidad alta; la utilización de un evaporador pulsado por aire, asegura unas mejores condiciones de eliminación del tritio, por dispersión en la atmósfera.

En el campo del acondicionamiento y solidificación de los concentrados procedentes de los evaporadores, se han realizado progresos importantes. En el Centro de Valduc, se han empleado con carácter industrial evaporadores verticales de capa delgada utilizando asfalto bruto de destilación para el recubrimiento de concentrados que contienen emisores α. Se dan los primeros resultados de funcionamiento, así como una discusión sobre las dificultades encontradas y las soluciones adoptadas. En el Centro de Cadarache se ha puesto a punto un evaporador horizontal de capa delgada, de pequeño tamaño. Utiliza emulsiones de asfalto y está particularmente adaptado para el acondicionamiento de concentrados de composición variable. En el Centro de Grenoble, y con objeto de disminuir el volumen de desechos actualmente almacenados después de mezclados con cemento, se ha estudiado la desecación de los concentrados de evaporación en un evaporador secundario de cilindro rotativo y su recubrimiento en frío con un polímero termorreactivo.

INTRODUCTION

Les centres de recherches nucléaires du Commissariat à l'énergie atomique sont équipés d'installations permettant de décontaminer les effluents liquides de faible et moyenne activité (catégories 2 et 3 de l'AIEA).

Ces effluents, produits en volumes importants, ont une composition chimique et radiochimique très variable. Leurs traitements de décontamination sont basés sur des procédés utilisant la coprécipitation chimique ou l'évaporation thermique.

Diverses recherches ont été entreprises pour améliorer l'efficacité des installations, en augmenter la sécurité et en diminuer les frais d'exploitation. Cet exposé résumera quelques-unes des études effectuées tant en ce qui concerne la mise au point de traitements spécifiques de certains radioéléments que vis-à-vis du conditionnement et de la solidification des concentrats d'évaporation.

1. AMELIORATION ET MISE AU POINT DE TRAITEMENTS SPECIFIQUES

1.1. Décontamination en césium par des précipités préformés de ferrocyanures de nickel

Le traitement chimique des effluents contenant des isotopes radioactifs du césium est généralement effectué en réalisant, au sein du liquide à traiter, une précipitation d'un ferrocyanure insoluble qui entraîne le césium radioactif. La précipitation des ferrocyanures est réalisée par addition à l'effluent à traiter de ferrocyanure de potassium et d'un sel soluble d'un élément tel le nickel, le cuivre, le cobalt, etc.

Pour obtenir une floculation compatible avec une bonne séparation solide-liquide, on utilise des doses assez élevées de réactifs (300 à 400 mg/l d'ions ferrocyanure et 200 à 250 mg/l de cations métalliques). Le rapport cation métallique/ion ferrocyanure est choisi pour que le composé insoluble obtenu ait un caractère colloïdal minimal; pour les ions nickel, ce rapport est de l'ordre de 1, 5.

Une recherche a été entreprise pour essayer au contraire de profiter de ce caractère colloïdal des ferrocyanures qui leur assure un maximum d'efficacité [1]. Par ailleurs, et pour limiter la compétition des ions étrangers présents dans les effluents, le précipité a été préparé avant son introduction dans les liquides à décontaminer [2, 3]. En utilisant lors de la préformation du précipité un rapport ion nickel/ion ferrocyanure $\leq 1,05$ (en pratique voisin de 0, 9), on obtient une suspension de ferrocyanure de nickel colloïdal chargé négativement. La stabilité de cette suspension permet son stockage pendant plusieurs jours avant sa mise en œuvre. De même que les ferrocyanures formés in situ, les ferrocyanures préformés sont efficaces dans un domaine de pH déterminé (2 à 10) et sont sensibles à la présence d'ions ammonium dès que leur concentration dépasse 0, 1 à 0, 2 g/l.

On verra dans le tableau I l'efficacité comparée de doses réduites d'ions ferrocyanure et d'ions nickel, selon que l'on utilise la préformation ou la réaction directe in situ dans les effluents réels.

Cette technique de mise en œuvre des ferrocyanures est employée industriellement dans plusieurs stations de traitement des effluents par coprécipitation chimique du Commissariat à l'énergie atomique.

1.2. Décontamination en ruthénium par des composés du fer

La décontamination en ruthénium par coprécipitation s'effectue avec une efficacité très variable selon la nature des effluents. Il est en effet très

TABLEAU I. EFFICACITE COMPAREE DU TRAITEMENT PAR LE FERROCYANURE DE NICKEL FORME IN SITU ET PREFORME

Composition de l'effluent	Doses de réactifs (mg/l)		Facteurs de décontamination	
	$[Fe(CN)_6]^{4-}$	$[Ni^{2+}]$	in situ	préformé
HNO_3 : 0,5N				
Ca^{2+} : 20 mg/l	30	7,5	3,2	150
Mg^{2+} : 250 mg/l				
Fe^{3+} : 20 mg/l	90	22,5	130	225
^{137}Cs : $5 \cdot 10^{-2}$ Ci/m^3				
HNO_3 : 1,0N				
Ca^{2+} : 78 mg/l	30	7,5	1,2	7
Mg^{2+} : 12 mg/l				
Cs^{+} : 11 mg/l inactif	90	22,5	12	125
^{137}Cs : $5 \cdot 10^{-2}$ Ci/m^3				

TABLEAU II. AMELIORATION DE LA DECONTAMINATION EN RUTHENIUM PAR COPRECIPITATION D'IONS FERREUX ET CUIVRIQUES

Effluent référence	Activité initiale en $^{103+106}Ru$ (10^{-2} Ci/m^3)	FD_{Ru} 500 mg/l Fe^{2+}	FD_{Ru} 500 mg/l Fe^{2+} + 100 mg/l Cu^{2+}
M 6	2,5	5	25
MH II	3,9	5,5	>500
H II	8,2	3	15
S 8	4,4	1,5	6
M 4	2,9	2,2	12

fréquent que le ruthénium-103 + 106 soit présent sous des formes ioniques et non ioniques dont une fraction importante est réfractaire aux traitements chimiques usuels.

Des recherches ont été effectuées pour améliorer la décontamination en ruthénium de trois types d'effluents:

- effluents à faible salinité (3 à 5 g/l) contenant divers anions (NO_3^-, SO_4^{2-}, Cl^-, PO_4^{3-}) et cations (Ca^{2+}, Fe^{2+}, Fe^{3+}, Al^{3+}, Na^+, etc.)

- effluents nitriques peu chargés en ions métalliques (HNO_3 : 0, 2 à 0, 4N; Mg^{2+}, Ca^{2+} : 0, 1 à 0, 2 g/l)
- effluents de forte salinité contenant du magnésium à forte concentration (HNO_3 : 1, 5 à 2N; Mg^{2+} : 10 à 25 g/l).

Deux procédés se sont révélés efficaces pour les deux permiers types d'effluents. Un troisième, plus difficile à appliquer par suite des risques de corrosion, conduit cependant dans tous les cas aux facteurs de décontamination les plus élevés.

La première technique, étudiée en collaboration avec la société Ugine Kuhlmann [4], utilise l'action du fer métallique activé par un prétraitement. Le fer, en poudre ou en tournures, est mis en contact avec l'effluent à un pH compris entre 2 et 7. Une partie importante du ruthénium précipite sur le fer; lors de la précipitation ultérieure des ions ferreux mis en solution, il se produit une seconde décontamination en ruthénium. Les facteurs de décontamination (FD) du ruthénium varient de 5 à 50. Pour certains effluents contenant des oxydants (ions nitrites), un prétraitement réducteur par l'hydrosulfite de sodium est souvent très efficace.

Le second procédé, mis au point en collaboration avec le Centre de Marcoule [5], est basé sur une addition à l'effluent à traiter de sulfates ferreux (300 à 500 mg/l d'ions ferreux) et cuivriques (50 à 150 mg/l d'ions cuivriques). Le pH optimal de coprécipitation est compris entre 8 et 9. On verra au tableau II la comparaison des FD_{Ru} obtenus sur divers lots d'effluents réels en utilisant un traitement classique par addition de fer ferreux et le nouveau traitement ferreux-cuivrique. Ce procédé, qui peut être combiné avec le traitement par le fer activé, est déjà employé industriellement.

Le troisième procédé a été destiné à une application particulière: la décontamination des effluents riches en nitrate de magnésium et acide nitrique et contenant jusqu'à plusieurs Ci/m^3 de ruthénium-103 + 106. La coprécipitation de sulfure ferreux obtenue par addition en milieu acide d'ions ferreux (doses de 100 à 400 mg/l) et en milieu acide ou alcalin d'ions sulfure (100 à 400 mg/l), permet d'obtenir, sur ces effluents réfractaires aux deux traitements précédents, des FD_{Ru} de 200 à 300. Ce traitement a été spécialement mis au point pour être compatible avec une coprécipitation sans séparation de phases du strontium-90 par le sulfate de baryum, et du césium-134 + 137 par le ferrocyanure de nickel préformé. Le pH final optimal de l'ordre de 8, 5 est inférieur au pH de début de précipitation de l'hydroxyde de magnésium [6].

1.3. Emploi d'échangeurs d'ions synthétiques

Des recherches avaient été effectuées pour associer un traitement de coagulation-floculation à un procédé de décontamination par échange ionique. Ces recherches ont conduit à deux applications développées à l'échelle industrielle.

1.3.1. Décontamination en césium-137 des eaux de piscines au moyen de zéolithes

Les piscines de stockage de combustibles irradiés sont fréquemment contaminées en césium-137; ce radioélément est pratiquement le seul produit de fission diffusant dans l'eau lors de ruptures de gaines par

corrosion; son activité spécifique peut atteindre 10^{-1} Ci/m^3. En France, pour les réacteurs de la filière graphite-gaz, le gainage des combustibles est assuré par un alliage à plus de 99% de magnésium; pour limiter les corrosions lors du stockage dans les piscines d'attente avant retraitement, l'eau des piscines est amenée à pH 11, 5 par addition de carbonate de sodium (1 à 3 g/l) et de soude caustique.

En collaboration avec EDF [7], des techniques de traitement employant des zéolithes, synthétisées par la société Ugine Kuhlmann, ont été mises au point. Après granulation, les zéolithes peuvent être utilisées en colonne comme un échangeur classique (CHINON, SAINT-LAURENT-DES-EAUX); cependant, un autre mode d'exploitation consiste à les distribuer en poudre de grande surface spécifique dans des réacteurs homogènes munis d'un système filtrant assurant ainsi à l'ensemble du dispositif un rôle de filtre à précouche et d'échange ionique (VANDELLOS).

Dans l'une et l'autre des applications, un FD_{Cs} de 100 à 1000 et un facteur de concentration (FC) de 10 000 sont aisément obtenus (FC = volume d'eau traitée/poids de résidu final).

1.3.2. Décontamination en strontium-90 par des échangeurs d'ions carboxyliques

Les échangeurs de cations à groupement fonctionnel carboxylique présentent une affinité élevée pour les ions alcalino-terreux. Leur emploi nécessite cependant le respect de deux conditions:

- pH d'utilisation supérieur au pK_A de l'échangeur (pK_A généralement compris entre 4 et 6)
- l'échangeur doit être utilisé sous forme saline (sel de sodium) car, sous forme acide, il est sans action sur les sels d'acides forts.

L'application de ces échangeurs (Duolite CC 2 et CC 3) à la décontamination d'effluents contenant jusqu'à 70 à 80 g/l de nitrate de sodium a été faite à l'échelle industrielle (15 m^3/h) [8]. L'effluent à traiter est amené à pH 11 pour précipiter les métaux lourds, les ions magnésium et une partie des ions calcium. Après clarification, l'effluent est ensuite percolé sur les échangeurs carboxyliques. Leur régénération s'effectue en deux temps: désorption des ions alcalino-terreux par élution au moyen d'acide nitrique 1N, puis remise sous forme sodium par NaOH 1N. Avec des effluents contenant 1 à $5 \cdot 10^{-3}$ Ci/m^3 de strontium-90, on obtient couramment des FD_{Sr} de 200 et un facteur de concentration (volume d'effluent traité/volume d'éluat acide) de 400.

1.4. Application de l'évaporation par air pulsé

Cette technique de concentration par évaporation à une température proche de l'ambiante a été étudiée en collaboration avec la Société industrielle des salins du Midi et des salines de l'Est [9, 10]. Le procédé consiste à faire circuler l'effluent à concentrer sur des surfaces de ruissellement à contre-courant d'un flux d'air insaturé. Des essais sur des installations pilotes ont montré la sécurité d'une telle méthode: le concentrat final ayant un extrait sec de 400 à 600 g/l et une activité spécifique de 1 à $2 \cdot 10^{-1}$ Ci/m^3 (produits de fission divers), l'activité de l'air rejeté était inférieure à la CMAP pour chacun des radioéléments détectés.

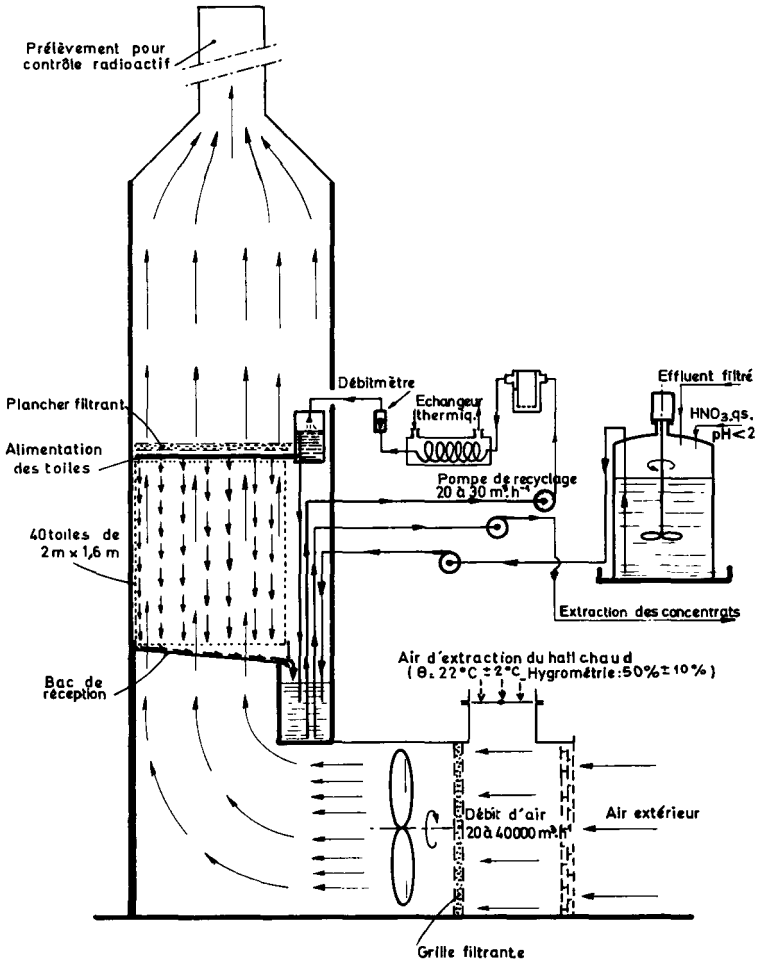


FIG. 1. Evaporateur à air pulsé (50 à 300 litres/h).

Un appareil prototype industriel, d'une capacité évaporatoire allant de 50 litres/h (en utilisant l'air récupéré d'une ventilation de hall chaud) à 300 litres/h (récupération de calories par échange thermique), a été réalisé (fig. 1). Les toiles de ruissellement, en chlorure de polyvinyle, ont une surface de 270 m^2. Le débit d'air admissible varie de 20 000 à 40 000 m^3/h.

Après deux ans d'exploitation sur divers types d'effluents sans aucun incident d'origine radioactive, les seules difficultés rencontrées ont été celles liées à une accumulation de solvants non miscibles formant des crasses qui ont provoqué un colmatage partiel des tissus des toiles. Cet appareil s'est révélé particulièrement utile pour le rejet par dilution dans l'air du tritium contenu dans certains effluents [11]. Dans ses conditions minimales d'emploi (50 litres/h d'évaporation), il permet de traiter, en respectant la CMAP pour le tritium ($2 \cdot 10^{-7}$ Ci/m^3, normes AIEA, 1967), des effluents dont l'activité initiale est de 1, 4 Ci/m^3 en ^3H.

2. CONDITIONNEMENT ET SOLIDIFICATION DES CONCENTRATS D'EVAPORATEUR

2.1. Enrobage dans le bitume de boues et de concentrats d'évaporation contenant des émetteurs α

Au Centre d'études de Valduc, le traitement d'effluents contenant des émetteurs α conduit à l'obtention de concentrats d'évaporation et de boues de traitements chimiques qui reçoivent un conditionnement dans le bitume. Un pilotage a été effectué en actif dès 1969 sur un évaporateur vertical à couche mince Luwa L 80. Les résultats obtenus [12] ont permis de calculer et de réaliser l'installation industrielle qui est équipée d'un appareil Luwa L 150.

2.1.1. Composition des résidus à conditionner

Les boues de coprécipitation chimique sont issues de filtres rotatifs à précouche. Elles ont une teneur en matières sèches de 40 à 50%, dont les constituants essentiels sont:

$Al(OH)_3$: 35%	$Cu(OH)_2$: 20 à 25%
$Mg(OH)_2$: 5%	diatomées: 15%
$Fe(OH)_3$: 20 à 25%	

Leur activité spécifique, due au plutonium-239, à l'uranium-235, à l'uranium-238 et à des produits de fission présents en faibles quantités, peut atteindre 3 Ci/m^3 α et 0,1 Ci/m^3 $\beta\gamma$.

Les concentrats d'évaporation sont constitués presque exclusivement de solutions de nitrate de sodium à 350 - 400 g/l. Leur activité spécifique α, due au plutonium-239, à l'uranium-235 et à l'américium-241, peut atteindre 1 Ci/m^3.

2.1.2. Description de l'installation de bituminage (fig. 2)

L'installation de bituminage a été réalisée et montée à l'intérieur d'un caisson étanche α, équipé de faces en Plexiglas munies de ronds de gants; le volume du caisson est de 27 m^3. Un sas permet l'entrée rapide d'opérateurs munis de scaphandres. Un explosimètre et un dispositif d'extinction d'incendie sont montés à poste fixe. Les boues de traitement chimique sont reçues dans des sacs faits de feuilles de polyvinyle contenant environ 25 kg de boues humides; leur transfert de l'enceinte étanche de filtration est effectué vers l'enceinte de stockage avant bituminage au moyen de goulottes. Ce stockage, pouvant accumuler la production de boues d'une semaine, a pour rôle d'amortir les variations de débit entre la coprécipitation et le bituminage. Le dispositif de stockage des boues est constitué par une enceinte étanche contenant six bandes transporteuses étagées; un système ascenseur commande l'avance pas à pas des bandes transporteuses en fonction de l'arrivée de chaque nouveau sac. Ces sacs de boues sont repris manuellement, pesés et transférés par un sas étanche vers un mélangeur qui est alimenté à 50% en poids par les boues et les concentrats d'évaporation. Le mélange boues + concentrats est introduit dans l'évaporateur au moyen d'une pompe doseuse Moineau (PCM). Le bitume, brut de distillation, est

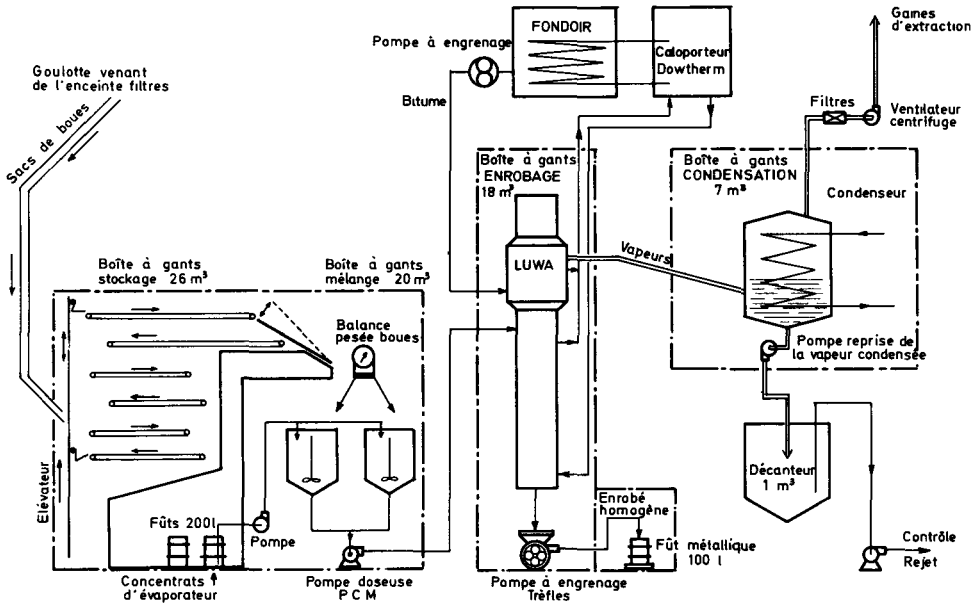


FIG. 2. Enrobage par le bitume de concentrats contenant des émetteurs α.

un Mexphalte 40/50 (produit par Shell). Ce bitume, fondu dans un bac dont la température est régulée à 140°C, est admis dans le Luwa L 150 par une pompe doseuse à engrenages.

L'admission séparée du bitume fondu et du mélange boues + concentrats s'effectue à la partie supérieure du rotor du Luwa L 150. L'enrobé, coulant à une température de 180 à 195°C, est repris pour homogénéisation dans une pompe à engrenages en forme de trèfle. Celle-ci admet des grumeaux ayant une dimension allant jusqu'à 25 mm; elle assure une étanchéité entre le caisson de l'évaporateur et l'atmosphère de la salle de travail où s'effectue la coulée de l'enrobé en fûts métalliques de 100 litres. Le débit de l'installation est d'environ 100 kg/h d'enrobé, correspondant à une vaporisation de 50 à 60 kg/h d'eau.

La vapeur d'eau et les fumées sont aspirées à la sortie de l'évaporateur au travers de deux condenseurs en parallèle par un ventilateur centrifuge. L'eau de condensation, contenant quelques dizaines de milligrammes par litre d'hydrocarbures, est reçue dans un décanteur en verre de 1 m^3; après contrôle radioactif, l'eau est soit envoyée à l'égout, soit retraitée par évaporation. Le chauffage de l'évaporateur Luwa L 150 est assuré par circulation de fluides caloporteurs (Dowtherm). Un tableau synoptique permet le contrôle de l'ensemble de l'installation et de ses sécurités.

2.1.3. Difficultés technologiques rencontrées et remèdes apportés

L'aspiration des vapeurs entraîne une masse d'air chaud importante limitant l'efficacité de la condensation. Un barbotage des gaz a été réalisé en noyant la base des condenseurs.

Des engorgements se sont produits dans le Luwa L 150 ayant pour résultat la production d'un enrobé soufflé de densité apparente faible. L'augmentation du débit et de la vitesse de rotation ont permis d'assurer une qualité satisfaisante de l'enrobé.

La lubrification du palier inférieur de l'évaporateur était initialement assurée par de l'huile. Il en résultait d'importantes fumées. Cette lubrification est maintenant réalisée par de l'eau sans aucune incidence sur l'enrobé final.

Le choix d'une pompe à engrenages en forme de trèfle s'est révélé très important dans l'homogénéisation finale de l'enrobé. D'autres systèmes de mélangeurs ont été essayés; ils ont montré leur totale inefficacité (pompes à engrenages classiques).

2.2. Mise au point d'un évaporateur horizontal pour l'enrobage de concentrats par le bitume émulsionné

Au Centre d'études nucléaires de Cadarache, un type simplifié d'évaporateur à couche mince a été réalisé. Cet appareil à axe horizontal est dérivé d'évaporateurs-concentrateurs utilisés dans l'industrie des pâtes de sucre [13]. Il a été équipé pour assurer le conditionnement des concentrats au moyen d'émulsions aqueuses de bitume.

Les essais, en inactif, ont été conduits sur des effluents synthétiques représentatifs des concentrats prévus pour l'évaporateur dont la construction est décidée au Centre d'études nucléaires de Saclay.

2.2.1. Composition des concentrats et des émulsions

Ces concentrats synthétiques se présentent sous la forme d'une suspension contenant 100 à 120 g/l de solides insolubles et 250 à 350 g/l de sels solubles. Leur composition pondérale moyenne est proche de la suivante:

sodium	: 30%	nitrates	: 18%
baryum	: 9%	sulfates	: 15%
calcium	: 1, 3%	phosphates	: 10%
potassium	: 0, 9%	chlorures	: 2, 1%
fer	: 0, 3%	ferrocyanures	: 1, 3%
magnésium	: 0, 3%	nitrites	: 0, 3%
nickel	: 0, 3%	diatomées	: 8%
ammonium	: 0, 15%	divers	: 3%

Le baryum, le nickel, les sulfates, les ferrocyanures et les diatomées sont apportés par les boues de traitement d'effluents de moyenne activité jointes aux concentrats d'évaporation.

Les émulsions utilisées, étant donné le pH alcalin (8 à 9) des concentrats à conditionner, sont de type non ionique ou anionique. Elles sont obtenues à partir d'un bitume de distillation directe d'indice de pénétration 40/50 et sont fabriquées et diffusées commercialement en France par la société ESSO et la Société routière Colas.

2.2.2. Description de l'appareillage (fig. 3)

Les concentrats et l'émulsion sont homogénéisés dans une cuve de 400 litres, avant introduction par une pompe Moineau (PCM) dans

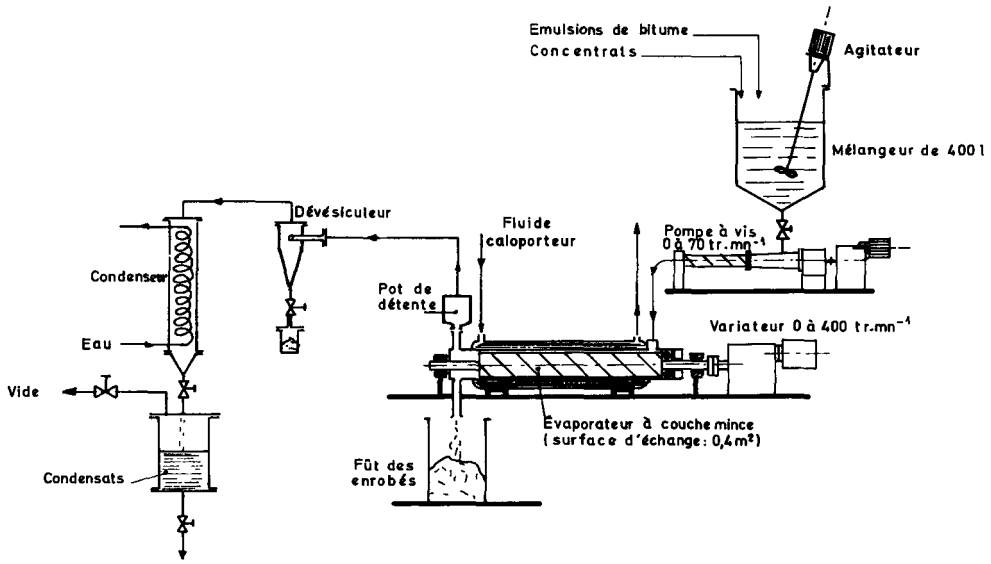


FIG.3. Enrobage de concentrats par les émulsions de bitume.

l'évaporateur. Celui-ci, d'un débit d'enrobé de 15 kg/h et d'une capacité évaporatoire de 25 à 30 kg/h d'eau, a une surface d'échange de 0, 4 m^2. Il est chauffé par un circuit de fluides caloporteurs à une température de 180 à 220°C. Le mélange concentrat-émulsion est entraîné par une vis sans fin; la température de coulée de l'enrobé est de 150 à 160°C. La vapeur, condensée après épuration dans un pot de détente et un cyclone, contient 10 à 40 mg/l d'hydrocarbures et de tensioactifs. Le facteur de décontamination de la vapeur condensée, calculé par la quantité de matières minérales entraînées, est voisin de 10^4.

2.2.3. Caractéristiques des enrobés produits

Les enrobés produits ont une teneur résiduelle en eau inférieure à 0, 5%. Leur teneur en sels est couramment de 40 à 45%. Leur résistance à la lixiviation est améliorée par les prétraitements usuels d'insolubilisation des radioéléments. Les tests, effectués selon les recommandations de l'AIEA [14], donnent des taux de solubilisation de 10^{-5} à 10^{-6} cm/j. L'étude de leur stabilité lors du stockage en fûts (décantation lente de sels, désenrobage) est en cours. Actuellement, au bout de 200 j, les enrobés ont gardé le même aspect et la même homogénéité.

2.3. Conditionnement des concentrats d'évaporation par dessiccation et enrobage dans un polymère organique

Les effluents radioactifs du Centre d'études nucléaires de Grenoble sont, depuis 1962, traités dans un évaporateur thermique. Les concentrats obtenus étaient jusqu'ici malaxés dans un mélange de ciment et de vermiculite

dans des conteneurs en béton armé. Pour diminuer le volume et le poids du produit conditionné ainsi que le coût de l'opération, il a été recherché une augmentation du facteur de concentration allant jusqu'à la dessiccation complète. Pour le conditionnement de la poudre saline résultante les essais ont conduit à la mise au point d'une matrice à base de polymère thermodurcissable [15].

2.3.1. Composition des concentrats

Les concentrats ont un extrait sec de 250 à 300 g/l et une activité volumique $\beta\gamma$ totale pouvant atteindre 2 à 3 · 10^{-1} Ci/m^3.
La composition chimique moyenne des effluents est voisine de celle-ci:

chlorures	80 g/l	sodium	65 g/l
nitrates	70 g/l	potassium	5 g/l
sulfates	7 g/l	ammonium	3 g/l
phosphates	5 g/l	uranium	6 g/l
		calcium	2 g/l

Les principaux radioéléments rencontrés atteignent les activités spécifiques suivantes:

strontium-90	2 · 10^{-2} Ci/m^3
césium-137	7 · 10^{-2} Ci/m^3
cobalt-60	2 · 10^{-2} Ci/m^3
zinc-65	1 · 10^{-2} Ci/m^3
cérium + praséodyme-144	2 · 10^{-2} Ci/m^3
manganèse-54	3 · 10^{-3} Ci/m^3
zirconium + niobium-95	< 1 · 10^{-3} Ci/m^3

2.3.2. Traitement d'insolubilisation préalable des radioéléments

Les fortes teneurs en ions chlorure et nitrate expliquent la solubilité de la quasi-totalité des radioéléments dans ces concentrats. Pour assurer une meilleure tenue aux agents atmosphériques du produit conditionné, il est utile de faire subir aux radioéléments un prétraitement d'insolubilisation. Le césium-137 est aisément coprécipité par addition de faibles quantités de ferrocyanure de nickel ou de cobalt préformé; le strontium-90 est précipité par addition d'ions carbonate (et d'ions calcium si le concentrat n'en contient pas suffisamment).

2.3.3. Description de l'appareillage utilisé (fig. 4)

Le concentrat prétraité est homogénéisé dans une cuve agitée en acier inoxydable; il est introduit par l'intermédiaire d'une pompe doseuse dans un appareil de dessiccation. Celui-ci, commercialisé par la société Speichim sous le nom de «Rototherm», est un évaporateur à couche mince muni d'un rotor à pales cunéiformes longitudinales, tournant à 1500 tours/min. Il est chauffé par une double paroi au moyen de vapeur à une pression globale de 3 à 6 bars. Sa surface d'échange est de 0,2 m^2 et son débit d'évaporation

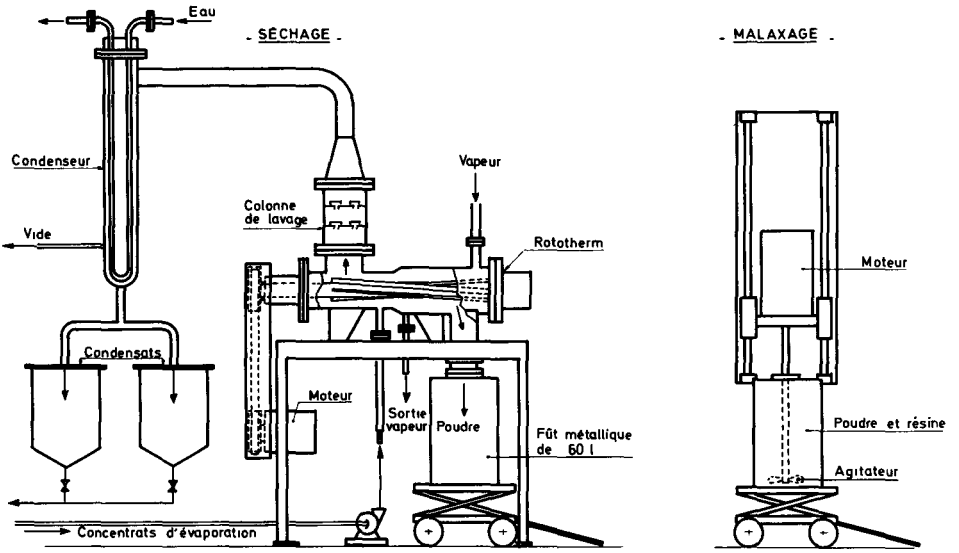


FIG. 4. Installation de séchage et d'enrobage par les résines.

peut atteindre 20 kg/h. Les températures des parois internes sont de 140 à 150°C. Le rotor a un double rôle: racler les parois et évacuer la poudre saline vers le pot de réception. L'étanchéité des axes du rotor est obtenue par des garnitures rotatives en graphite refroidies à l'eau. Le Rototherm fonctionne sous une pression de 50 torrs pour favoriser l'évaporation et aussi limiter les risques de contamination. Toutes les parties de l'appareil sont en acier inoxydable Z8 CNDT 18/12, dont la résistance à la corrosion par les chlorures s'avère satisfaisante.

Un rinçage systématique de l'appareil est réalisé par de l'eau ou de l'acide nitrique dilué. Des dispositifs de sécurité stoppent l'alimentation en concentrat en cas d'arrêt accidentel du moteur du rotor ou de défaut de chauffage.

La vapeur produite par l'évaporation du concentrat traverse une colonne de lavage à plateaux puis un condenseur. L'eau récupérée est soumise à un contrôle d'activité avant rejet ou retraitement par évaporation.

2.3.4. Conditionnement de la poudre

La poudre saline obtenue a une teneur résiduelle en eau voisine de 0, 3%; elle est recueillie dans un fût métallique de 60 litres appliqué de façon étanche à l'orifice de vidange du Rototherm et positionné au moyen d'un chariot élévateur à vérins. Lorsque le fût a reçu 40 kg de poudre saline, il est isolé puis dirigé vers le dispositif de malaxage où il reçoit une charge d'un mélange de polyesters insaturés (65% de maléophatalate de propylène-glycol et 35% de styrène). Après homogénéisation, le catalyseur de polymérisation est ajouté au mélange. La limite supérieure en composés minéraux du produit conditionné obtenu est de 60% en poids; dans la pratique, on ne dépasse pas 40 à 50%.

2.3.5. Propriétés du produit conditionné

Le produit résultant de la polymérisation du mélange de 50% de polymères et de 50% de poudre saline a un poids spécifique de 1, 4. Des essais effectués sur des éprouvettes cylindriques de 100 g ont montré une résistance à la compression supérieure à 500 kg/cm^2; une chute libre de 3 m sur une plaque métallique n'endommage pas les éprouvettes. L'auto-inflammation de l'air se produit entre 450 et 500°C; placé dans un feu d'essence, un échantillon brûle lentement, sans étincelles. Les éprouvettes soumises à des essais de 20 cycles, comprenant des séjours alternatifs de 24 h à -15° et à +40°C, n'ont montré aucune altération. Des essais sont en cours pour apprécier la dose maximale d'irradiation acceptable; actuellement, des doses intégrées de 10^6 rads se sont révélées sans action.

Les tests de lixiviation, effectués selon les recommandations de l'AIEA, ont mis en évidence l'intérêt et l'efficacité du prétraitement d'insolubilisation des radioéléments. Les taux de lixiviation observés sont de $1 \cdot 10^{-7}$ cm/j pour le césium-137 et de $1 \cdot 10^{-8}$ cm/j pour le strontium-90. L'insolubilisation du cobalt-60 pose encore quelques difficultés: un traitement d'insolubilisation du cobalt est actuellement expérimenté.

2.3.6. Extension du procédé

Ce procédé de conditionnement sera appliqué à d'autres produits radioactifs pulvérulents: poussières de cyclonage des circuits de ventilation et cendres d'incinérateurs. Le poids spécifique des particules de ces poudres peut être supérieur à celui de la résine. Pour éviter leur décantation en cours de polymérisation, la suspension sera stabilisée par addition d'une proportion convenable de silice pulvérulente (gel de silice).

CONCLUSIONS

Cet exposé a été limité à une rapide évocation des recherches suivies d'un développement industriel pour le traitement et le conditionnement des effluents radioactifs des catégories 2 et 3 de l'AIEA.

Il se dégage de l'ensemble des travaux effectués dans ce domaine au Commissariat à l'énergie atomique français une philosophie qu'il nous apparaît utile de résumer.

La coprécipitation chimique est un moyen de décontamination imparfait qui nécessite de disposer (pour combien de temps encore?) de possibilités de rejet. L'évaporation thermique constitue le procédé le plus efficace de traitement des effluents de centres de recherches. Le conditionnement des concentrats d'évaporation pose donc un problème important; les solutions apportées actuellement sont satisfaisantes: enrobage par le béton, le bitume ou les polymères solidifiés. Il reste cependant que les méthodes de conditionnement devront, pour être plus sûres et moins coûteuses, être conçues en fonction de la radiotoxicité des éléments contenus (émetteurs α et $\beta\gamma$ à vie longue). Les efforts de recherche ultérieurs seront orientés vers des traitements en vue d'un conditionnement spécifique de ces radioéléments.

REFERENCES

[1] DES LIGNERIS, J., Etude des solutions colloïdales de ferrocyanures de nickel, Thèse, Faculté des sciences de Clermont-Ferrand (oct. 1969).

[2] POTTIER, P., CHAUVET, P., «Utilisation des précipités préformés de ferrocyanure de nickel pour la décontamination du césium», C.r. Coll. franco-espagnol sur le traitement des combustibles irradiés (Madrid, 17 - 19 nov. 1969).

[3] Demande de brevet français n° EN 69.39.272 (14 nov. 1969).

[4] Brevet français n° 1.560.332 (4 dec. 1967).

[5] Demande de brevet français n° EN 71.04.147 (8 fév. 1971).

[6] Brevet français n° 1.584.018 (9 juil. 1968).

[7] BOCHEREL, J., AROD, J., ds Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes (C.r. Coll. Aix-en-Provence, 1970), AIEA, Vienne (1970) 247.

[8] FERNANDEZ, N., JOURDE, P., POTTIER, P., Ibid. p. 373.

[9] Brevet français n° PV. 893.633 (6 avr. 1962).

[10] POTTIER, P., CHAUVET, P., CHARUIT, P., DE FLERS, P., Concentration des effluents radioactifs par évaporation à tirage d'air forcé, Energie nucl. 8 7 (1966) 483.

[11] Rapport semestriel du Département de chimie, Note CEA N-1148 (1969) 89.

[12] LEFILLATRE, G., ANDRIOT, R., ds Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes (C.r. Coll. Aix-en-Provence, 1970), AIEA, Vienne (1970) 383.

[13] Brevet français n° 1.367.452 (18 mars 1963).

[14] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE ATOMIQUE, Leach testing of immobilized radioactive waste solids, Atom. Energy Rev. 9 1 (1971) 195-207.

[15] Demande de brevet français n° EN 71.090.57 (16 mars 1971).

ENVIRONMENTAL MONITORING PROGRAM AT THE AAEC RESEARCH ESTABLISHMENT, LUCAS HEIGHTS

G.M. WATSON
Australian Atomic Energy Commission,
Sydney, Australia

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

ENVIRONMENTAL MONITORING PROGRAM AT THE AAEC RESEARCH ESTABLISHMENT, LUCAS HEIGHTS.

This paper describes the evolution, over the past ten years, of effluent discharge formulae, and the associated environmental monitoring at the Australian Atomic Energy Commission's Research Establishment near Sydney. The Establishment has a staff of 1200, and its major research facility is a 10 MW(th) heavy-water moderated and cooled materials testing reactor, which is also used for extensive radioisotope production. Possible sources of environmental contamination are (a) atmospheric, from isotope production facilities and reactor tritium, (b) estuarine, from the discharge of low-level liquid effluent to a tidal stream, and (c) leaching, from a burial ground for low-level solid wastes. Discharge authorizations derive from critical group studies, with oyster consumption being the most significant pathway. Expressed as a fraction of ICRP derived limits, the levels of environmental activity found are trivial.

PROGRAMME DE CONTROLE RADIOLOGIQUE DU MILIEU EXECUTE PAR LE CENTRE D'ETUDES DE L'AAEC DE LUCAS HEIGHTS.

Le mémoire décrit l'évolution, au cours des 10 dernières années, des formules d'évacuation des effluents et de contrôle de l'environnement adoptées par le Centre d'études de la Commission australienne de l'énergie atomique (AAEC) situé près de Sydney. Cet établissement emploie 1200 personnes et son installation de recherche principale est un réacteur d'essai de matériaux de 10 MW(th), ralenti et refroidi à l'eau lourde, et qui est aussi utilisé pour une importante production de radioisotopes. Les sources possibles de contamination du milieu sont a) l'atmosphère, par les installations de production d'isotopes et par le tritium des réacteurs, b) les estuaires, par l'évacuation d'effluents liquides de faible activité dans des cours d'eau à marée, et c) la lixiviation des déchets solides de faible activité sur un site d'enfouissement. Les permis d'évacuation de déchets sont délivrés en fonction d'études déterminant les groupes critiques de la population, la principale voie considérée étant la consommation des huîtres. Les niveaux de la radioactivité du milieu qui ont été mesurés sont minimes et ne représentent qu'une fraction des valeurs maximales calculées d'après les recommandations de la CIPR.

ПРОГРАММА ДОЗИМЕТРИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ ЗА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОГО ЦЕНТРА В ЛУКАС КЕЙТСЕ КОМИССИИ ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ АВСТРАЛИИ.

В докладе описывается эволюция на протяжении последних десяти лет принципов сброса эфлуентов и связанный с этим дозиметрический контроль за окружающей средой в Исследовательском центре Комиссии по атомной энергии Австралии, расположенном вблизи Сиднея. В Центре работают 1200 сотрудников, а его основной исследовательской установкой является реактор для испытания материалов с тяжелой водой в качестве замедлителя и теплоносителя мощностью 10 МВт (тепл), который используется также для широкого производства радиоизотопов. Возможными источниками загрязнения окружающей среды являются: a) атмосфера от установок по производству изотопов и от реакторного трития, b) эстуарии от сбросов жидких эфлуентов низкой активности в приливной поток и c) выщелачивание, происходящее в местах захоронения твердых отходов низкой активности. Разрешение на сброс отходов выдается после их тщательного изучения и с учетом того, что потребление устриц является наиболее вероятным путем попадания радиоактивности в организм человека. Найдено, что уровни активности окружающей среды являются незначительными, поскольку они составляют лишь небольшую часть норм, установленных Международной комиссией по радиационной защите (МКРЗ).

PROGRAMA DE VIGILANCIA RADIOLOGICA DEL MEDIO AMBIENTE EN EL CENTRO DE INVESTIGACIONES DE LUCAS HEIGHTS, DE LA COMISION DE ENERGIA ATOMICA DE AUSTRALIA.

La memoria describe la evolución de los procedimientos seguidos durante los diez últimos años para la descarga de efluentes y la correspondiente vigilancia radiológica del medio ambiente en el Centro de Investigaciones de la Comisión de Energía Atómica de Australia, cerca de Sydney. El Centro tiene una plantilla de 1200 personas, y su principal instalación de investigación es un reactor de ensayo de materiales, de 10 MW(th), moderado y refrigerado por agua pesada, que se utiliza también para la producción de radioisótopos en considerable escala. Puede producirse una contaminación del medio ambiente: a) en la atmósfera, por las instalaciones de producción de isótopos y por el tritio del reactor; b) en los estuarios, por la descarga de efluentes líquidos de baja actividad en las corrientes de mareas, y c) por lixiviación, en los lugares en que se entierran los desechos radiactivos sólidos de baja actividad. Las autorizaciones para la descarga se basan en estudios críticos efectuados por grupos, constituyendo el consumo de ostras la principal vía de ingreso en la cadena alimentaria humana. Expresada en forma de fracción de los límites fijados por la CIPR, los valores de la radiactividad ambiente resultan insignificantes.

1. INTRODUCTION

This paper reports the experience, gained over the past decade with a moderately-sized nuclear research establishment, of environmental discharges of radioactivity, their regulation, and the methods of survey used to verify compliance with national requirements and with the recommendations of the ICRP [1]. Discharges from Lucas Heights are small by accepted standards, but it is of some interest to trace the evolution of discharge and control philosophies, and to assess the measure of success in minimizing exposure of the public.

All nuclear establishments must release some radioactivity to their environment, however carefully they may be operated, and it is incumbent upon the operators to minimize this release of radioactivity. It should not merely be kept below the levels required by legislation, but as far below them as is practicable, taking cost, convenience and relative importance into consideration. In the long term, one hopes that such releases will be guided, if not regulated, by international agreement, since radioisotopes released to the sea or to the atmosphere recognize no national boundaries. In the earlier stages of nuclear development however, even local regulations may be lacking or not be specific enough, and the operator must have the necessary competence to assist the local or national authority to formulate an appropriate discharge authorization for his plant. Subsequently it is necessary to verify that the authorization is soundly based, that it is complied with, and that discharges are kept at the lowest practical level. Both operator and authority must also consider public opinion, which is often sadly misinformed on the nature and magnitude of radiation hazards, since public confidence is necessary if nuclear development is to proceed without hindrance.

At Lucas Heights it was necessary initially to arrange a rather arbitrary discharge authorization, but operational experience gained over the years has allowed the adoption of a simpler and more flexible authorization without lowering the standards of protection. Similarly, it has proved possible to simplify our procedures for environmental surveillance without adding to the public risk.

2. THE LUCAS HEIGHTS RESEARCH ESTABLISHMENT

2.1. Geography

The Research Establishment is located about 35 km southwest of the centre of Sydney, a city of 2.6 million inhabitants. The Establishment has an absolute exclusion zone of 1.6 km, measured from the major reactor (HIFAR), in which residence is not allowed. Suburban development has reached this perimeter in one part, but at present the population within a radius of 5 km is only 14 000, spread over a sector of 195°. There will be some future increase in this number since 150° of the sector include land zoned for future suburban development.

The site itself occupies about 1.3 km^2 on a sandstone plateau, the ground is level but, beyond the eastern boundary, slopes sharply down to the Woronora River. Stable atmospheric conditions are frequent at night (43%), appearing at sunset and breaking up soon after sunrise, but are unusual at other times. During inversions, the mean wind is 'omni-directional' at 0.43 m/s. The site drains into the Woronora River, which is dammed upstream and has a most irregular flow, ranging from 400 m^3 per day in the driest seasons to 4.5×10^6 m^3 per day after heavy rains. The river reaches tidal limits 3 km from the Establishment. During periods of high fresh water flow, salt water may be flushed from the Woronora system, which flows into a larger estuarine river, and the return to equilibrium may take six weeks or more.

There is little food production in the neighbourhood. No commercial production or processing is undertaken in the surrounding countryside, and there is no dairy herd nearer than 20 km. For radioactive waste, the most significant point of access to human food is via the oysters farmed in the lower reaches of the Woronora, 7 to 9 km from the effluent discharge point, which is just below the upper tidal limit. There is some private fishing in the river, and there are more oyster farms and some commercial fishing in the main estuary, below the outlet of the Woronora. Figure 1 shows the location of the Research Establishment in relation to the river and nearby residential areas.

2.2. Facilities

The principal facility is a 10 MW heavy-water moderated and cooled materials testing reactor (HIFAR), which is also used for extensive radio-isotope production, in the main for medical applications. Used fuel elements are not reprocessed but are, at present, stored. There are conventional and active physical and chemical laboratories and facilities, but substantial amounts of radioactivity occur only in reactor experiments and servicing, and in the isotope production laboratories. The total Establishment staff is 1200; about 800 of these are classified as radiation workers, although the actual number subject to possible exposure is considerably smaller. With the exception of the reactor, the work with and storage of radioactive materials is such that no credible accident could produce off-site exposures greater than ICRP recommendations for annual dose limits for members of the public. In earlier years, beryllium and beryllium oxide were handled in considerable quantities but at present there are no unusual toxic materials in use. All buildings used for work with radio-active or toxic materials have a once-through ventilation system with

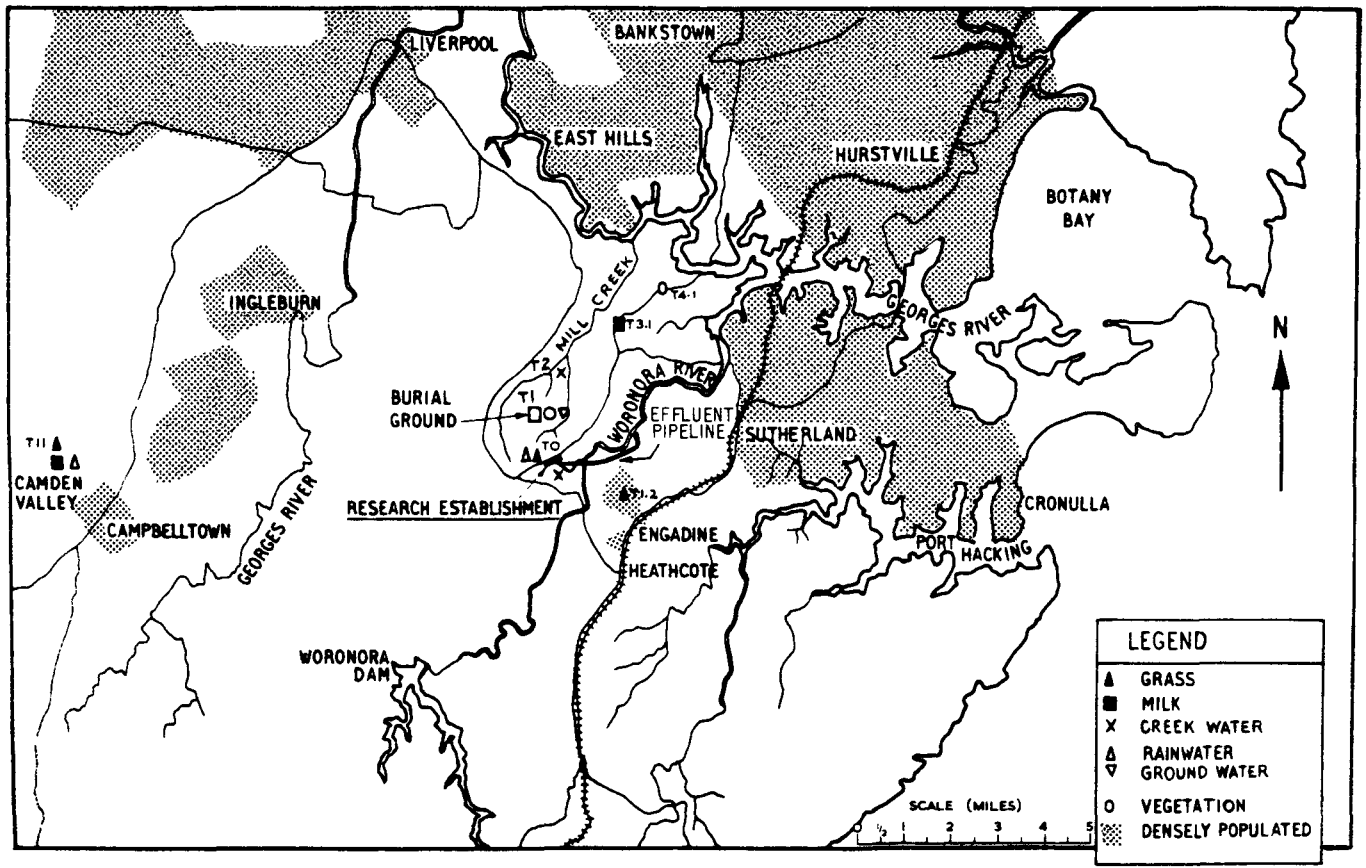


FIG. 1. The location of the AAEC Research Establishment, Lucas Heights, and the position of terrestrial sampling points.

absolute filters and, where called for, graphite filters. The radioactive wastes produced are not unusual, and are indicative of current experimental work and isotope production; they include reactor-produced tritium, the largest component in terms of curies.

3. DISPOSAL OF RADIOACTIVE EFFLUENTS

3.1. Atmospheric releases

There are seven stacks at the Establishment, varying in height up to 40 m, but under normal conditions the only releases of possible significance are tritium from the reactor during maintenance work, and iodine-131 from the isotope production laboratories. The peak weekly discharges of tritium and iodine-131 have reached 100 Ci and 40 mCi respectively; average figures are 8 Ci and 14 mCi.

3.2. Low-level liquid wastes

Low-level liquid wastes are treated in sludge-blanket clarifiers and settling tanks, and diluted with trade wastes and treated sewage effluent, before release through a pipeline to the discharge point in the Woronora River. The waste treatment plant has adequate capacity for our present needs. Monthly discharges average about 11 000 m^3, and this volume contains 6 to 7 mCi of hard β-emitters (strontium-90, caesium-137 and cobalt-60 contribute the bulk of this component), 0.1 mCi of α-emitters (mainly uranium-238) and about 3 Ci of tritium. On occasion, tritium release has risen to about 15 Ci per month from reactor heat exchanger leakage.

3.3. Low-level solid wastes

For some years, solid waste of low activity was buried to a depth of 3 m in a selected site in a soft shale overlying sandstone. Although no spread from this site was ever noted, proposed changes in land usage led to the abondonment of this site as a burial ground. At present, low-level solid waste is compacted and stored on the Establishment site. Much of its volume is made up of inactive rubbish from nominally active laboratories, and any activity present comes from the sludge of the sludge blanket clarifiers. In countries where an appropriate policy has been formulated, most of this waste would qualify for disposal on municipal tips and similar repositories.

3.4. Higher-level wastes

At Lucas Heights, medium and high-level wastes, liquid or solid, are stored indefinitely on the site, in appropriate containment.

4. THE EXPOSURE PATHWAYS

The exposure pathways, which determine both the discharge authorizations and the extent of the environmental monitoring subsequently

necessary to verify the assumptions of the discharge formulae and to satisfy the concern of legislators and the public, have not changed significantly during the life of the Establishment. Only three pathways were conceivably of importance for liquid effluent. These are:

(a) The eating of oysters farmed in the water below the liquid effluent discharge point;
(b) Sunbathing on sandy beaches which might be contaminated with absorbed β-emitters;
(c) The possibility of a grain of contaminated sand getting into the body through minor injuries.

The major assumptions relating to these pathways were:

(i) Oyster eaters might consume an average of 70 g daily;
(ii) A dilution factor of 10^3 between effluent outfall and the oyster beds;
(iii) Various published data on biological concentration factors;
(iv) Sunbathers spend 780 h/yr sunbathing;
(v) The dose limit from a grain of sand should be the equivalent of 0.4 pCi of ^{239}Pu on the grain.

Surface β-exposure of oyster openers and the effect of swimming in water containing tritium were also considered. Consideration of these pathways indicated that oyster consumption would be the most limiting route for all radioisotopes except tritium, for which the limit is swimming right at the discharge point.

Atmospheric releases did not require limitation until 1969, when expansion of radioisotope production made it necessary to consider possible iodine releases. Since individual cows are kept as close as the exclusion zone boundary, milk contamination had to be considered as limiting the discharge of iodine-131, strontium-90 and caesium-137. Other radioisotopes were considered in relation to ICRP recommendations for non-occupational exposure. Standard meteorological methods, coupled with locally collected data, were used to derive working limits for stack discharges. Observations on tritium discharges during reactor maintenance are compatible with the assumptions and calculated results.

5. DISCHARGE AUTHORIZATIONS

5.1. The initial formula for liquid discharges

The reactor HIFAR went critical in 1958 and the site's first major laboratories were completed in that year, but a discharge authorization did not become a pressing requirement until 1961, when an effluent pipeline was constructed from the site to the Woronora River. To make use of this pipeline a discharge authorization was needed. Inevitably, the formula reflected experience at other research establishments, guesses about the future research programs at Lucas Heights, and a preoccupation with strontium-90, the unwanted but ubiquitous fall-out from nuclear weapon testing. The considerations led to a formulation based on the measurement of α-emitters, in particular radium, and on the strontium β-emitters, rather to the neglect of other likely sources. As written, the initial discharge formula was:

$$650\,\mathrm{Ra} + 52\,(\text{other } \alpha\text{-emitters}) + 33\,(\mathrm{Ca} + \mathrm{Sr}) + (\text{all other } \beta\text{-emitters}) \leqslant \left(\frac{V}{3 \times 10^6}\right) \text{ curies/month}$$

where V is the volume discharged in the month in imperial gallons, or 3×10^6 gallons whichever is the smaller.

The formula did not differentiate between tritium, or other soft β-emitters, and hard β-emitters, other than strontium and calcium which were discriminated against. At that time it was intended that β-activity would be measured by end-window counters which were insensitive to tritium. Initially there was no operational difficulty in meeting the requirements of the formula but, by 1962, tritium had been detected in the effluent at levels of a few curies per month. This tritium came from leaks in the reactor heat exchangers. The amounts were trivial but, in terms of the prescribed formula, they were anomalous since the formula equated tritium to hard β-emitters. By 1965 composition of the effluent was well established and varied little. Contrary to the implication of the formula, there was virtually no radium in the effluent and the 0.1 mCi monthly discharge of α-emitters was mostly uranium; apart from tritium, β-emitters amounted to 6 to 7 mCi monthly including 1 to 2 mCi of strontium-90. Evidently it was desirable to modify the formula, not to relax the degree of control, but to remove its anomalies and inconsistencies; this was done in 1966.

5.2. The second formula for liquid discharges

By 1966 the selection of a discharge formula and its subsequent verification and control by environmental monitoring could be based on a reasonably good knowledge of the actual effluent composition, as well as on thinking about exposure pathways. In that year the following new authorization was introduced:

$$\sum_i \frac{x_i}{(\text{m.p.m.d.})_i} \leqslant \frac{V}{3 \times 10^6}$$

where x_i is the quantity of the i^{th} nuclide discharged during the month (curies), $(\text{m.p.m.d.})_i$, is the maximum permissible monthly discharge of the i^{th} nuclide (curies), and V = volume of effluent discharged over the month (imp. gallons) or 3×10^6 gallons, whichever is the smaller.

The permissible monthly discharges of 173 individual nuclides, which are not set out here, were derived from ICRP recommendations, taking into account the dilution and concentration factors previously mentioned with reference to the ingestion of oysters alone. These values were then modified to take into account the other possible pathways of exposure. This process limited α-emitters to 1.5 Ci/month and reduced the limits for some β, or β-γ emitters. Since many of the values for the less hazardous nuclides were far in excess of any foreseeable requirement, a further arbitrary maximum of 100 curies was set for the m.p.m.d. of all nuclides except tritium, which was set at 1000 curies per month. Of course, many hazardous nuclides had much lower limits.

This discharge formula has been very easy to work with, since operational analyses can be limited. In the absence of specific analyses, activity must be assumed to be that of the most hazardous nuclide. Compliance with the formula can be demonstrated with a minimum of analytical effort, by identifying and measuring the most likely components, and

gamma spectrometry is often sufficient for this. In practice, at Lucas Heights, compliance is checked first by operational staff and independently by an audit officer.

5.3. Atmospheric discharges

The working limits for atmospheric discharges were derived as indicated in Section 4. The effective daily discharge limits, summing over all buildings, are:

α-activity	400 μCi/d
β-γ activity	900 mCi/d
Iodine-131	55 mCi/d
Tritium	1800 Ci/d

In practice, buildings have individual quotas. Since nuclides other than iodine-131 and tritium are not identified, the limits are conservative.

6. ENVIRONMENTAL STUDIES

6.1. The initial sampling program

The initial program was begun before any active effluents were released and was aimed at determining the background activity in a variety of samples, so that added dispersion from Lucas Heights could be recognized. Since nuclear weapon fall-out was then quite in evidence, it was

TABLE I. DETAILS OF SAMPLES AND MEASUREMENTS (1960-69)

Sample [a]	Frequency [b]	Examination [c]
ESTUARINE		
Estuary water	weekly	gross α, β; tritium
Beach sands	6 months	gross α, β; beryllium
Bottom sands	3 months	gross α, β; γ-emitters, beryllium
Oysters	3 months	gross α, β; Sr-90, Zn-65, other γ
Blackfish	6 months	as for oysters
Mullet	6 months	as for oysters
Zostera	3 months	gross α, β, Co-60, γ-emitters
TERRESTRIAL		
Rainwater	3 months	gross α, β; Sr-90, Cs-137, γ-emitters
Grass	3 months	gross α, β; Sr-90, γ-emitters
Milk	3 months	gross α, β; Sr-90, Cs-137

[a] Most samples were collected from several locations.
[b] Some sampling frequencies were changed in the period.
[c] Gross β-counts are corrected for K-40.

thought necessary to allow its contribution to be distinguished by collecting appropriate material from remote sampling stations, in addition to those at Lucas Heights. Once controlled discharges had been introduced in 1961, the sampling program provided evidence that the assumptions underlying the discharge formula were valid, ensured that no unrecognized exposure routes existed and, not least, allowed the potential exposure of man to be assessed. By 1966 it was apparent that, in the five years since the introduction of the formula, only in the case of zinc-65 in oysters had there been any increase of radioactivity in oysters, fish or sand from the river. It was clear that the assumptions used had been valid, or conservative, and this lent confidence to the reformulation then undertaken. Table I shows the more important of the materials sampled over the decade 1960-1969; it does not include materials sampled irregularly or for limited periods. The locations of terrestrial sampling points are shown on Fig. 1. Estuarine sampling points extend from the discharge point to the junction of the Woronora and George's Rivers.

6.2. Results

The bulk of the accumulated data show only naturally occurring radioactivity, or activity due to fall-out. Activity that can be unequivocally ascribed to operations at Lucas Heights is limited to five classes of sample:

(i) Zinc-65 in Woronora oysters, fluctuating at levels below 1 pCi/g fresh weight;
(ii) Occasional traces of fission products and of cobalt-60 in edible fish;
(iii) The presence of cobalt-60 in bottom sand samples;
(iv) The rather unexpected appearance of cobalt-60 in Zostera, in irregular fashion at levels up to 25 pCi/g fresh weight;
(v) Tritium in river water, at levels up to 30 pCi/ml.

TABLE II. ACTIVITIES ATTRIBUTABLE TO ESTABLISHMENT OPERATIONS

Sample	Activity	1960	'61	'62	'63	'64	'65	'66	'67	'68	'69	'70
Grass	α, β, Sr	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Milk	α, β, Sr, Cs	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Rain	α, β, Sr, Cs	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Estuary	gross α, β	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Estuary	tritium			•	•	•	•	•	•	•	•	•
Beach sand	gross α, β	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Bottom sand	Co-60	o	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Oysters	Zn-65				•	•	•	•	•	•	•	•
Fish	Co-60	o	o	o	o	o	o	•	•	•	•	•
Zostera	Co-60					•	•	•	•	•	•	•

Traces of fission products and ^{232}Th were noted in some samples.
Most categories are samples from several points:
• indicates the presence of activity in samples;
o indicates the absence of activity;
a blank indicates that no sample was taken.

TABLE III. MAXIMUM VALUES OF ADDED ACTIVITY [a]

Year	Tritium [b]	Bottom [c] sands	Oysters	Fish	Zostera
Units	pCi/ml	pCi/g dry weight, Co-60	pCi/g fresh weight, Zn-65	pCi/g fresh weight, Co-60	pCi/g fresh weight, Co-60
1963	-	1.0	0.07	-	5.0
1964	-	2.8	0.28	-	1.5
1965	-	4.5	0.20	-	1.5
1966	25.0	33.0	0.30	0.07	7.0
1967	35.0	170.0	0.11	0.3	2.3
1968	190.0	60.0	0.09	1.0	25.0
1969	30.0	78.0	0.09	0.8	12.2

[a] The figure shown is the highest for any sample during the year indicated· there are also traces of fission products and thorium-232 in some samples.

[b] Tritium is in estuarine water.

[c] Bottom sands are near the discharge point.

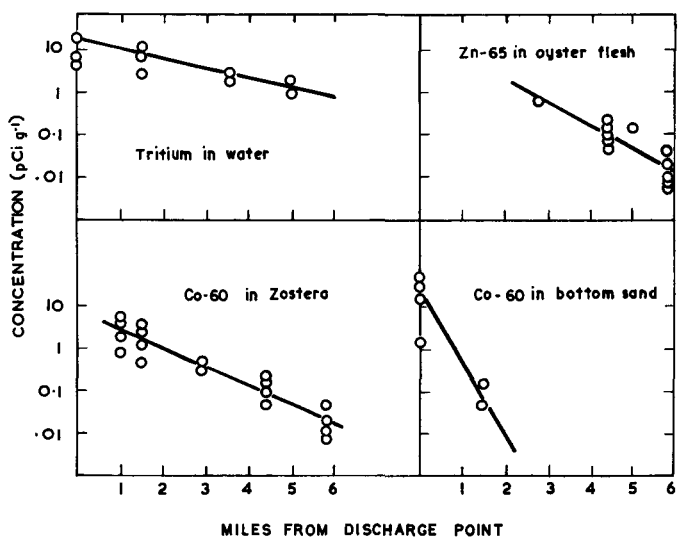


FIG. 2. Activity levels of various nuclides as a function of distance from discharge point (1965-1969).

TABLE IV. WORONORA RIVER SAMPLES
Annual averages expressed as fractions of the derived maximum permissible concentrations [a]

Sample	Radioisotope and MPC	Fraction of MPC				
		1965	1966	1967	1968	1969
Water	H-3, 30 nCi/ml					
E0 [b]			2×10^{-4}	8×10^{-4}	7×10^{-4}	2×10^{-4}
E1.5			4×10^{-4}	3×10^{-4}	4×10^{-4}	1×10^{-4}
E3.6					1×10^{-4}	7×10^{-5}
E5.0					7×10^{-5}	3×10^{-5}
Oyster Flesh	Zn-65, 1000 pCi/g					
E4.4		1×10^{-4}	2×10^{-4}	1×10^{-4}	1×10^{-4}	5×10^{-5}
E5.8		2×10^{-5}	1×10^{-5}	-	-	4×10^{-5}
Hawkesbury		-	-	-	-	-
	Sr-90, 1 pCi/g					
E4.4		$<1 \times 10^{-3}$	$<1 \times 10^{-3}$	$<2 \times 10^{-3}$	$<2 \times 10^{-3}$	$<2 \times 10^{-3}$
E5.8		$<1 \times 10^{-3}$	$<2 \times 10^{-3}$	$<2 \times 10^{-3}$	$<1 \times 10^{-3}$	$<2 \times 10^{-3}$
Hawkesbury		1×10^{-3}	$<1 \times 10^{-3}$	$<1 \times 10^{-3}$	$<2 \times 10^{-3}$	$<2 \times 10^{-3}$
Fish (averages of all samples)	Co-60, 500 pCi/g	-	2×10^{-4}	1×10^{-4}	4×10^{-4}	2×10^{-4}
	Sr-90, 1 pCi/g	3×10^{-2}	9×10^{-3}	8×10^{-3}	8×10^{-3}	7×10^{-3}
	Cs-137, 200 pCi/g	-	-	5×10^{-5}	2×10^{-4}	3×10^{-5}
Beach sand (averages of all samples)	gross alpha activity 3000 pCi/g	1×10^{-3}	2×10^{-3}	1×10^{-3}	2×10^{-3}	3×10^{-3}
	gross beta activity 2500 pCi/g	1×10^{-3}	5×10^{-4}	5×10^{-4}	8×10^{-4}	1×10^{-3}

[a] Derived maximum permissible concentrations.
[b] These numbers identify the distance (in miles) of the sampling point from the effluent discharge point.

The results are summarized in Table II and III. Table II indicates where the activity of samples is increased above natural levels from operations at the Establishment, and Table III gives the maximum levels of the indicated radioisotope, measured at any of the sampling locations, during each calendar year. Figure 2 shows the rate at which levels of activity vary with distance from the discharge point for some categories of sample. In addition to the estuarine and terrestrial sampling listed in

the tables, there has been a regular program of sampling in relation to the formerly used burial ground and the effluent pipeline to the river. No evidence of spread has been found.

7. DISCUSSION

7.1. Significance of the results

The results must be used to answer the question: Are the assumptions of the discharge formulae valid, in that the levels of activity found in environmental samples are below the levels derived from ICRP recommendations as maxima? Satisfactory levels were to be expected since all effluent discharges had been kept below the limits permitted by the liquid and atmospheric discharge formulae. The results can also be used to assess the potential exposure to people in the neighbourhood, an objective regarded as particularly desirable by the ICRP [1]. Table IV expresses the activity levels found as fractions of the derived maxima. In all cases the fractions are small and the discharge formulae are clearly valid or conservative. In Table V the possible doses to people in the neighbourhood, using the assumptions made in the discharge formulae, have been calculated for the year 1969. The values found are clearly trivial.

TABLE V. POSSIBLE DOSES TO MEMBERS OF THE LOCAL POPULATION AS A RESULT OF EXPOSURE TO MEASURED CONCENTRATIONS (1969)

Sample	Isotope	Exposure route	Possible annual dose (mrem)	Critical organ
Oyster flesh	tritium	ingestion	0.004	whole body
	zinc-65	ingestion	0.008	whole body
Fish	tritium	ingestion	0.006	whole body
	caesium-137	ingestion	0.007	whole body
	cobalt-60	ingestion	0.005	whole body
	cobalt-60	ingestion	0.06	lower large intestine
Milk [a]	strontium-90	ingestion	8	growing bone (children)
	caesium-137	ingestion	0.1	whole body
Estuary water	tritium	daily swimming at discharge point	0.015	whole body
Beach sand [b]	gross beta activity	regular contact	3	skin

[a] The activity in milk is attributable to fall-out.

[b] The beach sand activity is natural.

7.2. Conclusion

The low levels of activity and consequent exposure attributable to the operations at the Establishment, as observed over a period of ten years, are good evidence that the requirements for environmental sampling outlined in Section 4 have been met. Future sampling, unless major changes in operations are introduced, need only be sufficient to meet the ICRP objectives of assessment of the exposure to man, scientific investigation, and public relations. Since 1970, it has been possible to limit sampling to those pathways known to have some possible significance and to scientific investigations with relevance to dispersion or exposure. The operations at Lucas Heights have not been on a large scale, but they do show that it is not difficult to work well within the recommended limits of exposure and that, after full assessment of the local situation, requirements for environmental surveillance are not very onerous.

REFERENCE

[1] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, ICRP Publication No. 9, Pergamon Press, London (1966).

ACTIVITY RELEASE AND CONTROL AT THE NUCLEAR POWER STATIONS AT KAHL, GUNDREMMINGEN, LINGEN AND OBRIGHEIM

R. BÖDEGE
Kernkraftwerk Lingen GmbH, Lingen

N. EICKELPASCH
Kernkraftwerk RWE-Bayernwerk GmbH, Gundremmingen

A. GRAU
Versuchsatomkraftwerk Kahl GmbH, Kahl/Main

W. STEPHAN
Kernkraftwerk Obrigheim GmbH, Obrigheim,
Federal Republic of Germany

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

ACTIVITY RELEASE AND CONTROL AT THE NUCLEAR POWER STATIONS AT KAHL, GUNDREMMINGEN, LINGEN AND OBRIGHEIM.

The amounts of radioactivity controlled at these stations are shown in tables, indicating their origins and concentrations. Next, the methods used to measure the activities in the waters and gases discharged, and also those applied in surveying the environment, are described. The activities released from these stations are listed from the beginning of operation to 1970, and these are compared to the limiting values fixed in the licences. The influence of special operational states on the activity releases are indicated. The activity concentration in the primary water (e.g. in case of fuel can damages) and the leakages from those loops containing primary water in principal determine the releases. The interdependency of the licence conditions and the operation of a nuclear station are discussed. The sensitivities in measuring the environmental contamination are sufficiently high, and yet no marked effect of these nuclear plants on their environments could be established.

REJET ET CONTROLE DES DECHETS RADIOACTIFS AUX CENTRALES NUCLEAIRES DE KAHL, GUNDREMMINGEN, LINGEN ET OBRIGHEIM.

Les déchets radioactifs liquides ou gazeux rejetés par ces centrales sont présentés dans des tableaux avec indication de l'origine et des concentrations. Les auteurs décrivent ensuite les méthodes utilisées pour mesurer l'activité des effluents liquides ou gazeux, ainsi que les méthodes de contrôle radiologique du milieu. Ils énumèrent les quantités de radioactivité rejetées pendant la période s'étendant depuis la mise en marche de l'installation jusqu'à la fin de 1970 et les comparent aux limites stipulées dans les permis d'exploitation. Des explications sont données au sujet des effets que peuvent avoir certaines conditions d'exploitation sur les rejets de déchets radioactifs. La concentration de radioactivité dans l'eau du circuit primaire (par exemple en cas d'endommagement du gainage des éléments combustibles) et les fuites des boucles contenant de l'eau du circuit primaire déterminent en principe les évacuations. Les répercussions des normes fixées sur la marche des installations sont également examinées. Les auteurs montrent enfin que les méthodes de mesure utilisées pour le contrôle de la contamination du milieu, bien que suffisamment sensibles, n'ont permis de déceler aucune influence notable des installations sur l'environnement.

ВЫБРОСЫ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ И КОНТРОЛЬ ЗА НИМИ НА ЯДЕРНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЯХ КАЛЬ, ГУНДРЕММИНГЕН, ЛИНГЕН И ОБРИГХАЙМ.

Величины активностей, с которыми имеют дело на этих станциях, приводятся в таблицах, показывающих их происхождение и концентрацию. Излагаются методы, используемые при измерении активности в выбрасываемых воде и газах, а также методы, применяемые

для обследования окружающей среды. Значения активности радиоактивных веществ, выбрасываемых этими станциями, даются за период с начала работы этих станций до 1970 года; они сравниваются с предельными значениями, установленными лицензиями. Показывается влияние специальных эксплуатационных условий на выбросы. Концентрация радиоактивных веществ в воде первого контура (например, в случае повреждения топливной оболочки) и утечка из петель, содержащих воду первого контура, в принципе определяют величину выбросов. Рассматривается вопрос о взаимозависимости условий, предусматриваемых лицензиями и эксплуатацией ядерной станции. Методы, применяемые для измерения загрязнения окружающей среды, являются достаточно чувствительными, однако до сих пор не установлено существенного влияния этих ядерных электростанций на окружающую их среду.

DESCARGA Y CONTROL DE LA RADIACTIVIDAD EN LAS CENTRALES NUCLEARES DE KAHL, GUNDREMMINGEN, LINGEN Y OBRIGHEIM.

Se representan en cuadros las actividades que se manipulan en estas centrales, según sus orígenes y concentraciones. Seguidamente se describen los métodos utilizados para medir la radiactividad en las aguas y gases evacuados y para controlar el medio ambiente. Se indican las actividades descargadas por estas centrales desde el principio de su funcionamiento hasta 1970 y se comparan con los valores límite fijados en las autorizaciones. Se dan ejemplos de la influencia de formas especiales de funcionamiento de las centrales sobre las emisiones de radiactividad. La concentración de radiactividad en el agua del circuito primario (por ejemplo en el caso de vainas de combustible deterioradas) y las fugas de esos circuitos primarios determinan básicamente la emisión. Se comenta la interdependencia entre las condiciones de la autorización y la explotación de una central nuclear. La sensibilidad de las medidas de la contaminación ambiente es suficientemente alta; hasta ahora no han podido descubrirse influencias acusadas de estas centrales nucleares sobre el medio ambiente.

1. GENERAL

The amount of activity to be handled in nuclear power stations is determined by the activity content in the primary water, which depends on the corrosion products and on nuclides like xenon, krypton, iodine and caesium, which may be released through fuel cladding defects. The activity of the corrosion products has an order of magnitude from 10^{-4} to 10^{-2} Ci/m^3. Figure 1 shows the time-dependent activity build-up in the primary water for the nuclides of iodine and neptunium, which are characteristic of cladding defects, for the VAK, KRB, KWL and KWO plants[1].

1.1. Water to be treated

In nuclear power stations, lots of water with different qualities and radioactivity concentrations flow to the treatment plants. Some lots can be cleaned and fed back into the system, some are discharged into the river system with or without treatment.

In detail, these lots of waste water can be divided into three groups:

(a) Water, that may be re-used (e.g. from sample stations, from the fuel pool, from flooding the reactor vault for refuelling, from flushing ion-exchangers, filters and lines);
(b) Spoiled water (from drains inside the controlled area, from laboratories and decontamination facilities);
(c) Waste water from laundries and lavatories.

[1] VAK: Versuchsatomkraftwerk Kahl GmbH.
KRB: Kernkraftwerk RWE-Bayernwerk GmbH.
KWL: Kernkraftwerk Lingen GmbH.
KWO: Kernkraftwerk Obrigheim GmbH.

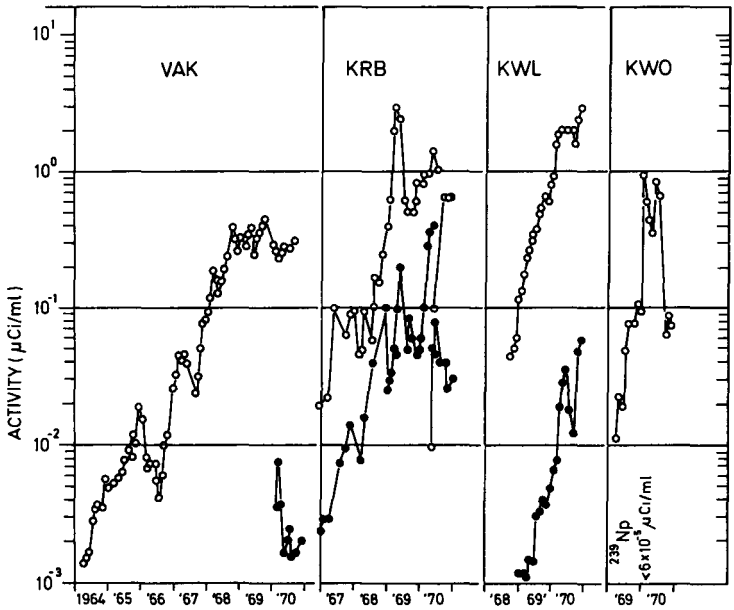


FIG. 1. Iodine and ^{239}Np activity in reactor water.
○ Total iodine activity (for KWO only: ^{131}I + ^{133}I)
● ^{239}Np activity

Table I gives the annual amount of water in each of these three groups for the individual power stations [1]. To decrease the activity in the water to be handled, evaporators, mixed-bed ion exchangers and precoat filters are used. (At KRB the evaporation process was replaced by a combined precipitation-flocculation process.)

By passing air through the treated water before discharge most of the dissolved noble gases are removed, so that they do not add to the activity discharged [2].

1.2. Gases, iodines and aerosols to be handled

The gaseous activity in the primary circuits are extracted at the VAK and KWL plants at the heat exchangers and primary water storage tanks. At the KRB plant they are almost completely extracted from the turbine condenser and continuously treated in the off-gas system.

At the KRB and KWL plants the off-gas systems include delay lines of 40 min and 60 min, delay time, respectively, and charcoal filter beds with effective delay times of about 15 and 30 days for xenon, respectively. The gaseous activities entering the delay lines have an order of magnitude of 10 μCi/sec.

The VAK plant uses two storage containers instead of a delay line and charcoal filters to hold up the gases. These containers are connected in parallel and are operated alternately.

TABLE I. WASTE WATER

		1970	1969	1968	1967	1966
1. Lots of water to be re-used (m^3)	VAK	385	150	110	470	210
	KRB	16 073	15 369	17 593	19 913	11 628
	KWL	11 138	4 656			
	KWO	1 400	574 [a]			
2. Sumps, waste water from laboratories and decontamination facilities (m^3)	VAK	141	160	150	190	170
	KRB	6 065	6 219	9 427	11 585	
	KWL	1 956	2 334			
	KWO	2 424	2 875 [a]			
3. Laundry and lavatory water (m^3)	VAK	108	110 [b]			
	KRB	1 495	1 432			
	KWL	3 322	566			
	KWO	1 383	284 [a]			

[a] 5 months only, beginning 1 Aug. 1969

[b] Including HDR from Oct. 1969

At KWO, radioactive gases resulting from degasifying operations in the primary circuit (e.g. at shut-down for refuelling) and from containers of primary waste water are stored in hold-up tanks. From these tanks the gases are discharged after decay.

Due to leakages in the primary systems, radioactive gases, iodines and solids are released into the air of the buildings and reach the stack after having been filtered, if necessary, in the ventilation systems. At the KWL plant, potential leakage points, e.g. big flanges or valves, are individually ventilated into the off-gas system. Leakages in the primary steam systems of the KRB and KWL plants predominantly produce short-lived noble gas daughters ^{88}Rb and ^{138}Cs. The non-volatile isotopes and the major part of the iodine remain, in practice, completely dissolved in the water, i.e. in the reactor system.

At the KWO plant the primary circuit is separated by air-tight rooms from the remainder of the reactor containment. A very low ventilation air flow (500 m^3/h) is drawn from these rooms, keeping a slightly negative room pressure, through aerosol and iodine filters to the stack. The gases are delayed in these rooms for about 13 hours. A typical analysis of the ventilation air upstream of the aerosol and iodine filters is given in Table II.

For the BWR's the releases at the stacks are determined by the activities leaving the off-gas systems, and radioactive solids and iodines are practically not released into these systems.

At all plants, the contribution of the reactor building air to the radioactive aerosols going to the stacks is low, because the air is led through microfilters. In the buildings for auxiliary systems and waste disposal, only low activities are carried by the ventilation systems.

2. METHODS OF MEASUREMENT

2.1. Control of activity in water

Table III gives a survey of the monitoring systems for determining the water activities of the individual circuits.

The radioactive waste water is stored in tanks before it is released into the discharge lines. In these pipes the activity of the water is measured using a measuring device with a NaI(Tl) crystal.

If a preset activity level is exceeded, or a main cooling water pump goes out of operation, these sensors cause a shut-off valve in the discharge line to close. These sensors back up the normal organizational methods that are devised to prevent uncontrolled releases.

Before releasing any water to the discharge line, two samples are taken from the appropriate hold-up tank. The activity concentration of one sample is determined. The decisions about method and rates of release are then based on these results. The second sample is stored for independent checks by the authorities.

Aliquots are taken from the individual lots and intermixed for an overall tritium content determination.

Furthermore, water samples are taken continuously from the cooling water discharge at all plants except for KWL.

Table III lists water radiation monitoring devices.

TABLE II. ACTIVITIES UPSTREAM OF THE FILTERS FOR AEROSOLS AND IODINE AT THE KWO PLANT

Isotope	I-131	I-132	I-133	I-135	Mn-54	Na-24	Cs-138	Co-58	Co-60	Ba-139	Noble gases
Activity (pCi/s)	75	23	65	4.2	4.0	21	26	73	9.3	2.1	1×10^7

TABLE III. MONITORING OF ACTIVITIES IN LIQUID MEDIA

Type and location of measurement	Method of measurement	KWL	KRB	VAK	KWO
Total γ-activity in open cooling water system	Bypass flow through γ-scintillation counter	○	○	○	
Total γ-activity in closed cooling water system	Bypass flow through γ-scintillation counter	○	○	○	○
Activity in reactor cooling water	Sampling and laboratory evaluation	●	●	●	●
Tritium activity in reactor cooling water	Sampling and evaluation by independent institution		▲	▲	▲
Total γ-activity of the water on the secondary side of the steam generators	Bypass flow through γ-scintillation counter				○
Total γ-activity of the heating steam condensate of the evaporator	Bypass flow through γ-scintillation counter				○

○ = continuously; ● = discontinuously; ▲ = monthly

2.2. Control of activity in gases

Table IV gives the locations and the methods of measurement used for radioactive gases, aerosols and iodines. The ventilation air from the control area is mixed with the off-gas from the delay and decay systems, and the activity of this mixture is monitored in the stacks.

At KWO these monitors initiate special interlocks if preset levels of activity are exceeded, e.g. the gates in the vent lines of the reactor building would be closed automatically; the release from the gas storage tanks would be stopped automatically if another, yet higher, preset activity level is reached.

KRB and KWL have two gas activity monitors in parallel at the stacks. If a fixed activity level is exceeded, the off-gas system would, after a certain delay, be closed automatically and the plants would be shut down.

3. AUTHORITY REQUIREMENTS

The operational licences essentially contain the requirements as given in Table V. Additional licence conditions exist as described below.

3.1. VAK

Maximum activity release with the discharge water in case of temporary fault conditions:

1.6 Ci/yr

Maximum activity release through the stack:

10 times the value in Table V, but for not more than 10 hours per month and not more than 48 hours per year.

3.2. KRB

Maximum activity release through the stack:

10 times the value in Table V, but only for short periods.

3.3. KWL

Maximum activity release through the stack:

10 times the value in Table V, but for not more than 24 hours per year.

3.4. KWO

Maximum gas activity release per week at the stack:

3000 Ci

Maximum gas activity release per day at the stack:

1000 Ci

Maximum ^{131}I release per week at the stack:

600 mCi

Maximum ^{131}I release per day at the stack:

200 mCi

TABLE IV. MONITORING OF GASEOUS ACTIVITIES

Medium	Type and location of measurement	Methods of measurement	VAK	KRB	KWL	KWO
Air at stack	Noble gases and aerosols (total γ-activity)	Flow chamber with NaI(Tl) crystal; Ionization chamber; Methane flow counter	○	○	○	○
	Aerosol activity immediately and after delay time	Continuously moved filter tape with ZnS crystal; Stepwise moved filter tape with G-M counter; Paper filter and laboratory; evaluation	○	○ ●	○	●
	Iodine-131; γ-spectrometrically	Adsorption on active charcoal	●	●	●	●
Ventilation air	Noble gases in the auxiliary systems and reactor building	Methane flow counter				○
	Aerosol β-activity in auxiliary systems and reactor building; Aerosol β-activity in reactor building	Paper filter, G-M counter Paper filter, G-M counter	○	○	○	●
	Iodine-131 in reactor building γ-spectrometrically	Adsorption on active charcoal	●	●	●	●
Off-gas	Total γ-activity before delay line and before inlet stack	NaI(Tl) crystal at pipe surface; Ionization chamber	○	○	○	
Air from main condenser	Total γ-activity	NaI(Tl) crystal at pipe surface	○			
	Total β-activity	G-M counter; 2 π-counter; Sampling with 200 litre chamber at 10 atm			○	○ ●

○ = continuously; ● = discontinuously

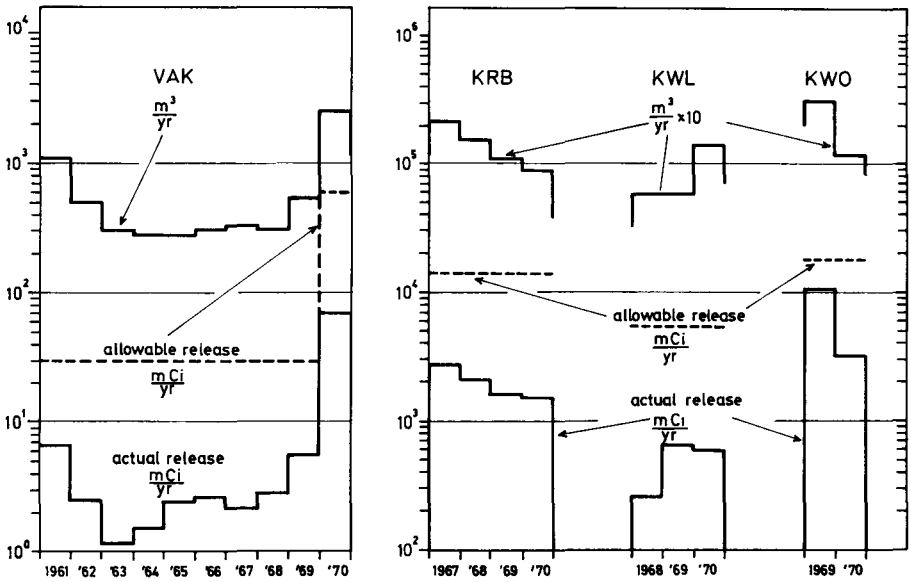


FIG. 2. Volume and activity of water release.

3.4. KWO (cont.)

During the time of growing and harvesting green feed for cattle, or while the cattle is at grass, the iodine-131 release must not exceed the following values:

2.5 mCi per week and
1 mCi per day

4. RELEASE OF ACTIVITIES

4.1. Release of activities with the water

The releases of radioactivity into the aquatic environment have been continuously reduced during the operational periods of the plants (see Fig. 2). The main reasons are improvements in the water-treatment techniques and reductions of the sources of radioactivity. (The increase of the activity release during 1969 and 1970 at VAK was caused by taking the Heissdampf-reaktor Grosswelzheim (HDR) into operation, the waste water of which is being treated by VAK.)

During 1971, for example, KWO was able to reduce the released activity by ~ 70% in spite of an activity increase in the primary water.

At KRB and KWL the release rates could be kept low from the very beginning, even with a high activity level in the primary water.

TABLE V. LICENSED RELEASE RATES

		VAK (+ HDR)	KRB	KWL	KWO
WATER TO BE RELEASED					
Annual max. activity	(Ci/a)	0.6	14.4	5.4	18
Monthly max. activity	(Ci/month)	0.1	1.2	0.88	3.0
Monthly max. ^{3}H activity	(Ci/month)	40	36	[a]	[a]
Max. specific activity to the cooling water discharge	(Ci/m^3)	5×10^{-4}	5×10^{-4}	[b]	5×10^{-4}
Max. specific activity in the cooling water discharge	(Ci/m^3)	1×10^{-7}	10^{-7}	10^{-7}	5×10^{-7}
Max. specific tritium activity in the cooling water discharge	(Ci/m^3)	3×10^{-4}	[a]	3×10^{-2}	3×10^{-2}
RELEASES AT THE STACK					
Gases	(Ci/h)	10	225	360	9.1
Aerosols	(Ci/h)	10^{-2}	3.25×10^{-1}	1.8	-
Iodine-131	(Ci/h)	7×10^{-5}	2.5×10^{-3}	1.8×10^{-3}	[c] 1.7×10^{-3}

[a] Not fixed in the licence.

[b] Depending on cooling water flow.

[c] During the growing and harvesting of green feed for cattle, or while the cattle are at grass: 1.4×10^{-5} Ci/h.

TABLE VI. ACTIVITY RELEASE AT THE STACK

	Gases [a] (Ci/h)		Aerosols [a] (Ci/h)		Iodines [a] (μCi/h)	
	Annual Av.	Monthly Av.	Annual Av.	Monthly Av.	Annual Av.	Monthly Av.
1967: VAK	0.45	1.27	0.9×10^{-5}	1.7×10^{-5}	-	-
KWO	-	-	-	-	-	-
KRB	< 1	3.6	1.1×10^{-6}	1.2×10^{-5}	2.0	10.8
KWL	-	-	-	-	-	-
1968: VAK	0.53	1.08	2.3×10^{-5}	3.8×10^{-5}	0.2	0.6
KWO	-	-	-	-	-	-
KRB	< 1	1.4	4.7×10^{-7}	1.2×10^{-6}	3.7	18
KWL	-	-	-	-	-	-
1969: VAK	0.20	0.43	1×10^{-5}	1.7×10^{-5}	0.8	9.1
KWO	0.63	1.45	$< 2 \times 10^{-6}$	$< 3.5 \times 10^{-6}$	7.2	66
KRB	~ 1	3.6	8.7×10^{-7}	2×10^{-6}	41.5	220
KWL	19	36	2.5×10^{-2}	8.5×10^{-2}	-	-
1970: VAK	0.39	0.72	1.5×10^{-5}	2.5×10^{-5}	69	710
KWO	0.88	2.96	$< 1.9 \times 10^{-6}$	$< 6.2 \times 10^{-6}$	5	22
KRB	< 1	1.4	8.5×10^{-6}	2.9×10^{-5}	22.5	108
KWL	13	36	2.9×10^{-2}	1.8×10^{-1}	~30 [b]	64

[a] Annual Av.: average value for the year given
Monthly Av.: maximum value of the monthly averages

[b] Extrapolated annual figure from results obtained in months Sep. to Dec. 1970.

The largest amount of radioactive water has to be handled during shut-downs for refuelling and repair. This results from the flushing of loops, lowering the level in the primary system, cleaning work and, at KWO, diluting the borated primary water during restarts.

Experience has shown that the severe limitations on the activity concentration in the cooling water discharge at KWL has made special action or recyclings in the waste-water treatment plant necessary on several occasions, particularly during shut-down periods, when the amounts of water to be treated are already extremely high.

4.2. Activity release through the stack

4.2.1. Release of noble gases

No special problems have arisen at any of the four power plants. The average release rates (mainly xenon-133) were of the order of 1 to 10% of the permissible annual values.

4.2.2. Release of iodine and aerosols

To meet the low release rates set out in the licence for iodine-131 during the period when green feed is growing and being harvested, or while the cattle are at grass, the KWO plant makes use of iodine filters in the discharge lines from the off-gas decay tanks and from the evaporator system. The latter system is being used in the treatment of waste water.

The VAK values in Table VI for the year 1970 are not typical ones. They were caused by a fuel element defect in a test loop (VKL) installed at this time. After shut-down of the VKL the values will decrease to less than 1 μCi/h.

The relatively high maximum values of iodine release for KRB in Table VI apply for 1 or 2 months of the year in question only. They were caused by extraordinary leakages in the primary system which could not be repaired during operation and the simultaneous existence of fuel clad failures. The gas and aerosol activity releases from the stack were hardly influenced, as may be seen from Table VI.

At the KWL plant, the monitoring of the ^{131}I releases was taken up in September 1970, and the experience up to August showed that averages of 30 to 50 μCi/h occurred. The maximum values were attained during shut-downs, shortly after opening the pressure vessel.

5. RESULTS OF THE ENVIRONMENTAL ACTIVITY CONTROL

No increase of the dose rates in the vicinity of the power plants could be detected (using glass dosimeters distributed in the neighbourhood around the power stations). Due to the much higher background of natural activity, an influence of the xenon releases on the activity levels in the vicinity of the plants was not measurable.

Samples taken periodically from ground-water, surface water, plants, soil, sediments from the river, micro-organisms and food did not show any activity increases that could be attributed to any influences of the nuclear power stations.

REFERENCES

[1] SCHROEDER, H.-J., "Chemie im Kernkraftwerk mit Siedewasserreaktor", VGB-Speisewassertagung 1969 (1969) 52-61.

[2] SCHROEDER, H.-J., Aufbereitung radioaktiver Abwässer im KRB, Atomwirtschaft No. 7 (July 1969) 363-68.

СОЮЗ СОВЕТСКИХ СОЦИАЛИСТИЧЕСКИХ
РЕСПУБЛИК
A/CONF.49/P/426

НАУЧНОЕ ОБОСНОВАНИЕ И ПРАКТИКА ЗАХОРОНЕНИЯ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В ГЛУБОКИЕ ГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ФОРМАЦИИ

В.И.СПИЦЫН, М.К.ПИМЕНОВ, Ф.П.ЮДИН,
В.Д.БАЛУКОВА
Государственный комитет по использованию
атомной энергии СССР, Москва,
Союз Советских Социалистических Республик

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

THEORY AND PRACTICE OF THE DISPOSAL OF LIQUID RADIOACTIVE WASTES IN DEEP GEOLOGICAL FORMATIONS.

The authors discuss the theory of radioactive waste disposal into the ground, outlining the main methods of waste disposal into deep formations and the scope of their application. Special attention is devoted to waste disposal into water-bearing storage strata. The basic radiation safety requirements for underground reservoirs are determined. The geological and hydrological investigations which must precede liquid waste disposal into the ground are described: analysis of data on the geological structure of the region, borehole surveys accompanied by a whole complex of geophysical studies and, finally, detailed investigation of the storage strata and barrier strata. The possibility of using water-bearing structures and individual storage strata for the burial of waste at different stages of investigation is assessed. The basic principles for the creation of radiation protection zones for the burial of radioactive waste are considered.

The results of physicochemical investigations are presented. Waste samples, samples of the rock forming reservoir strata or surrounding artificial storage cavities and specimens of natural stratal water were studied in the laboratory; the conditions required for liquid radioactive waste to be compatible with the rock and stratal water were investigated, together with the required treatment of the waste for burial under particular geological conditions. The results obtained are used to forecast the pattern and intensity of various processes in the storage strata after waste disposal; sorption and desorption of radioactive elements on the rock, diffusion of radioactive elements and salt components of waste through barrier strata, heat release due to radiation from the waste and the heating of the surrounding medium. For further clarification of certain laboratory results, field experiments have been carried out in conditions approaching those obtaining in actual storage strata.

Different types of underground storage chambers, borehole distribution and design and methods of drilling into strata are considered. The effect of the macrocomponents of liquid waste and the level of activity on the choice of storage is assessed. The preliminary treatment of the waste and the system used for checking and control in the storage area are described. The data obtained since 1966 at Melekess on the burial of low-activity decontamination wastes ($n \times 10^{-6}$ to $n \times 10^{-5}$ Ci/litre) are discussed. Data obtained in a project involving large-scale burial of intermediate-level salt wastes ($n \times 10^{-2}$ Ci/litre) from a fuel element reprocessing plant are also presented.

The investigations which have been carried out and the experience gained in burying low-level and intermediate-level saline waste under the geological conditions considered in the paper confirm that the underground burial method ensures radiation safety at reasonable cost.

ENFOUISSEMENT DES EFFLUENTS RADIOACTIFS LIQUIDES DANS LES FORMATIONS GEOLOGIQUES PROFONDES: THEORIE ET PRATIQUE.

Les auteurs examinent le principe même de l'isolement des déchets radioactifs par enfouissement, et ils indiquent les principaux procédés d'évacuation dans les formations profondes ainsi que le domaine d'application de ces procédés. Ils attachent une attention particulière à l'enfouissement dans les couches-réservoirs aquifères. Ils exposent les critères fondamentaux auxquels doivent répondre les dépôts souterrains d'effluents radioactifs du point de vue de la sécurité radiologique. Ils signalent les diverses phases des études géologiques et hydrologiques exécutées en vue de l'enfouissement des effluents liquides, à savoir: généralisation des données concernant la structure géologique de la région; prospection à l'aide de forages et de travaux géophysiques; étude détaillée des couches-réservoirs et des couches

imperméables. Ils indiquent les possibilités d'utiliser les complexes aquifères et différentes couches-réservoirs pour l'enfouissement des déchets, sur la base des évaluations qui ont été faites pendant les diverses phases des études mentionnées. Ils examinent les principes à observer pour la création de zones de protection autour des dépôts souterrains de déchets radioactifs.

Ils exposent les résultats d'études physico-chimiques. On procède actuellement à des études en laboratoire sur les déchets, sur les roches dont se composent les couches-réservoirs ou qui entourent les cavités artificielles où sont entreposés les déchets, et sur les eaux de gisement naturelles; ils déterminent les conditions de comptabilité des effluents radioactifs avec les roches de la couche et les eaux de gisement, ainsi que l'importance et la technologie du traitement à subir par les déchets en présence de conditions géologiques données. Sur la base de ces études, les auteurs prévoient l'ampleur des phénomènes qui s'opéreront dans la couche-réservoir sous l'effet des déchets, à savoir: sorption et désorption des radioéléments sur les roches de la couche; diffusion de ces radioéléments et des sels que comportent les déchets dans les couches imperméables; dégagement de chaleur par rayonnement émis par les déchets et échauffement du milieu qui renferme ces déchets. Pour préciser divers résultats des études en laboratoire, on a procédé à des essais sur le terrain dans des conditions proches de celles de la couche-réservoir.

Les auteurs examinent différents types de dépôts souterrains de déchets, la disposition des puits, leur aménagement et les procédés d'ouverture de la couche. Ils évaluent l'influence que les macro-composants des effluents liquides et le niveau d'activité exercent sur le choix du type de dépôt, sur les modes de traitement des déchets, et sur les contrôles et les observations en cours d'exploitation. Ils analysent les travaux exécutés depuis 1966, à l'aide d'une installation de l'Institut d'étude des réacteurs atomiques de Melekess, sur l'enfouissement des effluents de faible activité ($n \times 10^{-6}$ à $n \times 10^{-5}$ Ci/l) provenant d'opérations de décontamination. Ils présentent les résultats d'expériences de grande envergure effectuées sur l'enfouissement de déchets salins de moyenne activité ($n \times 10^{-2}$ Ci/l) produits dans une installation de traitement du combustible irradié.

Les études réalisées et l'expérience acquise en matière d'enfouissement des déchets salins de faible ou moyenne activité en présence des conditions géologiques considérées confirment que ce procédé d'élimination garantit une sécurité radiologique satisfaisante et est économiquement bien fondé.

НАУЧНОЕ ОБОСНОВАНИЕ И ПРАКТИКА ЗАХОРОНЕНИЯ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В ГЛУБОКИЕ ГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ФОРМАЦИИ.

Рассматривается сущность обезвреживания радиоактивных отходов путем подземного захоронения, указываются основные способы удаления отходов в недра и область применения этих способов. Главное внимание уделяется захоронению отходов в водоносные пласты-коллекторы. Приводятся основные требования к подземным хранилищам отходов, исходя из обеспечения санитарно-радиационной безопасности подземного захоронения радиоактивных жидких отходов. Излагаются этапы геолого-гидрогеологических исследований для целей подземного захоронения жидких отходов: обобщение материалов по геологическому строению района, разведка с бурением скважин и проведением комплекса геофизических работ, детальные исследования пластов-коллекторов и водоупоров. Дается оценка возможности использования водоносных комплексов и отдельных пластов-коллекторов для подземного захоронения отходов на отдельных этапах исследований. Рассматриваются принципы создания санитарно-защитных зон подземных хранилищ радиоактивных отходов.

Приводятся результаты физико-химических исследований. В лабораторных условиях проводятся исследования горных пород, слагающих пласты-коллекторы или окружающих искусственные полости-хранилища, отходов и природных пластовых вод, определяются условия совместимости жидких радиоактивных отходов с породами пласта и пластовыми водами, необходимая степень и технология подготовки отходов к подземному захоронению для данных геологических условий. На основании исследований дается прогноз степени проявления процессов, происходящих в пласте-коллекторе при захоронении отходов: сорбции и десорбции радиоэлементов на породах пласта, диффузии радиоэлементов и солевой составляющей отходов через водоупоры, тепловыделения за счет радиации отходов и разогрева среды, вмещающей отходы. Для уточнения отдельных результатов лабораторных исследований были проведены полевые опыты в условиях, близких к пласту-коллектору.

Рассмотрены различные типы подземных хранилищ отходов, схемы расположения скважин, конструкции скважин и способы вскрытия пласта. Дается оценка влияния макрокомпонентов жидких отходов и уровня активности на выбор схемы хранилища, условия подготовки отходов, а также обеспечение контроля и наблюдения в процессе эксплуатации. Дан анализ работы с 1966 года установки Научно-исследовательского института атомных реакторов в Мелекессе по захоронению дезактивационных отходов низкой активности ($n \cdot 10^{-6} - n \cdot 10^{-5}$ Ки/л). Приведены данные опытных работ, выполненных в крупном масштабе, захоронения солевых отходов средней активности ($n \cdot 10^{-2}$ Ки/л) от установки по регенерации топливных элементов.

Проведенные исследования и опыт захоронения низкоактивных и среднеактивных засоленных отходов в рассмотренных геологических условиях подтверждают, что способ подземного захоронения обеспечивает санитарно-радиационную безопасность при экономической эффективности.

FUNDAMENTOS TEORICOS Y PRACTICA DEL ALMACENAMIENTO DE RESIDUOS RADIACTIVOS LIQUIDOS EN FORMACIONES GEOLOGICAS PROFUNDAS.

Se considera el fundamento de la neutralización de los residuos radiactivos mediante su enterramiento, se indican los principales métodos de evacuación de los residuos en capas profundas y el campo de aplicación de estos procedimientos. Se presta principal atención al enterramiento de los residuos en lechos colectores que contienen agua. Se señalan los requisitos principales de los depósitos subterráneos de residuos, de acuerdo con los principios sanitarios de seguridad radiológica del enterramiento de los residuos radiactivos líquidos. Se exponen las etapas de la investigación geológico-hidrológica para el enterramiento de los residuos radiactivos líquidos: estudio general de la estructura geológica de la región, exploración con perforación de pozos y ejecución de un conjunto de trabajos geofísicos y estudios detallados de las capas colectoras y de sus propiedades hidrófugas. Se evalúan las posibilidades de utilización de las formaciones acuíferas y de capas aisladas de los estratos colectores para el enterramiento de los residuos en las diferentes etapas de las investigaciones. Se consideran los principios de la creación de zonas de seguridad sanitaria con depósitos subterráneos de residuos radiactivos.

Se dan los resultados de los estudios físico-químicos. Se realizan, en condiciones de laboratorio, estudios de los residuos, de los minerales que componen las capas colectoras o que rodean las cuencas-depósitos artificiales de los residuos y de las aguas geológicas naturales; se determinan las condiciones de compatibilidad de los residuos radiactivos líquidos con los minerales que componen las capas y con las aguas geológicas; el grado y la tecnología de la preparación de los residuos, necesarios para el enterramiento de los residuos, dadas las condiciones geológicas de las capas. Sobre la base de estos estudios se hace un pronóstico de los procesos que se desarrollan en las capas colectoras al enterrar los residuos: sorción y desorción de los elementos radiactivos por los minerales de las capas, difusión de los elementos radiactivos y de las sales que componen los residuos a través de las capas impermeables, desprendimiento de calor debido a la radiación y calentamiento del medio que rodea los residuos. Para precisar determinados resultados de los estudios de laboratorio se han realizado experimentos de campo, en condiciones parecidas a las que existen en las capas colectoras.

Se consideran diferentes tipos de depósitos subterráneos de los residuos, situación de los pozos, su perforación y los métodos de descubrimiento de las capas. Se evalúa la influencia de los macrocomponentes de los residuos líquidos y del nivel de su radiactividad sobre la elección del tipo de depósito y las condiciones de preparación de los residuos, así como la forma de control y observación durante el proceso de explotación. Se analiza el trabajo realizado desde el año 1966 en la instalación del Instituto de Investigación Científica de Reactores Atómicos (NIIAR), Melekess, sobre el enterramiento de residuos de desactivación de baja actividad ($n \cdot 10^{-6}$ - $n \cdot 10^{-5}$ Ci/l). Se dan los resultados de trabajos experimentales, a gran escala, sobre el enterramiento de los residuos salinos de actividad media ($n \cdot 10^{-2}$ Ci/l) procedentes de la planta de regeneración de elementos combustibles.

Los estudios realizados y la experiencia sobre el enterramiento de residuos salinos de actividades bajas y medias en las condiciones geológicas consideradas, corroboran que el método de enterramiento asegura la protección radiológica sanitaria en forma efectiva y económica.

ВВЕДЕНИЕ

В Советском Союзе проводятся широкие исследования по обезвреживанию радиоактивных жидких отходов атомной промышленности и атомных энергетических установок [1]. Перспективным направлением является подземное захоронение радиоактивных отходов в глубокие геологические формации [2].

В настоящем сообщении рассматриваются общие геологические и гидрогеологические предпосылки, а также практика подземного захоронения дезактивационных сбросных растворов и других отходов среднего уровня активности в пористые водоносные горизонты, заполненные слабоминерализованными водами.

Захоронение низкоактивных слабосолевых отходов в глубокие геологические формации, содержащие высокоминерализованные пластовые воды, рассматривалось ранее [3].

1. ГЕОЛОГИЧЕСКИЕ И ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ПРЕДПОСЫЛКИ ПОДЗЕМНОГО ЗАХОРОНЕНИЯ

Подземное захоронение среднеактивных отходов, рассматриваемое в данном докладе, производится в краевой области крупного артезианского бассейна.

Крупные артезианские бассейны платформенных областей в вертикальном разрезе содержат обычно три гидрохимические зоны: зону активного водообмена, зону затрудненного водообмена, зону застойного режима. Две последние зоны залегают на глубинах более 300-500 м. Водоносные горизонты, приуроченные к этим зонам, при наличии достаточно мощных и выдержанных водоупоров не имеют связи с поверхностью и верхними водоносными горизонтами, содержащими пресные воды. Для глубоких водоносных горизонтов характерны весьма малые естественные скорости фильтрации пластовых вод, не превышающие нескольких метров в год, и большая длительность периода водообмена, определяющегося временем продвижения подземных вод по водоносному горизонту от области питания до области разгрузки. Для водоносных горизонтов в зоне затрудненного водообмена этот период составляет десятки и сотни тысяч лет, в зоне застойного режима продолжительность периода водообмена соизмерима с геологическими эпохами. По сравнению с этим, время распада радиоактивных изотопов, содержащихся в жидких промышленных отходах атомных установок, до среднегодовых допустимых концентраций (СДК) [4], характеризуется несоизмеримо меньшими величинами и по расчетам составляет: для отходов низкой активности – 350-400 лет, средней активности – 500-700 лет, высокой активности – 700-900 лет.

Отсюда следует, что глубокие водоносные горизонты при наличии благоприятных геологических условий могут использоваться в качестве естественных подземных хранилищ радиоактивных жидких отходов в течение всего периода времени, необходимого для снижения их активности до безопасного уровня. Возможность проведения подземного захоронения определяется, в первую очередь, наличием в районе расположения атомных установок, поглощающих водоносных горизонтов с достаточными емкостными характеристиками, перекрытых надежными выдержанными водоупорами.

Заключение о надежности водоупора можно сделать на основании изучения его мощности и проницаемости, которые должны исключать возможность вертикальной фильтрации радиоактивных отходов при градиентах пластового давления, создаваемых в процессе нагнетания. Верхний предел коэффициента проницаемости для водоупорных пород оценивается в 0,001 дарси.

По структурным условиям для подземного захоронения оптимальными являются купольные антиклинальные поднятия и закрытые моноклинальные структуры. Проведение подземного захоронения возможно и при горизонтальном или слабонаклонном залегании водоносных горизонтов.

Наиболее высокими гидродинамическими и емкостными характеристиками обладают пористые водоносные горизонты (пласты-коллекторы),

сложенные крупно и среднезернистыми песчаными породами. В этом случае пласт-коллектор заполняется отходами более или менее равномерно по всем направлениям от нагнетательной скважины, а скорость продвижения внешнего контура отходов будет наименьшей по сравнению с коллекторами другого литологического состава. В песчаных пластах-коллекторах отмечается хорошая сходимость прогнозных и фактических показателей движения отходов в недрах.

Пласты-коллекторы в скальных трещиноватых породах, обладая часто высокими фильтрационными свойствами, имеют в то же время низкие емкостные характеристики. Скорость продвижения отходов в трещиноватых коллекторах может быть на порядок выше по сравнению с пористыми коллекторами. Кроме того, в неравномерно трещиноватых породах вследствие анизотропности фильтрационных свойств наблюдается неравномерное растекание отходов с образованием отдельных "языков" по направлению преобладающей трещиноватости. Это обстоятельство ограничивает применение расчетных методов для прогнозирования распространения отходов и затрудняет контроль за процессом захоронения.

Одним из основных критериев, определяющих пригодность водоносных горизонтов для подземного захоронения, является скорость естественной фильтрации пластовых вод. Эта скорость должна быть достаточно малой, чтобы обеспечить локализацию отходов в пласте-коллекторе на весь период распада радиоактивных изотопов до уровня СДК.

В наибольшей степени удовлетворяют этому условию водоносные горизонты крупных артезианских бассейнов платформенного типа, залегающие в зоне застойного и относительно застойного режима, где естественные скорости движения подземных вод практически равны нулю или составляют несколько сантиметров в год. Водоносные горизонты этой зоны содержат обычно высокоминерализованные воды. При благоприятных геолого-гидрогеологических условиях, а также при соответствующем санитарно-радиационном и технико-экономическом обосновании, для подземного захоронения могут быть использованы водоносные горизонты, содержащие слабоминерализованные или пресные воды и залегающие на меньших глубинах в переходной области от зоны активного водообмена к зоне замедленного водообмена, где скорости естественной фильтрации подземных вод не превышают нескольких метров в год. Благоприятными условиями в этом случае следует считать региональное развитие водоносных горизонтов и упоров, их выдержанность по мощности и литологическому составу, удаленность областей разгрузки пласта-коллектора от места захоронения радиоактивных отходов, наличие "буферных" водоносных горизонтов, залегающих выше пласта-коллектора, отсутствие в районе крупных централизованных водозаборов подземных вод и т.п.

Возможность создания подземного хранилища радиоактивных жидких отходов в глубоких водоносных горизонтах в каждом отдельном случае должна быть подтверждена расчетами надежности и санитарно-радиационной безопасности. С этой целью, по данным геолого-разведочных работ, физико-химических и санитарно-гидрогеологических исследований, проводятся расчеты скорости распространения отходов по пласту-коллектору, перетекание через перекрывающие водоупорные породы с учетом режима нагнетания отходов в пласт, диффузии радиоактивных элементов через водоупоры. Как правило, безопасность подземного захоронения радиоактивных жидких отходов, т.е. локализация их в пределах пласта-коллектора на весь период выдержки до уровня СДК должна

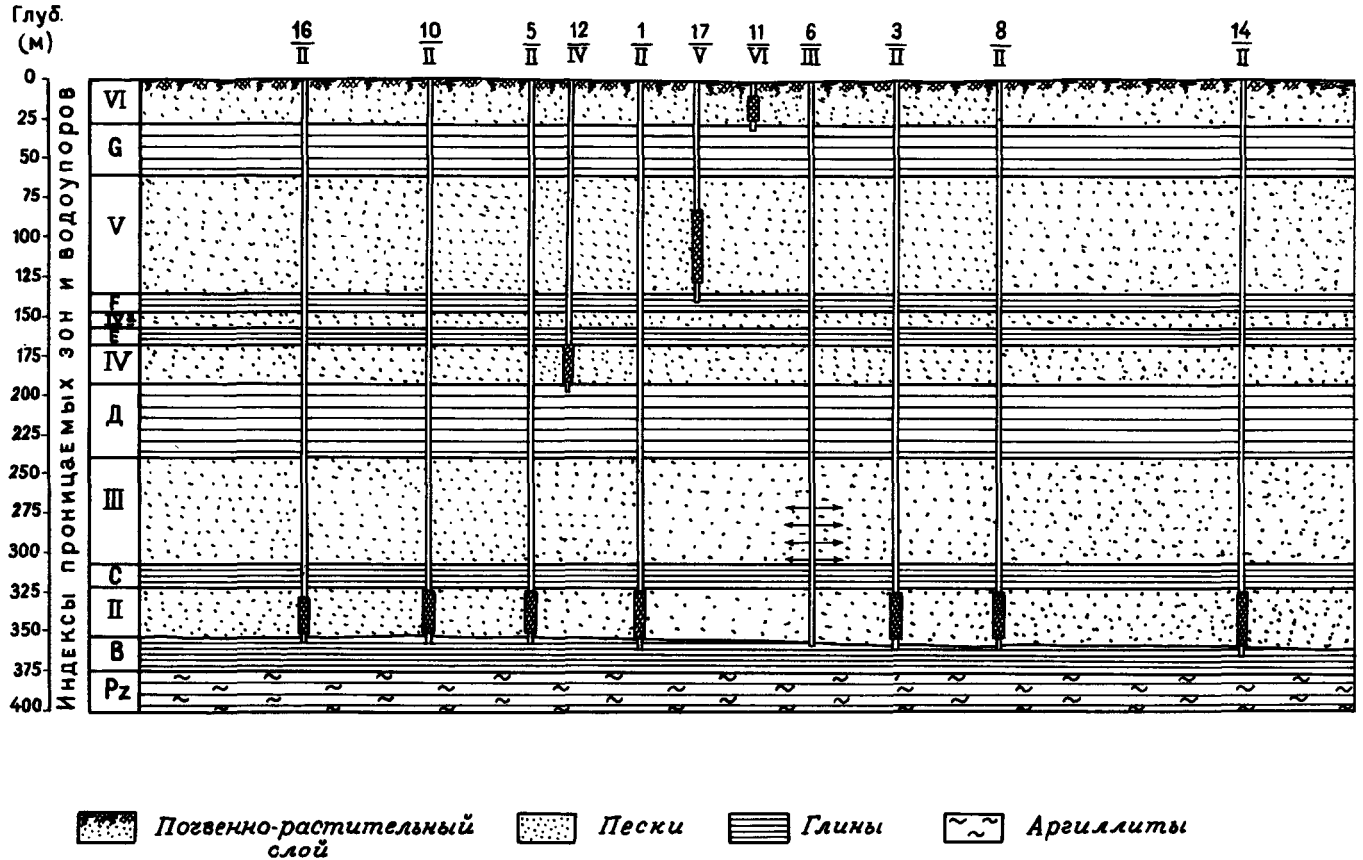


Рис.1. Геологический разрез в районе опытной установки.

быть обеспечена геологическими и гидрогеологическими условиями района. Такие факторы, как сорбция радиоэлементов грунтами, возможное разбавление отходов при движении по пласту-коллектору служат весьма значительной дополнительной гарантией надежности и безопасности подземного захоронения отходов в данном районе.

В отдельных случаях факторы сорбции и разбавления могут использоваться как решающие для обоснования возможности подземного захоронения радиоактивных отходов.

Подземное захоронение радиоактивных жидких отходов – это сложная комплексная проблема, решение которой требует детального изучения геологического строения и гидрогеологических условий района, проведения физико-химических, научно-технических и санитарных исследований. Только совокупность сведений по указанным вопросам позволяет обосновать возможность и безопасность подземного захоронения радиоактивных отходов в том или ином районе.

2. ПРАКТИКА ПОДЗЕМНОГО ЗАХОРОНЕНИЯ

Начиная с 1963 года в Советском Союзе успешно, в крупных масштабах, проводятся опытные работы по подземному захоронению отходов среднего уровня активности.

Геологический разрез района, где ведутся работы, имеет двухъярусное строение. Нижний ярус сложен метаморфизованными скальными породами палеозоя. Верхний ярус представлен мощной толщей осадочных образований мезокайнозойского возраста. Осадочные отложения имеют слабый наклон – менее 1° в направлении погружения палеозойского фундамента. В строении осадочной толщи участвует серия песчаных и глинистых слоев, общей мощностью 350-400 м (рис.1). К осадочной толще приурочен водоносный комплекс, состоящий из 6 водоносных горизонтов, разделенных глинистыми водоупорами. При этом I водоносный горизонт, считая снизу, на участке опытного захоронения отсутствует. Водоносные горизонты сложены песками разнозернистыми и мелкозернистыми, в разной степени глинистыми. Водоупоры образованы плотными глинами, местами с примесью алеврита.

Область питания водоносных горизонтов располагается в 40-70 км от опытного участка. Разгрузка верхних водоносных горизонтов приурочена к долинам крупных рек, протекающих в нескольких десятках километров от участка. Нижние горизонты не имеют непосредственной разгрузки в рассматриваемом районе. Движение подземных вод по этим горизонтам направлено в сторону погружения водоносных слоев к центральной части артезианского бассейна. Скорость движения подземных вод – 2-3 м/год. В связи с относительной близостью области питания подземные воды имеют небольшую минерализацию 0,25-0,30 г/л. Усредненные характеристики водоносных горизонтов, залегающих на участке подземного захоронения приведены в табл.I.

Для захоронения радиоактивных жидких отходов используются проницаемые породы II-го водоносного горизонта, сложенного мелкозернистыми глинистыми песками, кварцево-полевошпатового состава, с преобладанием фракции диаметром 0,1-0,25 мм.

Эффективная пористость песков изменяется в пределах 5-12%. Средняя эффективная мощность горизонта – 25 м, проницаемость – 0,8-1,0 дарси,

ТАБЛИЦА I. ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОНОСНЫХ ГОРИЗОНТОВ

Индекс горизонта	Индекс водоупора	Глубина кровли горизонта м	Мощность м	Гидростатический напор над кровлей м	Удельный дебит скважин л/сек	Коэффициент фильтрации м/сут
VI		-	30	-	0,8	2,4
	G	30	46			
V		76	50	57	1,6	6,3
	F	126	10			
IV-a		136	10	117	0,7	3,0
	E	146	20			
IV		166	20	147	0,7	3,0
	D	186	21			
III		207	85	190	0,15	0,8
	C	292	22			
II		314	30	290	0,25	0,8

ТАБЛИЦА II. ХАРАКТЕРИСТИКА СЛАГАЮЩИХ ПОРОД

Скважина	Объемный вес (Δ) г/см^3	Удельный вес (γ) г/см^3	Объемный вес скелета (δ) г/см^3	Пористость (n) %	Коэффициент пористости (ϵ)	Объемная емкость м-экв%/100 г
1	1,63	2,55	1,62	36,50	0,57	16,4
2	1,56	2,70	1,55	42,60	0,74	17,0
3	1,70	2,51	1,69	32,40	0,47	14,6
4	1,69	2,66	1,68	37,10	0,59	18,0

коэффициент фильтрации – 0,7-0,9 м/сут, проводимость – 16 $м^2$/сутки, коэффициент пьезопроводности – $2{,}2 \cdot 10^5$ $м^2$/сут. Отмечается более высокая проницаемость пород в нижней части горизонта.

Физические свойства пород II-го водоносного горизонта приводятся в табл.II. Геолого-разведочные работы, проведенные на территории 750 $км^2$, свидетельствуют, что II водоносный горизонт и район в целом отвечают основным требованиям, которые предъявляются к геологическим структурам и пластам-коллекторам, используемым для подземного захоронения [5]. В районе опытной установки подземного захоронения, размещенной в центре разведанной территории, II водоносный горизонт изолирован водоупором "С" от III-го водоносного горизонта, являющегося в данном случае "буферным" горизонтом, II и III водоносные горизонты в свою очередь изолированы от вышерасположенного водоносного комплекса (IV, V и VI водоносных горизонтов водоупором "Д". Водоупор "Д" и другие глинистые водоупоры: E,F,G, залегающие выше водоупора "Д", имеют также региональное распространение и отмечены повсеместно на разведанной территории. По данным разведочных работ в районе отсутствуют какие-либо тектонические нарушения (сбросы, сдвиги и т.п.).

2.1. Схема и конструктивные решения опытной установки

Опытная установка подземного захоронения включает в себя следующие основные сооружения (рис.2):

- приемный резервуар-усреднитель,
- насосную станцию закачки,
- магистральный и разводящие напорные трубопроводы,
- распределительный колодец,
- скважины различного назначения,
- сооружения над скважинами (оголовки скважин),
- вспомогательные сооружения,
- передвижные агрегаты и контрольно-измерительное оборудование.

Подземное захоронение производится по следующей схеме. Радиоактивные отходы поступают самотеком в резервуар-усреднитель. Из резервуара по всасывающей линии отходы забираются насосами и по напорному трубопроводу подаются к распределительному колодцу, расположенному на площадке подземного хранилища. От распределительного колодца по разводящим трубопроводам отходы направляются к устью нагнетательных скважин и далее по колонне обсадных труб поступают в пласт-коллектор. Резервуар-усреднитель представляет собой железобетонную емкость объемом 2000 $м^3$, облицованную внутри сталью. В нем происходит смешение и отстаивание отходов перед захоронением.

Насосная станция закачки – это полузаглубленное здание, в котором установлены 2 герметичных бессальниковых насоса, размещены трубопроводы, запорно-регулирующая арматура, комплекс контрольно-измерительных приборов и автоматики. В здании станции находятся диспетчерский пульт и служебные помещения.

Напорный магистральный трубопровод и разводящие коммуникации выполнены из нержавеющих труб диаметром 100 мм на сварке. Напорные трубы помещены в кожух, сваренный из листовой нержавеющей стали. Диаметр кожуха 350 мм. Такая конструкция "труба в трубе" сводит к минимуму опасность загрязнения грунтов в зоне прокладки трубопроводов.

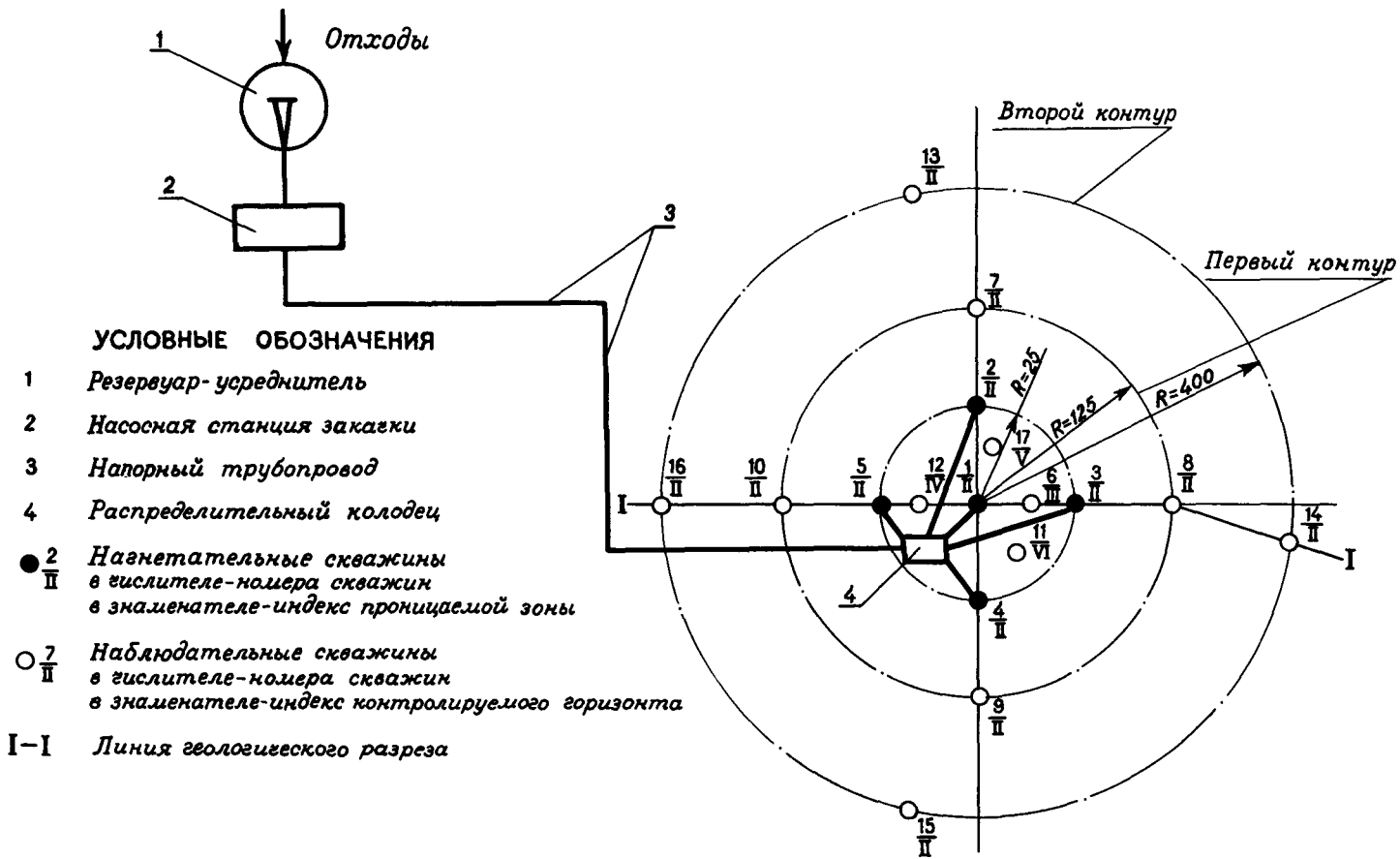


Рис.2. Схема опытной установки.

Распределительный колодец – небольшое полузаглубленное здание. В нижней бетонной части размещено распределительное устройство, позволяющее подавать отходы к каждой нагнетательной скважине по самостоятельному напорному разводящему трубопроводу. Здесь же установлены датчики контрольно-измерительных приборов и запорно-регулирующая арматура.

Схема подземного хранилища включает 17 скважин различного назначения:

- 5 нагнетательных скважин, являющихся основными рабочими скважинами и расположенных по углам и в центре квадрата со стороной 50 м;
- 9 контрольных скважин, вскрывающих пласт-коллектор. Эти скважины размещены в двух контурах наблюдения на расстоянии 125 и 400 м от центра хранилища. Они предназначены для контроля и наблюдения за продвижением отходов в недрах, характером заполнения пласта-коллектора;
- 3 контрольных скважины, вскрывающие соответственно IV, V и VI водоносные горизонты. Их целевое назначение – контроль за химическим составом и изменением уровней указанных горизонтов.

В целом опытная установка представляет собой нерегулируемое подземное хранилище с центральным расположением нагнетательных скважин. Все нагнетательные скважины обсажены нержавеющими трубами, соединенными с помощью аргоно-дуговой сварки. В двух скважинах пласт-коллектор вскрыт нержавеющими проволочными фильтрами, в трех – кумулятивной перфорацией. Все контрольные скважины обсажены трубами нефтяного сортамента с муфтовыми соединениями, контролируемые пласты вскрыты перфорацией. Обвязка устьев скважин соответствует их назначению и позволяет проводить нагнетание отходов, измерять расход и давление закачки, осуществлять промыслово-геофизические измерения в скважинах, отбор проб пластовой жидкости и т.п. Все оголовки выполнены в полузаглубленном варианте.

Нормальное функционирование опытной установки обеспечивается комплексом вспомогательных сооружений: электроснабжения, связи, технического водоснабжения, автодорогами и др. В процессе эксплуатации используются также передвижные контрольно-измерительные агрегаты и оборудование.

2.2. Характеристика жидких отходов среднего уровня активности, поступающих на захоронение

Жидкие отходы среднего уровня активности характеризуются относительным разнообразием как по химическому составу, так и по удельной радиоактивности. В основном отходы представлены растворами нитратных солей, в которых содержится то или иное количество твердой фазы, которое может меняться в зависимости от изменений среды. Суммарная активность и спектр изотопов зависят от предшествующих переработок, времени облучения и выдержки облученного материала. Уровень радиоактивности меняется от 10^{-5} до 1 Ки/л.

На опытную установку захоронения поступали три группы отходов:

1. Основными отходами являются растворы от дезактивации аппаратуры, коммуникаций и сбора дренажных сбросов. В своем составе такие отходы имеют твердые примеси технологического и коррозионного проис-

ТАБЛИЦА III. СОСТАВ РАСТВОРОВ ПО ГЛУБИНЕ РЕЗЕРВУАРА-УСРЕДНИТЕЛЯ

№№ точек по глубине	NaOH г/л	$NaNO_3$ г/л	Al г/л	SiO_2 мг/л	Уд. вес г/см^3	Взвешенные вещества мг/л
1	0,35	38,5	0,02	10	1,04	22
2	0,37	42,4	0,04	10	1,04	21
3	0,4	46,0	0,05	10	1,04	20
4	0,4	45,0	0,06	10	1,05	21

ТАБЛИЦА IV. СРЕДНИЕ СОСТАВЫ СБРОСОВ, ПОСТУПАВШИХ НА ЗАХОРОНЕНИЕ

Характеристика	Время определения (годы) 1963	1965	1967
pH	9,5	9,4	9,5
Al (в растворе) г/л	0,02-0,05	0,02-0,05	0,02-0,05
$Si O_2$ г/л	0,01	0,01-0,03	0,02-0,03
$Na_2 CO_3 + NaHCO_3$ г/л	3-5,3	3-5	3-5
SO_4^{-2} г/л	0,1-0,2	0,1-0,5	0,1-0,5
Fe мг/л	0,5-2	0,5-3,0	0,5-2,0
$NaNO_3$ г/л	20-60	20-100	20-100
Взвешенные вещества, мг/л	20-50	10-40	20-60
γ-активность, мг-экв/л	16	35	17
β-активность, Ки/л	$2\text{-}5{,}3\cdot10^{-2}$	$2\text{-}6\cdot10^{-2}$	$2\text{-}5\cdot10^{-2}$

ТАБЛИЦА V. РАДИОХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ЖИДКОЙ ФАЗЫ СБРОСОВ

γ-спектр (%)	$^{106}Ru \rightarrow {}^{106}Rh$	^{137}Cs	$^{95}Zr + {}^{95}Nb$	р.з.эл. $+ {}^{144}Ce$	$\Sigma {}^{89+90}Sr$ (Ки/л)
1965 г	33	38,5	25,5	3	$3\cdot10^{-4}$
1967 г	40,5	37,5	18	2,75	$2\cdot10^{-3}$

хождения, включающие окислы, гидроокиси и труднорастворимые соединения алюминия, железа, марганца, кремния и др. Среда таких отходов изменяется от кислой до щелочной, содержание солей, в основном азотнокислого натрия, от сотен мг/л до десятков г/л, при переменном количестве твердых примесей и взвешенных веществ. По уровню радиоактивных загрязнений отходы имеют колебания в несколько порядков.

2. Отходы от операции удаления алюминия, содержащие примеси продуктов коррозии, легко подвергающиеся разложению при изменении среды, солесодержания, внесения примесей коллоидов или соединений, образующих осадки. Такие растворы могут быть стабилизованы либо введением коллоидной защиты, либо путем комплексования, что более надежно.

3. Отходы, представленные водными растворами нитрата и карбоната натрия, едкого натра и в некоторых случаях растворами азотной кислоты с добавками продуктов коррозии аппаратуры и соединений от технологических операций. Такие отходы достаточно устойчивы, но содержат небольшое количество твердой фазы (частично в виде взвешенных веществ), образованной гидратированными окислами, гелями соединений железа, алюминия, кремния в пределах 5-100 мг/л.

При отстаивании происходит осветление растворов за счет образования агрегатов алюмокремниевых соединений или вследствие адсорбционных процессов. В том случае, если необходимо удаление таких компонентов, можно регулированием их соотношения или внесением флокулянтов достичь полного вывода их из отходов.

Все рассмотренные отходы среднего уровня активности поступают в резервуар-усреднитель по единым коммуникациям. Определяющим показателем служит pH сбросов. На захоронение должны направляться отходы с нейтральным или щелочным значениями pH, что связано с химической активностью пород вмещающего пласта и безопасностью длительного воздействия растворов на водоупорные слои, перекрывающие пласт-коллектор. Отходы частично смешиваются уже при транспортировке по коммуникациям, усредняются в резервуаре, частично меняют свои химические и радиохимические характеристики и фазовые состояния отдельных компонентов. Результатом изменений pH среды является гидролиз солей алюминия, железа и кремния и небольшое накопление осадков на дне резервуара. Скорость осветления раствора контролируется по высоте. Поскольку поступление растворов является процессом стационарным, в настоящее время отработаны режимы заполнения резервуара-усреднителя и отбора декантата при уровне содержания твердой фазы, допустимого для захоронения в песчаный пласт.

Усреднение поступающих отходов происходит довольно быстро. (См. табл.III). За счет небольшого избытка щелочности устанавливается определенное содержание алюмината с предельным значением 50-200 мг/л при высокой прозрачности раствора. Изучение взаимосвязанных показателей: pH, концентрации свободной щелочи, содержания алюминия и др., а следовательно, и осветления при различных каустических модулях, в температурном интервале, характерном для технологического режима и подземного хранилища, показало, что определяющим является каустический модуль, и стабильное равновесие устанавливается при pH = 8,9-9,0, т.е. при карбонатной щелочности. В табл.IV приведены данные о средних составах отходов, поступающих на захоронение после их усреднения и отстоя.

Взвешенные вещества усредненного сброса представлены алюмосиликатными компонентами различной степени полимеризации с примесью адсорбированных или гидратированных окисных соединений других металлов. Агрегатный состав взвесей представлен, в основном, частицами 0,001 мм (на 91-94%). Тонкая дисперсность взвешенных веществ делает декантат сброса устойчивой суспензией, близкой к коллоидной системе.

Состав отходов и их суммарное количество из года в год не претерпевают существенных изменений, поэтому количество и распределение радиоактивных изотопов в сбросе связано с протекающими химическими реакциями и радиоактивными превращениями. Средний радиохимический состав сбросов из усреднителя представлен в табл.V.

Изменения, происходящие в составе отходов в период их получения и выдержки, отражаются на формах существования радиоизотопов, а следовательно, в дальнейшем – и на их поведении в пласте-коллекторе [6]. Формой существования изотопа определяется механизм сорбции, а также величины основных параметров: коэффициент распределения, емкость и др.

Исследование форм существования изотопов в стоке позволило установить следущее:

1. Цезий, как правило, в широком диапазоне концентраций H^+ и OH^- ионов существует в виде катионов, и его сорбция определяется ионообменным механизмом.

2. Стронций может находиться в ионодисперсном состоянии или может образовывать комплексные соединения. Изучение сорбции стронция показало, что она зависит от среды, присутствия посторонних электролитов и для ионных форм подчиняется закону действующих масс.

3. Для циркония, ниобия и редкоземельных изотопов свойственны ионные молекулярные состояния, образование различных продуктов гидролиза, коллоидных и псевдоколлоидных форм, а также комплексных.

4. Для рутения характерно большое разнообразие химических форм в связи со склонностью к комплексообразованию. Многообразие форм и валентностей элемента определяют его существование в составе нейтральных, отрицательно и положительно заряженных состояний, а также в виде коллоидных гидратов.

Исходя из наиболее распространенных форм изотопов в реальном отходе, установлено, что сорбция на пластовом материале для цезия и стронция в основном определяется ионообменным механизмом. Причем для алюмосиликатных минералов типа слюд и полевых шпатов характерна неполнота обратимого обмена цезия, что связано с размером его ионного радиуса.

Для рутения характерны низкие коэффициенты распределения и, практически, полное отсутствие сорбции отдельных комплексных форм.

Преимущественное существование циркония, ниобия и редкоземельных элементов в коллоидной и псевдоколлоидной формах приводят к тому, что их захват грунтами и породами определяется простым механическим задерживанием вблизи призабойной зоны нагнетательных скважин.

2.3. Взаимодействие отходов с пластовым материалом

При изучении взаимодействия отходов с пластовым материалом основными вопросами являются: выявление процессов, приводящих к разрушению твердой фазы пласта, а также возможности осадкообразования в поровом пространстве и на фильтрующей поверхности.

По данным химического анализа пласт составлен сложной кислой породой, содержащей 78-80% кремнезема. Порода бедна щелочно-земельными металлами и окислами: содержит от 10 до 16% окиси алюминия. Минералогический состав представлен полевым шпатом, кварцем, хлоритом и в качестве второстепенных минералов содержит плакиоглаз, рудный минерал, пироксен, амфиболовый моноклинный. Такая порода подвергается частичному разрушению при взаимодействии с кислыми растворами и слабо реагирует со щелочными (при невысокой щелочности), практически не изменяясь в нейтральных и карбонатных средах.

Основными солевыми компонентами среднеактивных растворов являются азотнокислый натрий, карбонаты и бикарбонаты натрия; иногда в них содержится небольшое количество свободной щелочи, – т.е. растворы, поступающие на захоронение, не разрушают основных составляющих породы пласта.

Заиливание порового и фильтрующего пространства и кольматация могут развиваться по двум направлениям.

В самом растворе находится небольшое количество растворенного алюминия и его форм различной степени гидролизованности. При взаимодействии щелочных растворов с породой и пластовыми водами происходит снижение pH-растворов, которое сопровождается разложением солей алюминия. Осадкообразование происходит по пути фильтрации отходов, главным образом за счет их дисперсионного разбавления. Гидролиз алюмината имеет некоторый индукционный период, благодаря чему растворы могут быть существенно отнесены из призабойной зоны, а накопление осадка в поровом пространстве происходит медленно и проницаемость долгое время сохраняется.

Второй причиной снижения приемистости может быть нарушение равновесных концентраций компонентов в самой пластовой воде. Такие эффекты возможны в переходной зоне пластовая вода-раствор, в основном, за счет окисления двухвалентного железа и его гидролиза. Однако эти эффекты ограничены, т.к. очень быстро образуется переходный слой, не содержащий кислорода или других окислителей, и процесс гидролиза железа прекращается.

Оценка условий снижения за счет указанных процессов показала, что для рабочих условий оказывается возможным непрерывно эксплуатировать одни и те же скважины в течение длительного времени. Наибольшее влияние на снижение приемистости оказывают твердые примеси и взвешенные вещества, приводящие к чисто механическому закупориванию фильтрующей поверхности призабойной зоны скважин. Разработаны методы, позволяющие периодически проводить восстановление приемистости скважин.

Большое значение имеет ионообменная и адсорбционная способность минералов пород, благодаря которой стабильные и активные компоненты переходят из раствора в связное с твердой фазой состояние. Сродство катионов по отношению к грунтам меняется в следующем порядке: $Cs > Rb > K > Na > Li$ и $Ba > Sr > Ca > Mg$. Для компонентов отходов очевидно, что порядок подвижности ионов следующий: $NO_3^- > Ru > Sr > Cs$ редкоземельные элементы. Наблюдается сродство грунтов к карбонатам.

2.4. Поведение радиоактивных изотопов в пласте

Сорбция радиоизотопов на породах пласта является фактором, существенно повышающим санитарно-радиационную безопасность подземного за-

хоронения. Концентрирование радиоизотопов происходит по сложному закону распределения в призабойной зоне и убывает по мере продвижения отходов по пласту. Максимальные значения сорбционной емкости определяются фактором времени и химической агрессивностью отходов по отношению к породам. Нагнетание отходов в пласт, имеющий пластовые воды низкого солесодержания, сопровождается уменьшением концентрации солей в отходах по контуру и изменением соотношения макрокомпонентов. Все это, в свою очередь, отражается на сорбционных емкостях, коэффициентах распределения изотопов. Кинетика сорбции сказывается на скорости накопления радиоактивных загрязнений в призабойной зоне скважин и, практически, теряет значение для оценки миграции изотопов, поскольку пласт имеет достаточную протяженность.

Все изотопы, связанные в отходах со взвешенными веществами, а также коллоидные и псевдоколлоидные формы, независимо от засоленности растворов и pH-среды, локализуются в зоне, прилегающей к скважинам на небольшом удалении. К таким изотопам относятся цирконий-95, ниобий-95, церий-144. Их десорбция возможна только при растворении твердой фазы, с которой они связаны. Основные радиоактивные загрязнения жидкой фазы представлены изотопами рутения, цезия и стронция. Максимальные сорбционные емкости по данным изотопам в среднем составляют 0,5 – 2 Ки/кг породы.

Механизм сорбции указанных изотопов ионообменный. Среди соединений радиорутения в отходах имеется его комплексная форма, не сорбируемая грунтами, миграция которой протекает совершенно свободно и снижение ее содержания в контуре пластовой жидкости соответствует дисперсионному разведению. Таким образом, часть радиорутения свободно мигрирует с потоком удаляемых отходов.

Радиостронций мигрирует в потоке с заметным отставанием, поскольку на его сорбцию влияет среда и засоленность раствора. Скорость его сорбции и десорбции неодинакова, последняя значительно отстает в связи с тем, что стронций поглощается высокодисперсными и коллоидными фракциями. Накопление его на глинистых минералах значительное. Как правило, фронт продвижения радиостронция отстает от потока в 2-3 раза. В щелочных средах при наличии карбонатов происходит осаждение стронция, и в этом случае его миграция дополнительно уменьшается. Максимально возможное удаление радиостронция из пластовой жидкости имеет уровень $2 \cdot 10^{-10}$ Ки/л.

Радиоцезий достаточно прочно сорбируется на минералах пласта, и его десорбция может быть осуществлена только с одновременным разрушением минералов. Десорбция цезия в условиях пласта, а следовательно, и миграция незначительны. Скорость движения потока обеспечивает его равновесное распределение между твердой и жидкой фазами.

2.5. Наблюдения за миграцией отходов в пласте-коллекторе

В естественных условиях миграция отходов в пласте зависит от многих факторов и, в основном, от скорости движения потока, фильтрационной неоднородности пород, их сорбционных качеств, диффузионных явлений, состава отходов и форм существования их компонентов. Контур заполнения формируется в соответствии с гидродинамическими условиями и предопределяется схемой расположения скважин: нагнетательных и разгрузочных.

На опытном участке используется радиальная схема заполнения хранилища, при которой происходит смешение радиального потока отходов с линейным потоком пластовых вод, что приводит к искажению радиального контура. Сорбционные свойства пород не являются равномерными. При эксплуатации опытной установки осуществляется постоянный контроль за изменением состояния отходов в наземном резервуаре-усреднителе и в подземном хранилище.

Способы контроля: гаммакаротаж и отбор проб воды для химического и радиохимического анализа. Контроль за радиоизотопами до уровня ПДК осуществляется типовыми радиометрами. Наблюдения, проводимые с 1963 года, показали, что в течение 3-х лет выход нитрат иона на первый контур наблюдения в радиусе 125 м максимально составлял 2% от общего количества. Следовые количества нитрат иона на втором контуре в радиусе 400 м зафиксированы на 4-м году эксплуатации. Других солевых компонентов не фиксируется ни в одном из контуров. Отставание выхода солей свидетельствует о соленакоплении на твердой фазе, что, как показывает параллельный эксперимент, может составить несколько граммов на 1 кг породы.

Рост активности в наблюдательных скважинах первого контура описывается экспонентой с соответствующим коэффициентом, характеризующим кинетику сорбции. Последовательность появления радиоизотопов соответствует ранее изложенным характеристикам их форм и механизму сорбции Ru > Sr > Cs, причем последний пока не обнаружен на первом контуре наблюдения. Первые загрязнения радиорутением зафиксированы одновременно с нитрат ионом. Стронций на уровне 10^{-9} Ки/л также появился на 3-м году эксплуатации установки.

Сорбционная емкость грунтов в радиусе 125 м до настоящего времени полностью не израсходована, а выход радиоизотопов возрос с 10^{-10} Ки/л до $10^{-5} - 10^{-4}$ Ки/л (в направлении потока пластовых вод), что на два порядка ниже исходного уровня. В период эксплуатации были перерывы и остановки в нагнетании, сопровождавшиеся снижением активности пластовой жидкости за счет дисперсионного уноса. Из сравнения лабораторных предпосылок и полевых результатов можно заключить, что основные закономерности сорбции соблюдаются. После многолетней эксплуатации существует значительный запас сорбционной емкости пород, за счет которого контур отходов очищается от всех вредных загрязнений. Последующие включения нагнетания показали, что сначала скорости нарастания активности были весьма близкими, поскольку был большой запас сорбционной емкости пород, а затем, спустя 3 года, угол наклона выходной кривой начал меняться, указывая на сокращение ненасыщенной зоны пород по изотопам и солям. Каждый большой перерыв указывал на повышение равновесного содержания радиоактивных загрязнений в пластовой воде. Уровень загрязнений по изотопам и NO_3 падает примерно на 1,5-2 порядка. Появление следов радиорутения на втором контуре отмечено в 1967-1968 г.г. на уровне 10^{-10} Ки/л.

2.6. Результаты эксплуатации опытной установки

За период 1963-1970 г.г. в подземное хранилище удалено около 1200 тыс.м^3 отходов среднего уровня активности. Их общая суммарная β-активность составила около 50 млн.Ки. Среднесуточный расход удаляемых отходов – 350-400 м^3. Максимальное давление на устье нагнетательных скважин в отдельные периоды достигало 20-22 атм.

По результатам наблюдений и контроля за характером продвижения отходов по пласту-коллектору и заполнением пласта установлено, что радиоактивные изотопы локализованы в пределах пласта-коллектора на площади с радиусом, не превышающим 400 м. За 3-4 года эксплуатации произошел постепенный разогрев пород пласта вблизи зоны нагнетания с 11-12° С до 52-56° С, в последующие годы практически не отмечалось дальнейшего повышения температуры. Контроль за состоянием водоносных горизонтов, расположенных выше пласта-коллектора, подтвердил данные разведочных работ об отсутствии гидравлической связи II и III водоносных горизонтов от вышерасположенных IV, V и VI горизонтов.

Стоимость подземного захоронения 1 м^3 отходов на опытной установке достигает 2,5-3,0 руб., – из них 65-70% составляют амортизационные отчисления.

ВЫВОДЫ

1. В процессе эксплуатации опытной установки подземного захоронения опробованы различные режимы нагнетания, отработаны методы контроля и наблюдения за процессом захоронения, проверена надежность многих конструктивных решений.

2. Результаты наблюдений за процессом захоронения свидетельствуют о хорошей сходимости расчетных данных, принятых в проекте, с фактическими показателями, полученными при эксплуатации.

3. Работа опытной установки в течение 8 лет (1963-1970 г.г.) продемонстрировала ее технические возможности, санитарно-радиационную безопасность и высокую экономическую эффективность.

ЛИТЕРАТУРА

[1] ХОНИКЕВИЧ, А.А., "Дезактивация сбросных вод", Госатомиздат, М., 1966.
[2] СПИЦЫН, В.И., ПИМЕНОВ, М.К., ЮДИН, Ф.П., БАЛУКОВА, В.Д., "Научные предпосылки использования глубинных формаций для захоронения жидких радиоактивных отходов". Disposal of radioactive wastes into the ground, Vienna, 1967, SM-93/41.
[3] ЮДИН, Ф.П., ПИМЕНОВ, М.К. и др., Опыт захоронения жидких радиоактивных отходов в глубинные геологические формации, Атомная энергия 25 2 (1968).
[4] Нормы радиационной безопасности (НРБ-69), Госатомиздат, М., 1969.
[5] ПИМЕНОВ, М.К., БАЛУКОВА, В.Д., "Подземное захоронение жидких радиоактивных отходов". Доклад на учебных курсах МАГАТЭ по вопросам переработки и захоронения радиоактивных отходов, М., 1969.
[6] СПИЦЫН, В.И., БАЛУКОВА, В.Д., "Исследование сорбции и миграции радиоизотопов в грунтах и породах различного состава". Disposal of radioactive wastes into the ground, Vienna, 1967, SM-93/13.

СОЮЗ СОВЕТСКИХ СОЦИАЛИСТИЧЕСКИХ
РЕСПУБЛИК
A/CONF.49/P/427

РЕЗУЛЬТАТЫ ЭКСПЛУАТАЦИИ ОПЫТНО-ПРОМЫШЛЕННОЙ ЭЛЕКТРОДИАЛИЗНОЙ УСТАНОВКИ ПО ОЧИСТКЕ ЖИДКИХ ОТХОДОВ С НИЗКИМ УРОВНЕМ РАДИОАКТИВНОСТИ

Ф.В.РАУЗЕН, Н.Ф.КУЛЕШОВ, И.М.СМОЛКИН,
Д.И.ТРОФИМОВ, А.А.ДЬЯКОВ
Государственный комитет по использованию
атомной энергии СССР, Москва,
Союз Советских Социалистических Республик

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

RESULTS OBTAINED IN A PILOT PLANT FOR THE TREATMENT OF LOW-LEVEL RADIOACTIVE WASTE BY ELECTRODIALYSIS.

The report describes the design features and automatic control system of an electrodialysis facility with a capacity of 100 m^3/day. At the present time the facility is being used for the purification of effluent from the Moscow power station. The facility consists of two electrodialysis units, each of which has 500 chambers of 1 m × 0.5 m × 0.001 m. The desalination chambers of the second unit are loaded with a mixture of ion-exchange resins. The waste solution passes successively through the two units and emerges as pure water, indistinguishable from distilled water, with a radioactivity below the maximum permissible level. The only radioactive waste product is the concentrate formed in the salt liquor chambers of the first unit. The volume of the concentrate is less than 1% of that of the purified water. The parameters for decontamination and concentration of the radioactive solutions from the Moscow power station are reported and shown as a function of the operating conditions. The results demonstrate that purification by two-stage electrodialysis is cheaper than purification in ion-exchange columns because of the smaller final waste volume and the saving on reagents.

RESULTATS DE L'EXPLOITATION D'UNE INSTALLATION INDUSTRIELLE EXPERIMENTALE D'ELECTRODIALYSE POUR LA PURIFICATION D'EFFLUENTS LIQUIDES DE FAIBLE ACTIVITE.

Les auteurs décrivent les caractéristiques structurelles et le circuit de commande automatique d'une installation d'électrodialyse d'un rendement de 100 m^3/j, qui sert actuellement à la purification des eaux résiduaires d'une station de Moscou. L'installation se compose de deux appareils d'électrodialyse comportant chacun 500 cellules de 1 × 0,5 × 0,001 m. La cellule de dessalement du deuxième appareil contient un mélange de résines échangeuses d'ions. La solution à purifier passe successivement par les deux appareils et s'écoule sous forme d'eau pure qui ne se différencie guère de l'eau distillée et présente une radioactivité inférieure à la dose maximale admissible. Le seul déchet provenant de la purification des solutions radioactives dans l'installation est un concentrat qui se forme dans les cellules à saumure du premier appareil. Le volume du concentrat est inférieur à 1% du volume d'eau purifiée. Les auteurs indiquent les caractéristiques techniques de la purification et de la concentration, dans l'installation d'électrodialyse, des solutions radioactives provenant de la station de Moscou, et ils montrent la variation de ces caractéristiques en fonction du régime d'exploitation de cette installation. Il ressort des études mentionnées que l'électrodialyse en deux phases offre, par rapport à la purification sur colonnes échangeuses d'ions, l'avantage de diminuer le coût de la désactivation des effluents en permettant de réduire le volume des déchets et de réaliser des économies sur les réactifs.

РЕЗУЛЬТАТЫ ЭКСПЛУАТАЦИИ ОПЫТНО-ПРОМЫШЛЕННОЙ ЭЛЕКТРОДИАЛИЗНОЙ УСТАНОВКИ ПО ОЧИСТКЕ ЖИДКИХ ОТХОДОВ С НИЗКИМ УРОВНЕМ РАДИОАКТИВНОСТИ.

Дано описание конструктивных особенностей и схемы автоматического контроля электродиализной установки, производительностью 100 $м^3$/сут, на которой в настоящее время ведется очистка сбросных вод Московской станции. Установка состоит из двух электродиализных аппаратов, каждый из которых имеет по 500 камер размером 1 × 0,5 × 0,001 м. В камеры обессоливания второго аппарата помещена смесь ионообменных смол. Очищаемый раствор последовательно проходит через оба аппарата и на выходе представляет собой

чистую воду, не отличающуюся от дистиллированной, с радиоактивностью ниже предельно допустимого уровня. Единственным отходом от очистки радиоактивных растворов на установке является концентрат, образующийся в рассольных камерах первого аппарата. Объем концентрата составляет менее 1% от объема очищенной воды. Приведены технологические показатели очистки и концентрирования радиоактивных растворов Московской станции на электродиализной установке, показана зависимость этих показателей от условий работы установки. Результаты исследований, приведенные в докладе, показывают, что использование двухстадийного электродиализа вместо очистки на ионообменных колоннах позволяет удешевить дезактивацию сбросных растворов за счет уменьшения объема образующихся отходов и экономии на реагентах.

RESULTADOS DE LA EXPLOTACION DE LA PLANTA SEMIINDUSTRIAL DE SEPARACION DE DESECHOS LIQUIDOS DE BAJA ACTIVIDAD.

La memoria describe las características de diseño y el esquema de control automático de una instalación de electrodiálisis, con una capacidad de 100 m^3/d, en la que actualmente se efectúa la descontaminación de las aguas residuales de la central de Moscú. La planta consta de dos aparatos de electrodiálisis, cada uno de los cuales contiene 500 cámaras de $1 \times 0,5 \times 0,001$ m. Las cámaras de desalación del segundo aparato están cargadas con una mezcla de resinas de intercambio iónico. La solución que se descontamina recorre sucesivamente los dos aparatos y aparece a la salida como agua pura, que en nada difiere de la destilada, con una radiactividad inferior al límite permisible. El único desecho de la descontaminación de soluciones radiactivas en la planta, es el concentrado que se forma en las cámaras de salmuera del primer aparato. El volumen de concentrado representa menos del 1% del volumen de agua descontaminada. Se dan los factores tecnológicos de descontaminación y de concentración de las soluciones radiactivas de la central de Moscú en la planta de electrodiálisis, y se indica cómo dependen estos factores de las condiciones de trabajo de la planta. Los resultados de las investigaciones que se presentan en esta memoria ponen de manifiesto que la utilización de la electrodiálisis en dos etapas, junto con la descontaminación en columnas de intercambio iónico, permite abaratar la desactivación de aguas residuales, por la disminución del volumen de desechos que se forman y al ahorro de reactivos.

ВВЕДЕНИЕ

Вопросы повышения эффективности очистки жидких отходов с низким уровнем радиоактивности постоянно сохраняют свою актуальность в связи с увеличением их количества и усложнением солевого и радиохимического составов.

К настоящему времени в различных странах достаточно хорошо проверены известные методы переработки этих отходов и получены соответствующие технико-экономические оценки. В частности, опыт тринадцатилетней эксплуатации первой Московской опытно-промышленной станции очистки радиоактивных стоков из ряда институтов выявил возможность усовершенствования существующей схемы, повышения эффективности очистки, снижения ее стоимости и сокращения количества отправляемых на захоронение радиоактивных отходов.

1. ОБОСНОВАНИЕ ПРИМЕНЕНИЯ МЕТОДА ЭЛЕКТРОДИАЛИЗА В СХЕМЕ ОЧИСТКИ СБРОСНЫХ РАДИОАКТИВНЫХ РАСТВОРОВ

На Московской станции окончательная очистка растворов от радиоактивных изотопов до сбросных норм осуществляется полным обессоливанием их на катионо- и анионообменных фильтрах. Это обусловливает наличие кислых и щелочных десорбционных растворов, получающихся при регенерации ионитов. Для сокращения объема отходов исследовалась возможность использования электродиализа.

При обработке катионита кислотой и анионита щелочью в регенерационные растворы попадают не только ионы, сорбированные на ионитах из очищаемых растворов, но также соли, образованные вследствие нейтрализации щелочи и кислоты. Это приводит к удвоению веса солей в отходах, отправляемых на вечное хранение. Практически невозможно провести десорбцию ионитов и регенерацию их обменных свойств, если количество кислоты и щелочи не будет превышать стехиометрическое количество необходимых реагентов. Применяют избыток кислоты и щелочи, который при нейтрализации также приводит к образованию солей.

Таким образом, вес солей в регенерационных растворах превышает более чем в два раза вес солей, удаленных из очищенных растворов. Например, на Московской станции очистки этот вес в 2,5 раза выше веса солей, удаленных из сбросных растворов.

Известно, что конечным продуктом, отправляемым на отверждение, является насыщенный по солям раствор. Поэтому объем захораниваемых отходов также превышает в 2,5 раза тот объем, который можно было бы получить при обессоливании (и очистке) сбросных вод методом дистилляции.

Применение электродиализа позволяет сблизить эти объемы. В процессе электродиализа происходит перенос ионов через соответствующие селективные мембраны и образование солей в камерах концентрирования ("рассол"). Вес этих солей строго соответствует весу солей, удаленных из очищаемых растворов.

Ранее [1,2,3] нами была показана возможность уменьшения концентрации солей в радиоактивных растворах электродиализом с получением близкого к 1 н раствору "рассола", хотя выход по току и уменьшается по мере роста концентрации солей в "рассоле". Установлено, что очистка от радиоактивных изотопов соответствует степени уменьшения концентрации солей в растворе. Так как требуется снизить радиоактивность на несколько порядков, то необходимо полностью обессолить растворы. Однако глубокое обессоливание растворов электродиализом связано с большими расходами электроэнергии, которые возрастают не пропорционально степени обессоливания. Причиной этого является значительное проявление концентрационной поляризации при низких концентрациях растворов. Расходы энергии можно уменьшить, если применить электродиализатор, камеры которого заполнены ионообменными смолами. Наличие ионопроводной среды между мембранами резко сокращает общее электрическое сопротивление мембранного пакета, а значит и расходы электроэнергии на перенос соли.

Помещение смеси анионо- и катионообменных смол в электродиализатор приводит к безреагентному способу обессоливания и очистки растворов из-за непрерывной электрохимической регенерации ионитов в поле постоянного тока. При этом продукты регенерации выводятся с потоком раствора, протекающего в смежных камерах концентрирования. Но в этом растворе не может быть достигнута высокая концентрация солей, иначе в смежных камерах не будет получено нужное качество обессоливания. Поэтому, если осуществить очистку сбросной воды только на аппарате со смолами в камерах опреснения, то, наряду с очищенной водой, мы будем иметь такой же, или близкий к нему, объем радиоактивного раствора-отхода, загрязненного продуктами регенерации. Для достижения дезактивации сбросной воды и концентрирования удаляемых солей и радиоактивных изотопов в меньшем объеме, нами предложена очистка методом элек-

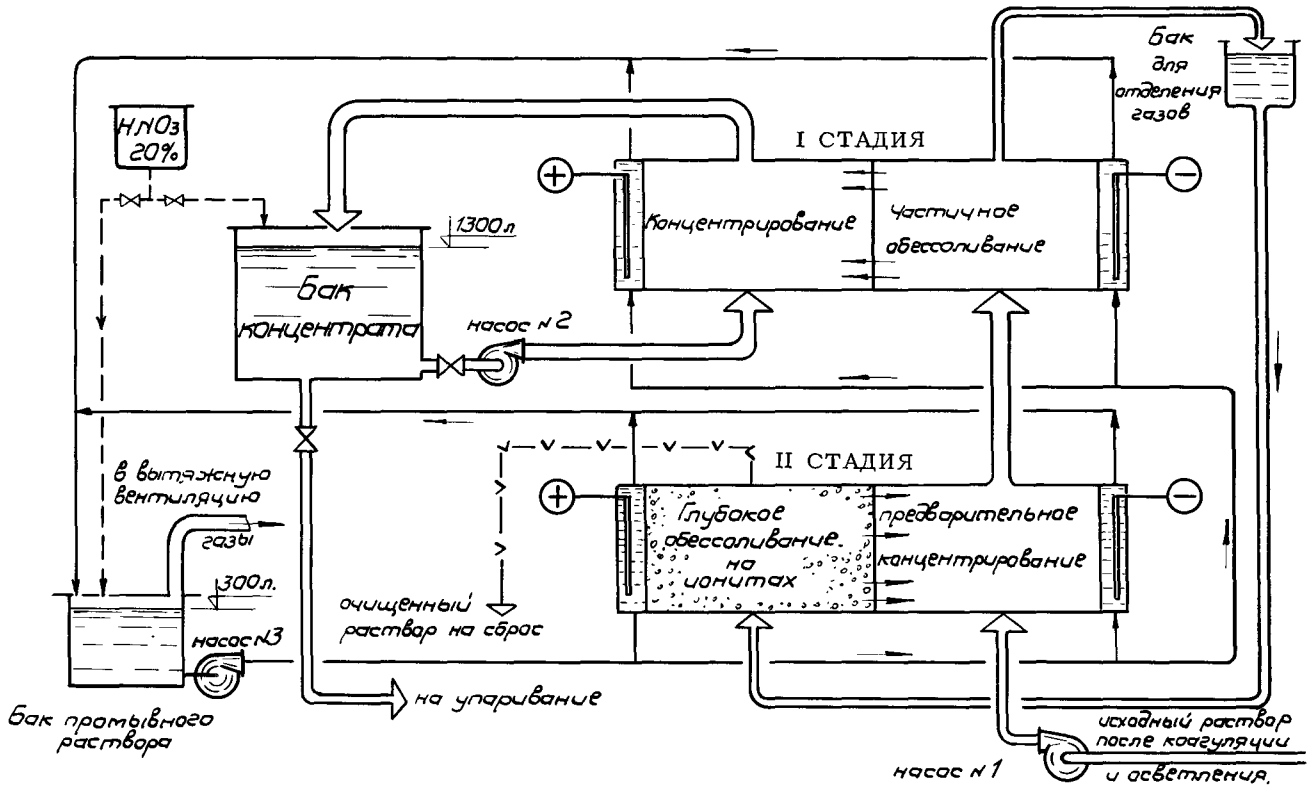


Рис.1. Принципиальная схема опытно-промышленной электродиализной установки.

тродиализа в две стадии: первая – частичное обессоливание раствора и концентрирование удаляемых солей; вторая – глубокая очистка того же раствора до предельно допустимых концентраций (ПДК) от присутствующих в нем радиоактивных изотопов.

Исследовательские работы по применению двухстадийного электродиализа для дезактивации растворов, поступающих на Московскую станцию очистки, проводятся в СССР с 1964 года. Эти работы были завершены созданием в 1970 году опытно-промышленной установки двухстадийного электродиализа, производительностью до 100 $м^3$/сут.

В настоящем докладе освещаются результаты пуско-наладочного этапа, проведенного на этой установке.

2. ОПИСАНИЕ ОПЫТНО-ПРОМЫШЛЕННОЙ УСТАНОВКИ ДВУХСТАДИЙНОГО ЭЛЕКТРОДИАЛИЗА

Принципиальная схема установки представлена на рис.1. Оборудование смонтировано на единой металлической раме, на которой размещены электродиализаторы первой и второй стадий очистки, бак для промывного раствора электродных камер и межпакетных пространств, бак для

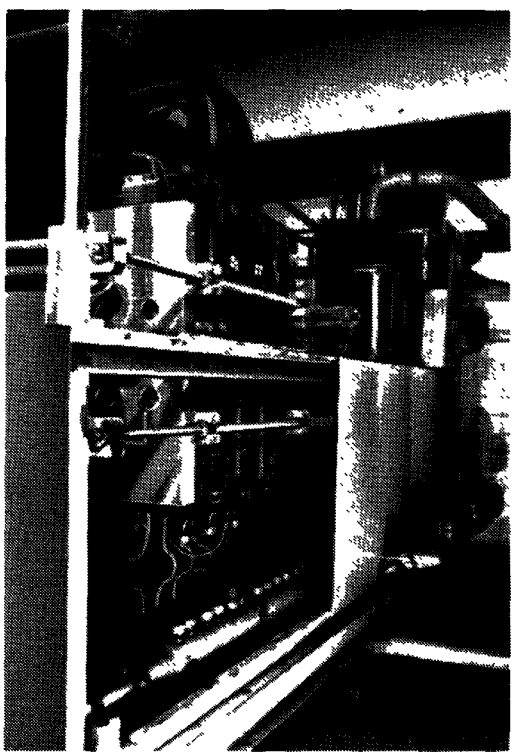


Рис.2. Электродиализатор первой стадии очистки.

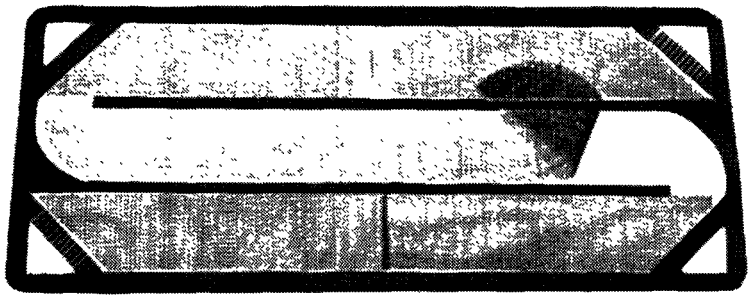


Рис.3. Корпусная рамка электродиализатора первой стадии.

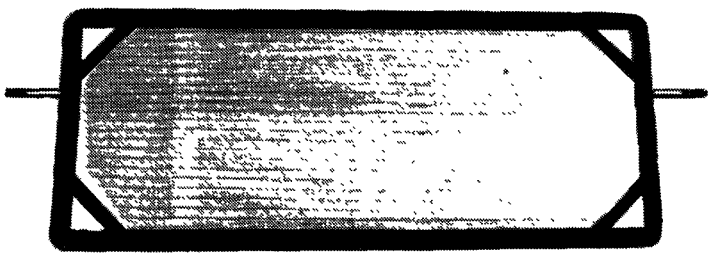


Рис.4. Корпусная рамка камеры опреснения электродиализатора второй стадии.

ТАБЛИЦА I. ТЕХНИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ УСТАНОВКИ

Характеристики	Электродиализатор I стадии	Электродиализатор II стадии
Производительность по обессоленному раствору	1,5 $м^3/ч$ 4,5 $м^3/ч$	1,5 $м^3/ч$ 4,5 $м^3/ч$
Количество рабочих камер:		
опреснения	252	252
концентрирования	258	258
Тип мембран:		
катионитовая	МКК	МКК
анионитовая	МАК	МАК
Размер мембраны	1000 × 400 мм	1000 × 400 мм
Толщина мембраны	0,4 мм	0,4 мм
Расстояние между мембранами в камерах:		
опреснения	1,5 мм	11,0 мм
концентрирования	1,5 мм	1,5 мм
Количество загруженного ионита в камеры обессоливания:		
катионит КУ-2	–	210 л
анионит АВ-17	–	630 л

азотной кислоты и три центробежных насоса (рис.2). Бак для концентрирующего раствора расположен в отдельном помещении. Оба электродиализатора состоят из шести мембранных пакетов. Набор пакетов каждого аппарата уплотнен с помощью гидравлического ручного насоса. В качестве анода применяется листовый титан с платиновым покрытием, в качестве катода – листовая нержавеющая сталь. Все баки выполнены из винипласта, технологические трубопроводы – из полиэтилена.

В конструкции мембранного пакета первого электродиализатора применены корпусные распределительные рамки лабиринтного типа (рис.3) с заполнением рабочего пространства объемным винипластовым сепаратором. Материал рамок – пластикат.

Движение обессоливающего и концентрирующего потоков в пакете – параллельное, снизу вверх.

Конструкция мембранного пакета второго электродиализатора отличается от первого устройством корпусной рамки камеры обессоливания (рис.4). Рамка выполнена из листового винипласта, имеет дренажные устройства для удержания слоя ионообменной смолы и отверстия для загрузки и выгрузки ее. Загрузка ионитов в камеры опреснения проведена гидравлическим способом. В аппарат загружена смесь анионита АВ-17 и катионита КУ-2 в объемном соотношении 3 : 1, соответственно их емкости.

В табл.I приведена техническая характеристика электродиализаторов первой и второй стадий очистки.

На электродиализную установку поступают те же растворы, что и на ионообменные фильтры станции, после коагуляции и осветления их на песчаных фильтрах [4]. Последовательность движения обрабатываемого раствора по установке следующая: насосом № 1 исходный раствор подается в камеры концентрирования второго электродиализатора, оттуда он выходит с повышенным содержанием солей за счет регенерации ионитов и поступает на обессоливание в первый электродиализатор. После него полученный диализат попадает в специальный сборник для выделения из него пузырьков воздуха и самотеком поступает в камеры обессоливания второго электродиализатора. Здесь происходит глубокая очистка раствора, который поступает в резервуар очищенных стоков и направляется в общий сброс.

Концентрирующий раствор постоянно циркулирует с помощью насоса № 2 через камеры концентрирования первого аппарата.

Для предотвращения выпадения солей на поверхности мембран в этих камерах концентрат периодически подкисляется 20% азотной кислотой до pH = 1,5.

Промывной раствор со скоростью 3 $м^3$/час подается насосом № 3 во все электродные камеры и межпакетные пространства. Поступающие с ним в бак газы от электродных реакций удаляются с помощью автономной вытяжной вентиляции. Проводится периодическое подкисление раствора до pH 2,5-3,5.

3. АВТОМАТИЧЕСКИЙ КОНТРОЛЬ ТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО ПРОЦЕССА

На электродиализной установке функционирует система контрольно-измерительных приборов для контроля основных параметров автоматического регулирования процесса. Все приборы смонтированы на специ-

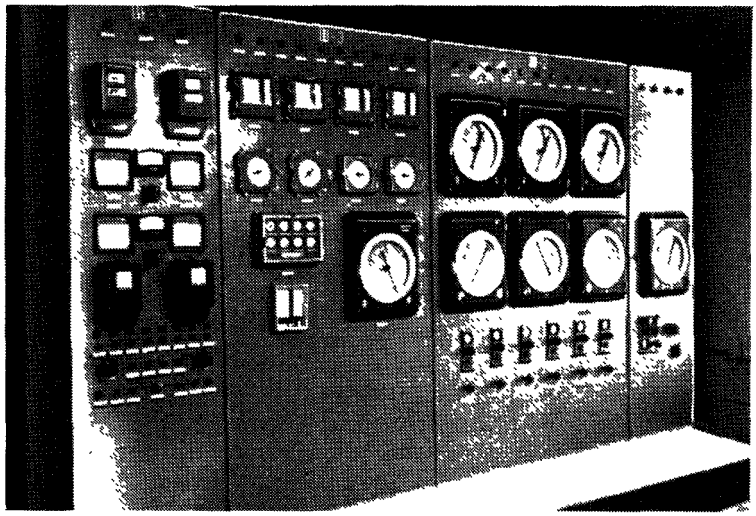


Рис.5. Общий вид щита управления электродиализной установки.

ТАБЛИЦА II. РЕЗУЛЬТАТЫ ОБЕССОЛИВАНИЯ НА ПЕРВОЙ СТАДИИ ОЧИСТКИ

Концентрация солей С, мг-экв/л			Обессоливание по ступеням, % от ΔС		
исходная	в диализате I стадии	ΔС	I	II	III
6,25	3,6	2,65	26	42	32
6,5	3,5	3,0	16,5	44,5	39
7,0	4	3,0	37	43	20
8,4	4,3	4,1	68	25	7
8,4	4,1	4,3	65	16	19
8,9	3,7	5,2	63	16	21
9,1	4	5,1	63	12	18
13,3	4,8	8,5	86	7,5	6,5

альном щите управления (рис.5). Осуществляется автоматический контроль: удельной электропроводности в потоке очищаемого раствора на всех стадиях его обессоливания и концентрирования, температуры и величины pH концентрирующего и промывного растворов, с помощью плотномера – солесодержание в концентрате, а также величин электротока, напряжения и затраченной электроэнергии на очистку раствора на обоих электродиализаторах.

При отклонении расходов и температуры раствора от их номинальных значений система автоматических блокировок снимает напряжение с обоих аппаратов.

4. АВТОМАТИЧЕСКОЕ РЕГУЛИРОВАНИЕ

Системы автоматического регулирования (САР) обеспечивают номинальные значения величин расходов диализата, концентрата и промывного раствора, pH концентрата и промывного раствора, солесодержания диализата и силы электротока на аппаратах.

Система электропитания каждого аппарата состоит из устройства преобразования переменного напряжения от трехфазной сети в постоянное с помощью полупроводниковых диодов.

САР величины электрического тока предназначена для поддержания заданного значения электрического тока при его изменениях во время процесса от различных возмущающих воздействий. Она состоит из элемента, измеряющего величину электротока, элемента сравнения с элементом задания и блока управления углом зажигания тиристоров. При отклонении величины электротока от заданного значения в элементе сравнения появляется сигнал, который воздействует через блок управления на угол зажигания тиристоров. В результате этого воздействия отклонение компенсируется.

Эксплуатационная проверка работы САР величины электротока показала, что система обеспечивает постоянство номинального значения электротока при изменениях нагрузки в пределах 15-20%.

САР солесодержания в частично обессоленном растворе поддерживает его постоянное заданное значение для стабильной работы электродиализатора второй стадии. Возмущающие воздействия на САР оказывают непрерывно меняющиеся концентрации "рассола" и исходного раствора в электродиализаторе первой стадии.

Расчет статических характеристик электродиализного процесса с целью последующего расчета коэффициентов усиления производился по уравнениям материального баланса и уравнениям регрессии, полученным экспериментально-статистическими методами.

Из рассмотрения статических характеристик вытекает, что электродиализатор – объект регулирования с нелинейными характеристиками, т.е. коэффициенты усиления в рассматриваемом интервале изменения параметров по каналу регулирующего воздействия $K_{0р}$ и по каналу возмущающего воздействия $K_{0в}$ изменяются в пределах: $K_{0р} = 0{,}47 \div 0{,}72$, $K_{0в} = 0{,}2 \div 0{,}7$.

Постоянная времени T_0 изменяется более чем в три раза (T_0 = 50-160 сек), а чистое запаздывание изменяется в пределах 25-60 сек.

Упрощенно электродиализатор для номинального режима работы можно представить в виде элементарного апериодического звена и звена чистого запаздывания. Расчетом получены следующие настройки пропорционально-интегрального регулятора: время изодрома = 150 сек, коэффициент усиления регулятора – 18. Исследования показали требуемое качество работы САР.

5. РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТЫ УСТАНОВКИ ДВУХСТАДИЙНОГО ЭЛЕКТРОДИАЛИЗА В ПУСКО-НАЛАДОЧНЫЙ ПЕРИОД

В период испытаний установки в работу включались как все пакеты, так и часть их. Электродиализатор первой стадии работал при парал-

лельном и последовательном включении мембранных пакетов при постоянной плотности тока, равной 15 А/м^2. Последовательное движение обессоливаемого раствора через три пакета с общим числом камер опреснения 120, позволило увеличить выход по току до 70-80% , вместо 50-75% при параллельно работающих пакетах. Очевидно это объясняется увеличением скорости движения раствора в камерах, которое способствовало протеканию процесса обессоливания в деполяризационных условиях.

В электродиализатор первой стадии поступал раствор с различной засоленностью. В табл.II полученные данные расположены в порядке увеличения исходной концентрации, хотя это и не соответствует хронологической последовательности работы аппарата.

Из табл.II видно, что с увеличением исходных концентраций первая ступень работает более эффективно, в то время как вторая и третья ступени показывают сравнительно одинаковый результат по обессоливанию. Из этого можно заключить, что если в сбросных растворах будет больше солей (порядка 1-1,5 г/л) эффективность работы аппарата улучшится.

На электродиализаторе второй стадии плотность тока составляла 10 А/м^2. При этом напряжение на электродах не превышало 700-800 В. Средний расход электроэнергии на перенос солей в обоих аппаратах составил 125 Вт-ч/г-экв, а на единицу очищенного раствора около 2 кВт-ч/м^3. Выход по току на электродиализаторе с ионитами составил 25-30%.

В результате двухстадийного обессоливания электродиализом солесодержание очищенной воды не превышало 25 мг/л. При этом бета-активность раствора снижалась в 50-100 раз (с $1\text{-}5\cdot10^{-7}$ до $1\cdot10^{-9}$ Ки/л, а по стронцию-90 – в 1000-5000 раз (с $1\text{-}5\cdot10^{-8}$ до $1\cdot10^{-11}$ Ки/л).

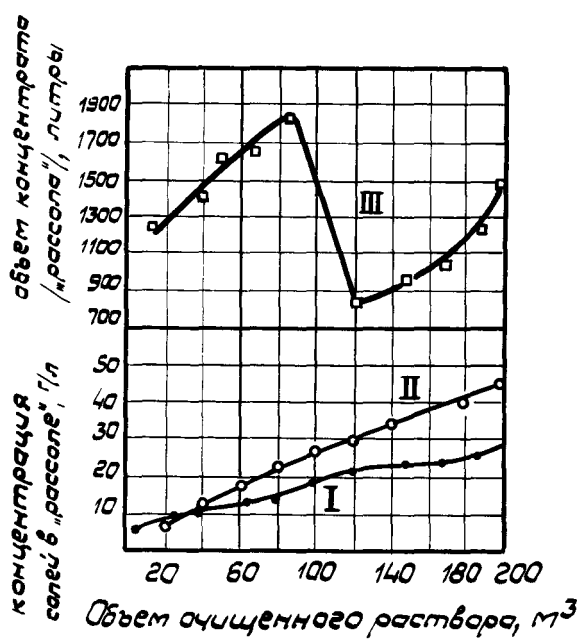


Рис.6. Изменение объема концентрата и его солесодержания.

В период пуско-наладочных работ процессу концентрирования солей из малосолевых радиоактивных растворов было уделено особое внимание. В процессе работы установки было замечено увеличение объема концентрата первого аппарата за счет электроосмотического переноса со скоростью 7-8 л/ч. Это соответствует переносу воды, равному 0,6-0,7 л/Ф из одной камеры опреснения, что совпадает с ранее опубликованными данными [1,5]. Такое приращение объема вынудило нас периодически сбрасывать из бака часть концентрата.

На рис.6 показано увеличение концентрации солей в "рассоле" (кривая I) и увеличение его объема (кривая III).

В дальнейшем был изменен режим работы и объем концентрата в баке равен 1300 л. По достижении объема концентрата 1400 л, избыток раствора в 100 л передавался на упаривание. При этом концентрация солей в растворе изменялась по кривой II (рис.6), а по достижении концентрации 50 г/л все 1300 л концентрата передавались на упаривание. Таким образом, объем отходов, отправляемых на упаривание, составил всего лишь 0,7% вместо 2,5% при обычном ионном обмене.

Уменьшение объема образующихся отходов в 2,5-3 раза – одно из преимуществ проверенного метода дезактивации сбросных вод двухстадийным электродиализом.

Второе преимущество – в экономии реагентов. На подкисление концентрата расходуется азотная кислота в количестве 18 кг на 100 $м^3$ очищенного раствора. Это в 6 раз меньше затраты кислоты на регенерацию катионита. Кроме этого экономится едкий натр, расход которого при электродиализе исключен.

Третьим преимуществом является экономия на обслуживающем персонале. Установка автоматизирована, и для ее обслуживания необходим один оператор.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Приведенные в докладе краткие предварительные результаты работы опытно-промышленной установки двухстадийного электродиализа относятся к периоду трехмесячной ее работы. За 600 рабочих часов на установке было очищено около 1500 $м^3$ сбросных радиоактивных вод. Полученные технологические показатели позволили провести предварительную оценку экономичности работы установки по сравнению с существующей очисткой на ионитовых фильтрах Московской станции: 1 $м^3$ сбросного раствора, очищенного двухстадийным электродиализом, оказался на 70% дешевле, чем на ионном обмене. Дальнейшая эксплуатация установки даст возможность более глубоко разобраться в происходящих при очистке процессах и установить целесообразность применения двухстадийного электродиализа в схемах очистки нетехнологических сбросных вод.

ЛИТЕРАТУРА

[1] РАУЗЕН, Ф.В. и др., Атомная энергия 22 5 (1967) 393.

[2] БАЛУКОВА, В.Д. и др., Последние исследования и достижения в обработке отходов низкого и среднего уровня активности в Болгарии, Венгрии, СССР и Чехословакии. Practices in the Treatment of Low and Intermediate-level Radioactive Wastes, Proc. Symp. Vienna, 1965, IAEA, Vienna, 1966, p.841.

[3] РАУЗЕН, Ф.В. и др., Применение электродиализа для очистки и переработки радиоактивных растворов. Сборник докладов конференции СЭВ (Дрезден – 1967, Москва – 1968), стр.19.

[4] ТРОФИМОВ, Д.И. и др., Опыт семилетней эксплуатации Московской станции по очистке и концентрированию радиоактивных стоков. Practices in the Treatment of Low and Intermediate-level Radioactive Wastes, Proc. Symp. Vienna, 1965, IAEA, Vienna, 1966, p.449.

[5] WALTERS, W., WEISER, D., MAREK, L., Ind. Engng Chem. 47 61 (1955).

СОЮЗ СОВЕТСКИХ СОЦИАЛИСТИЧЕСКИХ
РЕСПУБЛИК
A/CONF.49/P/703

УДАЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНОГО ЙОДА ИЗ ГАЗОВ

И.Е.НАХУТИН, Н.М.СМИРНОВА, В.М.МАКАРОВ,
Г.А.ЛОШАКОВ, Г.А.ЛАУШКИНА, В.И.ЯРОШИНСКИЙ
Государственный комитет по использованию
атомной энергии СССР, Москва,
Союз Советских Социалистических Республик

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

REMOVAL OF RADIOACTIVE IODINE FROM GASES.

Study of the iodine in solutions formed when fuel elements are dissolved has shown that ICN is present in addition to I_2 and IO_3^-. Being a volatile compound, ICN is also present in the gases released during dissolution of the fuel. To remove the iodine released from the gaseous phase in the presence of nitrogen oxides the authors have developed a method of isotopic exchange with AgI. The method gives high factors for removal of iodine and its compounds and has an advantage over other methods as AgI is insoluble in water. To achieve high efficiency it is necessary to disperse the AgI. A chromatographic process involving transfer of radioactive iodine and gas to the solid phase and a process of radioactive decay of iodine in the solid phase proceed simultaneously in columns for isotopic exchange with AgI. In principle these columns could operate indefinitely, but in practice their life may well be limited by secondary factors. The temperature of the isotopic exchange columns depends on the concentration of nitrogen oxides and oxygen in the gas flow.

Activated charcoal is the most effective absorbent when corrosive gases are not present. Coefficients for the adsorption of molecular iodine on activated charcoal have been determined under various conditions, and some data have been obtained on the adsorption kinetics. Sorption equilibrium is not achieved at low temperatures. The distribution of iodine has been determined in the columns where simultaneous adsorption and decay of radioactive iodine takes place. To increase the decontamination factor it is necessary to trap alkaloids together with molecular iodine. It has been found that methyl iodide can be trapped on certain compounds impregnated with activated charcoal.

EXTRACTION DU RADIOIODE CONTENU DANS UN GAZ.

L'étude de l'iode contenu dans les solutions qui se forment lors du traitement des éléments combustibles a revélé la présence de cet élément non seulement sous forme de I_2 et IO_3^-, mais aussi sous celle de ICN. Etant un composé volatil, ICN se trouve également dans les gaz qui se dégagent pendant la dissolution. Pour éliminer l'iode qui se sépare de la phase gazeuse en présence d'oxydes d'azote, les auteurs ont élaboré une méthode fondée sur l'échange isotopique avec AgI. Cette méthode permet d'obtenir des taux de purification élevés pour les gaz contenant de l'iode à l'état pur ou sous forme de composés, et son intérêt se trouve encore accru du fait que AgI est insoluble dans l'eau. Pour obtenir une grande efficacité, il faut que l'iodure d'argent soit dispersé. Dans les colonnes d'échange isotopique avec AgI s'opèrent simultanément deux phénomènes, à savoir: passage du radioiode et du gaz en phase solide par un processus chromatographique et désintégration radioactive de l'iode en phase solide. La durée de fonctionnement de ces colonnes est théoriquement illimitée. Dans la pratique toutefois, elle peut être abrégée par des phénomènes secondaires. La température des colonnes dépend de la concentration des oxydes d'azote et de l'oxygène dans l'écoulement gazeux.

En l'absence de gaz très réactif, l'adsorbant le plus efficace est le charbon actif. Les auteurs ont mesuré les coefficients d'adsorption d'iode moléculaire sur le charbon actif en présence de conditions différentes. Ils ont obtenu quelques données sur la cinétique de l'adsorption. Aux basses températures, l'adsorption ne parvient pas à l'état d'équilibre. On a déterminé la distribution de l'iode dans les colonnes à adsorption et désintégration simultanées du radioiode. Pour accroître le coefficient de purification des colonnes, il faut retenir à la fois l'iode moléculaire et les alcaloïdes. On a réalisé des composés qui permettent, lorsqu'on en imprègne le charbon actif, de retenir l'iodure de méthyle.

УДАЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНОГО ЙОДА ИЗ ГАЗОВ.

Исследование йода в растворах, образующихся при растворении тепловыделяющих элементов, показали, что, наряду с I_2 и IO_3^-, в растворах присутствует ICN. Будучи летучим

соединением, ICN присутствует также в газах, выделяющихся при растворении. Для удаления йода, выделяющегося из газовой фазы в присутствии окислов азота, авторами разработан метод изотопного обмена с AgI. Этот метод обеспечивает высокие коэффициенты очистки газов от йода и его соединений и обладает преимуществами, поскольку AgI не растворим в воде. Для получения высокой эффективности необходимо диспергировать AgI. В колоннах изотопного обмена с AgI происходит хроматографический процесс удаления радиоактивного йода и газа в твердую фазу и одновременно процесс радиоактивного распада йода в твердой фазе. Такие колонны в принципе должны работать сколь угодно долго. Практически срок службы колонн может ограничиваться побочными явлениями. Температура колонн изотопного обмена зависит от концентрации окислов азота и кислорода в газовом потоке.

В отсутствие агрессивных газов наиболее эффективным адсорбентом является активный уголь. Измерены коэффициенты адсорбции молекулярного йода на активном угле в различных условиях. Получены некоторые данные по кинетике адсорбции. При низких температурах сорбционное равновесие не достигается. Определено распределение йода в колоннах с адсорбцией и одновременным распадом радиоактивного йода. Для повышения коэффициента очистки колонн необходимо, наряду с улавливанием молекулярного йода, улавливать также алкалоиды. Найдены соединения, которые при импрегнировании ими активного угля могут обеспечить улавливание метилйодида.

ELIMINACION DEL YODO RADIACTIVO DE LOS GASES.

Las investigaciones del yodo en soluciones obtenidas por disolución de elementos combustibles han demostrado que, junto con I_2 y IO_3^- se encuentra ICN en dichas soluciones. Por ser un compuesto volátil, existe también ICN en los gases desprendidos en el proceso de disolución. Para eliminar el yodo que se separa de la fase gaseosa en presencia de óxidos de nitrógeno, los autores han desarrollado un método de intercambio isotópico con AgI. Este método proporciona grandes coeficientes de descontaminación de los gases en relación con la eliminación del yodo y de sus compuestos, y tiene la ventaja de que el AgI no es soluble en agua. Para obtener gran eficacia, es necesario dispersar el AgI. En las columnas de intercambio isotópico con AgI se realiza un proceso cromatográfico de eliminación del yodo radiactivo y del gas, pasando a la fase sólida, y simultáneamente se produce la desintegración radiactiva del yodo en la fase sólida. Dichas columnas, en principio, deben poder funcionar indefinidamente. En la práctica, la vida de las columnas puede estar limitada por procesos secundarios. La temperatura de una columna de intercambio isotópico depende de la concentración de los óxidos de nitrógeno y del oxígeno en la corriente gaseosa.

En ausencia de gases nocivos, el adsorbente más eficaz es el carbón activo. Se han medido los coeficientes de adsorción de yodo molecular en carbón activo, en diversas condiciones. Se han obtenido algunos datos sobre la cinética de la adsorción. A bajas temperaturas no se alcanza el equilibrio de sorción. Se ha determinado la distribución del yodo en columnas con adsorción y desintegración simultánea del yodo radiactivo. Para aumentar el coeficiente de descontaminación de la columna es necesario, junto con el yodo molecular, retener también los yoduros alquílicos. Se han encontrado compuestos que, impregnados con carbón, pueden retener el yoduro de metilo.

ВВЕДЕНИЕ

Проблема удаления радиоактивного йода из газов обсуждается в литературе уже в течение многих лет и до настоящего времени продолжает оставаться актуальной. Обнаружение большого числа соединений йода, присутствующих в газовой фазе, вносит дополнительные осложнения.

Эта проблема может быть разделена на 2 части, почти не связанные друг с другом: 1. Удаление йода из агрессивных газов (в частности, содержащих окислы азота); 2. Удаление йода из воздуха и других неагрессивных газов.

В обоих случаях приходится принимать во внимание происхождение очищаемых газов, поскольку с происхождением связан их химический состав, удельная активность и т.п. Ниже приводятся данные некоторых исследований о поведении йода в водных и азотнокислых растворах и о соединениях, которые йод образует.

1. ПОВЕДЕНИЕ ЙОДА В ВОДНЫХ И АЗОТНОКИСЛЫХ РАСТВОРАХ

При растворении ядерного горючего от 20 до 80% радиойода остается в водной фазе [1,2]. Количество радиойода, остающегося в растворе, зависит от типа топлива, режима растворения, аппаратурного оформления процесса и общего содержания йода в ядерном горючем. Для выяснения закономерностей распределения радиойода между раствором и газовой фазой был произведен термодинамический расчет содержания йода в различных формах в зависимости от его общей концентрации в водном растворе (учитывались реакции диссоциации молекулярного йода с образованием: I^-, I_3^-, I^+, IO^-, HIO, IO_3, IO_3^-).

Исследования кинетики отдувки йода из водных растворов (рис.1) показали, что отдувка барботажным воздухом молекулярного йода (I_2) протекает по реакции первого порядка, а отдувка части йода, находящейся в исходном растворе в ионной форме (в условиях отсутствия окислительно-восстановительных агентов), удовлетворительно описывается уравнением реакции второго порядка:

$$Q_\tau = Q_0^{I_2} e^{-\alpha\gamma\tau} + \frac{Q_0^{ион}}{1 + \frac{1}{2} K \cdot Q_0^{ион} \cdot \tau} \qquad (1)$$

где Q_τ – концентрация йода в растворе в момент времени τ,
$Q_0^{I_2}$ – исходная концентрация молекулярного йода в растворе,
α – коэффициент распределения молекулярного йода (I_2) между газовой и жидкой фазами при данной температуре,
γ – коэффициент, учитывающий интенсивность барботажа и степень достижения равновесия между газом и жидкостью,
$Q_0^{ион}$ – исходная концентрация ионных форм йода в растворе,
K – константа скорости ассоциации ионных форм, равная 0,661 л·г-экв$^{-1}$·мин$^{-1}$ при 80°C.

На рис.2 приведены экспериментальная и теоретическая кривые отдувки йода из водного раствора при 80°C и исходной общей концентрации йода $1{,}12 \cdot 10^{-3}$ г-экв/л.

Удовлетворительное согласие расчетных и экспериментальных данных было получено и для отдувки йода из азотнокислых растворов. Однако, количество радиойода, остающегося в растворе после растворения ядерного горючего, значительно превышает расчетные величины. По-видимому, этот результат вызван протеканием химических реакций йода при растворении ядерного горючего, не учтенных в расчетах.

В литературе, для объяснения поведения радиойода, делались предположения о возможности образования йодистых алкилов (в частности, CH_3I), существования в заметных количествах ряда неустойчивых соединений типа HIO, HIO_2, INO, INO_2 и INO_3 или накопления в условиях окислительной среды соединений йода с высокой степенью окисления IO_3^- или IO_4^- [3-8].

Однако, ни в одной из перечисленных работ не приведено убедительных доказательств существования в растворах упомянутых выше соединений в значительных количествах.

Практически во всех типах ядерного топлива присутствует карбонитридная фаза [9-11]. Нами были проведены опыты по определению выноса йода из раствора при растворении различных материалов, содержащих карбонитридную фазу, в азотной кислоте с добавкой I_2.

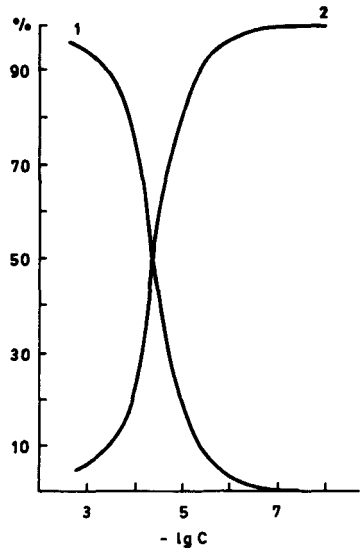


Рис.1. Изменение содержания йода молекулярного (кривая 1) и ионных форм (кривая 2) в зависимости от общей концентрации йода в водном растворе.

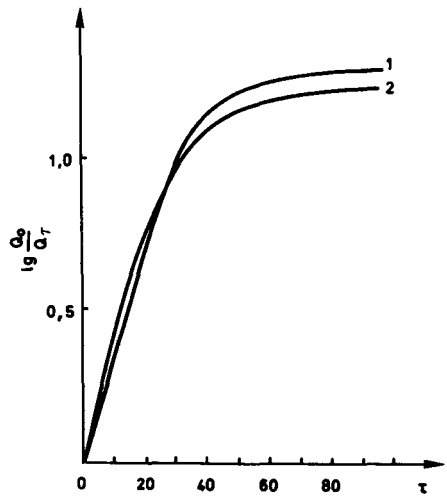


Рис.2. Кинетика отдувки йода из водного раствора.
1 – экспериментальная кривая,
2 – теоретическая кривая,
$Q_0 = Q_0^{I_2} + Q_0^{ион}$ – общая исходная концентрация йода в растворе,
Q_τ – концентрация йода в растворе в момент времени τ мин.

ТАБЛИЦА I. ВЫХОД ICN ПРИ РАСТВОРЕНИИ МАТЕРИАЛОВ В HNO_3, СОДЕРЖАЩЕЙ ИЗБЫТОЧНОЕ КОЛИЧЕСТВО I_2

Растворимый материал	Содержание N и C в г-ат/г-ат металла		Выход ICN в г-молях/г-атом металла
	N	C	
Мягкое железо	не анализ.	$4{,}15\cdot10^{-3}$	$6{,}2\cdot10^{-4}$
Инструментальная сталь	не анализ.	$6{,}74\cdot10^{-2}$	$5\cdot10^{-3}$
Уран металлический, образец 1	$\sim 8{,}5\cdot10^{-4}$	$1{,}33\cdot10^{-2}$	$2{,}8\cdot10^{-4}$
Уран металлический, образец 2	$\sim 9\cdot10^{-4}$	$3{,}23\cdot10^{-2}$	$5{,}6\cdot10^{-4}$
Карбонитрид урана состава $UC_{0,62}N_{0,38}$	0,38	0,62	$2{,}88\cdot10^{-2}$

Опыты производились с мягким железом, инструментальной сталью, чугуном, металлическим ураном и карбонитридами урана разного состава. Было установлено, что с увеличением содержания карбонитридной фазы в растворяемом материале уменьшалась летучесть йода и возрастало его содержание в конденсатах. Из конденсатов с высоким содержанием йода посредством многократной перегонки было выделено бесцветное, кристаллическое, легко возгоняющееся соединение йода. Результаты химического анализа и исследования инфракрасных спектров показали, что выделенное соединение является йодистым цианом ICN.

В табл.I приведены некоторые данные по выходам ICN при растворении различных материалов в азотной кислоте, содержащей I_2 в избыточных количествах.

На основании результатов исследования было установлено, что в растворах ядерного топлива радиойод может находиться в форме ICN, I_2 и продуктов его диссоциации.

В азотнокислых средах наибольшее значение из продуктов диссоциации имеет HIO_3.

При экстракции, за счет высокой растворимости молекулярного йода в разбавителе и образования комплекса состава ТБФ·I_2 [12] (аналогичные комплексы образуются и с аминами), он практически полностью переходит в органическую фазу. Известно, что I_2 взаимодействует с непредельными углеводородами с образованием йодированных углеводородов [13]. В присутствии акцепторов электронов или под действием света или радиации I_2 взаимодействует также с предельными и ароматическими углеводородами [14-16]. Нами исследовалась кинетика йодирования технической смеси предельных углеводородов (C_9-C_{15}) в двухфазной системе в присутствии растворов йода в азотной кислоте. Скорость йодирования описывается уравнением:

$$V = K\cdot c_{I_2}^{1/2}\cdot a_{HNO_3}^{1/2} \qquad (2)$$

где c_{I_2} – концентрация йода в органической фазе,
a_{HNO_3} – активность недиссоциированной HNO_3 в водной фазе,
K – константа скорости реакции, равная $1{,}75\cdot10^{-3}$ л.мин$^{-1}$ при 20°C.

В присутствии ТБФ и мощных радиационных полей скорость йодирования возрастает. Для уменьшения накопления йодистых алкилов в смеси ТБФ с разбавителем необходимо обеспечить удаление I_2 из водных растворов ядерного горючего, поступающих на экстракцию.

Йодноватая кислота HIO_3 образует с ТБФ моносольват, и константа экстракции из азотнокислых растворов равна 1,8 л/моль при 20°С.

Йодистый циан ICN образует с ТБФ комплекс ТБФ·ICN и константа экстракции равна 35 л/моль при 20°С. Йодистый циан и его комплекс с ТБФ разрушаются в щелочных средах.

2. МЕТОДЫ УДАЛЕНИЯ ЙОДА

2.1. На одной из конференций был представлен доклад [17] о работе йодных колонн с $AgNO_3$ для улавливания йода, выделяющегося при переработке облученного топлива, в котором отмечались недостатки в работе этих колонн, связанные с растворимостью $AgNO_3$ в воде и его легкоплавкостью. В 1964 году нами были разработаны колонны изотопного обмена с $Ag^{127}I$, нанесенным на насадку колонны. Преимуществом таких колонн является практическая нерастворимость AgI. Такие колонны действуют по принципу "вечных" колонн, поскольку одновременно с поглощением радиоактивного йода йодистым серебром происходит его радиоактивный распад в йодистом серебре.

Уравнения "вечных" колонн были нами выведены ранее для случая газоадсорбционной хроматографии [18]. Уравнения для колонн изотопного обмена носят аналогичный характер. Из этих уравнений следует, что в колонне возникает стационарное распределение концентраций, при котором концентрация радиоактивного йода экспоненциально спадает к выходу из колонны. Показатель экспоненты зависит от скорости газа в колонне и скорости массообмена между газом и твердым AgI.

$$c(x) = c_0 \exp\left[-\frac{\lambda \cdot \varphi}{V} \cdot X\right] \qquad (3)$$

где $c(x)$ – концентрация радиоактивного йода на расстоянии "x" от входа в колонну,

c_0 – концентрация радиоактивного йода на входе в колонну,

λ – константа распада радиоактивного изотопа,

φ – функция, характеризующая условия массообмена и радиоактивного распада в колонне; φ не зависит от "c" и от "X".

Если обеспечить достаточно большую величину показателя экспоненты, можно получить хороший коэффициент очистки.

Движущей силой в такой колонне является разность изотопных концентраций между $Ag^{127}I$ и смесью изотопов йода в газовой фазе. Процесс выравнивания концентраций в колонне периодического действия сопровождается возрастанием энтропии и в принципе не требует затраты работы извне. Однако, в "вечной" колонне разность концентраций необходимо поддерживать постоянной для обеспечения непрерывной работы колонны. Это достигается за счет процесса радиоактивного распада.

Очевидно, что стабильный ^{127}I беспрепятственно проходит через колонну изотопного обмена за исключением небольшой его части, которая

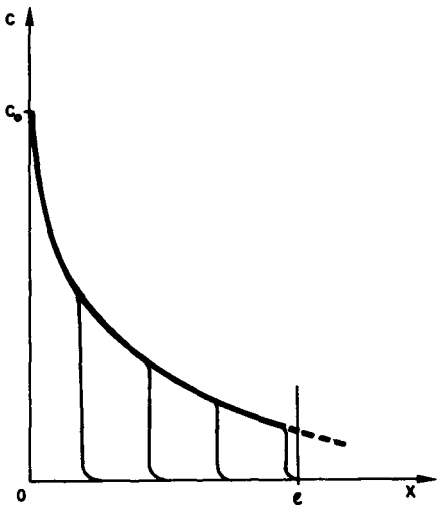


Рис.3. Продвижение фронта распадающегося радиоактивного вещества вдоль колонны.
X – расстояние от входа в колонну,
c – концентрация вещества.

расходуется на реакцию с серебром, образовавшимся после распада ^{131}I в соединении $Ag^{131}I$ в насадке колонны.

Стационарное состояние в колонне устанавливается в течение некоторого времени. Переходные процессы, протекающие до установления стационарного состояния, можно представить следующим образом: вначале в колонне формируется хроматографический фронт, соответствующий уравнениям фронтальной хроматографии веществ. Предполагается, что время формирования фронта значительно меньше периода полураспада вещества, что справедливо почти всегда за исключением очень короткоживущих изотопов. По мере продвижения фронта вдоль колонны, начинает сказываться влияние радиоактивного распада, поэтому задняя часть фронта представляет собой экспоненту вместо горизонтальной прямой обычной фронтальной хроматографии (рис.3).

Соответственно, снижается высота крутой части фронта. Влиянием радиоактивного распада на форму крутой части фронта можно пренебречь. Когда движущаяся крутая часть фронта достигает конца колонны, ее высота очень мала, и только после выхода крутой части фронта из колонны в ней установится стационарное состояние.

Время установления стационарного состояния:

$$\tau \sim \frac{Q}{q} \qquad (4)$$

где Q – емкость колонны по данному веществу,
q – количество вещества, поступающего в колонну в единицу времени.

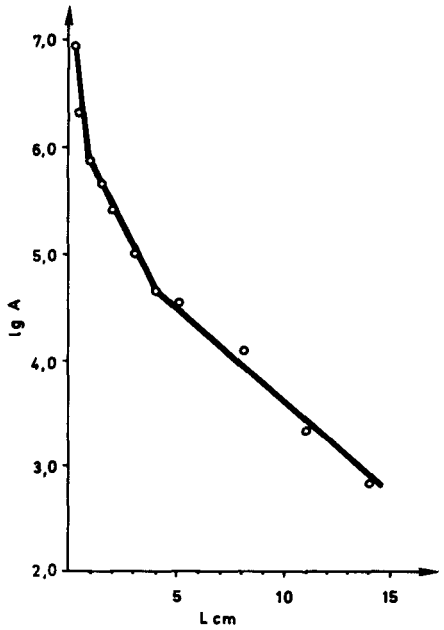


Рис.4. Распределение радиоактивного йода в колонне изотопного обмена при 150°С. Время опыта – 180 час, скорость газа – 12 см/сек.
L – расстояние от входа в колонну,
A – концентрация радиоактивного йода в условных единицах.

Для обеспечения высоких коэффициентов очистки должно соблюдаться соотношение:

$$\tau \gg T_{1/2} \qquad (5)$$

где $T_{1/2}$ – период полураспада радиоактивного вещества.

В изотопном обмене в колонне участвует твердая фаза. Поскольку в твердой фазе процессы протекают гораздо медленнее, чем в газовой фазе, для обеспечения эффективности работы колонны необходимо диспергировать AgI, чтобы обеспечить большую поверхность и малую длину диффузионного пути в твердых частицах. Введение в поры сорбента обеспечивает эти условия.

На рис.4 показано распределение радиоактивного йода по длине колонны изотопного обмена при t = 150°С. По оси ординат отложен логарифм концентрации в условных единицах, по оси абсцисс – расстояние от входа в колонну. На расстоянии 14 см концентрация снижается больше, чем в 10000 раз.

Насколько существенным является диспергирование, показывают опыты с введением AgI в крупнопористый сорбент с размером пор 75 ÷ 100 Å (рис.5).

Тугоплавкость AgI позволяет работать при довольно высоких температурах (вплоть до 400°С) (рис.6). В области температур ~ 500°С наблюдается уже заметное испарение AgI.

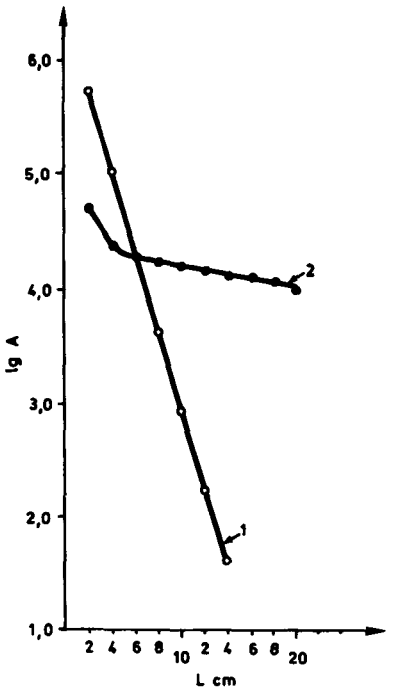


Рис.5. Распределение радиоактивного йода в колоннах изотопного обмена с мелкопористым (кривая 1) и крупнопористым (кривая 2) сорбентом при 180°С и содержании NO_2 ~ 5%. Время опыта – 10 часов, скорость газа – 8 см/сек.
L – расстояние от входа в колонну,
A – концентрация йода в произвольных единицах.

В присутствии окислов азота может происходить разрушение, например, по реакции:

$$2\,AgI + 2\,NO_2 + O \rightleftarrows 2\,AgNO_3 + I_2 \qquad (6)$$

Направление реакции зависит от парциальных давлений NO_2, O_2, I_2 и от температуры. Константа реакции как функция от температуры была вычислена ранее из термодинамических данных. Эта реакция лежит в основе работы йодных колонн с $AgNO_3$. Из этих вычислений следует, что для обеспечения стабильности AgI необходимо работать при высоких температурах. Чем выше парциальное давление окислов азота и кислорода и чем ниже парциальное давление паров йода, тем выше должна быть рабочая температура колонны. Парциальное давление йода определяется в основном стабильным изотопом йода ^{127}I, содержащимся в газовой фазе.

На самом деле вычисленные константы реакции не могут быть использованы для точных количественных расчетов, так как $AgNO_3$ и AgI образуют между собой твердые растворы. Парциальные термодинамические потенциалы твердых растворов отличаются от термодинамических потенциалов чистых веществ и для системы $AgI{\cdot}AgNO_3$ не известны. Поэто-

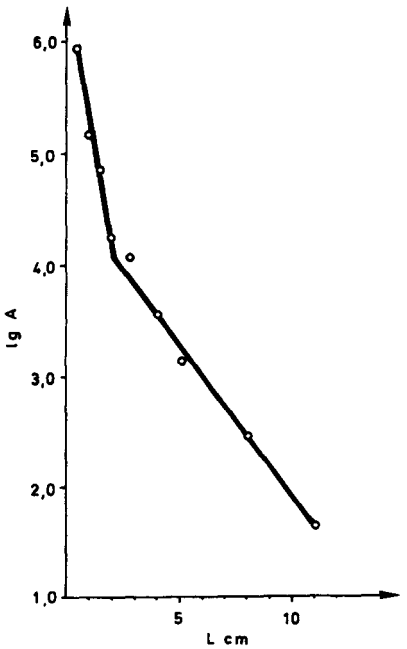


Рис.6. Распределение радиоактивного йода в колонне изотопного обмена при 400°С. Скорость газа – 8 см/сек, время – 164 часа.
L – расстояние от входа в колонну,
A – концентрация вещества в произвольных единицах.

му точные значения минимальных необходимых температур колонны в зависимости от состава газовой смеси в настоящее время не могут быть вычислены из термодинамических данных и должны определяться из экспериментов. Естественно, рабочая температура должна быть принята с некоторым превышением над минимальной на случай возможных колебаний в составе газовой смеси.

На рис.7 приведено распределение ^{131}I в колонне изотопного обмена после пропускания в течение 40 часов газовой смеси, содержащей воздух с добавкой ~ 5% NO_2. По оси ординат – логарифм концентрации ^{131}I в произвольных единицах, по оси абсцисс – расстояние от входа в колонну. Температура колонны – 200°С, скорость газового потока – 8 см/сек.

Выше уже указывалось на присутствие химических соединений йода в газовой фазе, в частности ICN и некоторых других. Наличие изломов на графике lgC(x) (рис.4 и 6) указывает на присутствие соединений йода в газовом потоке. Такие изломы возникают потому, что функция φ в уравнении (3) зависит от природы веществ, участвующих в изотопном обмене и, следовательно, различным веществам соответствуют различные углы наклона прямых lg C(x). Однако, результаты показывают, что радиоактивный изотоп йода извлекается в колоннах изотопного обмена не только из молекулярного йода, но и из йодистых соединений.

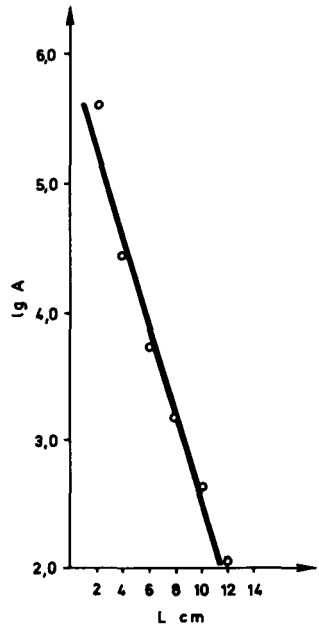


Рис.7. Распределение радиоактивного йода в колонне изотопного обмена в присутствии NO_2 ~ 5%, при 200°С. Скорость газа – 8 см/сек. Время опыта – 40 час.
L – расстояние от входа в колонну,
A – концентрация в произвольных единицах.

ТАБЛИЦА II. КОНСТАНТЫ РАВНОВЕСИЯ РЕАКЦИИ
$2\,AgI + Cl_2 \rightleftarrows 2\,AgCl + I_2$

Температура, °С	25	100	200	250
Kp	$1{,}2\cdot10^{11}$	$7{,}5\cdot10^{8}$	$1{,}1\cdot10^{7}$	$5{,}3\cdot10^{6}$

Заслуживает рассмотрения вопрос о сроке непрерывной службы йодных колонн. Теоретически "вечные" колонны могут работать сколь угодно долго, так как поступление йода в колонну уравновешивается его радиоактивным распадом в твердой фазе. На практике, однако, могут возникать побочные реакции, ограничивающие срок службы колонны. Одной из таких реакций является реакция с хлором, который может содержаться в качестве микропримеси в азотной кислоте и из нее попадать в газовую фазу. В результате происходит вытеснение йода хлором и образование AgCl в колонне.

Константы реакции

$$2\,AgI + Cl_2 \rightleftarrows 2\,AgCl + I_2 \qquad (7)$$

были вычислены нами из термодинамических данных и приведены в табл.II.

Из табл.II видно, что реакция идет даже при очень малых парциальных давлениях хлора, на много порядков меньших, чем парциальное давление йода.

Поскольку в азотной кислоте примеси хлора очень малы, вытеснение идет очень медленно и колонна может работать в течение нескольких лет.

2.2. В случае газовых смесей, не содержащих агрессивных газов, наиболее эффективным адсорбентом для улавливания йода является активный уголь. Так как в настоящее время опубликовано довольно много сведений об адсорбции йода в угольных колоннах, мы сообщаем ниже только некоторые данные, дополняющие опубликованные материалы. Ниже приводятся некоторые данные по равновесной адсорбции йода на активном угле (см.табл.III).

ТАБЛИЦА III. АДСОРБЦИЯ ГАЗА ИЗ ВОЗДУХА ПРИ 20°С НА АКТИВНОМ УГЛЕ № 3 (насыпной уд.вес – 0,5).

Относительная влажность, %	Парциальное давление паров йода, тор	Коэффициент адсорбции
Сухой воздух	10^{-9}	$70 \cdot 10^{6}$
90%	10^{-9}	$14 \cdot 10^{6}$

Безразмерный коэффициент адсорбции "Г" рассчитывался по формуле:

$$\Gamma = \frac{a}{c} \qquad (8)$$

где a – концентрация йода в угле в расчете на насыпной объем угля,

c – концентрация йода в газовой фазе.

Уголь № 3 имеет не самый лучший коэффициент адсорбции среди существующих углей. На других углях могут быть получены большие коэффициенты адсорбции. Методика определения коэффициентов адсорбции была выбрана такой, что присутствие соединений йода в небольших количествах не могло существенно повлиять на результаты измерений.

Адсорбционное равновесие йода устанавливается очень медленно. Заметные изменения в равновесии происходили в течение 80 часов при 20°С. Сравнение времени установления равновесия при 20°С и 100°С показывает, что равновесие значительно быстрее достигается при повышенных температурах. Это заставляет предположить, что, по крайней мере на последних стадиях процесса установления равновесия, решающую роль играет активированная диффузия йода в угле.

При низких температурах (-78°С и ниже) адсорбционное равновесие между газовой фазой и активным углем практически не устанавливается, и мы имеем дело с "замороженными" неравновесными состояниями. При этом, вследствие очень малой скорости внутренней диффузии, в адсорбции участвует только наиболее доступная часть поверхности. При низких температурах кажущийся коэффициент адсорбции уменьшается с понижением температуры.

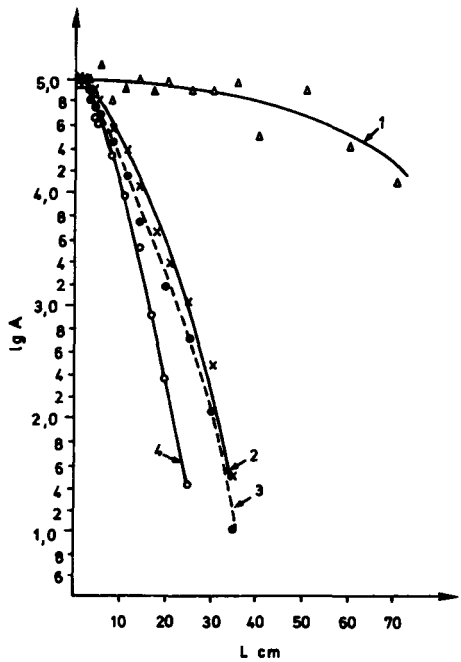


Рис.8. Распределение йода-131 при пропускании радиоактивного метилйодида через колонну при 50°С и скорости газа – 30 см/сек. Время опыта – 25 часов.
L – расстояние от входа в колонну,
A – концентрация радиоактивного йода.
1 – уголь без пропитки,
2 – уголь, пропитанный CuI,
3 – уголь, пропитанный PbI_2,
4 – уголь, пропитанный AgI.

Коэффициенты адсорбции йода на силикагеле и цеолитах значительно меньше, чем на активном угле. Например, для цеолита 5 Å коэффициент адсорбции имеет порядок величины $\sim 10^4$, однако трудно сказать, является ли это истинным равновесным значением.

Результаты опытов по динамической адсорбции радиоактивного йода на активном угле нами уже сообщались ранее [19]. Теория адсорбционных колонн, в которых динамическая сорбция сочетается с радиоактивным распадом, дана в работе [18].

Литературные данные, так же как и наши опыты, свидетельствуют о наличии в воздухе, наряду с молекулярным йодом, метилйодида и других алкилйодидов. В угольных колоннах эти соединения сорбируются лишь на достаточно большой длине, однако желательно было бы обеспечить более высокие коэффициенты очистки при не слишком большой длине колонны.

В связи с этим нами были поставлены опыты по исследованию углей, импрегнированных различными веществами, вступающими в изотопный обмен с метилйодидом. Эти вещества, кроме того, должны обладать очень малой растворимостью в воде, с целью обеспечения работоспособности колонн после попадания в них влаги.

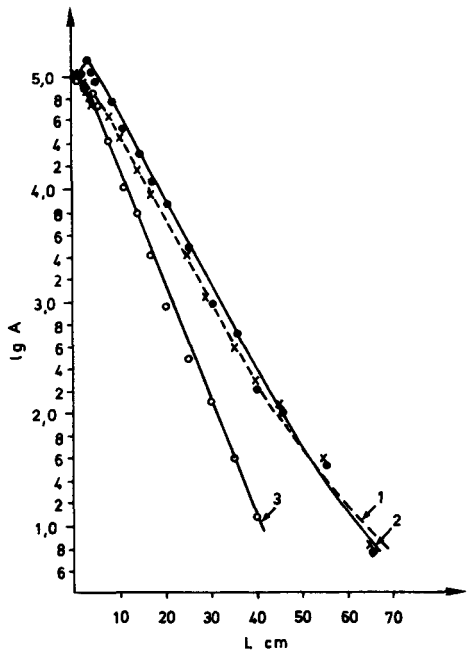


Рис.9. Распределение йода-131 при пропускании радиоактивного метилйодида через колонну при 50°С. Скорость газа – 30 см/сек. Время – 232 часа.
L – расстояние от входа в колонну,
A – концентрация радиоактивного йода.
1 – уголь, пропитанный AgI,
2 – уголь, пропитанный I_2,
3 – уголь, пропитанный PbI_2.

По принципу действия эти колонны аналогичны колоннам изотопного обмена, описанным выше. Ниже, на рис.8 и 9, приводятся результаты опытов на углях № 4, импрегнированных AgI, PbI_2, CuI, I_2, а также неимпрегнированных. Через колонны, каждая из которых была снаряжена одним из вышеуказанных углей, пропускалась смесь воздуха с радиоактивным метилйодидом. Распределение концентраций в колоннах показывает, что для импрегнированных углей коэффициенты очистки по метилйодиду на несколько порядков выше, чем на неимпрегнированном угле и, следовательно, эффекты очистки, наблюдаемые в колоннах, связаны с изотопным обменом между йодидами металлов и метилйодидом.

При 50°С и парциальном давлении паров воды ~15 тор в аналогичных опытах сохранялись высокие коэффициенты очистки. Длительные опыты с колоннами из импрегнированных углей имели целью установление стационарного распределения концентраций радиоактивного йода в колоннах. Опыты продолжались 32 суток с перерывами на ночь. Общее число рабочих часов составило 232 часа. На рис.9 представлены результаты этих опытов. Все колонны обеспечивают высокие коэффициенты очистки. На колонне, импрегнированной молекулярным йодом, в первой секции актив-

ность несколько меньше, чем во второй. Вероятно, это следует приписать начавшейся десорбции I_2 с угля под действием воздуха. Несколько лучше других ведет себя колонна с PbI_2.

На практике приходится извлекать радиоактивный йод из газовых смесей, в которых метилйодид составляет небольшую добавку к молекулярному йоду. Вследствие плохой адсорбируемости метилйодида эта добавка ограничивает возможности получения высоких коэффициентов очистки. Изотопный обмен метилйодида на импрегнированных углях снимает это ограничение.

В литературе уже сообщалось об импрегнировании углей йодистым калием и молекулярным йодом, однако нанесение на уголь нерастворимых в воде соединений, таких,как PbI_2, AgI и CuI, в ряде случаев будет представлять преимущества.

ЛИТЕРАТУРА

[1] BRITT, I., Nucl. Energy Soc. 4 4 (1965) 368.
[2] ALBENESIUS, E.L., ONDREJĒIN, R.S., Nucleonics 18 2 (1960) 100.
[3] EGGLETON, A.E.Y., ATKINS, D.H.F., Radiochim. Acta 3 3 (1964) 151-58.
[4] SMITH, S.R., WEST, D.L., Nucl. Appl. 3 1 (1967) 43-45.
[5] MISHIMA, Y., Nucl. Safety 9 1 (1968) 35-42.
[6] KAHN, M., MAHL, A.C., J. Chem. Phys. 21 (1953) 1185-89.
[7] SILL, C.W., FLUGARE, Y.K., Health Phys. 2 (1960) 261-68.
[8] PATIL, K.C., RAO, C.N., LACKSONEN, Y.W., DRYDEN, C.E., J. inorg. nucl. Chem. 29 2 (1967) 407.
[9] ЗАЙМОВСКИЙ, А.С., КАЛАШНИКОВ, В.В., ГОЛОВНИН, И.С., "Тепловыделяющие элементы атомных реакторов", Госатомиздат, М., 1962, стр.41.
[10] ХАРРИНГТОН, Ч., РЮЭЛЕ, А., "Технология производства урана", Госатомиздат, М., 1961, стр.320-327.
[11] ДЖЕПСОН, М.Д. и др., "Характеристики превращений в некоторых малолегированных урановых сплавах" (доклад №27, Англия). Труды Второй международной конференции по мирному использованию атомной энергии (Женева, 1958). Избранные доклады иностранных ученых, т.6, Госатомиздат, М., 1959, стр.96.
[12] TSUBOMURA, H., KLIEGMAN, J.M., J. Am. chem. Soc. 82 (1960) 1314.
TSUBOMURA, H., J. Am. chem. Soc. 82 (1960) 40.
[13] "Реакции и методы исследования органических соединений", Сборник, Госхимиздат, М., 1957.
[14] КОНДРАТЬЕВ, В., КОНДРАТЬЕВ, Е., ЛАУРИС, А., Ж.Ф.Х., 5 (1934) 10.
[15] GROGGINS, P., NEWTON, U., Unit Processes in Organic Syntheses (1939) p.152.
[16] FORSYTH, P., WEBER, E., SCHULER, R., J. Chem. Phys. 22 (1954) 66.
[17] WALTER and SCHMIDT, Symposium on the Reprocessing of Fuel (Brussels, May 1957) p.20-25.
БЛАЗЕВИЦ, А.Г., ШМИДТ, В.С., Труды Второй международной конференции по мирному использованию атомной энергии (Женева, 1958). Избранные доклады иностранных ученых т.9, 1959, стр.206.
[18] НАХУТИН, И.Е., ОЧКИН, Д.В., ИФЖ IX (1965) 112.
[19] НАХУТИН, И.Е., СМИРНОВА, Н.М., ЛАУШКИНА, Г.А., ЛОШАКОВ, Г.А., Атомная энергия 26 4 (1969) 390.

U.K. EXPERIENCE OF RADIOACTIVE WASTE RELEASE TO THE ENVIRONMENT AND EXPECTED WASTE MANAGEMENT IN FUEL CYCLES IN THE 1980s

A. PRESTON, N. T. MITCHELL
Ministry of Agriculture, Fisheries and Food,
Fisheries Radiobiological Laboratory, Lowestoft

E. A. B. BIRSE
Scottish Development Department, Edinburgh

H. J. DUNSTER
National Radiological Protection Board, Harwell

F. J. WOODMAN, D. W. CLELLAND
British Nuclear Fuels Ltd, Windscale and Risley,
United Kingdom

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

U. K. EXPERIENCE OF RADIOACTIVE WASTE RELEASE TO THE ENVIRONMENT AND EXPECTED WASTE MANAGEMENT IN FUEL CYCLES IN THE 1980s.

The United Kingdom experience shows that the assessment method using critical pathways and critical population groups provides a sound scientific basis for the control of radioactive wastes from major installations, in conformity with the recommendations of the International Commission on Radiological Protection. This scientific control has been supplemented by a statutory procedure for these major discharges that ensures that they are further limited to as low a figure as can reasonably be achieved. Careful administrative control is also maintained of the increasing number of small users of radioactive materials. Nuclear power generation, as practised in the United Kingdom, gives rise to no significant waste disposal problems but the wastes from the reprocessing of nuclear fuel require continuing attention.

In the second part of the paper, the likely changes in the quantity and quality of wastes from fuel fabrication and reprocessing and also from the associated research programs, are reviewed on the basis of the projected nuclear power program. It is concluded that detailed development of current methods will be sufficient to deal with almost all these wastes, and only in two areas will there be a need for substantial changes in waste management. Firstly, classification of the main fission product wastes from fuel reprocessing, now technically feasible, may become the preferred method of storage within 10 or 20 years. Secondly, solid wastes containing more than traces of plutonium may require recovery of the plutonium to levels not normally regarded as economic, in a country having no suitable area of geological isolation for their ultimate disposal.

L'EVACUATION DES DECHETS RADIOACTIFS DANS L'ENVIRONNEMENT AU ROYAUME-UNI ET SON INCIDENCE SUR LES METHODES PREVUES DE GESTION DES DECHETS PRODUITS PAR LES CYCLES DE COMBUSTIBLE NUCLEAIRE PENDANT LES ANNEES 1980.

L'expérience acquise au Royaume-Uni montre que l'évaluation faite en se fondant sur les voies critiques et les groupes critiques de population fournit les renseignements scientifiques nécessaires au contrôle des déchets radioactifs provenant des grandes installations, conformément aux recommandations de la Commission internationale de protection radiologique. Ce contrôle scientifique est complété par une réglementation des évacuations importantes dont l'objet est de les réduire davantage encore jusqu'aux niveaux les plus bas que l'on puisse raisonnablement atteindre. Un contrôle administratif strict s'exerce également sur les petits utilisateurs de matières radioactives qui sont de plus en plus nombreux. La production nucléo-électrique, telle qu'elle est organisée au Royaume-Uni, ne soulève pas de problèmes importants d'évacuation des déchets, mais les déchets provenant du retraitement du combustible nucléaire exigent une attention constante.

Dans la seconde partie du mémoire, les auteurs partent du programme prévu de production nucléo-électrique, pour étudier l'évolution probable, en quantité et en qualité, des déchets qui proviendront de la fabrication et du retraitement du combustible, ainsi que des programmes d'études qui s'y rapportent. Ils concluent qu'une extrapolation dans le détail des méthodes actuelles suffira pour la plupart de ces déchets, et que des modifications importantes des pratiques de gestion ne seront nécessaires que dans deux domaines seulement. Premièrement, la vitrification des principaux produits de fission provenant du retraitement du combustible, déjà techniquement réalisable, deviendra peut-être la méthode préférée de stockage d'ici une dizaine ou une vingtaine d'années. Deuxièmement, il y aura peut-être lieu de récupérer le plutonium dans les déchets solides qui en contiennent plus que des traces, en descendant jusqu'à des concentrations auxquelles l'opération n'est normalement pas considérée comme rentable, et ceci dans les pays dont la configuration géologique n'offre pas de sites satisfaisants pour leur évacuation définitive.

ОПЫТ ВЫБРОСА РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ, НАКОПЛЕННЫЙ В АНГЛИИ, И ПРЕДПОЛАГАЕМОЕ УДАЛЕНИЕ ОТХОДОВ ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА В 80-х ГОДАХ.

Обсуждается накопленный в Англии опыт выброса радиоактивных отходов в окружающую среду. Сделан вывод о том, что методы оценки с использованием критических путей и критических групп населения обеспечивают надежный научный базис для контроля радиоактивных отходов основных установок в соответствии с рекомендациями Международной комиссии по радиологической защите. Этот научный контроль дополняется установленной законом процедурой для этих главных выбросов, что обеспечивает их ограничение до такой степени, которая может быть практически достигнута. Поддерживается также тщательный административный контроль за увеличивающимся числом менее значительных потребителей радиоактивных материалов. Опыт показал, что ядерная энергетика Англии осложняет проблему удаления, однако более серьезное внимание необходимо обратить на отходы переработки реакторного топлива.

Во второй части доклада обсуждаются будущие разработки в области удаления отходов, пригодные для топливных циклов, намечаемых в Англии на ближайшие десять-двадцать лет. На основе программы будущего развития ядерной энергетики оцениваются вероятные количественные и качественные изменения отходов производства и регенерации топлива, а также отходов, связанных с осуществлением соответствующих научно-исследовательских программ. Делается вывод о том, что детальная разработка современных методов позволит обрабатывать почти все эти отходы. Делается предположение о том, что только в двух направлениях потребуются существенные изменения. Во-первых, остекловывание продуктов деления отходов переработки может стать предпочтительным методом хранения на 10 или 20 лет. Во-вторых, из твердых отходов, содержащих более чем индикаторные количества плутония, возможно, придется извлекать плутоний до такого уровня, который обычно не требуется по соображениям экономики, особенно в стране, где нет участков, гидро-геологические условия которых были бы пригодны для их вечного захоронения.

LA EXPERIENCIA DEL REINO UNIDO EN LA ELIMINACION DE RESIDUOS RADIACTIVOS EN EL MEDIO AMBIENTE Y GESTION DE LOS RESIDUOS PREVISIBLES EN LOS CICLOS DEL COMBUSTIBLE EN LA DECADA DE 1980.

La experiencia del Reino Unido indica que el método de valoración que usa trayectorias críticas y grupos críticos de población suministra una firme base científica para el control de los residuos radiactivos de instalaciones importantes de acuerdo con las recomendaciones de la Comisión Internacional de Protección Radiológica. Este control científico ha sido suplementado por un procedimiento estatuido para estas descargas grandes que asegura que son, además, limitadas a una cifra tan baja como pueda ser razonablemente alcanzada. Se mantiene también un cuidadoso control administrativo del creciente número de pequeños usuarios de materiales radiactivos. La experiencia ha demostrado que la generación de energía nuclear tal como se practica en el Reino Unido, no da lugar a problemas importantes en la eliminación de residuos, pero muestra que necesita prestarse más atención a los residuos procedentes de la reelaboración del combustible nuclear.

La segunda parte de la comunicación revisa el desarrollo futuro de los sistemas de eliminación de residuos para los ciclos del combustible nuclear previstos en el Reino Unido en las próximas una o dos décadas. Sobre la base del programa proyectado de potencia nuclear se determinan los cambios probables en cantidad y calidad de residuos procedentes de fabricación y reelaboración del combustible, así como de los programas de investigación asociados. Se concluye que el desarrollo de los métodos corrientes será suficiente para tratar casi todos estos residuos. Es previsible que solamente en dos áreas habrá una necesidad

de cambios sustanciales en la gestión de residuos. En primer lugar, la vitrificación de los residuos de los productos de fisión principales procedentes de la reelaboración del combustible, técnicamente factible ahora, puede llegar a ser el método preferido de almacenamiento dentro de 10 ó 20 años. En segundo lugar, los residuos sólidos que contienen plutonio a nivel superior a trazas pueden necesitar la recuperación del plutonio hasta niveles no considerados normalmente como económicos, en un país que no disponga de una zona aceptable de aislamiento geológico para su colocación final.

PART I. UK EXPERIENCE OF RADIOACTIVE WASTE RELEASE TO THE ENVIRONMENT

1. INTRODUCTION

The United Kingdom has had some 25 years experience of the utilization of nuclear energy and for more than half of this time has been using it to generate electricity. Nuclear power now plays an important part in the UK fuel policy. A consequence of the use of this source of power is the production of toxic radioactive waste. Part I of this paper reviews UK practice and experience in the disposal of this waste and shows how the problems of control have been met whilst maintaining public radiation exposure at acceptably small levels.

Part II of this paper considers how far this experience provides solutions to the waste problems which will result from fuel cycles in the 1980's.

2. OBJECTIVES OF THE UK POLICY FOR CONTROL OF RADIOACTIVE WASTE

These were laid down in a White Paper [1], presented to Parliament in 1959 and embodied in legislation [2] in 1960. The White Paper rejected the idea that waste disposal should involve no irradiation of the public and went on to consider how much exposure was acceptable. The result may be summarized in two objectives which together form the fundamental principles underlying UK policy for the control of radioactive waste:

(a) to ensure, irrespective of cost, that exposure of individual members of the public is within dose limits recommended by the International Commission on Radiological Protection (ICRP) (limitation of somatic effects) and, averaged over the whole population of the country, is within a limit of 1 rem per person in 30 years (limitation of genetic effects);

(b) to do what is reasonably practicable, having due regard to cost, convenience and the national importance of this subject, to reduce the doses far below these levels.

These objectives are met by the application of a combination of scientific and administrative control.

3. APPLICATION OF POLICY

3.1 Scientific principles

The method used in the UK for the assessment and control of public radiation exposure from waste disposal is based on the system known as the critical path approach [3, 4, 5]. The basis of this approach, when applied to the evaluation of a proposed discharge, is that of quantifying the pathways by which radioactivity can return to man. In practice one or two will prove to be so limiting that if the radiation exposure resulting from it, or them, is kept within ICRP-recommended dose limits, then exposure by all other pathways will be minor in character. The people most highly exposed through the critical pathway are termed the 'critical group' and the name 'critical radionuclides' is given to those nuclides, often few in number, which are responsible for most of the exposure and which are therefore limiting. Occasionally the simultaneous and therefore additive effect of more than one pathway affecting the critical group must be considered, but it is frequently possible to identify one pathway of such overwhelming importance that all others can be ignored.

Details of application of the critical path approach to UK situations have appeared many times elsewhere [6, 7, 8, 9]. It has been applied extensively to large and small disposals of waste and has proved to be a sound approach, ensuring compliance with the ICRP-recommended dose

limits and thus with the first objective of UK policy. Some of the more important examples of public radiation exposure in the UK are the result of the nuclear power programme and are discussed in Section 5.

With one notable exception – that of disposal of waste to the River Thames from research and isotope production establishments of the UKAEA – the numbers of people subject to radiation exposure from controlled waste disposal are small, and limitations of discharges are therefore based on somatic considerations. In the case of the Thames a large proportion of the population of Greater London – perhaps 6 million people – consume drinking water drawn from the river, and thus discharges from establishments such as Harwell are additionally limited by consideration of genetic dose.

In all other disposals, discharges limited on somatic considerations will not produce a significant genetic dose when averaged over the population of the whole country. This is true even of discharges of liquid waste to the Irish Sea, which result in exposure of a population of some 26,000 laverbread eaters. Next to London, this is by far the largest population group exposed to effects of controlled liquid waste discharges; at many other sites, especially power stations, the group is very small in number, less than 100, often considerably less. Exposure as a result of gaseous discharges could potentially involve large populations, but to date their radiological effect has been minute – radioactivity being completely undetectable in the environs of most sites; only just measurable at a small number, and then causing exposure only to small groups of people. Disposal of solid wastes carries even less significance for radiation exposure; disposal by burial on land is so arranged as to minimize contamination of ground water which might be a source of drinking water and the scale of disposals is so small that genetic exposure is negligible.

Recent estimates [10] of the average genetic dose to the population of the UK from waste disposal is that it is in the region of 10^{-4} rem per person per 30 years – well within the objective set.

3.2 Statutory procedure

Responsibility for enforcement of measures to ensure adequate control of radioactive waste discharges from the major nuclear sites is vested, in England and Wales, in two departments of central government – the Department of the Environment (the Welsh Office in Wales) and the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. In Scotland control lies with the Secretary of State whose responsibilities are co-ordinated by the Scottish Development Department. The arrangements for the smaller user are similar but more of an administrative nature, and MAFF has no statutory role. The departments maintain scientific staff whose functions include inspection of nuclear sites and evaluation of the consequence of radioactive waste disposal.

The operator of an establishment wishing to dispose of waste must seek authorization for it from the appropriate department(s). The application is first considered relative to the capacity of the environment to which disposal is proposed, the capacity being assessed by the critical path approach. The discharge rate must then not only comply with this limit but also be as far below it as can be reasonably achieved, i.e. discharge is permitted only to the extent for which a proven need exists, including due allowance for uncertainties in the estimating procedure and for operational flexibility. In general, the size of authorization more often reflects the operator's proven needs than the environmental capacity, the stipulated discharge limits being only a very small proportion of permissible limits for most disposals even for many of the major nuclear sites.

4. RADIOLOGICAL STATUS OF DISPOSALS OF RADIOACTIVE WASTE IN THE UK

4.1 Small users

The foregoing scientific and administrative measures are applied to the full for major disposals whose potential radiological effect is greatest. For the smaller user, many of the provisions above, particularly the large-scale evaluation of discharge limits, are unnecessary. Procedures for control rely largely on careful administrative measures backed up by inspection of the premises

involved. The critical path approach for control is still valid but detailed studies as such are not required; simple calculations suffice to demonstrate the complete safety of the procedures employed for such disposals.

4.2 Principal sources of radiation exposure: large users

The principal source of radiation exposure of the public from waste disposal has naturally been from the major users, and the most important source in this context is liquid waste; gaseous and solid wastes contributing negligibly by comparison. A wide range of liquid wastes is released to a variety of environments whose characteristics, especially dispersion, largely dictate the relative importance of the disposals concerned.

4.2.1 Gaseous wastes

Discharges to atmosphere at nuclear power stations are mainly activation products in, for example, exhaust ventilation and cooling air or leaked reactor-coolant gas. Principal constituents are the short-lived nitrogen-16 and argon-41. Longer lived nuclides are released to atmosphere from fuel reprocessing plants but in none of these cases is the resulting dose to man significant.

4.2.2 Solid wastes

Three land-burial sites are used for disposal of low activity solid wastes in the UK. However, because of the cost of transport, some sites such as Harwell and Winfrith send much of their solid waste for deep-sea disposal and the nuclear power stations store most of their material on site. Deep-sea disposals are carefully organized and latterly have been within ENEA-sponsored operations [11]. The waste is packed in concrete-lined containers designed to reach the seabed intact and have been dumped outside the continental shelf in water at least 2,700 m deep, so as to be well away from fishing grounds. Public exposure from this and from land burial of solid waste has been negligible.

4.2.3 Liquid waste

Experience has shown that the most important source of radiation exposure from liquid waste disposal are associated with the nuclear power programme. Exposure has been maintained within ICRP dose limits at all times and has only reached a significant fraction of the limits at a few sites. Contamination of the aquatic environment of the UK and its significance has been reviewed extensively [12] and only a brief summary of the more important disposals follows.

5. THE NUCLEAR POWER PROGRAMME – PUBLIC EXPOSURE FROM DISPOSAL OF LIQUID WASTES

5.1 Fuel reprocessing

Since 1952, irradiated fuel has been reprocessed at Windscale, the major UK reprocessing site on the north-west coast of England. Some specialised reprocessing operations on a smaller scale have also been carried out at Dounreay in the north of Scotland.

There are now two important exposure pathways of near equal importance for Windscale, involving internal exposure by consumption of laverbread, a foodstuff manufactured from Porphyra seaweed, and external exposure from gamma radiation from silt in the Ravenglass Estuary where the critical group is estuary fishermen.

For a number of years, laverbread was the only significant pathway and the discharge authorization was, and still is, based on it, since the discharge limitations it implies have so far proved adequate for the external exposure route as well. The critical nuclide – ruthenium-106 – has been an important constituent since disposal of liquid effluent began in 1952 and apart occasionally from cerium-144, normally a minor constitutent, no other radionuclide makes any important contribution. The Porphyra harvested from local beaches is processed in South Wales together with seaweed from other sources. The extent to which Windscale seaweed is diluted

with other weed varies and cannot be forecast, and for this reason control is based on the assumption that laverbread made entirely from Cumberland weed is eaten; on this basis exposure in 1970 of the average member of the critical group [13] was 42 per cent of the ICRP dose limit, a figure not substantially different from that for recent years. Retrospectively it is possible to estimate dilution and actual radiation exposure by analysing samples of laverbread; the actual radiation exposure in 1970 was less than 6 per cent of the ICRP dose limit.

External exposure in the Ravenglass estuary has risen to prominence only in the last few years due to an effect of the new Windscale reprocessing plant commissioned in 1964. Whilst this plant has been very effective in reducing ruthenium-106, discharges of zirconium-95 and niobium-95 have increased and these are the critical nuclides for this pathway. The critical group is very small (not more than 10 in number) and exposure estimates based on monitoring over silt banks approximate to 10 per cent of the ICRP dose limit.

5.2 Other sources

In addition to the sites used for fuel reprocessing there are four in supporting roles of fuel manufacture, research and development, and eleven nuclear power station sites. None of these fifteen sites presents the same scale of problems as fuel reprocessing and a summary classified by the type of environment to which waste is disposed will illustrate this.

5.2.1 The freshwater environment

Discharges of liquid waste to freshwater are made only from the research centre of Harwell in the valley of the River Thames and the nuclear power station at Trawsfynydd on the side of the lake. The key factor in this latter situation is the very low hardness of the lake water which permits caesium-137 to concentrate in fish flesh to a very high degree. This places a severe limitation on the extent to which discharges can be safely made. Caesium-137 also contributes to exposure of the critical fish-eating group, and latterly strontium-90, which also reconcentrates highly in fish under these soft water conditions, has also made a significant contribution. Despite this, exposure of the critical group – lake anglers – has been kept down to only a few per cent of the ICRP dose limits. In 1970 the exposure of the limiting member of the group was 3 per cent of the ICRP dose limit.

5.2.2 The marine environment

Most major disposals are made to the saline waters of estuaries or the open coast and the higher public exposure is from discharges to estuaries because dispersion is usually more limited. However, the maximum degree of exposure of any member of a critical group has not reached one per cent of the ICRP dose limit. At seven sites no contamination has ever been detected in critical materials and at four more exposure has been negligible – less than 0·1 per cent of the ICRP dose limit. At two other sites, Bradwell and Hinkley Point, the discharges are more significant.

5.2.2.1 Bradwell

Zinc-65, a minor constituent of discharge, has been present in the critical material, oysters, from an early stage in Bradwell's ten years of operation. Because of the very high reconcentration factor exhibited by this animal for zinc-65 (of the order of 10^5), releases of this radionuclide have controlled total discharges. Other radionuclides have been detected in oysters [14] including caesium-137, now the largest constituent of discharges, and silver-110m. Until 1970 zinc-65 was the critical nuclide, a position now taken over, perhaps temporarily, by silver-110m.

Exposure of the critical group has always been very small and the limiting members of the exposed population, local oyster fishermen, have never received more than a small fraction of one per cent of the ICRP dose limit. In 1970, with zinc-65 and silver-110m making similar contributions, this limiting exposure was 0.2 per cent of the limit.

5.2.2.2 Hinkley Point

For the first few years of operation discharges were insufficient to contaminate critical materials (shrimp and fish and the local foreshore) to a measurable extent although some low level contamination was detected in indicator materials (seaweeds). Discharges of caesium-137 and -134 during the last two years have changed this situation but public exposure has still been very low at a maximum of 0·5 per cent of the ICRP dose limit.

PART II. WASTE MANAGEMENT IN FUEL CYCLES IN THE 1980's

6. FORECAST POWER PROGRAMME

A recent estimate of the future installed electrical power generating capacity in the UK is shown in Fig. 1.

The corresponding reprocessing load in tonnes per year and estimated fission product arisings in megacuries likely to be associated with such a projected programme are shown in Table I.

7. WASTES FROM FUEL FABRICATION

7.1 The gas-cooled reactor programme

The increased reactor programme will increase the output of the fuel fabrication plant at Springfields from some 1,500 tonnes a year to some 3,000 tonnes a year in 1990. Gaseous wastes

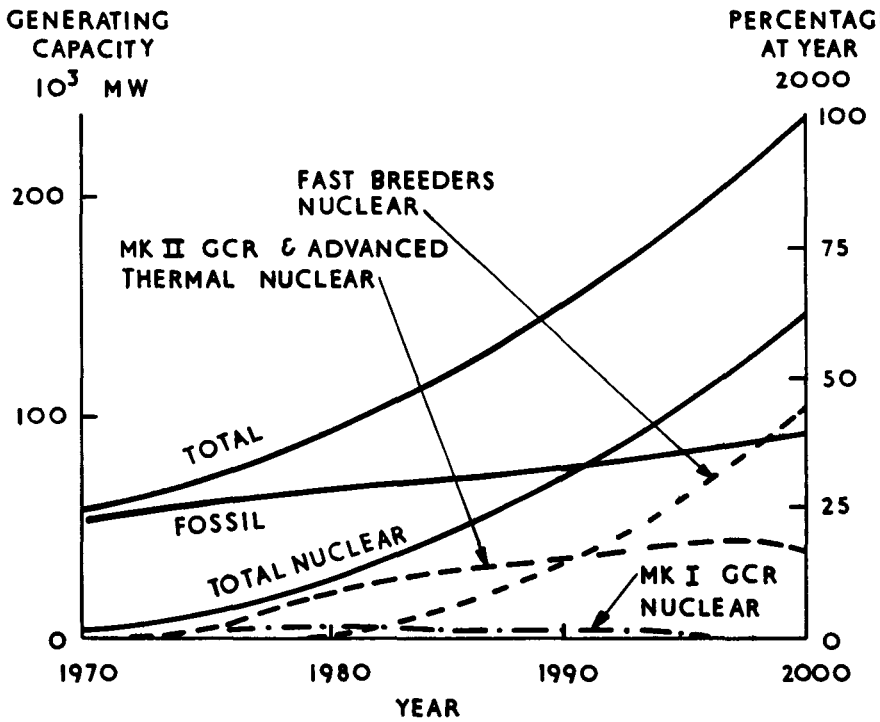


FIG. 1. Electricity generating capacity trends. (Derived from: McTIGHE, E.P., The development of the U.K. nuclear power industry, Atom, Lond. 170 (1970) 249.)

TABLE I

FUEL REPROCESSING LOAD AND ASSOCIATED FISSION PRODUCTS

	1970	1975	1980	1985	1990
Reprocessing Load (tonnes/year)					
Mark I GCR (Magnox)	1,000	1,000	1,000	1,300	1,000
Mark II GCR (AGR) Mark III GCR (HTR)	–	230	750	1,000	1,200
Fast Breeder	–	5	35	280	800
Fission Products (megacuries)					
Total fission products	450	900	1,500	5,500	12,000
Krypton 85	1·1	2·7	5·5	8·0	12·00
Tritium	0·1	0·25	0·6	0·9	1·5
Iodine 129 (curies)	4·0	9·0	20	30	50

from this plant will continue to be handled by conventional gas-cleaning equipment. The activity in liquid wastes discharged to a nearby tidal estuary will not increase proportionally with the throughput because of improved treatment of individual waste streams. Low-activity solid wastes are buried in a nearby clay pit and a new site may be needed towards the end of the 1980's. The present site will be landscaped and returned to general use.

7.2 The fast reactor programme

The increase in the fabrication of fuels with a high plutonium content will increase the scale rather than alter the quality of the waste now arising from plutonium production operations. Gaseous wastes will be dealt with by filtration and there are few aqueous streams to be considered. The main problems will be those of solid waste materials containing plutonium at concentrations too low to justify recovery on a presently acceptable economic basis. If these concentrations are below, say, 0·1g/m^3 of waste, then carefully controlled shallow burial in the ground in selected sites will be an adequate solution.

By 1985, the annual throughput of plutonium may well be 25-30 tonnes per year and there may be some 50-100 kg per year of plutonium in solid waste, although improved plant design (including especially reduction in glove usage) will aim at minimising this. Much of this material will be at concentrations too high for shallow burial and, because of the very long half-life, it must be effectively isolated. Disposal by burial in highly isolated geological formations or by disposal on the ocean floor for subsequent dispersal in the ocean waters seem to be appropriate solutions for this waste. It may also be necessary to regard recovery of plutonium from these wastes as a form of waste treatment so that all but the most intractable wastes can be decontaminated to a level where burial becomes an adequate method of disposal. For this purpose it may be necessary to develop further the incineration of active combustible wastes at levels not hitherto regarded as economic.

8. WASTES FROM FUEL REPROCESSING

8.1 Summary of current practice

At Windscale and Dounreay the particulate and entrained radioactivity in gaseous wastes is kept to a low level by the use of conventional gas-cleaning equipment supplemented in appropriate places by high-efficiency filters. Short-lived fission products are dealt with by preliminary cooling of the fuel and the long-lived krypton-85 is discharged to atmosphere.

The main fission product liquid waste has always been separated at Windscale in a salt-free stream which is concentrated by evaporation and stored as an acid solution in cooled, stainless-steel tanks. Intermediate activity streams have been subjected to treatment or temporary storage and then discharged to sea along with low activity liquid wastes.

The main solid wastes from reprocessing are the fuel canning materials. In the case of metallic uranium fuel, the Magnox cans are removed mechanically and stored in a concrete silo; for oxide fuels the stainless steel hulls left after leaching are similarly stored. Low activity solid wastes are buried in large trenches in a nearby disused factory site; the long-lived activity is limited in these disposals so that the site can eventually be released, for example, for amenity purposes.

8.2 High activity liquid wastes

High level fission product liquid wastes arise at Windscale and Dounreay. At the latter site about 400m^3 of high activity liquid waste containing about 7 MCi has accumulated from the reprocessing of Materials Testing Reactor fuels and Dounreay Fast Reactor fuel. This waste is stored in high-integrity stainless-steel tanks in concrete vaults. Its high salt content has meant that only a small volume reduction has been possible. Cooling water coils in the tanks are used intermittently to remove fission product decay heat.

At Windscale, highly active liquid waste is concentrated by evaporation to a small bulk and stored in the acidic state in high integrity stainless steel tanks fitted with cooling coils for the removal of fission product decay heat. The acidity is reduced to below 4N before transfer to storage.

The storage facilities [15] consist of eight tanks each with a capacity of 70m^3 and one tank, the most recent, with a capacity of 150m^3.

The UK nuclear power programme has to date generated about 7,000,000 MWd of electrical power. The fuel associated with about 2,500,000 MWd(e) has so far been reprocessed while the fuel associated with the balance, 4,500,000 MWd(e), is accounted for in the current inventories of the power station reactor systems.

The present total volume of highly active liquid concentrate in store at Windscale is about 500m^3 representing an overall average arising of about 0·2m^3 per 1,000 MWd(e) generated. This waste will, in the longer term, be capable of further concentration but the minimum possible volume cannot at present be forecast. The total highly active liquid waste in store contains about 250 MCi of radioactivity and its fission product decay heat is at present about 1·5 MW. The whole UK power programme is served by the Windscale waste facilities which occupy a ground area of only about 1,700m^2.

In the management of highly active liquid wastes in the UK a few principles have made major contributions to minimising costs and easing control. First, segregation of the highly active waste is practised to avoid dilution by lower level wastes; secondly, the solids content is kept as low as possible so that maximum volume reduction can be achieved; thirdly, mechanical, as opposed to chemical decanning, has produced an easily stored solid waste and has avoided the production of an additional highly active liquid waste.

The present storage system for highly active liquid waste concentrates has now been in operation in the UK for 15 years and during that time no serious problems have been encountered. This system is considered satisfactory and safe for the present, and for some considerable time ahead, assuming that surveillance is maintained. Spare tanks are available to deal with unexpected failures and an adequate policy of tank replacement is instituted. A small fraction of future wastes

may contain traces of fluoride and call for additional complexing treatment before storage to minimise corrosion.

In the longer term it is recognised that storage in the liquid form will probably be replaced by a solidification process which will make surveillance less vital and will reduce requirements for replacement of storage facilities. One solidification process (FINGAL) developed at Harwell, which incorporates the highly active wastes in an insoluble glass, may be the process selected; the final pilot plant work was carried out to about one tenth of the activity concentration to be expected in full-scale work [16, 17, 18]. If the safety aspects of the glass-making process are included, and if it is remembered that an initial period of storage as liquid is still required, there is no decisive safety benefit in going to long-term storage as glass. However, it may be much easier to demonstrate publicly the overall safety of the storage provisions if the fission products are in solid rather than liquid form.

8.3 Low-activity liquid wastes

Following thorough environmental investigations [19-23], the low-activity liquid wastes from fuel reprocessing in Britain are discharged to the sea. As the British power programme has developed, the effectiveness of reprocessing and waste management in the plants has increased, so that there has been no proportional increase in the level of discharges to sea. For all nuclides except tritium, this situation is expected to be maintained during the next two decades, though it will involve an increase in the treatment given to some of the waste streams. The arisings of tritium increase roughly in proportion to the power programme. The bulk of this tritium appears in liquid streams and is therefore discharged to sea. This is a very suitable way of disposal of tritium because of the large isotopic dilution available and the small transfer of water from a localised region of sea back to man. Over the next two decades, the discharges of tritium to sea will rise to about 1 MCi/y, which is no more than about one ten thousandth of the capacity of the local environment to receive tritium without resulting in unacceptable doses to man. It is also clear that these quantities of tritium will not cause any ecological changes.

8.4 Gaseous discharges

Provided that there is no reprocessing of short-cooled reactor fuel, there is not likely to be any significant increase in entrained activity in the discharges of gaseous waste to atmosphere. The principal source is the air needed to ventilate the high-activity storage tanks, and the new tanks are being fitted with substantially more efficient gas-cleaning equipment than has been used in the past. Discharges are not likely to exceed a few per cent of the derived working limit for the stacks concerned.

Two nuclides have been given special consideration because their discharge rates might be expected to increase in proportion to the overall size of the power programme. These are the long-lived nuclides, krypton-85 and iodine-129. A review [24] of the krypton problem concluded that, by the end of this century, there would still be no appreciable problem from radiation doses from krypton, either in the vicinity of the processing plant, or averaged over the whole of the United Kingdom population, or resulting from the world-wide production of krypton. Nevertheless, because of the possibility of waste disposal standards becoming more restrictive, the review concluded that it would be prudent to make provision for the later addition of krypton removal equipment in any plant built after 1990. A review [25] of the problem of iodine-129 concluded that this nuclide would not be a serious problem in the gaseous wastes of a chemical plant serving a power programme of up to about 100,000 MW(e).

Gaseous wastes from the reprocessing of fast reactor fuels pose no special problems, unless the economic pressure for a rapid fuel cycle calls for a short cooling time before reprocessing. If this cooling time were reduced to 50 days, very effective and reliable gas-cleaning equipment would be needed to reduce the discharges of iodine-131 to atmosphere. Typically, the feed of iodine-131 to the dissolvers of a chemical plant in the late 1980's might then approach 100,000 Ci/day. The achievement of the necessary overall decontamination factor of between 10^6 and 10^7 would require substantial development work and great attention to detail. Isotopes of xenon would also become of some interest, although the resulting doses are not likely to be significant

unless a single reprocessing plant were to handle short-cooled fast-reactor fuel from a programme of more than about 100,000 MW(e).

The processing of short-cooled fuel would also result in a new range of problems with liquid effluent and substantial attention would have to be paid to increased arisings of some shorter-lived nuclides in waste streams that now go to sea.

8.5 Solid wastes

The principal solid wastes from the reprocessing plant are the fuel canning materials from which the irradiated fuel has been removed. The residual activity in these materials arises partly from traces of fuel and associated fission products, and partly from activation of the canning materials. It has been accepted that the plutonium content in the cladding from Mark II GCR's and from fast reactors is too high for disposal by simple burial even after decay of the shorter-lived beta-gamma activity. These materials are stored in concrete silos designed and operated so as not to preclude the possibility of ultimate removal and final disposal; this practice can be continued so far as Mark II and fast reactors are concerned.

The Mark III GCR's will give rise to substantial amounts of solid graphite components associated with the withdrawn fuel elements; as much as 12 tonnes of graphite per tonne of heavy elements may be involved. Some of this will be stored to allow the activated impurities to decay prior to disposal in the environment, possibly by burial. If grinding and leaching operations are done on this fuel, graphite slurries containing residual fuel, plutonium, and fission products will be produced. It is the intention to store such slurries to allow the β/γ activity to decay to manageable levels and then to consider an appropriate ultimate disposal. It is just possible that this material will be suitable for dilution with other materials and for ultimate disposal to the environment. It might also be possible to burn this type of fuel as a first step to reduce its bulk and avoid a large and costly graphite storage system. Such a process would require absorption or special cleaning of the large amounts of carbon dioxide before any discharge to atmosphere.

9. GENERAL CONCLUSIONS

UK experience to date shows that the most important radioactive wastes are those from fuel reprocessing. Wastes from nuclear power stations cause trivial exposure, except where dispersion is severely restricted, in which case additional treatment to give further reduction of discharges has provided an adequate solution.

Over the next few decades one group of wastes presents problems for which the present solutions are not final. This is the solid waste containing too much plutonium to allow safe shallow burial. The interim solution is storage in a manner which leaves open the options for ultimate disposal. It may also be necessary to recover plutonium from these wastes to levels not normally regarded as economic.

The present system of storage of highly active liquid wastes, although safe and satisfactory, may ultimately be replaced by a solidification process.

Development of present techniques of waste management, coupled with control procedures based on the critical path approach, will provide satisfactory means of disposal of all other wastes from the rapidly expanding nuclear power programme and from associated uses of radioactive materials.

REFERENCES

[1] The Disposal of Radioactive Wastes, Cmnd 884 HMSO, London (1959)
[2] The Radioactive Substances Act, 1960 Eliz. 2 Ch. 34 HMSO, London (1960)
[3] MORGAN, F., The monitoring of artificial radioactivity in waters around the British Isles, Radiological Monitoring of the Environment, Pergamon Press, Oxford (1965) 11.

[4] ICRP, A report by Committee 4 of the Int. Commission on Radiological Protection, Principles of environmental monitoring related to the handling of radioactive materials, ICRP Publication 7, Pergamon Press, Oxford (1965)
[5] PRESTON, A., Site evaluations and the discharge of aqueous radioactive wastes from the civil nuclear power stations in England and Wales, Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters (Proc. Conf., Vienna 1966) IAEA, Vienna (1966) 725.
[6] MITCHELL, N. T., Monitoring of the aquatic environment of the United Kingdom and its application to hazard assessment. Environmental Contamination by Radioactive Materials (Proc. Symp. Vienna 1969) IAEA Vienna (1969) 309.
[7] DUNSTER, H. J., KENNY, A. W., NEAL, W. T. L., PRESTON, A., The British approach to environmental monitoring, Nucl. Saf. 10 6 (1969) 504.
[8] PRESTON, A., The United Kingdom approach to the application of ICRP standards to the controlled disposal of radioactive waste resulting from the nuclear power programme, Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. Vienna 1970) IAEA Vienna.
[9] KENNY, A. W., MITCHELL, N. T., United Kingdom waste management policy, Management of Low and Intermediate Level Radioactive Waste (Proc. Conf. Vienna 1970) IAEA, Vienna (1970) 69.
[10] McLEAN, A. S., Private communication.
[11] Radioactive Waste Disposal Operation into the Atlantic 1967, ENEA (1968).
[12] MITCHELL, N. T., Radioactivity in surface and coastal waters of the British Isles 1969, MAFF, Fisheries Radiobiological Laboratory, Lowestoft, Tech. Rep. FRL 7 (1971).
[13] PRESTON, A., JEFFERIES, D, F, The ICRP critical group concept in relation to the Windscale sea discharges, Hlth. Phys. 16 1 (1969) 33.
[14] PRESTON, A., The control of radioactive pollution in a North Sea oyster fishery, Helgolander wiss, Meeresunters 17 (1968) 280.
[15] CLELLAND, D. W., Treatment and storage of high level radioactive wastes (Proc. Symp. 1963) IAEA Vienna (1963) 63.
[16] JOHNSON , K. D. B., GROVER, J. R., HARDWICK, W. H., Int. Conf. peaceful Uses Atom. Energy (Proc. Conf. Geneva 1964) 14 UN, New York (1964) 244.
[17] GROVER, J. R., ELLIOTT, M. N., JONES, A. D., Symp. on Solidification and Long Term Storage of Highly Radioactive Waste, Richland, Washington, USA (1966) 585.
[18] CLELLAND, D. W., CORBET', A. D. W., COLES, R. F., Design of a plant for the incorporation of highly active wastes into glass, (Proc. Chem. Eng. Progr. Symp. Ser. No. 94) 65 (1969) 89.
[19] SELIGMAN, H., Int. Conf. peaceful Uses Atom. Energy (Proc. Conf. Geneva 1955) 9 UN, New York (1955) 701.
[20] DUNSTER, H. J., Int. Conf. peaceful Uses Atom. Energy (Proc. Conf. Geneva 1955) 9 UN, New York (1955) 712.
[21] FAIR, D. R. R., McLEAN, A. S., Int. Conf. peaceful Uses Atom. Energy (Proc. Conf. Geneva 1955) 9 UN, New York (1955) 716.
[22] DUNSTER, H. J., Int. Conf. peaceful Uses Atom. Energy (Proc. Conf. Geneva 1958) 18, UN, New York (1958) 390.
[23] HOWELLS, H., Proc. Symp. Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. Paper SM-72/50 (1966).
[24] DUNSTER, H. J., WARNER, B. F., The disposal of noble gas fission products from the reprocessing of nuclear fuel, UKAEA Hlth. and Saf. Branch Rep. AHSB(RP)R101 (1970) HMSO London.
[25] BRYANT, P. M., WARNER, B. F., The control of radio-iodine release from reprocessing plants, The control of iodine and other constituents of airborne radioactive wastes, IAEA, Vienna (October 1970).

CURRENT DEVELOPMENTS IN LONG-TERM RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT*

F. L. CULLER, J. O. BLOMEKE
Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn.

W. G. BELTER
U. S. Atomic Energy Commission, Washington, D. C.,
United States of America

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

CURRENT DEVELOPMENTS IN LONG-TERM RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT.

The safe disposal of radioactive wastes is possibly the most important and controlling problem in the large-scale use of nuclear energy. Radioactive wastes with very long half-lives require processing to chemically stable form and storage in an isolated natural environment, an environment that remains protected from natural phenomena for periods of several hundreds of thousands of years. The radioactive fission products and long-lived fissile and fertile isotopes of alpha emitters, such as plutonium, set the requirements for chemical fixation, heat release, shielding, containment, shipment, and ultimate disposal. The main thrust of work in the USA radioactive-waste program over the past 15 years has been directed toward the development of processes for solidifying the wastes and in establishing the suitability of natural salt deposits as an ultimate repository. As a consequence of the advances made in this work, the USAEC has established the industrial requirement for conversion of all high-level liquid wastes to a solid form suitable for interim on-site storage, shipment, and disposal in a few centralized repositories.

The choices for long-term disposal or management are few. Starting in 1950 the problems of ultimate disposal were considered by various committees of the National Academy of Sciences at the request of the USAEC. Disposal in thick-bedded salt in the central part of the United States was recommended for study. A pilot project for high-level disposal was initiated by the Oak Ridge National Laboratory for the USAEC in 1963 and was satisfactorily completed in 1968. The location of this test was at Lyons, Kansas, in a portion of an old salt mine located in an extensive, 1000-ft-deep 300-ft-thick salt layer. As a result of this demonstration and extensive supporting development, a national repository for radioactive wastes will be constructed at this site. It will serve both as an expanded demonstration project and a disposal site for radioactive wastes originating from the nuclear industry and from USAEC operations. Both plutonium-bearing wastes and fixed, canned high-level fission products will be stored, monitored, and evaluated. The initial project site will have a sufficient capacity to handle fixed high-level fission products and alpha-emitting wastes produced in the United States until near the end of this century.

LA GESTION A LONG TERME DES DECHETS RADIOACTIFS.

L'évacuation des déchets radioactifs dans des conditions de sécurité est peut-être le problème le plus important et le plus déterminant de l'utilisation de l'énergie nucléaire à grande échelle. Les déchets radioactifs de très longue période exigent un traitement leur donnant une forme chimiquement stable et doivent être stockés dans un milieu naturel isolé où ils peuvent rester des centaines ou des milliers d'années à l'abri des phénomènes naturels. Les produits de fission radioactifs et les isotopes fissiles et fertiles de longue période des émetteurs alpha, tel le plutonium, déterminent les normes à appliquer pour la fixation chimique, le dégagement de chaleur, le blindage, le confinement, le transport et l'évacuation définitive. Au cours des quinze dernières années, l'effort principal du programme de gestion des déchets radioactifs des Etats-Unis d'Amérique a porté sur la mise au point de procédés de solidification de déchets et sur l'étude des avantages que les gisements de sel peuvent présenter pour l'évacuation définitive des déchets. Les résultats de ces travaux ont permis à l'USAEC de fixer les normes industrielles de la conversion de tous les déchets liquides de haute activité en matières solides pouvant être conservées provisoirement sur le site où elles sont produites, transportées et finalement évacuées sur quelques grands sites collecteurs.

* Research sponsored by the U. S. Atomic Energy Commission under contract with the Union Carbide Corporation.

Les formules d'évacuation ou de gestion à long terme sont peu nombreuses. Dès 1950, les problèmes que pose l'évacuation définitive ont été étudiés par divers comités de l'Académie nationale des sciences à la demande de l'USAEC. Une étude des possibilités d'évacuation dans d'épaisses couches de sel de la région centrale des Etats-Unis a été recommandée. Une opération pilote d'évacuation de déchets de haute activité a été entreprise par le Laboratoire national de Oak Ridge pour le compte de l'USAEC, en 1963, et achevée en 1968. Cette opération a été menée à bien à Lyons (Kansas), dans un secteur d'une mine de sel désaffectée située dans une couche de 100 mètres d'épaisseur, à 300 mètres de profondeur. A la suite de cet essai et des importants travaux qui l'ont accompagné, un site national de dépôt de déchets radioactifs sera aménagé à cet endroit. Il servira à la fois à des essais de plus grande envergure et au stockage des déchets radioactifs de l'industrie nucléaire et des opérations de l'USAEC. Des déchets contenant du plutonium ainsi que des produits de fission fixés et confinés y seront stockés et contrôlés et leur comportement sera étudié. La capacité de ce premier site sera suffisante pour y stocker, pratiquement jusqu'à la fin du siècle, les produits de fission fixés de haute activité et les déchets contenant des émetteurs alpha, produits aux Etats-Unis.

ПОСЛЕДНИЕ ДОСТИЖЕНИЯ В ОБЛАСТИ ДОЛГОСРОЧНОГО ЗАХОРОНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ.

Безопасное захоронение радиоактивных отходов является, может быть, наиболее важной и решающей проблемой в крупномасштабном использовании ядерной энергии. Радиоактивные отходы с исключительно длительным периодом полураспада требуют обработки с целью придания им химически устойчивой формы для хранения в изолированной природной среде, которая остается защищенной от остальной природной среды в течение нескольких сотен и тысяч лет. Радиоактивные продукты деления, а также долгоживущие делящиеся и воспроизводящие изотопы альфа-излучателей, такие, как плутоний, выдвигают требования химической фиксации, высвобождения тепла, защиты, герметизации, перевозки и наконец захоронения. Проводимые за последние 15 лет работы в рамках программы США по радиоактивным отходам были направлены главным образом на разработку процессов отверждения отходов и определения пригодности соляных копей для окончательного захоронения отходов. В результате успешного осуществления этих работ Комиссия по атомной энергии (КАЭ) США разработала промышленные требования для отверждения всех жидких отходов высокой активности, что делает возможным их временное хранение в районе расположения установки, а также транспортировку и захоронение в небольшом количестве централизованных хранилищ.

Выбор методов долгосрочного захоронения или обработки отходов невелик. Начиная с 1950 года проблемами захоронения отходов на длительный срок по поручению КАЭ США занимались различные комитеты национальной академии наук. Было рекомендовано изучить вопрос о возможности захоронения отходов в районах глубокого залегания солей в центральной части Соединенных Штатов. Окриджская национальная лаборатория по заданию КАЭ США в 1963 году начала и в 1968 году успешно завершила опытный проект по захоронению отходов высокой активности. Местом проведения этого эксперимента явилась старая соляная шахта, расположенная в пространном соляном пласте толщиной в 300 футов, залегающем на глубине 1000 футов, в районе Лайенса, штат Канзас. В результате этой экспериментальной разработки, получившей широкую поддержку, в этом месте будет оборудовано одно из национальных хранилищ радиоактивных отходов. Оно будет служить в качестве показательного демонстрационного проекта и как место захоронения радиоактивных отходов атомной промышленности и отходов, образующихся в результате работ, проводимых КАЭ США. На этом складе будут храниться, подвергаться дозиметрическому контролю и анализу как отходы, содержащие плутоний, так и связанные, помещенные в контейнеры, высокоактивные продукты деления. Первоначально проектируемое хранилище будет иметь емкость, достаточную для захоронения всех связанных высокоактивных продуктов деления и альфа-излучающих отходов, которые будут произведены в Соединенных Штатах до конца нынешнего столетия.

METODOS ACTUALES PARA EL TRATAMIENTO Y EVACUACION A LARGO PLAZO DE LOS DESECHOS RADIACTIVOS.

La evacuación sin riesgos de los desechos radiactivos constituye quizá el problema más importante y decisivo de la utilización en gran escala de la energía nuclear. Los desechos radiactivos con períodos de semidesintegración muy largos han de ser transformados en compuestos químicamente estables y almacenados en un medio natural aislado, que quede protegido de los fenómenos naturales durante períodos de varios cientos de miles de años. Los productos de fisión radiactivos y los isótopos fisionables y fértiles de período largo de los emisores alfa, como el plutonio, plantean problemas de fijación química, desprendimiento de calor, blindaje, contención, transporte y evacuación definitiva. Durante los últimos 15 años en el programa de desechos radiactivos de los Estados Unidos se ha intentado principalmente desarrollar

procedimientos para solidificar los desechos y determinar la idoneidad de las yacimientos naturales de sal como depósitos definitivos. Como consecuencia de los avances logrados, la Comisión de Energía Atómica de los Estados Unidos ha fijado a la industria las condiciones para convertir todos los residuos líquidos de alta actividad en una forma sólida adecuada para su almacenamiento provisional in situ, su transporte y evacuación en un reducido número de depósitos centralizados.

Son escasas las alternativas que se ofrecen para la evacuación o tratamiento a largo plazo. A partir de 1950 y a petición de la Comisión de Energía Atómica de los Estados Unidos, varios comités de la Academia Nacional de Ciencias procedieron al estudio de los problemas de la evacuación definitiva. Se recomendó estudiar la evacuación en capas de sal de gran potencia en la región central de los Estados Unidos. El Laboratorio Nacional de Oak Ridge inició en 1963, en nombre de la Comisión de Energía Atómica, un programa experimental para la evacuación de desechos de alta actividad, que se concluyó satisfactoriamente en 1968. Esta prueba tuvo lugar en Lyons, Kansas, en una antigua mina de sal, en una extensa capa de 300 pies de espesor a 1000 pies de profundidad. Como resultado de esta prueba y de amplios trabajos de desarrollo, se construirá en este lugar un depósito nacional de desechos radiactivos. Servirá a la vez de proyecto ampliado de demostración y de punto de evacuación para los desechos radiactivos procedentes de la industria nuclear y de las actividades de la Comisión de Energía Atómica. Se almacenarán, vigilarán y evaluarán desechos que contengan plutonio y productos de fisión de elevada actividad solidificados y contenidos en recipientes apropiados. El lugar inicialmente seleccionado tendrá capacidad suficiente para los productos de fisión de elevada actividad solidificados y para los desechos emisores alfa que se produzcan en los Estados Unidos aproximadamente hasta finales de este siglo.

1. INTRODUCTION

The quantity of radioactive wastes generated in the U.S.A. will increase greatly over the remainder of this century as nuclear power assumes an increasingly important role in meeting the nation's electrical energy requirements. The wastes of primary concern, designated "high-level" and "alpha" wastes, contain certain long-lived and toxic radionuclides which require that they be contained outside the biosphere for hundreds of thousands of years. High-level wastes, principally the fission-product concentrates that arise in the reprocessing of spent reactor fuels, are characterized by intense, penetrating radiation and high thermal power. The alpha wastes are principally solid materials contaminated with plutonium that are generated in various manufacturing operations in AEC production plants. They are characterized by radiations of low thermal power and penetrability, but are extremely toxic.

The practice up to the present time has been to store these wastes on a temporary basis as aqueous solutions and slurries in tanks, and as solids in near-surface land burial grounds. Recognizing that a truly permanent solution of this problem is required, the AEC has promoted the development of processes for converting the liquid wastes to stable, solid forms; and in consultation with the National Academy of Sciences and members of the geologic community has sponsored work over the past 15 years to examine the suitability of bedded salt formations as a final repository for these materials. Following a comprehensive study made to help define policy concerning the siting of fuel reprocessing plants and waste management facilities [1], the AEC has published in the Federal Register an appendix to 10CFR50[1] which requires industry to solidify their high-level liquid wastes and ship them to a federal repository [2]. Furthermore, to prevent the accumulation of large quantities of plutonium in conventional burial grounds, the AEC has established a policy within its own complex which requires that wastes containing known or detectable contamination of

---

[1] Code of Federal Regulation, Title 10, part 50.

Table I. Projected High-Level and Alpha Wastes

	Calendar Year Ending		
	1980	1990	2000
Installed nuclear electric capacity, MW	150,000	450,000	940,000
Fuel reprocessed, metric tons/year	3,000	9,000	19,000
Solidified high level waste[a]			
Annual volume, 10^3 ft^3	9.7	33	58
Accumulated volume, 10^3 ft^3	44	290	770
Total accumulated activity, MCi	19,000	110,000	270,000
Total thermal power, MW	80	410	1,040
Significant isotopes accumulated			
28.9-y ^{90}Sr, MCi	960	5,700	12,000
30-y ^{137}Cs, MCi	1,300	8,000	20,000
1.6 x 10^7-y ^{129}I, Ci	480	3,300	9,700
10.8-y ^{85}Kr, MCi	120	690	1,500
12.3-y ^{3}H, MCi	7.3	44	110
87.4-y ^{238}Pu,[b] MCi	1.2	10	40
24,400-y ^{239}Pu,[b] MCi	0.022	0.3	1.7
6600-y ^{240}Pu,[b] MCi	0.041	0.5	2.4
14.3-y ^{241}Pu,[b] MCi	6.6	58	240
433-y ^{241}Am, MCi	2.3	28	150
18.1-y ^{244}Cm, MCi	30	170	330
Number of shipments to repositories[c]	23	240	590
Alpha wastes			
Annual volume, 10^6 ft^3	0.36	0.92	2.5
Accumulated volume, 10^6 ft^3	4.6	10.4	27.0
Total activity, MCi	31	150	420
Total thermal power, MW	0.03	0.17	0.66
Significant isotopes accumulated, MCi			
87.4-y ^{238}Pu	0.51	2.6	8.4
24,400-y ^{239}Pu	0.11	0.58	2.0
6600-y ^{240}Pu	0.16	0.83	2.8
14.3-y ^{241}Pu	30	146	400
433-y ^{241}Am	0.14	1.0	6.6
Number of shipments to repositories[d]	930	1,200	3,030

[a]Assumes 1 ft^3 of solidified waste per 10,000 MWd(th).

[b]Assumes 0.5% of plutonium in fuel is lost to waste.

[c]Each shipment consists of 57.6 ft^3 of waste in thirty-six 6-in.-diam. cylinders. Half of the waste is aged 5 years and half is aged 10 years at the time of its shipment.

[d]Each shipment contains 832 ft^3 of waste.

transuranium nuclides be kept segregated, packaged, and stored in a readily retrievable manner for eventual shipment to a repository. In June 1970, the AEC announced the tentative selection of a site near Lyons, Kansas, for a demonstrational salt-mine repository for solid radioactive wastes.

Since the 1964 Conference, significant developments have also occurred in the U. S. production and power reactor waste management programs, including thermal effects, land burial and sea disposal. Establishment of new waste management policies and regulatory procedures have provided a stimulus for maintaining discharges from nuclear facilities at less than a few percent of international radiation protection standards. Details of these program activities have been presented elsewhere. [3] [4]

This paper, however, focuses on the work that has been done to establish the suitability of bedded salt formations for containment of solid radioactive wastes, reviews the characteristics of high-level and "alpha" wastes to be stored in the demonstrational salt mine repository, and describes the nature of additional studies now underway or scheduled to be done.

2. MAGNITUDE OF THE PROBLEM

Wastes are produced in every step of the reactor fuel cycle: during mining and milling of uranium and thorium ores; in the preparation of feed materials; in fabrication of fuels; during reactor operation; and, finally, in processing of irradiated fuels. The most important sources of wastes in terms of variety, volume, and radiation levels are the fuel reprocessing plants where the fission products in irradiated fuels appear in the waste effluents from recovery of fissionable and fertile materials. Projections of the size of the fuel-reprocessing industry and the volumes and characteristics of the high-level radioactive wastes that will be generated by that industry are presented in Table I. The isotopes ^{85}Kr and ^{3}H are currently released to the environment under existing regulations; however, future growth of the industry may necessitate their eventual separation and containment. In addition to wastes from fuel reprocessing, there are substantial quantities of solid wastes from AEC operations that are contaminated with plutonium and other long-lived alpha emitters (Table I).

2.1 High-Level Wastes

As generated, the high-level wastes are nitric acid solutions containing fission products and smaller quantities of uranium, plutonium, and other heavy elements, and they can be generally charcterized by their very intense, penetrating radiation and their high heat-generation rates. Four processes have been developed for converting these liquid wastes to solid forms which we believe can be shipped and stored safely in salt [5]. The pot, spray, and phosphate glass solidification processes have been demonstrated on an engineering scale with full-radiation-level wastes at Battelle-Northwest. More than 50 million curies of radioactive fission products were processed in containers 6 to 12 in. in diameter by 8 ft. long in the course of 33 runs, yielding solid products with thermal power densities ranging up to 300 W/liter. The Waste Calcining Facility at Idaho has demonstrated the use of the fluidized bed process to convert over two million gal of waste from reprocessing highly enriched fuels. The solids which average about 3 ft^3 in volume per ton of fuel processed can be described as calcine cake for the pot calcination process, microcrystalline ceramic for the spray solidifier, glass for the phosphate glass process, and a powder for the fluidized-bed calciner. The pot and

fluidized-bed products have higher leach rates than do the spray solidifier and phosphate glass products; however, the pot calcine material is more stable at elevated temperatures. The spray, phosphate glass, and the fluidized-bed products can be packaged in mild-steel containers, while stainless-steel containers must be used in the pot calcination process.

2.2 Alpha Wastes

The alpha wastes consist of a wide assortment of solid materials that arise from various manufacturing operations in AEC production plants. They contain plutonium and other transuranium elements in amounts ranging from trace concentrations to several grams per cubic foot. Alpha wastes are packaged in tightly-sealed steel drums and crates, and since they are virtually free of penetrating radiation and evolve only a few hundredths of a watt per cubic foot, they do not require remote handling techniques.

Packages will not be accepted at the repository that are known to contain liquids, potentially explosive chemicals, pyrophoric materials, oxidants (other than air), and sealed inner containers filled with gas under pressure. These materials must be converted to stable, inert, solid forms.

2.3 Shipment of Wastes

Containers of solidified high-level waste will be shipped to the repository in shielded casks on rail cars. Alpha wastes will be shipped to the repository as "Type B" or "Large Quantity" radioactive materials shipments in specially designed ATMX rail cars that are equipped with returnable 8 x 8 x 20-ft-long cargo containers. All shipments will conform with regulations of the Department of Transportation [6] and the Atomic Energy Commission [7]. These regulations require that packages and transport containment systems be designed to withstand the effects of severe transportation accidents without subsequent hazard to the public as a result of release of radioactive materials. Shipment of high-level waste will begin in 1976 and increase in number from about 20 in 1980 to nearly 600 in 2000; alpha waste shipments will begin in 1975 and rise from 930 shipments in 1980 to about 3000 by the end of this century (Table I).

3. RATIONALE FOR THE USE OF SALT DEPOSITS

Salt formations were first recommended for use in the disposal of radioactive wastes by an advisory committee of the National Academy of Sciences in 1955, and this recommendation has been endorsed by three subsequent committees following reviews of ongoing research and development work. The recommendation was based on a number of characteristics which make salt particularly attractive for this purpose. It is widespread and abundant, underlying about 500,000 square miles in portions of 24 states; it has good structural properties, with a compressive strength and radiation-shielding characteristics similar to concrete; it is relatively inexpensive to mine; its thermal properties are better than those of most other rock types; and it occurs generally in areas of low seismicity. Most importantly, bedded salt deposits are completely free of circulating ground waters and are isolated from underground aquifers by essentially impermeable shale.

Other possibilities that have been studied or seriously considered either require excessive surveillance, are more costly, or are more limited in their applicability. "Perpetual" storage as liquids in tanks requires

continuing surveillance, mechanical means for removal of decay heat for several centuries, and periodic replacement of the tanks. Disposal as liquids in bedrock caverns would be restricted only to those sites with the proven geological characteristics necessary to ensure long-term safety, and the relative scarcity of potential sites and the extensive explorations required to verify their suitability would place a serious limitation on the siting of reprocessing plants. Disposal as solids in surface vaults and granite caverns would cost several times more than would the use of salt formations, and would result in an undesirable proliferation of disposal sites. And finally, the practical application of such advanced techniques as transmutation, or disposal into space, are dependent on the development of sophisticated and expensive technologies in the distant future which can be justified only for reasons other than waste disposal.

4. PROJECT SALT VAULT

A field-scale experiment called Project Salt Vault [8] was carried out at a disused salt mine at Lyons, Kansas, to demonstrate the feasibility and safety of this waste-disposal concept, to demonstrate the equipment and techniques for handling packages of highly radioactive solids, and to secure data for the design of an actual disposal facility. Fourteen irradiated fuel assemblies from the Engineering Test Reactor, two each in seven containers, were used to simulate solidified wastes. These were placed in arrays of holes in the floor of the mine. Electrical heaters were used to raise the temperature of a large quantity of salt in the central pillar in order to obtain information on its in situ deformational properties.

This experiment was very successful. A total of about 4 million curies of fission-product activity, in 21 containers, was handled both into and out of the mine without incident. During the 19-month course of the experiment, the average dose delivered to the salt at the walls of the array holes was about 8×10^8 rads with a peak dose of 10^9 rads. In spite of these high doses, there were no measurable radiolytic or structural effects in the salt. Much useful information was gathered with respect to thermal stresses, migration of brine-filled cavities, and salt flow characteristics as a function of temperature.

5. SITING CONSIDERATIONS

In selecting the site for the initial waste repository, certain geologic criteria were established consistent with considerations of long-term isolation and efficiency of operations. These requirements should not necessarily be considered applicable to the siting of future repositories. As more information and experience are gained from the operation of this first facility, some of these criteria will probably be relaxed and perhaps new ones added. They are as follows: (1) the salt formation should be of the bedded type rather than domal so that the previous development work on this concept will be applicable; (2) the formation should have a considerable horizontal extent to provide adequate isolation of the disposal area; (3) the formation should not be less than 500 ft deep and not less than 200 ft thick to provide for adequate heat dissipation as well as to provide a margin of isolation above and below the disposal plane; (4) the depth of the formation should not be greater than 2000 ft because of both the increased cost and the increased difficulty of operating at greater depths; (5) the formation should not be associated with, or be in the immediate vicinity of, potentially valuable reserves of petroleum or other mineral resources; and (6) the site should be situated in a zone of tectonic stability.

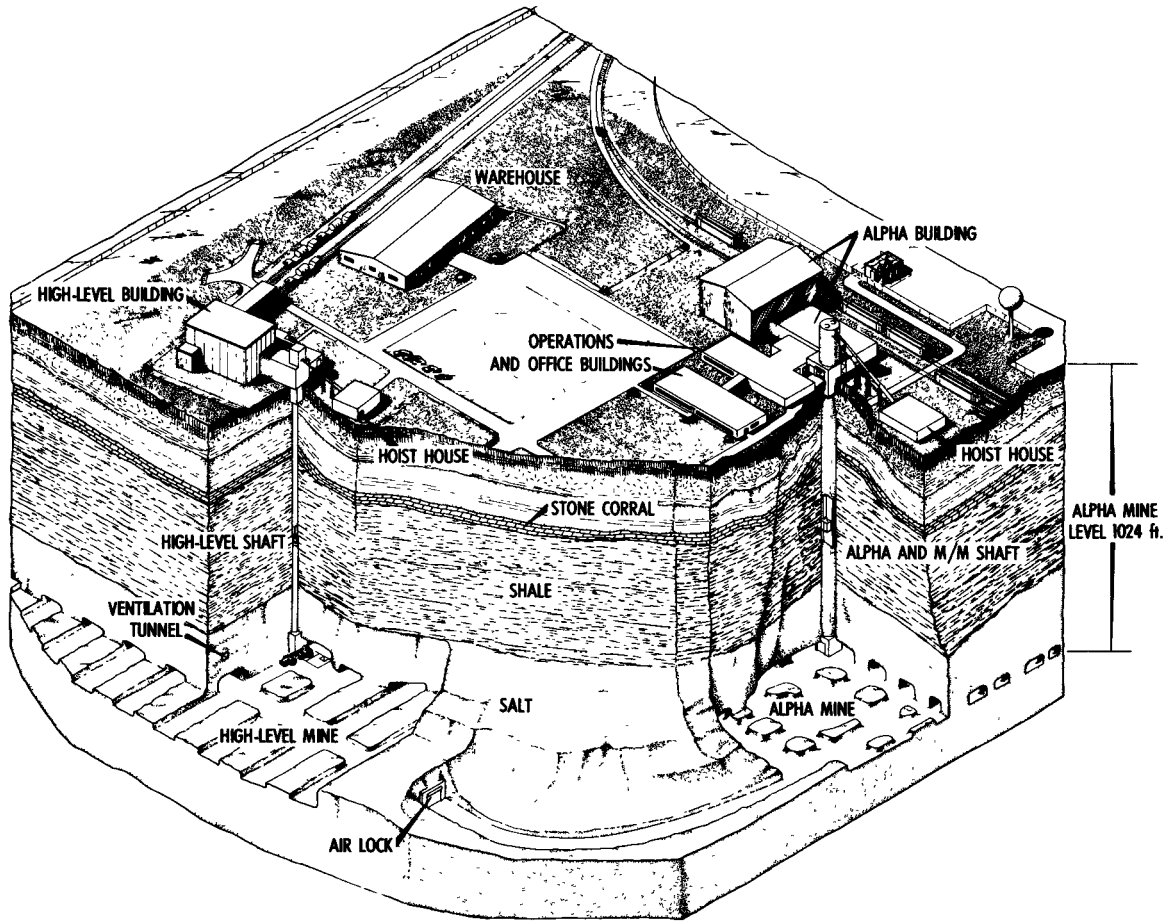


FIG. 1. Artist's conception of the demonstration repository.

We found that salt deposits in three general areas meet the geological requirements: a large area in central Kansas; a smaller area in west-central New York; and a still smaller area in southeastern Michigan (in general, underlying metropolitan Detroit). An evaluation of the geologic aspects of these sites indicates that, while all three might be suitable, the Kansas area is, on balance, the most favorable. The advantages that can be attributed to central Kansas are that the depth to the salt disposal horizon is generally less than the other sites; the thickness and areal extent of the deposit are greater; and the area is in a zone of slightly greater tectonic stability. Furthermore, the Carey Salt Company mine at Lyons, Kansas, is one site in the U.S. having a nonoperating mine to which access is immediately available and which has a mined-out volume sufficient for utilization for the disposal of alpha-contaminated wastes. Also, this mine was the site of the Project Salt Vault experiment where a considerable quantity of information related to the design of an operating facility was obtained.

6. DESCRIPTION OF THE REPOSITORY

The repository (Fig. 1) will utilize the existing 180-acre Carey mine and approximately 900 acres of the adjoining salt formation. In addition, a buffer zone will be established around the periphery of the site through the acquisition of subsurface mineral rights. While we expect it to have the capability of storing all of the high-level wastes and most of the alpha wastes to be generated in the U.S.A. through the remainder of the century, the repository will be operated as a demonstration while we verify all aspects of our design and operational procedures. The mine will be designed so that within 60 to 100 years the salt, by the processes of deformation and recrystallization, will have caused reconsolidation of the entire area, and the wastes will be completely isolated from the biological environment.

As presently conceived, the alpha waste receiving building will provide earthquake- and tornado-resistant facilities in which waste packages can be removed from returnable cargo containers, assayed, recanned and repaired as necessary, and lowered into the mine.

The presently mined-out area will provide space for storing about 20 million cubic feet of alpha wastes, and the alpha facility will have the capability to store 1 million cubic feet of waste per year. The alpha waste transfer shaft will terminate in an alpha-confinement room at mine level. Here, the packages of waste will be unloaded from the hoisting cage by a forklift truck and transported to the disposal rooms where they will be unloaded and stacked. When an area or room has been completely filled, it will be backfilled with salt and sealed with masonry stoppings. The mine will be ventilated with 20,000 cfm of air supplied through the 18-ft-diam. multipurpose shaft, directed through the mine with brattices, and combined with the exhaust air from the high-level mine.

The high-level waste receiving building will be located about 500 ft from the alpha waste building. Solidified high-level wastes will be transferred by rail to the repository in shipping casks weighing up to 100 tons. The containers will be unloaded here and lowered individually into the mine through a 4-ft-diam. shaft.

The high-level mine will be developed over the life of the repository in a northeasterly direction from the alpha mine using conventional salt-mining techniques. The facility will ultimately have the capability of handling up to 300 containers of waste per week. The required rate of

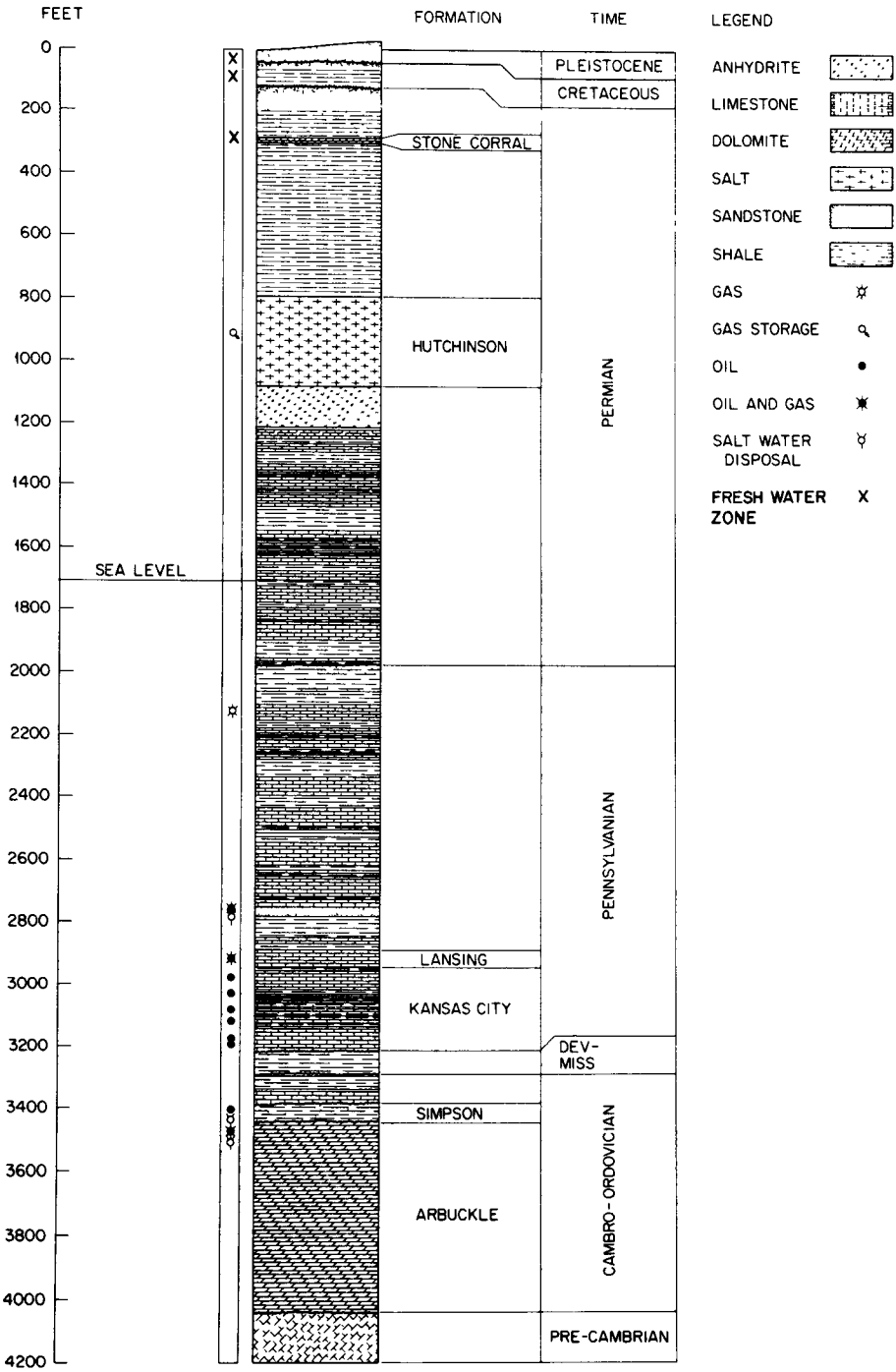


FIG. 2. Generalized geologic section, Rice County, Kansas (after Type Log for Rice County, Catalog No. 20 - 19 - 8w, published by Kansas Geological Society).

mining will increase during the life of the facility from about 200,000 tons per year initially to about 1.3 million tons per year during the last several years of operation. About 50% of the salt will be used for backfilling; the remainder will be raised to the surface and sold, or stored in other nearby existing mines.

The containers of high-level waste will be transported to rooms mined in the salt formation and buried in holes in the salt. The spacing between containers will be such that the radioactive decay heat will be dissipated without causing excessive temperatures in the salt or in the neighboring geological formations. After the burial area of a room has been utilized, the room will be backfilled with crushed salt and sealed from the remainder of the mine.

Ventilation air leaving the high-level mine will be drawn through ventilation tunnels above the corridors, combined with the air from the alpha mine, and exhausted to the atmosphere through the mine air exhaust shaft, filter station, and stack. The mine exhaust filter station will consist of two banks of roughing filters in series to remove most of the salt particles, followed by two banks of HEPA filters in series to remove practically all of the remaining particles.

It is currently planned that construction of the repository will begin in 1974 and that the facility will become operational in 1975-1976.

7. CONSIDERATIONS AFFECTING LONG-TERM SAFETY AND OPERABILITY OF THE REPOSITORY

A number of considerations are of paramount importance in establishing the technical feasibility and long-term safety of the demonstrational repository and will be the subject of continued investigation during its construction and early years of operation. These considerations include the geology and hydrology of the site, thermal effects, radiation and chemical effects, radiological and physiological safety, and concepts for retrieval of waste.

7.1 Geology and Hydrology

The rocks at the site are all of sedimentary origin and, for the most part, are flat lying. In general the stratigraphic sequence begins at the surface with about 50 ft of unconsolidated silty terrace deposits that are principally of Pleistocene age (Fig. 2). Cretaceous age shales that contain interbedded sandstones comprise the section from about 50 to 120 ft below the surface, while Permian age rocks lie unconformably beneath the Cretaceous sediments. The salt beds, which consist of successive layers of rock salt intercalated with shale, extend from a depth of about 800 to 1100 ft, and are capped with several hundred feet of red-colored shale and siltstones. Thick beds of anhydrite lie below the salt, while the remainder of the Permian rocks consists mostly of alternating layers of shale and limestone. Pennsylvanian rocks lie unconformably beneath the Permian formations and extend to a depth of about 3200 ft. This thick sequence of mostly alternating beds of shale and limestone with a few sandy members contains many oil and gas horizons, especially below about 2700 ft. Mississippian and Devonian rocks are represented in the columnar section only by a relatively thin section of shale. Silurian and Devonian rocks are absent in the columnar section beneath the repository. Ordovician age rocks at the site are predominantly shale and limestone. The "Arbuckle" group of rocks lies unconformably between the overlying Ordovician rocks and the

Precambrian basement, which begins at a depth of about 4000 ft. This thick sequence of predominantly dolomitic rocks contains important oil and gas reservoirs in the general vicinity of Lyons as well as throughout central Kansas.

The hydrology of the site can be divided into three principal zones: (1) surface, (2) the subsurface to depths of about 300 ft, and (3) permeable, saline-water-bearing zones beneath the salt formation. There are no perennial surface streams or permanent impoundments in the immediate area of the site. The surface is drained by two intermittent streams that flow only during periods of heavy rainfall. Fresh water is confined essentially to the uppermost 300 ft of the rock column. The Stone Corral, which lies between about 270 and 285 ft, is the deepest known freshwater aquifer at the site. It may yield water at the rate of about 1 to 3 gpm. The Cretaceous age sandstones (45 to 100 ft below the surface) are capable of yielding water at the rate of about 20 gpm, while the blanket of overlying unconsolidated silts yield about 5 gpm. The average depth to groundwater in the blanket of terrace deposits is about 25 ft.

Except for local anomalies caused by unsealed, man-made drill holes, there are no sources of water between the depths of 300 and 1300 ft. Between 1300 ft and the Precambrian basement, however, there are several permeable and porous formations that contain saline water. Some of these formations may contain rather minor quantities of oil and gas.

Boundary Dissolutioning of Salt Formation. - Along most of its eastern boundary (about 25 miles east of Lyons), the salt deposit ends abruptly and a series of subsidence ponds and salt water springs overlie the present stratigraphic position of the salt member. This suggests that the salt at this boundary is being dissolved by groundwater. Precise dating of subsidence features obtained from river channel migration studies indicates that the salt front has retreated a distance of 5 miles or less in the last 1 million years. In areas where the overlying shale section is complete, which includes the Lyons site and essentially all of the central Kansas salt area west of the eastern boundary of Rice County, the salt bed may be considered to be protected for geologic time periods of at least 1 million years.

Penetration Dissolutioning of Salt Formation. In the central Kansas area, a large number of wells have been drilled through the salt formation in search of oil and gas. In four known cases, fresh water from near-surface aquifers has drained into these wells, circulated through a break in the well casing at or near the depth of the salt bed, and then discharged down the well into a lower formation. This circulating water dissolves the salt around the well, eventually causing the collapse of the overlying beds and the development of a "sink" on the surface.

The steps to be taken to preclude the possibility of dissolutioning by this mechanism at the site include making a survey using ground-based geophysical techniques to assure that all wells have been located; cleaning and replugging each of these wells; and establishing a long-term geological monitoring program designed to give early indication of possible dissolutioning.

Erosion and Denudation. Estimates are being made of the expected erosion by stream action and glaciation at the site and its effect on the stability of the underlying salt formation for long periods of geologic time. The present rate of uniform denudation of the land surface has been estimated to be about 100 ft per 1 million years. The expected erosion from stream incisions is estimated to be about 200 ft over a period of

1 million years. In either case the salt formation would not be breached as it lies some 800 ft below the present land surface.

Diapirism. A possible mechanism for breaching the containment provided by the overlying rocks is the initiation of diapirism - the process of bulk flowage of salt leading to the "penetration domes" of salt now found along the Gulf Coast of the United States and in other locales around the world. The rock salt in central Kansas is much too shallow, too thin, and located in a region which is too tectonically stable to permit large-scale deformations of this type. Certainly, the increase in temperatures of the salt due to the decay heat generated in the waste will increase the plasticity of the salt within the confines of the repository, but this very limited area affected and the geologically short heating period will limit the ensuing deformation to a small zone around the mined openings.

7.2 Thermal Considerations

Thermal experiments and calculations have been performed to establish initial estimates of the allowable heat generation per unit area of the high-level mine as a function of waste and container characteristics. Factors that influence the allowable heat generation rate per unit area of mine include: (1) the maximum temperature permissible at the center line of the waste container; (2) the release of relatively small quantities of brine contained in small cavities in the salt at temperatures about 480°F; (3) temperature and thermal stress transfer effects on mine stability during operation; (4) possible instability in the whole formation, including such effects as breach of the containment afforded by the overlying strata; (5) temperature rise in freshwater aquifers; (6) surface heating; and (7) temperatures beyond the boundaries of the property and mineral rights belonging to the facility.

The first of the above factors has generally been found not to govern the average heat generation rate per unit area for the waste types anticipated, although it must be considered in terms of the maximum allowable heat generation per waste container. As a consequence of laboratory and field tests, the second and third factors have resulted in the establishment of criteria which provide that: (1) the maximum salt temperature midway between two containers in the center of a room should not exceed 390°F; and (2) the maximum temperature 8 in. from the wall of the hottest container should not exceed 480°F. The fourth through seventh factors also appear to be satisfied by the 390 and 480°F mine floor temperature criteria.

Current estimates of the chronology of various thermal effects that are expected from the planned operation of the repository are summarized in Table II.

Brine Migration. At temperatures below the decrepitation point of approximately 480°F, small brine-filled cavities (size range from a few millimeters down to microscopic, and representing about 1/2% of the salt volume) migrate toward a heat source. The mechanism for cavity migration is the diffusion of sodium and chlorine ions from the hot to the cold side of the cavity due to the slightly greater solubility of NaCl at the higher temperatures. Migration rates are directly proportional to temperature gradient and increase with increasing temperatures. Calculations indicate that in the high-level facility the maximum inflow of brine per disposal container hole would be about 2 to 10 liters, which

would cease approximately 20 to 30 years after burial. Other than its effect on radiolysis and container corrosion, this moisture should not be of any significance.

Induced Geophysical Deformations. Concurrent with mine closure, which will represent a net decrease in the volume of the geologic system, the rocks will be heated by the waste and the resulting thermal expansion will represent a net increase in the total volume. Preliminary calculations of the rates of these two processes indicate that they almost exactly cancel each other at all locations in the system within the first 200 years after burial of the waste. The overlying protective rocks will be subjected to only very small deformation within this period. Beginning about 200 years after waste burial, the heat loss at the surface will exceed the heat input from the waste, and the rocks will begin to contract. This process will require several thousand years to complete, and will eventually result in the development of a very broad, flat subsidence basin (about 4 ft deep) over the area. The rate of development of this basin will be so slow and gradual that the shale and aquifers overlying the salt formation can adjust without fracturing or suffering other adverse effects.

7.3 Radiation and Chemical Effects

Chemical Environment Around Containers. - Radiation dosages in excess of 10^{11} rads produce changes in the brine intrusions and in the very small amount of air and steam in the voids in crushed salt immediately surrounding the containers. The principal products of radiolysis in these materials are hydrogen, oxygen, chlorates, and bromates from the brines. Also, magnesium chloride (a major constituent of the brine) which migrates into the open spaces around the containers will hydrolyze to form hydrochloric acid.

The primary effect of this hostile chemical environment is to accelerate corrosion of the waste containers. The hydrogen and HCl gases that migrate into active corridors of the mine will be diluted to safe concentrations for occupational exposure by the normal flow of ventilation air.

Corrosion of Waste Containers. The high-level waste containers made of stainless steel will remain leak-tight for at least several months after they have been buried in salt, and carbon containers will last for a matter of years. Operational safety will not be compromised, however, because the waste materials are inert and can be dispersed only very slowly. Furthermore, individual burial rooms will have been backfilled with crushed salt and sealed from the remainder of the mine before the cylinder integrity is compromised. It is true that, should some very improbable situation develop dictating removal of the wastes, their retrieval would be simpler if the containers were still intact. Methods for prolonging the life expectancy of waste containers will be investigated.

Stored Energy. Energy may be stored in irradiated solids due to the disorder that is induced by radiation damage. When the solid is heated subsequent to its irradiation, energy is released as the solid passes through various stages of reordering. In some cases, all of this energy can be released with a relatively low initiating temperature.

We have measured stored energy by solution calorimetry and by differential scanning calorimetry on samples of salt taken from the experimental holes of Project Salt Vault, and on samples of salt taken from the Lyons mine and irradiated with an electron accelerator at different temperatures and dose rates. We conclude that energy storage in the salt where the containers will

Table II. Chronology of Thermal Effects in the Repository

Years	Effect
25	Decommissioning. Power peaks at 95 MW.
30	400°F peak temperature rise at 8 in. from cylinders. 10 liters total brine inflow per container.
100	95% closure of voids by subsidence. 0.9-ft increase in typical surface level.
150	110°F peak temperature rise at 750-ft depth.
200	5.2-ft peak in net thermal expansion. 1.3-ft peak in typical surface level.
500	60°F peak temperature rise at 500-ft depth.
700	20°F peak temperature rise at 200-ft depth. 0.1°F peak temperature rise of surface.
3,000	1°F peak temperature rise at 1700 ft from edge of mine at 1000-ft depth.
~15,000	Total ~4 ft subsidence essentially complete. All temperatures within 5°F of initial condition.

be buried cannot exceed 15 to 20 cal/g at ambient temperatures; and at temperatures above 400°F (such as will exist in the vicinity of the high-level wastes), no more than 1 or 2 cal/g can be stored. Although there have been no measurements to date of energy storage in solidified wastes, it is likely that energy can be stored in some of these materials, and over a wider temperature range than is possible in salt.

Calculations have been made to evaluate the maximum effects that could result from an instantaneous release of stored energy. The energy storage for these calculations has been conservatively overestimated as 1% of the total deposited photon-neutron energy up to a maximum saturation value of 200 cal/g in the calcined waste and 20 cal/g in the salt. Of the cases studied, the maximum thermal effects of a stored energy release occurred under the assumption that a cylinder having initial thermal power of 5000 W and initial waste age of 10 years resulted in a stored energy release 30 years after burial in the salt. The effect of this release was to cause no melting of the salt and a temperature rise of less that 10°F at 4 ft from the center of the cylinder. The resultant volume increase due to thermal expansion would be accommodated by the voids in the crushed salt used for backfill and a slight deformation of ventilation ducts and corridors.

On the basis of this work, we are confident that energy storage under the conditions that will prevail in the repository does not carry any

serious implications. However, additional experimental work is required to establish upper-limit values for energy storage in the solidified wastes, and the conditions under which this energy can be released.

Migration of Radioisotopes. - We have made estimates of the rate of migration of various solid species within the mine by mechanisms such as entrainment of aerosols, enhanced volatility in the presence of steam and HCl, solid state diffusion, surface diffusion, and alpha recoil. Preliminary experiments have been performed to determine the aerosol filtration properties of crushed salt and the permeability of crushed salt to gases. These estimates and measurements indicate that all gaseous materials (such as the small quantities of Kr, Xe, and Rn formed by spontaneous fission and decay of actinides) will eventually diffuse into active ventilation streams but that the solid constituents will not move a significant distance from the waste container. The effect of release of the small quantities of gaseous radionuclides has been estimated to be insignificant as compared with the effect of the radon that occurs naturally in the atmosphere.

We will continue to do research on all of the above mechanisms and search for others that could cause selective movement of solid species.

7.4 Radiological and Physiological Safety

The only significant source of off-site exposure to radioactive or other materials originating from the repository will be from very small quantities of airborne radioactive materials that escape through high efficiency particulate air (HEPA) filters. It is planned that there will be no discharge of liquid waste from the repository. Solid wastes generated at the repository will be packaged and buried in the mine. Aqueous wastes will be recycled, with any excess water being evaporated to the atmosphere.

The maximum off-site concentrations that will result from release of radioactive materials from the repository to the atmosphere are estimated to be less than 0.1% of the applicable standards for exposure of the public and, in general, well below the concentrations of the same materials that exist at present due to natural and man-made sources. It is estimated that the buildup of off-site surface contamination of various species over the life of the repository will ultimately result in a level that is less than 1% of the level that presently exists for the same species (including such radioisotopes as ^{90}Sr, ^{137}Cs, and ^{239}Pu which have been deposited by fallout).

7.5 Retrieval of the Wastes

While we believe that the deposition of radioactive wastes 1000 ft underground in salt in the manner that we now plan is a safe and responsible course of action, we also believe that plans for their removal should be developed to provide contingency for unforeseen events. As the design of the facility progresses, and after the more important overall aspects of the design are decided upon, we will develop in some detail the concepts and methods that could be applied for recovery of the wastes within existing or foreseeable technology.

REFERENCES

[1] Oak Ridge National Laboratory Staff, Siting of Fuel Reprocessing Plants and Waste Management Facilities, USAEC Report ORNL-4451 (July 1970).

[2] "Siting of Fuel Reprocessing Plants and Related Waste Management Facilities," Federal Register 35, No. 222, 17530 (November 14, 1970).

[3] BELTER, W. G., "Recent Developments in the United States Low-Level Radioactive Waste Management Program -- A Preview for the 1970's", (Paper SM-137/61, IAEA Symposium on Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes, Aix-en-Provence, September 7-11, 1970), page 155.

[4] BELTER, W. G., "Current Status of U. S. Radioactive Waste Management Programs", (Paper Presented at the American Nuclear Society Winter Meeting, Washington, D. C., November 18, 1970).

[5] SCHNEIDER, K. J., BLASEWITZ, A. G., BRADSHAW, R. L., BLOMEKE, J. O., and McCLAIN, W. C., "Status of Solidification and Disposal of Highly Radioactive Liquid Wastes from Nuclear Power in the USA," (Paper SM-146/23, IAEA Symposium on Environmental Aspects of Nuclear Power Stations, New York City, August 10-14, 1970), IAEA, Vienna(1970) p. 369.

[6] Code of Federal Regulations, Title 49, Parts 173.389 through 173.399.

[7] Code of Federal Regulations, Title 10, Part 71; and AEC Manual, Chapter 0529.

[8] BRADSHAW, R.L., and McCLAIN, W. C. (eds.), Project Salt Vault: Demonstration of the Disposal of High-Activity Solidified Wastes in Underground Salt Mines, USAEC Report ORNL-4555 (March 1971).

FRANCE
RAPPORT GENERAL
ETABLI SUR DEMANDE
A/CONF. 49/P/766

LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS ET LEUR STOCKAGE A LONG TERME

Y. SOUSSELIER, J. PRADEL
CEA, Centre d'études nucléaires
de Fontenay-aux-Roses, France

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT AND LONG-TERM STORAGE.

The production of radioactive waste will increase rapidly with the development of nuclear energy. By the end of the century the cumulative activity will reach several hundreds of milliard curies, which gives an idea of the magnitude of the problem of the treating and disposing of radioactive waste. The authors review the methods currently being applied or developed for the treatment of liquid waste, the solidification of highly active effluents, the management of solid waste and so on. The main problem during the next 10 years will be the choice of ultimate storage sites. The present practices (burial in the ground, dumping in the sea) are certainly adequate for the quantities of waste being disposed of at the present time, and they can probably be continued in the case of low-activity waste containing radionuclides with short or intermediate half-lives. But high-activity waste or waste containing long-lived radionuclides, such as plutonium, will have to be disposed of in suitable sites; salt mines appear to meet all the requisite criteria. However, deep burial by injection into the ground may be the best solution for certain categories of waste. The limited possibilities for disposal in certain countries and the limitations inherent in release into the atmosphere or streams will make close international co-operation more and more essential in the future; in certain cases co-operation will probably have to be regulated by formal agreements. No solution must be adopted too hastily, and ultimate storage must not be undertaken without the certainty that no hazard will ensue. These principles will continue to be valid, and the great caution and realism which have guided those faced with problems of this nature in the nuclear field up to the present must be continued or even reinforced in the future.

LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS ET LEUR STOCKAGE A LONG TERME.

La production de déchets radioactifs va croître rapidement avec le développement de l'énergie nucléaire. L'activité cumulée à la fin du siècle se montera à plusieurs centaines de milliards de curies, ce qui situe l'ampleur du problème du traitement et du stockage des déchets radioactifs. Les auteurs passent en revue les méthodes actuellement utilisées ou en cours de développement technologique pour le traitement des effluents liquides, la solidification des effluents de haute activité, la gestion des déchets solides, etc. La question essentielle au cours des dix prochaines années sera celle du choix des stockages définitifs. Les méthodes actuellement utilisées (enfouissement dans le sol, immersion en mer) sont certainement adaptées aux quantités actuelles de déchets à stocker et pourront probablement continuer à s'appliquer à l'avenir pour des déchets de faible activité et contenant des radionucléides de période courte ou moyenne. Mais les déchets de forte activité ou contenant des isotopes de période longue, tel le plutonium, devront être stockés dans des sites convenables: les mines de sel paraissent présenter toutes les caractéristiques requises. Cependant, pour certaines catégories de déchets des méthodes d'injection dans le sol à grande profondeur pourront être les plus adéquates. Les possibilités limitées de stockage de certains pays comme les conditions inhérentes aux rejets dans l'atmosphère ou dans certains cours d'eau rendront de plus en plus indispensable dans l'avenir une étroite coopération internationale qui devra probablement dans certains cas se concrétiser par des accords. Ne pas choisir trop hâtivement de solution, ne pas stocker définitivement sans être sûr qu'il n'y a aucun risque, ces principes continueront à être valables et la prudence et le réalisme qui ont guidé les responsables de ces problèmes dans l'énergie nucléaire ne devront être que renforcés dans l'avenir.

ПЕРЕРАБОТКА И ДОЛГОВРЕМЕННОЕ ЗАХОРОНЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ.

Количество радиоактивных отходов быстро увеличивается с развитием атомной энергетики. Активность, которая накопится к концу века, достигнет нескольких сотен миллиардов кюри, в результате чего резко встает вопрос о переработке и захоронении радиоактивных отходов. Авторы рассматривают методы, используемые в настоящее время (или находящиеся на стадии технологической разработки) для переработки жидких и твердых отходов.

Однако основным вопросом в течение ближайших десяти лет останется выбор способа захоронения. Используемые в настоящее время методы (захоронение в землю, на дне моря) несомненно приемлемы к современным величинам активности захороняемых отходов и, вероятно, будут приемлемы в ближайшем будущем для низкоактивных отходов и отходов, содержащих радиоактивные ядра с коротким или средним периодом полураспада. Но высокоактивные отходы или изотопы с большим периодом полураспада, такие, как плутоний, должны захораниваться в соответствующих местах, например в соляных шахтах, поскольку последние отвечают всем предъявляемым требованиям. Между тем, для определенных категорий отходов могут потребоваться методы захоронения в землю на очень большую глубину. Ограниченные возможности захоронения отходов в некоторых странах, как и условия выброса в атмосферу или в текущие воды, будут приводить в будущем к необходимости еще более тесного международного сотрудничества, которое, по-видимому, в определенных случаях будет конкретизировано в соответствующих соглашениях. Не торопиться с выбором решения, не захоронять радиоактивные отходы окончательно без полной уверенности в том, что это не представит никакой опасности, – эти принципы останутся обязательными и в будущем; осмотрительность и реализм, которыми руководствуются ответственные за это дело люди, в будущем должны еще более усилиться.

LA GESTION DE LOS DESECHOS RADIACTIVOS Y SU ALMACENAMIENTO A LARGO PLAZO.

La producción de desechos radiactivos crecerá rápidamente con el desarrollo de la energía nuclear. La actividad acumulada a fines de siglo ascenderá a muchos centenares de miles de millones de curies, lo que da idea de la amplitud del problema que plantea el tratamiento y almacenamiento de los desechos radiactivos. Los autores reseñan los métodos utilizados actualmente, o en curso de desarrollo tecnológico, para el tratamiento de residuos líquidos, la solidificación de efluentes de alta actividad, la gestión de desechos sólidos, etc. La cuestión esencial que se planteará en el curso de los diez próximos años será la elección de los almacenamientos definitivos. Los métodos utilizados actualmente (enterramiento, inmersión en el mar) son adecuados, ciertamente, para las cantidades actuales de desechos que hay que almacenar, y es probable que puedan seguir aplicándose en el futuro para los desechos de pequeña actividad y que contienen radionúclidos de período corto o medio. Pero los desechos de gran actividad, o que tienen isótopos de período largo, como el plutonio deberán almacenarse en sitios convenientes: las minas de sal parecen ofrecer todas las características requeridas. Sin embargo, para determinadas categorías de desechos, ciertos métodos de inyección en el suelo a gran profundidad podrán resultar ser los más adecuados. Las posibilidades límites de almacenamiento de ciertos países, al igual que las condiciones inherentes a los residuos lanzados a la atmósfera o a determinados cursos de agua, harán cada vez más indispensable, en el futuro, una estrecha cooperación internacional que, probablemente, en ciertos casos deberá concretarse mediante acuerdos. No elegir demasiado apresuradamente una solución, ni almacenar de manera definitiva sin tener la seguridad de que no habrá riesgos. Estos principios continuarán siendo válidos, y la prudencia y el realismo que han guiado a los responsables de estos problemas en la energía nuclear no deberán sino ser reforzados en el futuro.

INTRODUCTION

Dès le tout début du développement de l'énergie nucléaire, les questions posées par les déchets radioactifs ont été étudiées par les responsables, des solutions ont été adoptées par eux et une expérience de plus de 20 ans a montré qu'elles étaient efficaces. Mais l'essor considérable que cette énergie va connaître entraînera évidemment une augmentation correspondante des déchets.

Or ceux-ci présentent des caractères spécifiques. Contrairement à la plupart des autres déchets on ne peut modifier la cause de leur nocivité. C'est ce qui a entraîné le choix fondamental: diluer ou confiner. Par contre cette nocivité disparaît naturellement avec la décroissance radioactive mais avec des périodes dont l'ordre de grandeur peut être très différent suivant les radionucléides concernés.

C'est en tenant compte de ce facteur que l'on doit se demander si, avec l'augmentation prévisible de la production de déchets, les critères actuels continueront à être valables: diluer sera-t-il toujours possible?

Quelles normes devront régler les rejets? Confiner sera-t-il toujours sûr? Quelles conditions seront nécessaires?

Le moment semble donc venu de réexaminer l'ensemble du problème et c'est bien ce qui se fait dans nombre d'instances. On peut citer l'important colloque organisé en septembre dernier à Aix-en-Provence par l'AIEA et l'ENEA sur la gestion des déchets radioactifs d'activité basse et intermédiaire.[1] Citons aussi le rapport fondamental de l'équipe d'ORNL ou les travaux du groupe d'expert de l'ENEA. Nous ferons appel dans cette communication à ces documents comme à d'autres que nous ne pouvons citer.

1. L'AMPLEUR DU PROBLEME – PREVISION DES QUANTITES DE DECHETS

L'ampleur du problème vient du développement prévisible de la production d'électricité d'origine nucléaire.

1.1. Développement de l'énergie nucléaire

On peut rappeler quelques chiffres connus. Alors qu'à la fin de l'année 1970 la puissance nucléaire installée dans le monde se montait à 15 GW(e), on prévoit qu'aux Etats-Unis seulement 150 GW(e) seront en service en 1980 et environ 700 GW(e) en l'an 2000. Une étude récente de FORATOM donnait pour les pays d'Europe occidentale: 110 GW(e) en 1980 et 215 GW(e) en 1985. La Commission des Communautés européennes estime pour sa part pour les six pays actuellement membres 40 GW(e) en 1980 et 400 GW(e) en l'an 2000.

Disons qu'en 1980 la puissance mondiale installée sera de l'ordre de 250 GW(e) et qu'en l'an 2000 elle se situera entre 1500 et 2000 GW(e). Bien que plusieurs chiffres aient été avancés, les estimations pour 2020 et 2050 semblent trop hasardeuses pour pouvoir être retenues. De nombreux facteurs pourront intervenir comme l'apparition de nouvelles sources d'énergie. Mais en tout état de cause notre problème est de traiter et stocker les déchets correspondant au moins aux chiffres de l'an 2000.

1.2. Production de déchets

Les principales sources seront les réacteurs, les usines de retraitement et les usines de fabrication de combustibles au plutonium. Si l'utilisation des produits de fission ou des transuraniens dans l'industrie se développe massivement, les usines correspondantes produiront aussi des déchets en quantités significatives. Par contre les centres de recherches, les hôpitaux, les industries utilisatrices n'en produiront que des quantités négligeables, du moins quant à la radioactivité contenue. Mais la multiplication prévisible de ces points de production nécessitera, encore plus que maintenant, des règles strictes de gestion des déchets, un contrôle par les autorités responsables et la centralisation des stockages.

---

[1] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE ATOMIQUE, Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes (C.r. Coll. Aix-en-Provence, 1970), AIEA, Vienne (1970) 814 p.

1.2.1. Réacteurs

Les réacteurs de la filière à eau légère, qui constitueront la majeure partie de la puissance installée au cours des 15 ans à venir, rejettent, dans leur technologie actuelle, des quantités d'effluents gazeux assez différentes. L'un des types rejette seulement de l'ordre de quelques dizièmes de microcuries par seconde, l'autre en rejette plusieurs milliers. Mais ces chiffres ne correspondraient qu'à moins de 10^6 Ci/an en 1980 et qu'entre 5 et 7×10^6 Ci/an en l'an 2000. Si l'on cumule les quantités correspondantes des deux isotopes à vie longue contenus (^{3}H et ^{85}Kr), on trouve de l'ordre de 30 à 40×10^6 Ci en l'an 2000.

Ce chiffre peut paraître élevé mais si l'on tient compte de la dilution très rapide et de l'énorme volume de l'atmosphère (même limité à la partie située entre le 30^e et le 50^e parallèle nord entre lesquels seront situées la majeure partie des centrales nucléaires) il ne correspond qu'à moins de 1% des concentrations maximales admissibles pour les populations.

Les rejets liquides sont extrêmement faibles eux aussi et les conclusions sont analogues.

Les rejets des centrales ne peuvent donc poser de problèmes que sur le plan local et c'est pourquoi les principaux constructeurs ont mis au point des systèmes à relâchement nul, qui supprimeront ainsi ce dernier type de problème.

1.2.2. Usines de retraitement

Ce sont elles qui sont la source principale de déchets. Les 999/1000 des produits de fission se trouvent séparés au premier cycle de l'extraction par solvant et sont actuellement, après évaporation, stockés sur place.

Un combustible irradié de réacteur à eau légère (tableau I) a une activité totale de plus de 4 millions de Ci/t.

Un réacteur de 1000 MW(e) enverra chaque année à son usine de retraitement 130×10^6 Ci. Bien entendu un grand nombre d'isotopes ont des périodes relativement courtes mais néanmoins la radioactivité cumulée mondiale des produits de fission est estimée se situer en l'an 2000 entre 400 et 600 milliards de curies. Dans ce dernier chiffre, le ^{90}Sr entrera pour 20 à 25 milliards de curies et le ^{137}Cs pour 30 à 40 milliards de curies (tableaux II et III).

TABLEAU I. COMPOSITION D'UN COMBUSTIBLE IRRADIE DE REACTEUR A EAU LEGERE
(Irradiation: 33 000 MWj/t; puissance spécifique: 30 MW/t; refroidissement 150 j)

Activité totale	$4,39 \times 10^6$ Ci/t
^{3}H	$6,92 \times 10^2$ Ci/t
^{85}Kr	$1,12 \times 10^4$ Ci/t
^{90}Sr	$7,66 \times 10^4$ Ci/t
^{137}Cs	$1,06 \times 10^5$ Ci/t
Pu total	$9,08 \times 10^3$ g/t
Am total	$1,53 \times 10^2$ g/t

TABLEAU II. PRODUCTION CUMULEE DE PRODUITS DE FISSION (en MCi)

Isotope	En 1980	En l'an 2000
^{85}Kr	400	4500 - 6000
^{3}H	12	180 - 250
^{137}Cs	2000	30 000 - 40 000
^{90}Sr	1600	20 000 - 25 000
Total des émetteurs β	31 000	400 000 - 550 000

TABLEAU III. QUANTITE ANNUELLE DE TRANSURANIENS DANS LES DECHETS (en tonnes métriques)

Elément	En 1980	En l'an 2000
Plutonium	0,2	8 - 11
Américium	0,3	15 - 20
Curium	0,14	0,5 - 0,7

1.2.3. Déchets contenant des transuraniens

Mais l'importance des chiffres précédents ne doit pas faire oublier une autre catégorie de déchet: celle contenant des transuraniens et spécialement du plutonium, compte tenu de la très longue période et de la toxicité de cet élément.

La production mondiale de plutonium en l'an 2000 sera de l'ordre de 400 à 600 t/an. Actuellement les usines traitant des combustibles fortement irradiés ne dépassent pratiquement pas un rendement de récupération de 98,5%: cela voudrait dire que 6 à 8 t/an de plutonium se retrouveront alors dans les déchets.

Il est certain qu'il y a là un domaine où il serait intéressant de faire des progrès substantiels, non pas qu'il soit impossible de stocker de tels déchets mais on ne doit pas perdre de vue le coût correspondant et la sujétion représentée par leur longue période.

2. TRAITEMENT ET CONDITIONNEMENT DES DECHETS

Ces chiffres pourraient inquiéter, et ils devraient inquiéter si l'on ne disposait d'une gamme étendue de méthodes de traitement et de conditionnement efficaces et éprouvées.

2.1. Déchets liquides

2.1.1. Solutions de produits de fission

Les déchets liquides les plus importants sont les effluents séparés au premier stade de purification des usines de retraitement de combustibles irradiés et communément appelés «produits de fission». Actuellement ces solutions de produits de fission sont concentrées par évaporation et, dans toutes les usines en fonctionnement, stockées sur place soit en milieu acide dans des cuves en acier inoxydable, soit en milieu alcalin dans des cuves en acier doux. Les cuves sont situées dans des casemates en béton et munies des dispositifs de ventilation et de refroidissement nécessaires.

Cette technique présente toutes garanties actuellement, mais on s'accorde à trouver que dans un avenir plus ou moins proche ces solutions seront à solidifier et à stocker définitivement sous cette dernière forme. Les possibilités parfois envisagées de stockage perpétuel sous forme liquide ne sont plus considérées comme entièrement satisfaisantes avec les nécessités de changement périodique des cuves, et compte tenu des plus grands risques potentiels de la forme liquide et des problèmes que posera un parc assez étendu de telles cuves de stockage quand les usines seront «déclassées».

2.1.2. Autres déchets liquides

Les autres déchets liquides ont des activités spécifiques inférieures de plusieurs ordres de grandeur à celles des solutions de produits de fission (10^{-6} à 1 Ci/m^3 contre 10^4 à 10^6 Ci/m^3) mais les volumes sont bien plus considérables et les provenances très diverses.

Un centre de recherches nucléaires peut produire annuellement de quelques centaines à quelques milliers de m^3 d'effluents liquides, mais ayant des activités spécifiques très faibles. Une usine de retraitement produit aussi des quantités importantes d'effluents liquides d'activité moyenne et intermédiaire qui peuvent atteindre plusieurs dizaines de milliers de m^3 par an.

Suivant la composition des effluents liquides, leur teneur en sels, leur volume, des traitements divers peuvent être choisis: la coprécipitation-coagulation est une méthode très largement utilisée et dont les résultats sont particulièrement intéressants dans le cas d'effluents chargés en sel. Les facteurs de décontamination étaient peu élevés avec les premiers réactifs utilisés (phosphate de calcium) mais on dispose maintenant de traitements adaptés à chaque radionucléide (parapériodate de plomb, ferrocyanure de nickel, bioxyde de manganèse, etc.).

L'évaporation est une méthode qui permet d'obtenir des facteurs de décontamination très élevés, de l'ordre de 10^5 - 10^6, et donc d'obtenir des effluents pratiquement totalement décontaminés, mais elle est relativement chère d'emploi et surtout ne permet que des réductions de volume limitées si les effluents sont chargés en sels.

L'échange d'ions est un procédé particulièrement adapté à la décontamination finale d'effluents et qui, combiné à des autres méthodes, permet d'obtenir des effluents complètement décontaminés. Beaucoup d'autres procédés sont à des stades divers de développement et permettront de concilier les impératifs économiques avec l'obtention des facteurs de

décontamination nécessaires. Il n'y a actuellement que le tritium qui échappe aux procédés de traitement utilisés ou même étudiés, point sur lequel on reviendra par la suite. Sous réserve de cette exception, les procédés existants et largement utilisés dans les installations nucléaires permettent pratiquement d'obtenir le degré de décontamination désiré.

Comme on le verra par la suite, il n'est cependant pas nécessaire, ni même utile, de pousser les traitements jusqu'à une décontamination totale.

2.2. Déchets solides

Le traitement des effluents liquides conduit à des déchets solides. Mais les opérations d'entretien, de démontage, certaines opérations de fabrication, conduiront elles aussi à des déchets solides.

2.2.1. Déchets solides de faible et de moyenne activité

Les problèmes viennent surtout des volumes en jeu et de la diversité des déchets, mais les méthodes sont bien au point et ont reçu la sanction d'une expérience déjà ancienne. On peut insister:

- sur l'intérêt du tri permettant d'orienter chaque déchet vers le processus de gestion optimal;
- sur l'intérêt, quand elle est possible économiquement, de la décontamination, qui évite d'envoyer des matériels aux déchets radioactifs;
- sur la possibilité, qu'il ne faut pas négliger, de récupérer certains nucléides; c'est le cas en particulier pour le plutonium qui, compte tenu de sa période et de sa toxicité, demande les modes de stockages définitifs les plus rigoureux. Malgré leur complexité et leur coût, les incinérateurs à plutonium sont des matériels intéressants en ce sens et peuvent être rentables même pour des déchets à teneur relativement faible, compte tenu du coût du stockage;
- sur l'importance enfin de la réduction en volume, diminuant les volumes à transporter, et les volumes immobilisés dans les centres de stockage définitif; bien qu'elle entraîne une opération supplémentaire, cette réduction est souvent en définitive une source d'économie, spécialement quand le prix du stockage définitif est assez élevé; les presses à compacter sont en général le procédé le plus intéressant, mais pour certains problèmes l'incinération peut être à recommander; elle s'impose en particulier pour la destruction de déchets organiques; mais les problèmes de corrosion et les difficultés de filtration des effluents gazeux en font une méthode onéreuse.

La mise en forme pour le stockage définitif est essentiellement liée à la nature de ce dernier. Néanmoins, sauf les cas où il est possible de stocker définitivement sur les lieux de production, la méthode la plus couramment utilisée est le blocage par du béton. On utilise souvent, soit des blocs cylindriques creux préfabriqués dans lesquels sont introduits les déchets, un coulis de béton assurant le blocage final, soit des systèmes de deux fûts concentriques, le fût intérieur contenant les déchets et le béton étant coulé entre les deux.

Ce système de bétonnage est utilisé aussi pour les déchets solides des usines de retraitement, mais des systèmes d'enrobage par le bitume des boues de traitement ont été mis au point par plusieurs pays et sont

utilisés à l'échelle industrielle. Le bitume est un matériau dont les découvertes géologiques ont montré la stabilité à l'échelle du millénaire, durée tout à fait satisfaisante comparée à la période des produits de fission à vie longue tels que le ^{90}Sr et le ^{137}Cs et dont les caractéristiques entraînent des taux de lixiviation extrêmement faibles.

On a pu critiquer le fait que ce matériau est inflammable, mais le risque est faible pour un stockage en surface et nul pour un stockage enterré. Des études récentes ont pu montrer que les risques d'explosion en cas de présence de nitrite n'existaient que dans le cas d'un pourcentage de ce dernier composé beaucoup plus important que ceux qui existent ou risquent de se former dans les enrobés. Enfin, là aussi le stockage enterré aurait de toutes façons supprimé ce risque.

Ceci n'entraîne pas dans notre esprit que l'enrobage par le bitume est la méthode universelle à employer, mais qu'elle est une méthode valable et que le choix entre elle et les autres méthodes possibles dépend d'autres considérations, économiques en particulier.

2.2.2. Déchets solides de haute activité

Ils proviennent essentiellement des traitements des effluents liquides des usines de retraitement. Mais des sources usées de radioisotopes, des fragments de combustibles irradiés, divers matériels irradiés dans des réacteurs constitueront aussi des déchets de cette catégorie.

Le tri de ces déchets et l'utilisation de stockages sur place sont des méthodes couramment utilisées qui permettent de diminuer les transports actifs et de simplifier – voire d'éviter – les stockages définitifs.

Les mises en forme pour le stockage définitif ne diffèrent de celles de la catégorie précédente que peu. La mise en bloc de béton est également très utilisée mais le niveau d'activité oblige souvent à introduire des feuilles de plomb. Quant aux produits de fission, plusieurs procédés de solidification ont été étudiés.

Différentes méthodes de calcination ont été étudiées aux Etats-Unis, dont une est utilisée à l'échelle industrielle. En Europe ce sont plutôt les méthodes de vitrification qui ont été mises au point et essayées à l'échelle du pilote industriel.

Les verres ont l'avantage d'offrir une très grande résistance à la lixiviation mais le procédé d'obtention est plus délicat; moins universel, il demande en particulier une adaptation pour chaque composition de solution de départ. Le choix entre les deux dépendra souvent du mode de stockage définitif et la comparaison économique devra inclure le coût de ce dernier.

Des essais sont aussi menés, en particulier en France, pour l'extension du procédé d'enrobage par le bitume. Il semble que l'on pourrait monter jusqu'à une activité spécifique de 50 à 100 Ci/t. Dans ce cas, en mélangeant éventuellement avec d'autres déchets, on pourrait utiliser ce procédé pour la solidification des produits de fission.

Compte tenu de l'augmentation des taux d'irradiation des combustibles traités, tout cet ensemble de solidification et de stockage des produits de fission prendra une grande importance au cours des décennies à venir et l'effort pour améliorer les procédés et les rendre plus économiques devra être poursuivi. On doit se souvenir que le coût total (solidification, transport, stockage) est estimé à 6-10 $EU/kg d'U irradié retraité alors que

dans l'avenir on estime que les coûts de retraitement se situeront entre 15 et 25 $EU/kg.

Mais on ne devra pas perdre de vue que la teneur en transplutoniens de ces produits de fission augmentera avec les taux d'irradiation et aussi avec le recyclage de ces produits: il faudra en tenir compte dans le choix des stockages définitifs et peut-être de la méthode de solidification.

2.3. Effluents gazeux

La ventilation des enceintes actives a toujours été utilisée pour protéger les travailleurs des centres nucléaires. Le rejet de tels effluents ne posait pas de problème, compte tenu de la rapidité de la dilution dans l'atmosphère avec un facteur considérable; néanmoins des méthodes efficaces d'épuration ont été mises au point. Mais dans ce domaine également l'apparition des grands réacteurs et surtout des grandes usines de retraitement repose le problème.

2.3.1. Aérosols

L'emploi des filtres à haute efficacité, souvent appelés filtres absolus, se généralise; ils sont constitués d'un média filtrant fait de fibres d'alfa, d'amiante, de verre ou d'autres substances minérales dont le facteur de décontamination est couramment supérieur à 10^4, dans les conditions normales d'utilisation, aussi bien pour des aérosols microniques que des aérosols très fins (de 0,1 à 0,01 μm). Afin d'augmenter la sûreté des installations, on utilise de plus en plus des filtres susceptibles de résister à des gaz dont les températures peuvent être supérieures à 200 ou 300°C et dont les média filtrants sont à base de fibres incombustibles et les joints d'étanchéité de matériaux réfractaires.

Actuellement, la technologie des filtres fonctionnant à haute température se développe et dans plusieurs pays des installations de filtration d'importance moyenne fonctionnent à 400 ou 500°C, voire à 800°C; elles font appel, soit à des céramiques, soit à des métaux ou des fibres réfractaires, soit à une combinaison de ces éléments comme cela a été réalisé en France sur un incinérateur de déchets radioactifs, par exemple, pour lequel un filtre, constitué de bougies en métal réfractaire déployé, garni de fibres minérales, permet en plus de la filtration des particules (efficacité 90% pour des particules inférieures au micron), de terminer la combustion des imbrûlés solides.

2.3.2. Elimination des gaz radioactifs

Iode. Le cas de l'iode a été le plus étudié. Des pièges constitués par des charbons activés de noix de coco ou de houille, imprégnés ou non à l'iodure de potassium ou à la triéthylènediamine, ou par des tamis moléculaires utilisant l'échange avec des métaux comme l'argent, ainsi que des dispositifs de lavage par des solutions salines ou basiques, sont maintenant parfaitement au point et permettent d'atteindre des facteurs de décontamination de 10^4, pour des températures inférieures à 200°C et en atmosphère non saturée d'humidité. Dans les autres domaines, des progrès seront à faire.

Cela sera surtout le cas si l'on veut dans l'avenir traiter des combustibles irradiés de réacteurs surgénérateurs avec une faible durée de refroidissement: on a avancé que des facteurs de décontamination de 10^8 seront nécessaires.

Gaz rares. Plusieurs procédés ont été étudiés et expérimentés à des degrés divers: l'extraction par solvant, la diffusion, l'absorption, etc. L'extraction en phase liquide avec le fréon-12 ou l'absorption à basse température permettent d'éliminer 95 à 99% du krypton. Des résultats intéressants ont été obtenus avec des membranes semi-perméables et permettent d'envisager des réalisations industrielles.

Cependant aucune de ces méthodes n'est encore couramment utilisée, ni dans le cas des réacteurs de puissance, ni dans celui des usines de retraitement. Elles devront probablement l'être dans l'avenir, du moins pour des installations situées dans des zones assez peuplées.

Tritium. Qu'il se trouve sous forme moléculaire ou sous forme de vapeur d'eau tritiée, aucune solution satisfaisante n'a encore été mise au point pour son élimination des effluents gazeux. Certaines ont été proposées, comme le dégazage après dégainage des combustibles irradiés dans les usines de retraitement, combiné ou non avec une oxydation.

Il y a là aussi un domaine où des progrès devront être faits si du moins on veut pouvoir construire des usines de retraitement de grande capacité, par exemple de plus de 10 t/j, car évidemment avec les capacités et les taux d'irradiation actuels des combustibles traités, les rejets des usines ne présentent maintenant que des nocivités négligeables.

3. REJET ET STOCKAGE

On a souvent dit que la gestion des déchets était un choix entre la concentration (suivie d'un stockage) et la dilution (suivie d'un rejet dans le milieu). En fait l'un et l'autre sont des rejets dans le milieu. Dans le cas d'un stockage, les nucléides ne pourront diffuser dans le milieu que très lentement, d'une manière prévisible et éventuellement contrôlée.

Les conditions d'un stockage déjà réalisées pourront être modifiées le cas échéant en fonction des résultats des contrôles, alors que la dilution et le rejet sont des procédés irréversibles.

3.1. Règles de rejet et de stockage

3.1.1. Règles de rejet

Les autorités sanitaires, tant nationales qu'internationales, ont fixé des limites pour les rejets dans les divers cas qui peuvent se présenter. Ces limites découlent en général de la notion de concentration maximale admissible. Nous savons comment les valeurs en ont été calculées et qu'on ne doit pas les considérer comme ouvrant des droits au-dessous desquels tout rejet pourrait être effectué. Ce sont en fait des limites raisonnables et comportant en l'état actuel des connaissances des marges suffisantes, mais il est souhaitable de ne rejeter que les activités les plus

basses possibles en restant dans des limites économiques acceptables et en tenant compte des capacités du milieu récepteur.

3.1.2. Règles de stockage

Il serait très intéressant d'arriver à la fixation de règles internationales en matière de déchets. Le rapport technique n° 101 de l'AIEA[2] va dans ce sens mais ne constitue qu'une première étape, et il serait intéressant, malgré les difficultés que cela comporte, de continuer dans cette voie. On sait que ce rapport base sa classification sur la mesure du débit de dose au contact. Intéressant pour la gestion et le transport des déchets, ce critère est insuffisant pour le stockage où ce sont les périodes et les toxicités des nucléides contenus qui sont les éléments fondamentaux.

C'est en essayant de tenir compte de ces facteurs qu'on a défini pour un centre de stockage définitif en France, comme limite pour le stockage en tranchées non bétonnées, la valeur de 10 000 fois la CMA eau-population pour les radionucléides présents. Ceci suppose évidemment une bonne connaissance du contenu des fûts de déchets à stocker, point à ne pas négliger dans leur gestion.

3.1.3. Limites d'exemption

Une autre limite intéressante à fixer serait celle au-dessous de laquelle la matière ne serait plus considérée comme radioactive. On sait qu'une telle limite existe dans les règlements de transports radioactifs où elle est internationalement fixée à 0,002 μCi/g.

Cette norme de rejet dans l'environnement est plus difficile à fixer car il faut évidemment tenir compte des réemplois éventuels de la matière et des concentrations possibles. Là encore une action internationale serait sûrement intéressante et utile.

3.2. Isotopes critiques

Tant pour le rejet que pour le stockage dans le milieu, les isotopes sur lesquels l'attention devra le plus porter seront d'une part ceux de période longue et d'autre part ceux pour lesquels des processus particuliers de concentration et d'échange sont susceptibles d'exister.

Période longue s'entend par rapport à la vie humaine. Dans cette optique des isotopes comme le ^{90}Sr ou le ^{137}Cs ne sont pas tellement concernés. Leur période, de l'ordre de 30 ans, entraîne une décroissance d'un facteur 1000 en 300 ans et d'un facteur 10^9 en 900 ans, durées sur lesquelles il est possible de réaliser des confinements sûrs.

Le problème est autre pour certains transuraniens et essentiellement le plutonium (période du ^{239}Pu: 24 000 ans) ou même l'américium (période du ^{241}Am: 430 ans). Garantir un confinement sur des durées de centaines de milliers d'années est un autre problème et des changements climatiques ou géographiques, des modifications des conditions de vie, etc., peuvent intervenir de façon importante et actuellement imprévisible.

---

[2] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE ATOMIQUE, Standardization of Radioactive Waste Categories, Coll. Rapports techniques, n° 101, AIEA, Vienne (1970) 18 p.

Dans la deuxième catégorie des isotopes critiques, nous placerons essentiellement le tritium. Si sa période (12 ans) est relativement courte, l'importance du cycle de l'eau dans la vie, les possibilités d'échange isotopique et les possibilités restreintes de traitement font que l'attention et les efforts devront en particulier être axés sur cet isotope.

3.3. Méthodes de stockage

Un grand nombre de telles méthodes ont été développées et plusieurs sont utilisées à grande échelle depuis plusieurs années.

3.3.1. Stockage en surface

C'est la méthode la plus couramment et la plus universellement utilisée. Outre les stockages réalisés dans les centres de l'AEC, trois centres de stockage existent aux Etats-Unis, un en Angleterre, un en France. Il s'en trouve aussi au Canada, en Union soviétique.

Des modalités diverses y sont utilisées suivant, entre autres, la nature des déchets: soit tranchées en pleine terre, soit fosses bétonnées dans lesquelles les déchets sont fixés par un coulis de béton.

Il est évident que la nature géologique des terrains, les caractéristiques hydrogéologiques, l'existence de couches imperméables et de terrains à pouvoir de rétention élevé seront des facteurs à prendre en considération et que la capacité d'un site de stockage pour des catégories de déchets donnés en dépendront.

Un des intérêts de cette solution est la possibilité de reprendre éventuellement un jour les déchets pour reconditionnement ou transfert. Par contre un inconvénient en est d'immobiliser pratiquement définitivement un terrain et de nécessiter une surveillance relativement onéreuse.

3.3.2. Immersion en mer

L'immersion dans des fosses océaniques profondes est une méthode qui offre toutes garanties pour certains types de déchets compte tenu de la lenteur des échanges entre les diverses couches des océans. Elle demande un conditionnement des déchets tel qu'ils arrivent sans destruction de leur emballage au fond de ces fosses et des confinements ne permettant qu'une vitesse de lixiviation compatible avec la nature et la période des isotopes contenus. C'est enfin une méthode relativement coûteuse.

C'est en particulier pour cette raison qu'elle a été abandonnée aux Etats-Unis après avoir été pratiquée pendant plusieurs années, cependant qu'un pays de l'Europe occidentale la pratique régulièrement et que deux opérations expérimentales ont été organisées en Europe occidentale sous l'égide de l'ENEA en vue d'acquérir des connaissances techniques sur les modalités pratiques et des données économiques plus précises. Mais là aussi les radioactivités immergées jusqu'à présent (quelque 10^3 ou 10^4 Ci) ont été extrêmement faibles par rapport aux capacités possibles des océans ou à leur radioactivité naturelle (10^{11} Ci).

3.3.3. Rejet dans le milieu

Nous ne faisons que rappeler ici cette méthode qui groupe les rejets gazeux dans l'atmosphère et les rejets d'effluents liquides dans les cours

d'eau ou les eaux côtières, et qui est en fait universellement utilisée mais avec des réglementations précises plus ou moins draconiennes suivant les pays et en tout cas jusqu'à présent entraînant des concentrations dans l'eau largement au-dessous des normes fixées par la CIPR.

3.3.4. Méthodes envisagées

Beaucoup d'autres méthodes ont été envisagées et certaines à un titre ou à un autre seront amenées à se développer.

En premier lieu le stockage dans les mines de sel: les caractéristiques géologiques sont telles que c'est probablement un milieu dans lequel le confinement peut être assuré pour des durées de centaines de milliers ou de millions d'années. Les réalisations américaines de la mine de Lyons dans le Kansas, ou allemandes de la mine de Asse près de Brunswick, sont connues de tous et nous n'y reviendrons que pour l'élaboration des politiques de stockages.

Pour les effluents liquides, l'injection à grande profondeur a été développée mais dans deux voies différentes:

- l'hydrofracturation, mise au point aux Etats-Unis et qui consiste à injecter sous forte pression des liquides dans des formations géologiques convenables telles que des schistes;
- l'injection directe à grande profondeur essayée en Union soviétique dans des horizons recouverts par des couches imperméables épaisses; demandant une bonne connaissance géologique des couches profondes, cette méthode peut être intéressante pour des effluents liquides contenant du tritium, compte tenu des difficultés de traitement que l'on a signalées, et fait l'objet d'études en ce sens en République fédérale d'Allemagne.

3.4. Problèmes internationaux

3.4.1. Rejets

Dans un certain nombre de cas, des rejets d'effluents radioactifs peuvent ne pas concerner seulement les pays qui les effectuent. C'est le cas de rejets d'effluents gazeux d'installations situées au voisinage d'une frontière, de rejets d'effluents liquides dans un fleuve arrosant plusieurs pays ou de rejets d'effluents liquides dans des eaux côtières que des courants peuvent conduire vers d'autres pays.

Il semblerait que le fait de disposer de normes communes élimine tout problème. Les normes édictées par la CIPR, ou des normes équivalentes, sont en effet pratiquement reconnues par tous les pays; mais elles ne fixent en fait que la valeur des irradiations admissibles, d'où les experts déduisent les concentrations maximales admissibles dans les milieux concernés pour les différents radionucléides. Quant aux valeurs fixées dans les autorisations de rejet, ce sont les autorités compétentes nationales qui les fixent.

Il est clair que cette pratique, absolument normale et régulière quand il s'agit de phénomènes ne pouvant intéresser que les populations nationales, risque de poser certains problèmes dans les cas que nous avons envisagés. Le cas est particulièrement net pour les rejets liquides dans un fleuve international où, si tous les pays situés en amont rejettent les quantités maximales admissibles, les pays situés en aval risqueront de ne rien pouvoir rejeter tout en ne disposant que d'une eau dépassant les normes.

Seules des conventions internationales permettront de résoudre le problème. Elles existent d'ailleurs déjà en Europe pour certains fleuves, mais devront être développées et précisées dans l'avenir.

Encore plus délicat est le problème des rejets gazeux, qui sont souvent basés sur certaines hypothèses, reflet d'une philosophie des facteurs de sécurité supplémentaire à prendre en considération, qui peut différer d'un pays à un autre ou s'assortir de conditions particulières propres aux conditions locales et qui ne sont pas forcément valables dans une région limitrophe.

C'est aussi le cas pour le rejet dans les eaux côtières. Des études faites dans un pays d'Europe occidentale ont montré que c'est dans une région située à plusieurs dizaines de km de distance d'un point de rejet que se produit l'irradiation la plus significative selon le concept de la voie de transfert critique.

Il est bien évident que dans l'état actuel du développement de l'énergie nucléaire, tout ce qui vient d'être dit ne peut correspondre à un problème réel: tous les rejets sont encore loin des limites admissibles et les possibilités réelles de chaque milieu sont très importantes, mais pour être prêt à temps quand les problèmes risqueront de se poser, il faut prévoir et préparer dès maintenant une coopération internationale pour des études en commun et des accords entre pays intéressés.

On peut se poser la question de savoir si on pourrait aller plus loin et si une instance internationale ne devrait pas édicter des normes précises pour tous ces problèmes, un peu analogues par exemple aux recommandations édictées par l'AIEA concernant le transport de matières radioactives, qui, reprises à l'échelon national sous forme de règlement, permettent pratiquement d'avoir une réglementation unique dans ce domaine.

En fait, le problème est beaucoup plus complexe et cela ne semble pas possible, mais peut-être l'AIEA pourrait-elle compléter ses manuels de sécurité en édictant quelques recommandations susceptibles d'aider les pays dans la conclusion de ces accords. Il ne faut d'ailleurs pas sous-estimer l'importance de telles recommandations. Dans de nombreux pays, la caution apportée par un organisme international est importante et permet plus facilement de convaincre une opinion publique qui accepterait plus difficilement les conclusions d'experts uniquement nationaux.

3.4.2. Sites de stockage définitif

Les problèmes de stockage définitif de déchets radioactifs peuvent demander eux aussi une collaboration internationale. Tous les pays ne disposent pas de possibilités adéquates pour le stockage de toutes les catégories et de toutes les quantités de déchets. Tous ne disposent pas, en particulier, de formations salines. Les conditions géologiques ou hydrographiques dans certains pays peuvent même pratiquement s'opposer à la création de cimetières radioactifs, même pour des déchets d'activité faible. Cela peut évidemment se rencontrer surtout dans des régions comme l'Europe occidentale où les pays n'ont qu'une superficie limitée et où la nappe phréatique peut affleurer le sol sur une grande partie du territoire.

Ces faits plaident en faveur de l'utilisation internationale des centres de stockage définitif. Des modalités seront à trouver, des coopérations devront s'établir. Mais on sera d'autant plus incité à le faire qu'il en

résultera un gain économique: quelques centres bien choisis et donnant toutes garanties coûteront moins cher qu'un grand nombre, répartis dans chaque pays.

3. 4. 3. Déclassement des sites nucléaires

Un dernier point qui nous paraît devoir faire l'objet d'une harmonisation sur le plan international est celui de l'abandon et du déclassement des sites nucléaires. Il s'agit d'un problème complexe et, pour autant que l'on puisse le savoir d'après les réalisations et les études, d'un coût très élevé. Il pourrait être tentant de n'effectuer que des décontaminations relativement grossières et de laisser alors les installations telles quelles, donc de créer un certain nombre de cimetières.

On peut remarquer au passage qu'en effet dans certains cas il pourrait être judicieux d'utiliser des installations nucléaires déclassées comme cimetières.

Mais très souvent les conditions locales ne sont pas favorables et, dans ce cas, la décontamination des installations nous semble devoir être menée en fonction essentiellement des radionucléides considérés. Si une installation qui n'aura traité que des isotopes à vie courte pourra n'être que peu ou pas décontaminée tout en étant contrôlée pendant un temps suffisant, une installation telle qu'une usine de retraitement devra être entièrement décontaminée, compte tenu de la très longue période du plutonium et de l'ignorance de ce que deviendront, au cours de la durée nécessaire à la décroissance radioactive, le sort des nations, les conditions climatiques et notre civilisation même.

L'existence de recommandations internationales éviterait de laisser au monde futur des terrains inutilisables où subsisteraient des risques diffus.

Elles permettraient aussi à titre accessoire d'égaliser les charges de l'arrêt de ces installations et d'éviter que les industries des pays les plus soucieux de morale internationale ou de protection du futur soient pénalisées par rapport à celles installées dans des pays qui auraient des vues plus larges.

4. BASES D'UNE POLITIQUE FUTURE DE GESTION DES DECHETS

Tout ce qui vient d'être développé laisse évidemment inchangées les deux possibilités fondamentales: diluer ou confiner. Diluer est irréversible, confiner n'est effectif que quand la sûreté du confinement est compatible avec la période radioactive des nucléides concernés.

Toute politique de gestion des déchets devra être un choix ou une combinaison entre ces deux options et surtout une définition des modalités d'application. Et ce qui devra guider est la nocivité admissible. C'est d'ailleurs le problème pour toute l'énergie nucléaire et le problème pour toute industrie humaine. On commence seulement à le voir mais on le voit maintenant nettement.

4. 1. Principes de base

Divers critères de base ont été proposés dans certains pays: soit attribuer une valeur possible de l'augmentation de l'irradiation naturelle

à l'utilisation de l'énergie nucléaire (on définirait que chaque MW(e) nucléaire supplémentaire installé pourrait se traduire par une irradiation correspondante maximale de tant de mrems), soit, d'une façon plus précise pour la gestion des déchets, définir que ceux-ci peuvent contribuer à telle fraction de l'augmentation admissible de l'irradiation naturelle.

Les deux méthodes ne sont bien entendu pas contradictoires, mais notre sujet se limite à la gestion des déchets et il nous semble qu'il faut distinguer très nettement, d'une part, le stockage – définitif ou provisoire – et, d'autre part, toutes les autres opérations de traitement, conditionnement, etc. Cette dernière partie n'est en fait qu'une part du cycle de combustible nucléaire et l'approche de ce problème, le niveau d'irradiation qu'on peut lui accorder, doit être dans ce cadre.

C'est surtout donc la politique de stockage qu'il importe et qu'il importera de définir, car, sans nul doute, actuellement l'irradiation due au stockage est pratiquement nulle: les déchets gazeux rejetés dans l'atmosphère sont actuellement négligeables et les stockages absolument sûrs sur la courte durée qui s'est écoulée depuis leur création.

Un certain nombre de données fondamentales sont à prendre en considération:

- la capacité d'un milieu quel qu'il soit en matière de stockage, compte tenu de tous les facteurs qui interviennent;
- la prudence indispensable dans ces domaines dans lesquels nous ne faisons pas que nous engager nous-mêmes, mais qui concernent aussi les générations futures;
- les éventualités d'accidents non prévisibles, résultant d'une série invraisemblable de coïncidences, mais qu'on ne peut écarter dans le cas qui nous occupe;
- la nature des déchets à stocker et surtout la combinaison de leur nocivité radiologique et de leur période.

4.2. Proposition pour une politique

Compte tenu des considérations précédentes, on peut en déduire:

- que les stockages devront, soit être rigoureusement sûrs pour une durée compatible avec les périodes des radionucléides contenus, soit conçus de façon que la récupération des déchets soit possible dans l'avenir;
- qu'il n'est pas nécessaire sur le plan de la santé publique, ni souhaitable sur le plan économique, de choisir des stockages dont la sécurité potentielle est bien trop grande pour les catégories de déchets concernés.

Aussi suggérerons-nous comme cadre général le schéma proposé au tableau IV.

Il est bien évident qu'il ne s'agit nullement dans notre esprit d'un cadre rigoureux, mais plutôt d'une orientation dont les grandes lignes peuvent être résumées ainsi:

– Tous les déchets contenant des quantités appréciables d'éléments transuraniens devraient être stockés dans des mines de sel, y compris donc, le cas échéant, les produits de fission concentrés. Par contre, si ces derniers ne contiennent pas d'émetteurs α, des enceintes étanches implantées en surface dans des zones géologiques convenables seraient suffisantes.

TABLEAU IV. PROPOSITION D'UNE POLITIQUE DE STOCKAGE

	Faible activité	Haute activité
Période courte	Stockage en surface	Formations salines ou enceintes étanches
Période longue par rapport à la vie humaine	Immersion en fosses océaniques	Formation salines

– La méthode actuelle couramment utilisée de stockage en surface dans des cimetières radioactifs est adéquate pour les déchets solides de faible activité ne contenant pas d'émetteurs α.

– Enfin, les fosses océaniques profondes ont une certaine capacité pour n'importe quel radionucléide, et certains déchets de basse activité contenant du plutonium en faible proportion et non incinérables (béton contaminé) pourraient, après conditionnement convenable (blocage par du béton inactif par exemple), être immergés à grande profondeur dans les océans. Mais, dans notre esprit, cela ne devrait pouvoir se faire que dans les lieux déterminés par des instances internationales et sur des quantités acceptées par elles et qui tiendraient compte, avec bien entendu les facteurs de sécurité convenables, des possibilités du milieu.

Il est bien évident que pour cette dernière catégorie aussi, le stockage en formation saline est satisfaisant. Mais ne serait-ce pas payer inutilement pour une sécurité surabondante? Et risquer aussi d'utiliser trop rapidement les formations salines qui seront mieux utilisées pour d'autres déchets?

En tout état de cause, ces déchets entraîneront, à très long terme, une certaine contrainte pour les générations futures et il peut paraître préférable que cette contrainte s'applique plutôt à des fosses océaniques profondes qu'à des zones habitables.

4.3. Exigences nécessaires

Le contrôle international sous une forme et avec des modalités à définir pour le choix des zones et les quantités immergeables en est une.

D'autres bien entendu seront nécessaires, en particulier l'archivage précis et complet de toutes les quantités et activités stockées. Cet archivage devrait être fait dans des conditions de conservation donnant toutes garanties, une sécurité supplémentaire étant l'archivage en deux endroits distincts et non soumis aux mêmes risques de cataclysme naturel.

Là aussi la question d'archivage par un organisme international peut être posée. Ce système pourrait peut-être offrir des garanties supplémentaires de conservation; on devrait en tout cas le mettre en pratique, comme l'a suggéré le président Seaborg au cours du colloque organisé par l'AIEA en août 1970 à New York sur les problèmes du milieu liés aux centrales nucléaires, pour les rejets gazeux dans l'atmosphère et pour les rejets dans les fleuves internationaux ou les eaux côtières.[3]

[3] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE ATOMIQUE, Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (C.r. Coll. New York, 1970), AIEA, Vienne (1971) 970 p.

Comme on l'a vu plus haut, ce sont des questions ayant des incidences internationales et il est normal qu'au moins tous les pays éventuellement concernés soient entièrement informés.

CONCLUSION

La gestion des déchets radioactifs, leur stockage, sont des questions qui ne soulèvent pas actuellement de problèmes importants de façon urgente. Dès les premiers stades du développement de l'énergie nucléaire, les responsables ont envisagé avec soin l'ensemble de la question. Et actuellement on dispose d'une gamme très large de procédés de traitement, de conditionnement, on dispose de données étendues sur diverses possibilités de stockage, sans oublier, ce qui est un atout non négligeable, les moyens de détection, extrêmement précis.

Cependant, avec le développement rapide de l'énergie nucléaire attendu au cours des prochaines années, de nouvelles questions vont se poser. Certaines d'entre elles, rejets gazeux des usines de retraitement, demandent un complément d'études technologiques, tandis que d'autres méthodes prometteuses, comme l'injection d'effluents tritiés à grande profondeur dans le sol, devront être développées.

La collaboration internationale, pouvant revêtir suivant les cas des formes diverses de coopération ou d'accords, devra se développer dans un certain nombre de ces domaines.

Mais si tout cela continue à être fait – comme cela l'a toujours été dans le passé – quelque grand que puisse paraître le problème de la gestion et du stockage des énormes quantités prévisibles de déchets, il pourra être résolu entièrement avec une garantie complète. Et si l'on continue à respecter un certain nombre de critères nécessaires, ce stockage ne constituera pas non plus, ni une charge pour les générations à venir, ni un risque pour elles, même à très long terme.

DISCUSSION ON AGENDA ITEM 3.2

Review of developments in radioactive waste management

DISCUSSION ON THE FOLLOWING GROUP OF PAPERS:

P/850	*Japan*	*Presented by T. Ishihara*
P/250	*Japan*	*Presented by S. Kadoya*
P/621	*France*	*Presented by P. Pottier*
P/800	*Australia*	

F.L. CULLER: Are there any plans for the disposal of high-level wastes into the sea, once the reprocessing plant at Tokai-mura is in operation?

T. ISHIHARA: We have no intention whatever of disposing of high-level waste into the sea. We plan to store it in the same way as is done in the United States of America.

F.L. CULLER: In connection with paper P/250, I should like to ask whether tests were made to determine the loss of effectiveness of the catalyst after exposure to feed streams that might contain poison to catalysts.

S. KADOYA: Some tests were conducted to determine whether there had been any degradation or decrease in effectiveness of our palladium catalyst. Such a loss of effectiveness was observed to a slight extent in the case of iodine. However, no noteworthy loss was observed.

F.L. CULLER: What are the effects of very long-term exposure to sea-water on the leach rates of radioactive materials from concrete?

S. KADOYA: Since we have no intention of solidifying high-level radioactive wastes and of disposing of them by dumping them into the sea, our safety assessment calculation undertaken with medium-level and low-level wastes has proved that such leached-out activity is much less – by several orders of magnitude – than the critical level imposed by safety considerations. The Nuclear Safety Research Association of Japan has set up a committee to deal with this problem of hazard assessment. The results of their estimation calculations have already been published in Japanese and some aspects of the evaluation were reported at the IAEA/ENEA Symposium at Aix-en-Provence.[1]

F.L. CULLER: Will the charcoal filters you described be used under conditions that require several hours' exposure to high humidity, such as in a chemical processing plant, or on a reactor, where it must operate routinely and at the same time protect against the iodine of CH_3I under reactor accident conditions?

S. KADOYA: The impregnated charcoal filter can be useful even at high (but not 100%) relative humidity. Charcoal filters are usually installed in a downstream position, after the dehumidifier.

---

[1] ICHIKAWA, R., "Radioactive waste management in Japan", Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes (Proc. IAEA/ENEA Symp. Aix-en-Provence, 1970), IAEA, Vienna (1970) 91.

O. BOBLETER (Chairman): I should like to ask Mr. Ishihara whether it is planned to use a noble gas retention procedure in the reprocessing plant scheduled to go into operation in 1974.

T. ISHIHARA: The JAERI pilot-plant ceased operation three years ago and no radioactive gas disposal is planned. Construction of the PNC reprocessing plant is under way, and the design concept is based on solvent off-gas retention.

Y. NISHIWAKI (Scientific Secretary): The foregoing question and answer were concerned with the reprocessing plant of the Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation of Japan (PNC). Details on the safety design of this plant were reported in the paper[2] at the IAEA Symposium on Radiation Safety Problems in the Design and Operation of Hot Facilities at Saclay in 1969.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING GROUP OF PAPERS:

P/396 FRG Presented by R. Bödege

P/426 USSR

P/427 USSR Presented by G.M. Nesmeyanova

P/703 USSR

P. BEAU: The results which Mr. Bödege has given show that, by means of pre-disposal treatment, he has succeeded in reducing the gaseous waste from the Gundremmingen boiling-water reactor very significantly. On the other hand, I was surprised at the values of the activity disposed of through the stack at Obrigheim, which are substantially higher than those for pressurized-water reactors now in operation, and especially those with which we are familiar in France at the Ardennes power station. Could he tell us what is the average hold-up time for noble gases at Obrigheim before disposal?

R. BÖDEGE: I shall ask Mr. Stephan, one of the co-authors of paper P/396, to answer this question.

W. STEPHAN: The delay time for noble gases in the hold-up tanks varies and may be anything from one to four weeks. The difference as compared with the Chooz plant may be due to the different activity level in the primary circuit.

R.F. FOSTER: Mr. Bödege has provided information on the rate of release of iodine via the gaseous effluent. Does he have any quantitative information on specific nuclide release via the liquid effluent?

R. BÖDEGE: The liquid effluents will not be analysed as to isotope content, except for tritium. The figure for the KWL plant is about 1 curie of tritium per month.

---

[2] MARUYAMA, M., NAKAJIMA, K., NISHIWAKI, Y., "Safety aspects of waste management and the decontamination facilities at a nuclear fuel reprocessing plant", Radiation Safety in Hot Facilities (Proc. Symp. Saclay, 1969), IAEA, Vienna (1970) 107.

O. BOBLETER(Chairman): How do your values in Table VI (P/396) compare with the actual measured or calculated doses at the fence of your installations?

R. BÖDEGE: Readings derived from glass dosimeters distributed in the vicinity of KRB and KWO show doses of 70 to 90 mrem/yr. There is no indication that these data differ significantly from those for the natural environment.

O. BOBLETER (Chairman): Miss Nesmeyanova said that the two-stage electrolytic demineralization described in Paper P/429 yielded a decontamination factor (D.F.) for ^{90}Sr of 50 to 100 and 1000 to 5000. Does this mean that in the first stage you obtained a D.F. of 50 - 100 or that on degrading the initial concentrations you got a different D.F.? If the second case is true, you have the interesting situation that you obtain a higher D.F. with solutions of lower concentration.

G.M. NESMEYANOVA: The initial concentration of the solution undergoing demineralization is between 6.25 and 13.3 mg-equiv./litre. Because of the two-stage decontamination, there is a reduction in concentration down to 25 mg/litre. In this process, the beta activity of the solution is reduced by a factor of 50 to 100, from 1.5×10^{-7} to 1×10^{-9} Ci/litre, but in the case of ^{90}Sr, from 1.5×10^{-8} to 1×10^{-11} Ci/litre.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING GROUP OF PAPERS:

P/512 UK Presented by H.J. Dunster

P/839 USA Presented by F.L. Culler

P/766 France Presented by Y. Sousselier

W. Bennett LEWIS: It seems that the time is ripe to point out a modified approach to high-level waste management. This is one which emphasizes the management of past wastes alongside current wastes: the areas of plants for carrying this out safely need not be large; no area is expected ever to be abandoned; each area remains a working plant; a typical site would manage the wastes from 300 GW of electric power generation. This proposal has not yet been developed in the necessary full detail but it offers an alternative to conceiving of sites that merely require surveillance in perpetuity, something that seems beyond the power of any man to guarantee. The ingenious suggestions that we have heard in the first two papers seem entirely satisfactory, but the approach I am suggesting relies on people carrying out these functions as a minor part of their activities instead of making it an essential feature of nuclear power operation. I believe we would do well to consider this modified view.

F.L. CULLER: Mr. Lewis' view is of course worthy of consideration but I think that it may be unacceptable because of the uncertainty involved in committing 3000 to 10 000 years' worth of operating facilities. Our approach has been to find a repository that will safely contain those wastes which we generate today, i.e. a region where occurrences such as acts of

war, earthquakes, storms and erosion will not expose human beings or the biosphere to the radioactive waste which we produce today. We are thinking in terms of a formation representative of a glacial age. For example, we have estimated that the surface of the earth in Kansas has been eroded at the rate of only 5 feet (1.5 m) in a million years or something like that. There is an opposing view, of course, but our position for some time has been that we should look for a geological formation that will allow the permanent isolation of these wastes.

W. Bennett LEWIS: It is a form of answer – that is to say, it is a slight further elaboration of the view that has been presented and I believe I understood it before and still do. What I am suggesting is something different, namely, that we can in fact rely better on the fact that man must work at nuclear power forever than on any system of disposal.

F.L. CULLER: I guess I have as much difficulty in conceiving that man must work at nuclear power forever as you do in conceiving that we can put the wastes in a sequestered position in the environment.

W. Bennett LEWIS: How are we going to get on without nuclear energy?

F.L. CULLER: Well, there may be other sources. I agree we must have nuclear energy but do you assume that it will be necessary to have an institution dedicated to the watching of wastes for a very long time?

W. Bennett LEWIS: This is exactly contrary to the view I am putting forward. What we are talking about is an operating plant, one which is part of the overall organization of the production of nuclear energy.

F.L. CULLER: Basically, I do not disagree. The idea should be investigated, but I think it will be less safe in the long run.

O. BOBLETER (Chairman): I should like to ask Mr. Culler whether he has considered the possibility of using the wastes in separated isotopic forms for special applications, such as heat and radiation sources, instead of resorting to storage and deposition in salt.

F.L. CULLER: Yes, we have, and reports have been made on the subject. The problem is that in time the wastes decay to a level of non-utility and all you accomplish is to recover a little bit of money, probably not enough to pay for their isolation, before they have to be disposed of in some safe manner. The idea is good and sound but it does not solve the disposal problem.

H.J. DUNSTER: I think I have what is essentially a British compromise here. I don't much like the idea of committing future generations to operating a major plant at a particular location. I suggest that it is not necessary to assume that the disposal site will always continue to be an operational site. If we store the fission products at the reprocessing site, as we expect to do at Windscale, we can change at any convenient time from full operation to care and maintenance. If the fission products are in solution this will be a simple chemical engineering maintenance. If they are in low-leaching glass, it can be nothing more than watchkeeping.

F.L. CULLER: Mr. Dunster, would you turn it over for care and maintenance for 3000 years?

H.J. DUNSTER: Yes, of course: 3000 years is not now an unreasonable length of time for this sort of thing. If we are talking about half a million years, I agree that that is a different matter altogether.

F.L. CULLER: I think the time intervals before decay reaches the natural level of radioactive material in the environment are between 3000 and 10 000 years, so it is not a matter of several hundred thousand years.

Nevertheless, I know of no human institution that has survived for a thousand years.

W. Bennett LEWIS: We are dealing with something like the introduction of printing. Printing has not disappeared, it has not gone on for thousands of years yet, but it seems very unlikely that we shall give up this form of communication. We must not think that the world is ever going to go back to a primeval condition.

H.J. DUNSTER: If the world does go back to a primeval condition, these are not really our major problems.

F.L. CULLER: The question arises whether we have the right to pass off this responsibility by saying that if things deteriorate they are going to be so bad anyhow that this is a small problem. That is not necessarily true.

A.M. WEINBERG: I must accuse Mr. Lewis of deep moral insensitivity. What he is saying, in effect, is that we do not really know what to do with these wastes and we will therefore bequeath them to successive generations to take care of. The United States of America's position has been that we of the present generation should, if at all possible, design a system that will take care of the radioactive garbage that we produce. That would be much preferable to a system which implied that we knew what future generations were going to be doing.

W. Bennett LEWIS: The actual physical amount of this waste is just the same, whichever way it is disposed of. It is proportional to the amount of energy derived and to the time in which it is derived. What I am suggesting is that if people are going to continue deriving energy, they will have working plants that can look after this. If you are looking after the last ten years' wastes all the previous wastes will look very much smaller because they will have already decayed.

A.M. WEINBERG: But when the last man stops turning out the last kilowatt there will still be 3000 years to wait.

W. Bennett LEWIS: I cannot understand the idea of a last man turning out a last kilowatt, unless we are reverting to a primeval state where nothing matters. There will never be a last man turning out a last kilowatt. The baton is handed on.

H.J. DUNSTER: I would like to scotch the idea of 3000 years as a criterion. We are not expecting this waste to go back to a natural level of activity before we regard it as safe. The point one has to reach is merely that where the waste, if inadvertently interfered with, is no longer dangerous, and that is certainly more nearly 1000 years than 3000. The difference between these numbers is significant.

F.L. CULLER: I agree that there is a significant difference. However, all these arguments are based on the assumption that there will be no questioning of the basis of the ICRP limits. If the interpretation of the ICRP limits goes to "as low as practical" and there is a reduction by a factor of 100, then certain basic concepts on the allowable limits of dumping will change very drastically and many waste disposal systems will change in character. This is what is happening in the USA at present.

E. MAURER: Mr. Culler's paper indicated that 1000 years' storage in a salt repository would be necessary before dangerous levels of radioactivity had disappeared. This would appear to require surveillance through future generations to ensure that no drilling or other activity affecting the deposits takes place. In the discussion on peaceful nuclear explosions (Agenda Item 1.12., Vol. 7), it was suggested that an explosion underground could be used

to create an underground chamber into which wastes could be poured. These wastes, it was said, would boil, melt the rocks and ultimately the rocks would resolidify after having absorbed the radioactive wastes. Could someone comment on this method of waste disposal?

H.J. DUNSTER: I have not previously considered this approach as a solution, but rather as an example of the failure of a repository. However, if a deep chamber were selected the method might be feasible. The formation in question, like a salt formation, would require some degree of surveillance if only to prevent inadvertent drilling into the deposit.

F.L. CULLER: The reason for the interest in salt is that the wastes could be contained in it and not have to be watched at all. It is our impression that after recrystallization they would probably not move more than one foot in a million years. The containers will disappear, the glass waste will devitrify, but the wastes will stay in place without being disturbed for what is essentially geologic time. We have to be sure that nothing will happen to the deposits for a period of maybe 1000 to 10 000 years, but it is not proposed that there should be continuous surveillance of the facility even for that period of time.

M.A. ROLLIER: Why not shoot the wastes in concentrated form in a rocket to the sun?

F.L. CULLER: This question comes up at every discussion on the disposal of high-level waste, and I am not sure that there is a standard answer. There are several arguments against it. First of all, there is a very great hazard during the escape from the atmosphere that there may be an accident that would distribute the radioactive material. The second objection is a moral one: I am not sure that we have a right to shoot things off to other places. The fact is that we really do not know how to do it. The waste would have to be heavily shielded and in all probability the cost would be prohibitive.

K. KUHN: Coming somewhat closer to the present period, I would like to know something about the policy of the United States Atomic Energy Commission as regards co-operation with industrial companies in matters of radioactive waste disposal. As far as I know, there are five commercially operated land burial grounds for low-level radioactive waste material, in addition to another ten land burial grounds operated by the USAEC. On 17 June 1970 the USAEC announced the tentative selection of the Lyons (Kansas) mine as an initial salt mine repository for the demonstration of long-term storage of both solid high-level and long-lived alpha-contaminated wastes. There had been a statement on 3 June 1969 that the inventory of high-level liquid wastes produced by commercial reprocessing plants would be limited in volume to the quantity produced in the five preceding years. High-level liquid wastes in excess of this authorized quantity must be converted to an USAEC-approved solid form and transferred to a repository. I would like to ask the following questions in this connection: First, are any facilities planned in addition to those five commercially operated burial grounds? Second, are these commercial facilities situated on land owned by the Government and are they controlled or supervised by the Federal or the State Government? Third, will repositories for solid high-level and alpha-contaminated wastes also be operated by commercial companies or exclusively by the USAEC? Fourthly, when they are commercially operated will the Government at least own the land?

F.L. CULLER: The five commercially operated waste disposal burial grounds are for non-plutonium-bearing low-level wastes. They will probably continue in operation for a while. They are licensed by the Federal Government and inspected by authorized State groups. With respect to the number of repositories in salt, there probably will be only one. It will be owned by the Federal Government and operated by a contractor responsible directly to the Federal Government. At least that is the way the policy seems to be developing at present. It will be monitored by the Federal Government and the State of Kansas, if the Lyons site is the one chosen.

Turning to a different aspect I would like to congratulate Mr. Sousselier on a very penetrating paper. He raised two issues which I think it is important for all of us to consider. He suggested that we may soon have to decide whether our policy on radioactive liquid waste disposal is to dilute and disperse, in accordance with some limit or guide, a guide which he characterizes, as one possible suggestion, in terms of permissible harmfulness. I should like to pursue this concept a bit further: the idea of harmfulness implies that we can determine the level of harm by some scientific measure. In all probability, however, the harm level will not be established in science, as Mr. Weinberg has pointed out. It is an issue that belongs to the domain of trans-science. As a consequence, the concept of harmfulness should perhaps be replaced by a policy which says, in effect, that materials should be contained to a point where their potential release is at a level which is some very small fraction of the natural environmental level (in the ground it would be between 10 μCi/kg, the natural level of radioactive materials in the earth) and where no mechanism that we can foresee – no maximum credible accident – would release these materials to the environment during their hazardous lifetime.

The second point is that if we are to proceed in any reasonable manner, the disagreements between various nuclear energy groups must be resolved on the basis of an acceptable and uniformly applied set of standards. As a consequence, it becomes necessary at this point to view these longer-term issues on a wider basis than just the experimental programs for waste treatment.

D.G. JACOBS: The International Atomic Energy Agency has been concerned from its earliest days with the matter of determining the capacity of the oceans for receiving radioactive wastes. In November 1970 a panel reviewed the reports on the subject by panels held in 1958 and 1959 and drafted principles for limiting the release of radioactive wastes to the sea. In November 1971 a panel will be convened to consider the effects of ionizing radiation on marine biota, and a symposium is planned in 1972 on the interaction of radionuclides with components of the marine environment.

In July 1971 a consultants' meeting was convened to discuss the technical aspects of establishing a register of releases of radionuclides to the environment. Further efforts are being made to determine the advisability of establishing such a register.

Thus, the various international activities suggested by Mr. Sousselier and Mr. Culler are scheduled to be incorporated in the continuing programs of the International Atomic Energy Agency.

A.W. KENNY: I would like to make a few remarks on the United Kingdom position. The comparison is not between liquid storage and solid storage, but between liquid storage and liquid-solid storage, since with all solidification processes now developed, it is necessary to store liquid for decay before

solidification. Even if we were now to adopt solidification, almost half our fission products at 2000 A.D. would still be liquid. Thus, my safety arguments based on liquid releases caused by an earthquake or other major disaster, would apply almost as forcibly to solid storage as to liquid storage in the short term. By postponing a decision one gains time for further research: if a process permitting immediate solidification were developed, for example, the position would be quite different.

At one stage in the discussion it was suggested that if public opinion should force the adoption of solidification in one country, other countries would be forced to follow and perhaps international agreements might have to be reached. I do not think that is so: there are no safety considerations compelling international action for liquid storage: the use of stainless steel as now practised is quite safe.

I find difficulty in understanding the arguments about the moral right to bequeath waste to future generations, for I am not an expert on moral questions and I have not been able to find a definition of the term. With some confidence, however, I suggest that our legacy of nuclear know-how, without which that future generation would be reduced to primeval conditions, probably more than compensates for any trouble from our fission product waste.

As regards the guaranteeing of surveillance for 3000 years, the fact is that probably a considerably shorter time would be required for the waste to decay to levels where it could be easily handled. Thereafter we would have the quite different problem of the long-lived alpha emitters. There are in the United Kingdom structures which have been maintained for that shorter period, and in other countries there are well-known monuments whose contents have survived unmolested for the longer period.

Despite the careful and extensive work which has been done on storage of solid fission products in salt mines, we should be hesitant to adopt solid disposal (as contrasted with solid storage), i.e. irrecoverable and unmonitored disposal. We do not feel that its safety can be guaranteed.

Our position is that there is no urgency to go to solid disposal and there may be an advantage in waiting at least for a decade or so before making the decision. There are no economic or safety penalties in doing so.

F.L. CULLER: I must apologize for giving a wrong impression. I was not suggesting at all that liquid waste storage is unsafe, and I would be the last to suggest that one country should have to follow another in any procedure. However, I think the arguments about what is happening in the short term may obscure our thoughts about what we must do for the long term. I understand Mr. Lewis' suggestion that we should have an industry which can take care of itself at surface level, but I wonder whether a maximum credible analysis has been made of what will happen to the waste if we have a loss-of-coolant accident, a bombing raid or an earthquake leading to the release of these materials to the natural environment at the surface of the earth. I am not saying that permanent containment in a remote geological formation is the only way, but I do not think permanent storage at the surface in liquid form for the radioactive lifetime of the waste is a satisfactory method.

H.J. DUNSTER: In support of Mr. Kenny's remarks, I might add that it is almost certain that the amount of radioactivity released to the environment will be slightly greater if we go to solid storage. Liquid storage is safe but it is hard to convince people that this is so. I personally believe

we shall go to solid storage simply because it is more easily demonstrated as safe, even though the doses to people are likely to be slightly higher than in the case of liquid storage.

F.L. CULLER: I must dispute this. Judging by operations at the Hanford pilot-plant and elsewhere, there is no evidence that the actual production of glassed high-level waste will result in a greater release of activity than that from tanks. What we need are data on what happens to the vessels in long-term storage.

Y. SOUSSELIER: I should like to comment, first on the statement of Mr. Lewis, and then on those of Messrs. Kenny and Dunster.

There seems to be no certainty whatsoever that nuclear energy will continue to be used for centuries. We need only consider what is happening in the case of coal. Hence it does not seem realistic to assume that nuclear power stations could be used for centuries to store waste.

As regards the storage of fission products, it is obvious that the system of liquid storage being used at present is safe for 30 to 50 years, but it is no less certain that the storage containers to be filled with waste will have to be exchanged – several times over – during the six to nine centuries required for complete radioactive decay. That being so, solification is the more economic procedure, to say nothing of the fact that it precludes any possibility of a medium-size accident. What can be discussed is the question whether solidification should take place after 5, 10 or 30 years. In my opinion, the evidence of the published literature is that the optimum time is after 5 or 10 years.

A.W. KENNY: In connection with Mr. Sousselier's comment, I would point out that in the United Kingdom, by the year 2000 A.D., almost half of the fission products would be liquid anyway, even if we were to adopt a solidification technique. I repeat, there is no urgency to make a decision now, and when we have to make the decision there may be new processes which give a different picture.

AGENDA ITEM 3.3

Environmental effects and public acceptance

Effets sur le milieu et attitude du public

Влияние на окружающую среду и реакция населения

Efectos ambientales y aceptación pública de las instalaciones nucleares

Chairmen

Sir John HILL, United Kingdom (First Session)
G. AGRENIUS, Sweden (Second Session)

Vice-Chairman

A.J.A. ROUX, South Africa (Second Session)

Scientific Secretaries

Y. NISHIWAKI, IAEA (Both sessions)
H. EISENLOHR, IAEA (Both sessions)

NUCLEAR POWER AND THE ENVIRONMENT

A.M. MARKO, P.J. BARRY
Chalk River Nuclear Laboratories, Atomic Energy of Canada Ltd,
Chalk River, Ont.

R. WILSON, K. WONG
Hydro-Electric Power Commission of Ontario, Toronto, Ont.

P.O. PERRON
Centrale Nucléaire de Gentilly,
Commission Hydroélectrique de Québec,
Gentilly, Que.

J.L. WEEKS
Whiteshell Nuclear Research Establishment,
Atomic Energy of Canada Ltd,
Pinawa, Man.,
Canada

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

NUCLEAR POWER AND THE ENVIRONMENT.

A modern 1000 MW(e) coal-fired station burns 10 000 tonnes of coal a day. Coal in storage covers 15 hectares of land to a height of 15 m. Every day the station produces 1000 tonnes of slag and fly ash, which in 35 years will cover 40 hectares to a height of 8 m. An equivalent nuclear station requires less than a half a tonne of uranium oxide per day and in 35 years produces only enough wastes to fill an Olympic-size swimming pool. Nuclear power stations cause far less disruption to the landscape than do either hydro-electric stations or fossil-fuelled stations. In addition, legislation requires that nuclear stations be operated to very conservative levels of safety, particularly in respect of releases of radioactivity. Canadian experience with prototype nuclear stations indicates that these conservative levels can be met in practice and, as the nuclear power program expands, progressively more precise guidelines are being established to ensure that they will be met in the future. A useful concept is a limit of dose to the public expressed in man-rem per unit of electric power. Nuclear stations currently produce more waste heat than fossil-fuelled stations of the same capacity. However, in Canada and other countries with cold climates waste heat may be put to useful purposes.

LES CENTRALES NUCLEAIRES ET L'ENVIRONNEMENT.

Une centrale électrique moderne de 1000 MW(e) alimentée au charbon consomme 10 000 tonnes de charbon par jour. Le charbon stocké couvre 15 hectares et s'élève à une hauteur de 15 mètres. Une centrale de ce type produit chaque jour 1000 tonnes de scories et de cendres qui, en 35 ans, pourraient recouvrir 40 hectares sur une épaisseur de 8 mètres. Une centrale nucléaire de même puissance utilise moins d'une demi-tonne d'oxyde par jour et, en 35 ans, ses déchets pourraient tout juste remplir une piscine de dimension olympique. Les centrales nucléaires enlaidissent beaucoup moins le paysage que ne le font les centrales hydro-électriques et thermiques. De plus, la loi exige que des centrales nucléaires soient exploitées selon des normes de sécurité très prudentes, notamment pour ce qui est des dégagements de radioactivité. L'expérience acquise par le Canada dans le fonctionnement de ses centrales nucléaires prototypes prouve que ces normes de sécurité peuvent être respectées dans la pratique. A mesure que le programme canadien d'équipement nucléo-électrique se développe, on élabore des instructions de plus en plus précises afin de s'assurer que ces normes seront respectées dans l'avenir. Une protection utile consiste à fixer une limite de dose au public, exprimée en rem-homme par unité d'énergie électrique. Les centrales nucléaires produisent actuellement plus de chaleur résiduelle que les centrales à combustible fossile de même puissance. Toutefois, au Canada et dans d'autres pays à climat rigoureux, cette chaleur résiduelle peut être utilement mise à profit.

ЯДЕРНАЯ ЭНЕРГЕТИКА И ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА.

На современной тепловой электростанции мощностью 1000 МВт(эл), работающей на угле, сжигается в день 10 000 т угля. Для хранения угля требуется площадь 15 га при высоте до 15 м. Ежедневно при эксплуатации станции остается 1000 т шлака и зольной пыли, которые за 35 лет покроют площадь 40 га при высоте 8 м. Для атомной электростанции равной мощности требуется менее 0,5 т окиси урана в день; за 35 лет она даст отходы, которых хватит лишь на то, чтобы заполнить плавательный бассейн олимпийского размера. Сооружение атомных электростанций вызывает значительно меньшее разрушение ландшафта, чем строительство тепловых или гидроэлектростанций. Кроме того, законодательство требует, чтобы атомные электростанции эксплуатировались при весьма консервативных требованиях по безопасности, особенно в отношении выхода радиоактивности. Опыт Канады с прототипными атомными электростанциями показывает, что эти уровни могут быть соблюдены на практике и, в связи с расширением программы в области атомной энергетики, мы активно работаем над определением более четких норм безопасности, которые будут соблюдаться в будущем. Одной из полезных идей в этом направлении является установление предельной дозы для населения, выраженной в бэр на единицу электрической мощности. Атомные электростанции дают больше отработанного тепла, чем тепловые равной мощности. Однако в Канаде и других странах с холодным климатом отработанное тепло может быть использовано в полезных целях.

ENERGIA NUCLEAR Y MEDIO AMBIENTE.

Una central moderna de 1000 MW(e) alimentada por carbón quema al día 10 000 toneladas de carbón. El carbón almacenado cubre 15 hectáreas de terreno hasta una altura de 15 m. Diariamente la central produce 1000 toneladas de escoria y ceniza volátil que en 35 años cubrirían 40 hectáreas hasta una altura de 8 m. Una central nuclear equivalente precisa al día menos de media tonelada de óxido de uranio y en 35 años produce sólo la cantidad de residuos que llenarían una piscina de dimensiones olímpicas. Las centrales nucleares perturban mucho menos el paisaje que las centrales hidroeléctricas o de combustible fósil. Además la legislación impone que las centrales nucleares funcionen con márgenes elevados de seguridad, de modo especial en lo referente a emisiones de radiactividad. La experiencia canadiense con prototipos de centrales nucleares indica que esos altos márgenes de seguridad pueden cumplirse en la práctica y, a medida que aumenta el desarrollo de la energía nuclear, se van estableciendo guías cada vez más precisas para asegurar su cumplimiento en lo futuro. Un concepto útil es un límite de dosis para el público expresado en rem-hombre por unidad de energía eléctrica. Las centrales nucleares producen actualmente más calor residual que las centrales de combustible fósil de igual potencia. Sin embargo, en Canadá y otros países de clima frío el calor residual puede aprovecharse para fines útiles.

To meet new demands the production of electricity must increase rapidly during the next few decades. By using nuclear power, the utilities can minimize the resulting strains on the environment.

Ontario has already committed over 5 000 MW(e) in the three nuclear generating stations, Douglas Point, Pickering and Bruce, and the Hydro-Electric Power Commission of Ontario — the public utility concerned — foresees a future in which nuclear stations will provide an increasing fraction of the total generating capacity of its network. In Quebec, the provincial Hydro-Electric Commission is already operating the 250-MW(e) Gentilly station. Interest in nuclear power has also been shown in other parts of Canada — for example, in British Columbia and the Atlantic Provinces.

The increased electrical demand will not be met by nuclear power alone. The utilities will continue to build fossil-fuel stations, although problems of fossil-fuel supply and increasing public unrest over emissions of sulfur dioxide, nitrogen oxides, and particulates are being felt.

This paper reviews Canadian experience of the environmental impact of nuclear reactors. A summary of Canadian reactors producing significant thermal power is given in Table I.

RADIATION PROTECTION STANDARDS IN CANADA

Dose limits for individual members of the public are set by the Atomic Energy Control Board (AECB); the limits conform to those recommended by the International Commission on Radiological Protection [1]. In addition, the AECB stipulates [2] that doses to the population around a nuclear reactor site shall not exceed

10^4 man-rem per year to whole body
10^4 thyroid-rem per year.

The integration extends from the edge of the exclusion area to the distance at which the individual whole-body dose is 0.005 rem/year and the individual thyroid dose is 0.03 rem/year.

The calculation of the population thyroid dose must take account of the dose to infants who, because of a high ventilation rate and a high milk intake relative to thyroid mass, receive doses greater than those received by adults for a given level of iodine contamination in the environment.

To ensure that these dose limits are not exceeded, the maximum permissible rates at which radioactive wastes may be discharged to the environment are calculated for a standard site. The calculations are based on the known rates of diffusion and dispersion of effluents in air and water, as well as the rates of transfer through important food chains.

SITE INVESTIGATIONS

Surveys at each reactor site establish basic local information on land use, population distribution, meteorology, geology, seismology, hydrography, and hydrology. Additional studies have been carried out at some sites to evaluate the dilution capacities of the atmosphere and receiving waters.

Dilution in the Ottawa River, which receives effluents from the NRX and NRU research reactors as well as from the prototype NPD power plant, was followed with Rhodamine B dye as a tracer; the studies showed that mixing was essentially complete within 5 km of the discharge point [3]. Similar results were observed in the Winnipeg River [4].

In contrast, Csanady's measurements in Lake Huron at Douglas Point [5] revealed much lower diffusion rates and only slow mixing in the lake water. The effluent tends to travel with wind-induced surface currents and to be trapped along the shoreline; also some of the effluent recirculates through the station. At Gentilly preliminary studies of dilution in the St. Lawrence River are being continued.

Fundamental research on atmospheric diffusion and related meteorological phenomena is in progress at the Whiteshell Nuclear Research

TABLE I. NUCLEAR REACTORS IN CANADA

Type	Rated Power (gross) (MW)	Gross Output (to Dec 1970) (MW-year)
RESEARCH REACTORS		
NRX — Jul 1947[a] Tank type, heavy-water moderator, light-water coolant, graphite reflector	10-40(t)	550(t)
NRU — Nov 1957 — Apr 1964 Tank type, heavy-water moderator, coolant and reflector	200(t) 70-125(t)	805(t) 510(t)
WR-1 — Nov 1965 Heavy-water moderator, organic coolant	40(t)	82(t)
POWER REACTORS		
NPD — Apr 1962 Heavy-water moderator, pressurized heavy-water coolant converted to boiling heavy-water coolant	25(e)	120(e)
Douglas-Point — Nov 1966 Heavy-water moderator, pressurized heavy-water coolant	220(e)	340(e)
Gentilly — Nov 1970 Heavy-water moderator, boiling light-water coolant	250(e)	Not applicable
Pickering — Feb 1971 Heavy-water moderator, pressurized heavy-water coolant	540(e)	Not applicable

[a] Criticality date.

Establishment (WNRE) and the Chalk River Nuclear Laboratories (CRNL). Also the Meteorological Service of Canada, in co-operation with the Occupational Health Division of the Department of National Health and Welfare [6] has used uranine dye as a tracer to measure atmospheric dilution factors at Douglas Point.

The actual releases, as shown later, lead to doses considerably lower than those permitted. Nevertheless, site investigations continue to provide the basis for predicting the effects of future developments and to provide the information needed by licensing authorities and the public.

RELEASES FROM REACTOR SITES

Gaseous release rates averaged for periods up to several years are summarized in Table II. Since particulates are removed by filtration, they are not normally present in effluents in detectable quantities.

TABLE II. AVERAGE STACK RELEASES FROM REACTORS (Ci/day)

	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970
NRX + NRU							
Noble gases[a]	←			6400			→
Tritium (oxide)	16.5	10	17	15	12.5	12	11
^{131}I	←			<0.01			→
WR-1							
Noble gases			←	30			→
Tritium (oxide)			←	Not detectable			→
^{131}I			←	<.002			→
NPD							
Noble gases					—	45	—
Tritium (oxide)	8	9	15	25	27	28	21
^{131}I ($\times 10^{-6}$)	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Douglas Point							
Noble gases					110	280	440
Tritium (oxide)					7	26	30
^{131}I ($\times 10^{-4}$)					2	5	6

[a] Reactors at full power.

TABLE III. LIQUID-WASTE DISCHARGES FROM REACTORS[a] (mCi/day)

	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970
NRX + NRU							
Gross beta	317	64	58	55	56	331	[b]
^{90}Sr	34	5.1	2.9	2.0	1.7	7.5	[b]
WR-1							
Gross beta ($x10^{-3}$)	—	—	—	~1	~1	~1	~1
NPD							
Tritium (oxide) ($x10^{3}$)	1.5	0.74	1.1	10.1	15.9	14.8	9.6
Gross beta	0.56	0.07	0.35	0.21	0.04	0.05	0.06
Douglas Point							
Tritium (oxide) ($x10^{3}$)					1.2	2.7	2.6
Gross beta					15	33	58

[a] The average concentration in the effluent can be calculated by dividing the figure in the table by the daily cooling-water flow: NRX + NRU, 1.4×10^{11}; WR-1, 3×10^{10}; NPD, 7×10^{9}; Douglas Point, 1×10^{12} (all in units of cm^3/d).

[b] Not available.

Liquid-waste discharges (cooling water) are shown in Table III. If the undiluted effluents were drunk at the rate of 2 200 cm^3/day, the radionuclide concentrations would lead to doses less than the limits set for individuals in the population.

Releases are not given for Gentilly and Pickering—1 because these reactors are still in the commissioning phase.

SURVEILLANCE

The operator of a nuclear facility routinely monitors stack and liquid-waste discharges. Environmental surveillance is carried out by the operator and, independently, by federal and provincial health authorities. Table IV summarizes briefly the types of environmental sampling carried out at each site.

TABLE IV. ENVIRONMENTAL SURVEILLANCE AROUND REACTOR SITES

	NRX + NRU		WR-1		NPD		Douglas Point		Gentilly	
	O[a]	I	O	I	O	I	O	I	O	I
Air										
Inhalation			x						x	
Immersion	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Precipitation	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Water										
Effluent receiving waters	x		x	x	x	x	x	x	x	
Drinking water	x	x				x			x	x
Ground water	x		x							
Food stuffs										
Milk	x			x				x	x	x
Vegetation	x		x						x	
Fish	x	x	x			x		x	x	x
Wild life	x		x					x	x	
Land gamma survey	x		x						x	
River bed sediments	x		x							

[a] O, surveillance conducted by operator; I, surveillance conducted by independent agency.

DISCUSSION

Exposure of the Public from Reactor Releases

Environmental surveillance by both operators and public health authorities [7] over a number of years has consistently shown that levels of contamination in the environment outside the exclusion areas are indistinguishable from background.

The external radiation doses at several locations around the CRNL reactor ventilation stack are given in Table V. They arise entirely from discharged ^{41}Ar, the annual background dose of about 85 mrad having been subtracted and the amounts of other radionuclides in the effluent being negligible by comparison. The doses to which members of the public are exposed (Chalk River and Deep River) are indistinguishable from background. The other measuring stations are well within the exclusion area and

TABLE V. EXTERNAL EXPOSURE DOSES AT GROUND LEVEL FROM ^{41}Ar RELEASED FROM THE CRNL STACK (rad/year)

Measuring Station	Distance (km)	1965	1966	1967	1968
9	1	0.224	0.260	0.215	0.263
1	1	0.091	0.085	0.066	0.083
4	1	0.052	0.101	0.113	0.114
5	1.5	0.146	0.072	0.137	0.113
6	4.8	0.025	0.019	0.019	0.037
Chalk River	5.5	~0	~0	~0	~0
Deep River	10	~0	~0	~0	~0

the doses recorded are not directly relevant to the general public. However, they are of interest in that they may be used to estimate the range of doses per unit of emission rate that may be experienced at other sites where the exclusion radius is less than it is at Chalk River.

The results in Table V reflect the channelling of winds caused by the Ottawa River valley. The village of Chalk River is outside the valley and so is exposed only infrequently to the plume. Station 9, on the other hand, is directly downwind to the most prevalent wind and so receives the largest exposure of all the sampling sites. The average annual dose there is about half the dose limit to individual members of the public.

The amounts of radioactivity found in the environment as a result of reactor operations are indistinguishable from those due to natural background and fallout from nuclear-weapons testing. Thus we are unable to assess population doses directly, and we must resort to calculating upper limits from the releases known to have occurred.

An upper limit to population exposures resulting from the known noble-gas release rate can be calculated as follows. The average noble-gas release rate from Douglas Point was, in 1970 for example, 440 Ci/day. If — as a worst likely case — 50% of this is assumed to be ^{41}Ar, the external gamma dose rate at the boundary of the site (1.5 km from stack) is 8 mrem/year in average weather conditions. This is about 10% of the exposure rate due to natural background and agrees very well with the experience at CRNL. At a distance of 4 km the exposure dose is 5 mrem/year, so that the population-integrated exposure in the annulus from 1 km to 5 km is — with a population density of 10 persons/km^2 — less than 1 man-rem/year. The population-integrated dose rate out to 50 km is about 16 man-rem/year. Thus, the upper limit to the dose received by the potentially most heavily exposed individual is less than 2% of the prescribed limit, while the population-integrated dose is a trivial fraction of that prescribed.

Releases of other radionuclides from Douglas Point lead to doses that are lower by at least an order of magnitude. An individual at the site boundary would receive an annual dose of about 0.1 mrem from airborne tritium. In addition, he would receive a further 0.2 mrem from ingested tritium if he derived all his drinking water from the station liquid effluent. Infant thyroid doses at the boundary due to inhalation would be less than 0.05 mrem/year. Incremental doses derived from ^{131}I in milk would be even less because of the distance to the nearest dairy cattle, while the low milk production in the area combined with market dilution would further decrease the maximum likely doses from this source.

The average concentration of gross beta activity in the 1970 Douglas Point effluent is about 6×10^{-8} $\mu Ci/cm^3$. The major long-lived nuclides are ^{137}Cs, ^{134}Cs and ^{60}Co. If 50% of the total activity is ^{137}Cs, then the annual dose to an individual drinking the undiluted effluent would be less than 1 mrem/year. An individual daily consuming 50 g of fish that had lived in nothing but the undiluted effluent would receive a dose of about 20 mrem/year. For the obvious reason that no real individual behaves in these singular ways, it is quite clear that the actual doses to even the most heavily exposed individual are significantly lower.

At the NPD site, doses to the population are lower because of the lower rates of release and the sparser population.

If all the sources of maximum exposure at Douglas Point combine and focus on a single individual the total dose to the whole body is less than 30 mrem/year. This implies a maximum individual dose of between 100 and 250 mrem per 1000 MW(e)-year, that is between 20% and 50% of the dose limit per 1000 MW(e)-year, depending on the load factor achieved. In practice the maximum dose to any real individual in the population will be much smaller than this. Furthermore, the Douglas Point station is continually modified to further reduce the doses to which members of the public may be exposed. Experience at Douglas Point has suggested a number of design improvements that will be incorporated in future stations and still further reduce the already small doses received by individuals in the population.

Man-rem per Unit of Electrical Power as a Design Concept

As has been shown in the previous section, population doses from environmental contamination caused by reactor operations are well within accepted limits and pose no problems. On the other hand, operating experience within Ontario Hydro points to a strong economic incentive for reducing, by design, the radiation doses to workers. For example, about 40% of the occupational radiation exposure at a nuclear generating station is received by the mechanical maintenance staff. A conventional 2000-MW(e) generating station requires about 50 mechanical maintainers so that — taking, as a design parameter, the maximum annual individual dose at a nuclear station to be 4 rem — there are 200 man-rem available for this type of work. If, however, because of radiation fields in working areas, it is necessary to increase the work force to ensure that no individual receives more than 4 rem, a significant economic penalty is incurred. The problem may be solved during design of the reactor system,

thus incurring a capital charge, or by increasing station staff, thus incurring an operating charge. This is a consideration being actively studied by Ontario Hydro for its future nuclear plants.

The number of man-rem available per station is not unlimited, however. The International Commission for Radiological Protection (ICRP) recommends that the average population doses — other than those due to background and for medical purposes — should not exceed 5 rem per 30 years. This is an average of 0.17 rem per individual per year or a total of 1.7×10^5 man-rem per 10^6 of population. Since we cannot anticipate future demands on this allotment for purposes other than nuclear power, it would be prudent to restrict that part apportioned to nuclear power to 20% or 3.4×10^4 man-rem per 10^6 of population. In Canada there are now about 1 900 MW(e) installed capacity per 10^6 of population and it is anticipated that this will increase about 3 000 MW(e) within a decade or so. Thus, if half of this is generated using nuclear reactors, we have available about 4.5×10^4 man-rem per 2 000 MW(e)-year, which must include occupational as well as general-population exposures. It is clear that the various restrictions thus imposed on the radiation doses both inside and outside the plant will have to be considered more carefully at the design stage of future stations to achieve an economic optimum between capital, operating and waste-management costs.

THERMAL EFFECTS

In Canada and other countries with cold winter climates, the waste heat from power stations (both fossil-fuelled and nuclear) could be put to useful purposes. Research programs aimed at the utilization of this waste heat are being planned.

In Canada large lakes and rivers are available for cooling, and only local areas need be affected by added heat from power station coolants. Moreover, beneficial effects could perhaps be expected, particularly during winter. For these reasons thermal effects need not be as severe in Canada as in other countries with higher population densities and having only relatively small rivers and lakes for cooling.

Research at Douglas Point and at two fossil-fuelled stations suggests that fish move away from the warmer water in summer, but are attracted to it in winter. These has been no evidence of increased disease at the higher temperatures.

At Pickering on Lake Ontario, studies of the biological effects of the thermal plume were started in the spring of 1970. The composition and distribution of bottom-living organisms have been chosen as the most convenient and accurate means of assessing effects of thermal discharges. The bottom fauna are relatively immobile, abundant, and generally involve species that would respond to significant changes in the thermal regime. Samples are being taken at increasing distances from the discharge point and at control points outside the expected thermal plume. Biological studies of plankton and fish will continue for at least 2 years after the station becomes operational.

In 1970, studies of the thermal effects of the Gentilly effluent on the St. Lawrence River were started, and similar studies are either in progress or planned at sites of both conventional and nuclear generating stations.

CONCLUSIONS

Canadian experience has demonstrated that radiation doses from the environmental contamination caused by nuclear power stations can be kept well within the limits imposed by current radiation-protection standards. Nonetheless, continued efforts are being made to reduce still further the doses to populations. For example, although doses due to radioactive noble-gases from the Douglas Point site are well below the limits, a system to delay the emissions from the Pickering Generating Station is being considered so as to permit further attenuation of the short-lived nuclides.

Efforts continue to be made — indeed they are being increased — to improve methods for measuring contamination in the environment as well as for detecting, interpreting and assessing its effects. An example is the replacement in early 1971 of the dosimeters originally installed at the boundary of the Douglas Point site by more sensitive thermoluminescence dosimeters. Also planned are studies to assess the long-term build-up of tritium in the Great Lakes from low-level releases.

Canadian universities are becoming increasingly involved in environmental studies around nuclear power plants; they contribute not only additional competent scientific manpower but also further independence in assessing the social and ecological implications of Canada's increasing participation in the nuclear age.

REFERENCES

[1] *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection,* ICRP Publication 9, Pergamon Press (1966).

[2] BOYD, F.C., *Containment and siting requirements in Canada,* Proc. IAEA Symp. Containment and Siting of Nuclear Power Plants, Vienna (1967) 67.

[3] MERRITT, W.F., *A study of dilution in the Ottawa River using Rhodamine B. I. NPD to Deep River,* Hlth Phys. 10(1964) 195.

[4] MERRITT, W.F., *A study of dilution in the Winnipeg River near WNRE,* publication AECL-2295, Atomic Energy of Canada Limited (1965); MERRITT, W.F., *Further studies of dilution in Winnipeg River near WNRE,* publication AECL-3256, Atomic Energy of Canada Limited (1968).

[5] CSANADY, G.T., *Coastal entrapment in Lake Huron,* paper presented at 5th Int. Conf. Water Pollution Research, San Francisco (1970); Adv. in Water Pollution Research, Pergamon Press (in press).

[6] MUNN, R.E., *Turbulence statistics at Douglas Point,* J. Appl. Meteorol. 3 6 (1964) 771.

[7] *Data from radiation protection programs,* monthly publication, Radiation Protection Div., Dept. National Health and Welfare, Ottawa, 1-6 (1963-1968); McGREGOR, R.G., et al., *Environmental radioactivity surveillance in Canada, 1969,* publication RPD-78, Radiation Protection Div., Dept. National Health and Welfare, Ottawa (1970).

A DISCUSSION OF NUCLEAR PLANT SAFETY WITH REFERENCE TO OTHER HAZARDS EXPERIENCED BY THE COMMUNITY

J. O. TATTERSALL, D. M. SIMPSON, R. A. REYNOLDS
Atomic Energy Board, Pelindaba,
South Africa

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

A DISCUSSION OF NUCLEAR PLANT SAFETY WITH REFERENCE TO OTHER HAZARDS EXPERIENCED BY THE COMMUNITY.

The paper discusses nuclear installation safety assessment and the comparison of risk due to the presence of the installation with the existing hazards facing society. Reference is made to the continuous trend, particularly noticeable in the evolving technologies such as the aerospace and nuclear industries, of more positive and quantitative evaluation at the design stage. Noting that a probability approach to reactor safety is being actively studied by other workers in the field, the need to define a relationship between the magnitude of an activity release and the probability of the event is examined. Methods for achieving this by consideration of the reactor hazard and the frequency of other hazards normally tolerated by the community are discussed. The problem of detailed evaluation of the reactor design to ensure that it conforms to the limits so established is also mentioned. Recognizing that public acceptance of hazards is continuously changing, the limitations of applying standards accepted in the past to the risks that may arise in the future are already evident. Some mention is made of attempts to overcome this difficulty by consideration of the factors involved in the process whereby society establishes a tolerance level.

LA SECURITE D'UNE INSTALLATION NUCLEAIRE ET LES RISQUES ENCOURUS PAR LA COLLECTIVITE.

Le mémoire traite de l'évaluation de la sécurité d'une installation nucléaire et de la comparaison du risque que présente cette installation avec les autres risques encourus par la société. Les auteurs soulignent la tendance permanente, qui se manifeste surtout dans les technologies en évolution telles que celles des industries aérospatiales et nucléaires, à procéder à une évaluation plus positive et quantitative dès le stade de l'étude des plans. Ils rappellent que nombre de chercheurs étudient activement une méthode de détermination de la sécurité des réacteurs fondée sur les probabilités, et soulignent la nécessité de définir le rapport entre l'importance d'un dégagement de réactivité et la probabilité de ce dégagement. Ils examinent des méthodes permettant d'y parvenir en tenant compte du risque que présente le réacteur et des autres risques normalement acceptés par la collectivité. Ils mentionnent également la question de l'examen détaillé des plans du réacteur en vue de s'assurer qu'ils sont conformes aux limites fixées. Les risques acceptés par le public changeant continuellement, il est évident que les possibilités d'appliquer des normes acceptées dans le passé à des risques futurs éventuels sont limitées. Les auteurs mentionnent certaines tentatives faites pour surmonter cette difficulté en tenant compte des facteurs intervenant dans le processus par lequel la société établit un niveau de tolérance.

ОБСУЖДЕНИЕ ПРОБЛЕМЫ БЕЗОПАСНОСТИ ЭКСПЛУАТАЦИИ ЯДЕРНЫХ УСТАНОВОК И СОПОСТАВЛЕНИЕ СУЩЕСТВУЮЩЕГО РИСКА, СВЯЗАННОГО С РАБОТОЙ ЯДЕРНЫХ УСТАНОВОК, С ДРУГИМИ ВИДАМИ ОПАСНОСТИ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ.

В докладе рассмотрен вопрос оценки безопасности эксплуатации ядерных установок. Риск, который обусловлен работой ядерной установки, сравнивается с иными существующими опасностями для общества. При обсуждении проблемы делается ссылка на постоянно наблюдаемую тенденцию более точной количественной оценки такого риска на стадии проектирования. Эта тенденция особенно отчетливо проявляется в развивающихся технических областях, таких, например, как аэрокосмическая и атомная. Следует указать, что метод оценки безопасности реактора, основанный на рассмотрении максимально возможной аварии, активно исследуется рядом других специалистов в данной области; проведен анализ необходимости установления зависимости между величиной утечки радиоактивности и вероятностью такого инцидента. В докладе рассмотрены методы решения этой задачи путем анализа опасности, обусловленной эксплуатацией реактора, и частоты проявления других видов опасностей, которые обычно испытывает население. Кроме того, затронута проблема детальной оценки проекта реактора, который удовлетворял бы установленным таким образом

пределам. Признается, что отношение населения к опасностям постоянно меняется. Уже очевидны те ограничения, которые могут иметь место в будущем при использовании ранее принятых стандартов оценки опасности. В докладе затронуты попытки преодолеть эту трудность путем учета факторов, на основе которых общество устанавливает допустимую степень риска.

COMENTARIOS SOBRE LA SEGURIDAD DE LAS CENTRALES NUCLEARES EN RELACION CON OTROS RIESGOS A QUE ESTA EXPUESTA LA COMUNIDAD.

La memoria comenta las evaluaciones de seguridad de las instalaciones nucleares y se compara el riesgo originado por la presencia de una instalación con otros riesgos con que se enfrenta la sociedad. Se hace alusión a esa tendencia constante, que puede observarse especialmente en tecnologías en desarrollo, como las industrias aeroespaciales y nucleares, hacia una evaluación más positiva y cuantitativa en la fase de proyecto. Teniendo en cuenta que hay autores que están estudiando intensamente la aplicación de un método probabilístico a la seguridad de los reactores, se considera la necesidad de definir una relación entre la magnitud de una emisión de actividad y la probabilidad de que ocurra. Se discuten los métodos de conseguir esto, considerando los riesgos del reactor y la frecuencia de otros riesgos tolerados normalmente por la comunidad. Se hace referencia también al problema de una evaluación detallada del diseño del reactor para cerciorarse de que se acomoda a los límites establecidos de ese modo. Como hay que reconocer que la aceptación pública de los riesgos varía continuamente, resultan evidentes las limitaciones de aplicar normas o niveles aceptados en el pasado a riesgos que puedan presentarse en el futuro. Se mencionan los intentos de superar esta dificultad, considerando los factores que intervienen en el proceso y por los que la sociedad fija un nivel de tolerancia.

1. BACKGROUND

In 1969, with the expected growth of the nuclear industry in mind - in particular the impending introduction of nuclear power stations - a separate Licensing Division was created within the South African Atomic Energy Board to implement the Board's responsibilities under the Nuclear Installations (Licensing and Security) Act.

In terms of the Act, no person may use any site in South Africa for the purpose of a nuclear installation except under the authority of a licence granted by the Atomic Energy Board. Among the many detailed clauses, it is perhaps apposite to note that the Act provides:

(i) that the licence shall be subject to such conditions as the Board may deem necessary or desirable in the interest of public health and safety, and that these conditions may be varied, or the licence revoked, at any time;

(ii) that the Board may direct the applicant for a licence to serve notice of intention, together with relevant details, on any authority or person, so that these latter may make representations to the Board prior to the granting of a licence;

(iii) that the licence shall not be granted until the applicant, who as licensee will have absolute liability in respect of nuclear damage, has satisfied the Minister that he has sufficient resources to meet any obligation he may incur in terms of the Act.

Such provisions, common in nuclear legislation, serve to underline the desirability of a dual approach to safety. On the one hand, the licensee must shoulder responsibilities with regard to general public well-being far beyond those that might be dictated by economical plant operation alone, and, on the other hand, the Licensing Authority must decide what safety standards are required and must satisfy itself that these standards are and will continue to be achieved.

It was recognised that, in a comparatively small country with limited manpower and resources, the Licensing Authority would have to use these to the best possible advantage in order to fulfil its responsibilities. A mission was despatched overseas to study the licensing procedures and problems of other countries. Over a period of three months, the mission visited seven countries in Europe and North America and talked with representatives of some 40 organisations including licensing authorities, utilities, manufacturers, legal and engineering consultants, public bodies, and industrial associations. In developing the approach to nuclear plant safety assessment discussed in the ensuing paragraphs of this paper, much use has been made of the impressions gained during this overseas tour. Starting late, we in South Africa are fortunate in being able to draw on the experience of eminent men whose ideas have been maturing over many years. It is our hope that this opportunity has not been wasted and that our developing ideas may, in turn, be of interest to others.

2. THE PROBLEM OF ACCEPTABLE SAFETY STANDARDS

Probably no artifact, and certainly nothing as complex as a nuclear power station, can ever be made absolutely safe. It must therefore be recognised at the outset that it is the function of the Authority concerned with public safety, in granting a licence, to ensure that the plant and proposed operating procedures are "acceptably safe."

In reaching such a conclusion two things must have been done. First, the Authority must have defined either directly or by implication, and with whatever precision it could muster, standards of safety acceptable to the community on whose behalf it acts. Secondly, it must have determined with sufficient confidence that such hazards as the plant may impose on the community are within these "acceptable standards." Such a comparison can in the authors' view only have useful meaning if standards are expressed, however approximately, in some quantitative rather than qualitative terms.

What, then, is an "acceptable standard" of safety? Clearly, this is a most difficult question. Obviously it is unsatisfactory to define as acceptable merely that which has been or can be achieved by the plant or proposed plant under consideration.

It might perhaps be generally argued that a new phenomenon is acceptably safe if the summation of the benefits consequent upon its introduction, suitably weighted to allow for their time distribution, exceeds by some positive margin the summation of similarly weighted costs, risks and other detractions, and further that the margin at least equals that obtainable from any available alternative proposal. Such a contention leads to the important conclusions that acceptable standards are conditional upon features of the phenomenon under consideration and that these standards may change with time.

Whilst the above may be satisfactory as a statement of principle, much of a cost-benefit balance of this nature can at present only be described in broad qualitative terms. The field is being actively explored by men like Starr and Wall [1,2] and in our view is

one of the most promising lines for further development. In the meantime a simpler, more readily applicable approach seems also to be necessary.

The work of Farmer [3] and others has suggested recourse to empirical data, using the levels of hazard associated with other aspects of human experience - and which are apparently tolerated - as an aid in defining the criteria to apply to nuclear plant.

It is interesting to speculate that these levels may have been derived, albeit in a somewhat haphazard manner, by society performing something akin to a cost-benefit analysis of the type mentioned earlier, trimming its conclusions in the light of experience. Trial and error could have taken account of the factors difficult to quantify such as long term consequences, moral values, emotional effects, the difference between voluntary and involuntary risks, and so on. However, even assuming that this process has been happening and that it has been successful, the increasing pace of technological developments, often coupled with larger and larger potential hazards, demands increasing attention to safety matters in the concept stage of any new project. Safety and reliability go hand in hand, and the economic requirements of reliability in large and expensive projects enhance this trend.

Accepting then, that the approach using other risks as a guide is valid, the authors have been compiling relevant data and studying those produced by other workers in the field. Some of our own findings, which may be of interest, are reproduced in Figs. 1 and 2. It seems self-evident - and an examination of the data appears to support this - that society is less tolerant of major hazards than minor ones and so some relationship between the magnitude of any given hazard and its frequency of occurrence is immediately indicated.

In passing, the authors would like to comment that they have often found it extremely difficult to obtain information in sufficient detail for this type of analysis. We would like to make a plea to those recording accident data to bear such requirements in mind.

Although there are limitations in the data available, particularly with regard to large accidents, we feel there is sufficient information to draw some conservative conclusions regarding the frequency-magnitude relationship which should be applied in the case of nuclear plant. It appears that the relationships for each particular type of accident could reasonably be represented by an expression of the form:

$$\text{frequency} \times (\text{magnitude})^n = \text{constant}$$

where n is positive and does not differ widely for the different types of accident.

From this it seems a reasonable step to say that the relationship for nuclear hazards should be of the same form with a similar exponent. Furthermore, the nuclear hazard should not be larger than that generally associated with other industries of similar size and importance. Indeed, to allow for the uncertainties involved in predicting hazards and the suspected current trends for society to be less tolerant of risks as affluence increases, it is suggested that the nuclear hazards should be lower by 1 to 2 orders of

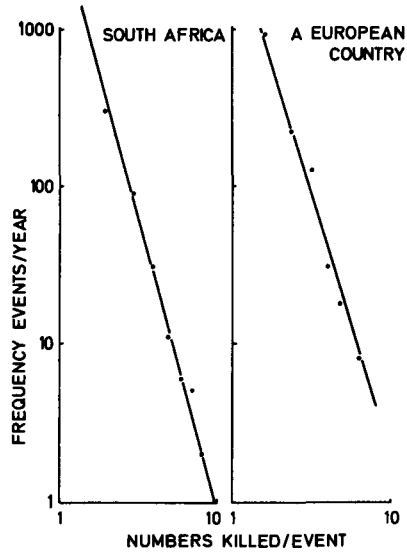


FIG. 1. Motor vehicle accidents.

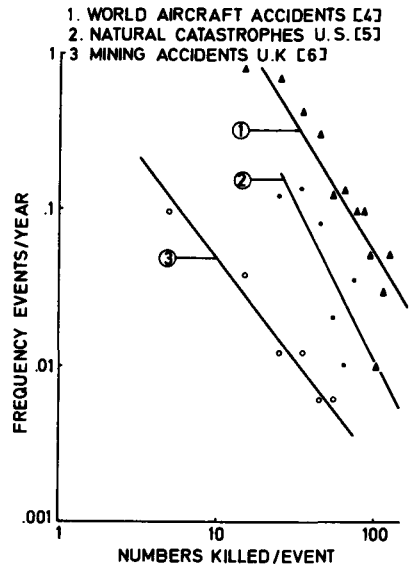


FIG. 2. Accidents and natural catastrophes.

magnitude. Another criterion, in our view, should be that the nuclear industry should not add significantly to the total hazard experienced by the community.

A further reduction in risk might well be appropriate at the very large hazard end of the spectrum where data from past experience is so sparse. The low hazard end corresponds to the permissible risks arising from normal operation and should be compared with the implications of other criteria such as the recommendations of the ICRP.

All of the data presented in Figs. 1 and 2 represent deaths only. In practice we have to deal with deaths and injuries arising directly from somatic and also in the long term from genetic effects. Ideally, we need to be able to express the deaths and injuries in terms of some common unit and to take account of their time distribution. We would like to suggest that one logical method of achieving this would be to apply a "present worth" technique to the lost productivity.

For the convenience of safety assessors it is appropriate to express the acceptable risks in terms of exposure to radiation from some predominant isotope, such as ^{131}I, and to relate this to activity release probability characteristics for a particular plant on a particular site. However, care should be taken to make sure that such a simplification is justified. Other isotopes may well be significant, particularly at the low release end of the characteristic.

Whilst it may be sufficient to establish such probability characteristics only for a typical site, we are not yet satisfied on this point and it is our present intention to take account of the particular dispersion characteristics and population distribution projections associated with each site. The simple method we intend to use for correlating the relevant factors is outlined in Appendix 1. It is hoped to include in the computer programme a routine to identify the highest individual risk and to check that this is not limiting.

Finally, in considering the problem of standards, because large margins appear necessary to ensure conservatism, detailed attention to some aspects may seem unwarrented. However, it is only by attention to detail that our understanding of the subject will improve. Clearly, the present situation is far from perfect and this serves to underline the need for continual review of standards to take account of both the improvement in understanding and the changing attitudes of the community.

3. ENSURING COMPLIANCE

If some overall standards of acceptability can be established as indicated in the preceeding paragraphs, the Licensing Authority has then to decide whether the potential licensee's proposal conforms. This demands an exhaustive examination of the design, location, construction, staffing, commissioning, and operating procedures for the plant, to determine the magnitude, duration, and frequency of occurence, of the hazards that may arise, throughout the life of the plant during both normal operation and accident conditions. In terms of the standards discussed earlier, the acceptability of the plant depends upon some time integral of all these hazards.

In a large and complex plant, the number of combinations of faults, dependent faults and coincident independent faults which can arise from known causes is very large and in many cases only elaborate analysis will show whether some hazard would result. In some instances it may be impracticable to analyse more than a fraction of these fault combinations on a timescale consistent with efficient construction of the plant. In such cases it is suggested that an acceptable procedure would be to start with the cases of faults leading to major hazards which readily spring to mind and to work downwards from these until the combination of faults being considered shows only hazards of trivial significance. Further confirmatory analysis could then proceed after plant commissioning, with reasonable confidence that an important hazard is unlikely to have been overlooked. However, the possibility of such an oversight cannot be ruled out.

The assessment of the probability of a particular accident occurring poses problems, and there has been much controversy over the application of this technique to the safety evaluation of nuclear plant. However, it should always be possible to express a probability within some range of confidence limits and whilst the scarcity of relevant data may in some areas make these limits very wide, the accuracy sought is not necessarily all that high. Taking into account the imprecision in the setting of acceptable standards and also the range of uncertainty in the hazard resulting from any particular accident, it may well be that the desirable accuracy required of the probability assessment is no better than between one and two orders of magnitude.

In order to assess accident probability, plant component reliability data must, of course, be available. For some components such as instruments, electronic devices and other standard items which have been manufactured on a large scale, there are records of performance reliability extending back over a significant period. However, for much of the more specialised plant, directly relevant historical data may be lacking. In these cases reliability may have to be deduced by considering possible modes of failure, together with the possibility of faults being present and escaping detection during the design, manufacture, commissioning and operating stages.

In our opinion there is no reason why the understanding of failure probability of items such as nuclear pressure vessels should not be extended in this manner.

It is noteworthy that the U.S. Aerospace industry under the guidance of NASA makes extensive use of failure probability analysis to ensure that the overall system reliability will meet both safety and economic criteria. The nuclear industry, which has been strongly safety-conscious from the outset, has made increasing use of similar techniques in recent years. Not only is failure probability analysis being used as a design tool, but attention is being focussed on designing for inservice inspection so that reliability predictions can be confirmed.

Following these developments in the newer industries, central organisations now offer rationalised assessment techniques and inspection procedures and access to data

banks on reliability. In the U.K. for example, the UKAEA now offers a Systems Reliability Service to industry in general.

One particular advantage of the probability technique deserves mention. Where, as mentioned earlier, large numbers of chains of events need analysing, it may often be possible to show by quick and approximate estimates that the combination of magnitude and probability is trivial compared with the acceptable standard. Further analysis is thus unnecessary.

In the past, much has been heard of the "Maximum Credible Accident", now tending to be called the "Design Basis Accident". Whilst the analysis of accidents so described has been, and is, useful, both the selection of the accident and the application of the corresponding analyses have been, in the authors' opinion, a little arbitrary. The very use of the term tends to build up a wall of misplaced confidence behind which designers, licensing authorities and users alike, may hide their ignorance or lethargy. The use of the probability approach does not invalidate the "MCA" analysis, but merely helps to place it correctly in the spectrum of hazards.

There remains the problem of faults which may arise from hitherto unknown or inadequately understood phenomena. In this connection, it must be remembered that within the history of major engineering developments there is also a history of unforseen accidents. The Tacoma Narrows bridge and the Comet disasters are outstanding examples of this in modern times. This category of failure adds weight to the need to set higher safety standards than those apparently tolerated in other branches of engineering with a longer history behind them. However, it should be noted that the suggested standards imply that the nuclear plant presents a continuous spectrum of accidents, whereas it is probable that there would be gaps. These would help to compensate for the unforseen accidents.

Although nothing can be done in the evaluation stage, the onset of unsuspected failure processes may be detected if a very thorough and well recorded inspection is made of all important parts of the plant and, further, if regular inspection of these parts and, where necessary, relevant specimens, is also carried out throughout the plant life.

Measures to detect unsuspected faults form but part of a much wider inspection requirement. A very high standard of quality control will be needed through all phases of the project to ensure that the plant, as built and operated, matches the accepted proposals.

In our view it should be unnecessary - and indeed it may be impracticable - for a licensing authority to undertake all the required quality control inspections itself. The work of its inspection branch should, however, be aimed at ensuring that the inspection teams employed by both the manufacturers and the licensee have and apply the necessary expertise, organisation and independence, and should supplement the work of these teams only when necessary. Such a procedure calls for a high degree of co-operation and mutual confidence between the various parties involved.

No safety assessment process can lead to absolute certainty, only to a measure of confidence. In the foregoing paragraphs the emphasis has been placed on the quantitative approach. At the same time it has to be recognised that there will be areas where numerical data are lacking or where the limitations of time and resources have prevented their full utilisation. In such circumstances the application of judgement will be required. However, judgement must always be regarded as a poor substitute for knowledge if a high level of confidence is to be achieved.

4. PROCEDURES

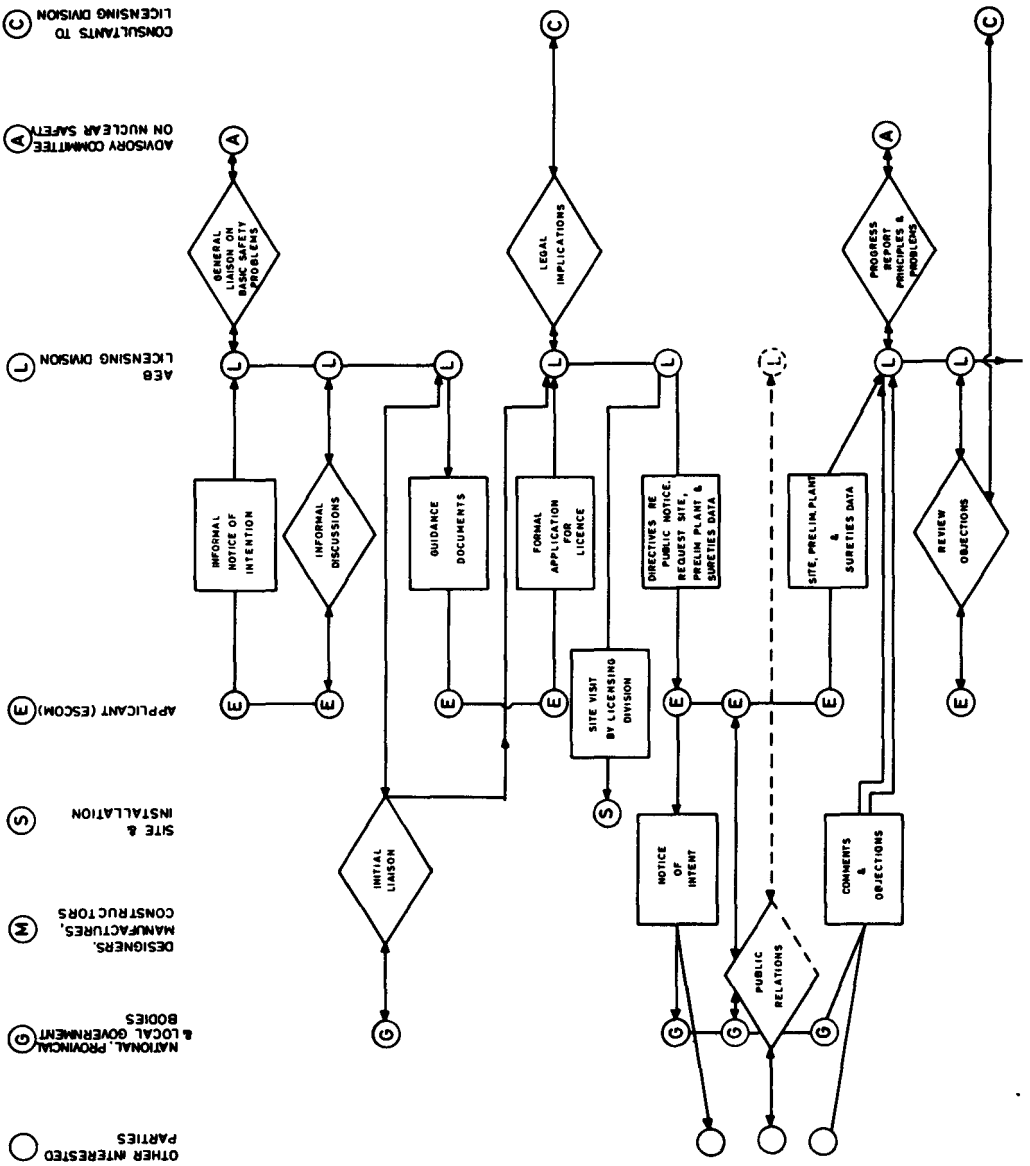
The licensing organisation in South Africa is comparatively young and procedures are still evolving. However, the authors feel that some indication of present thinking may be of interest.

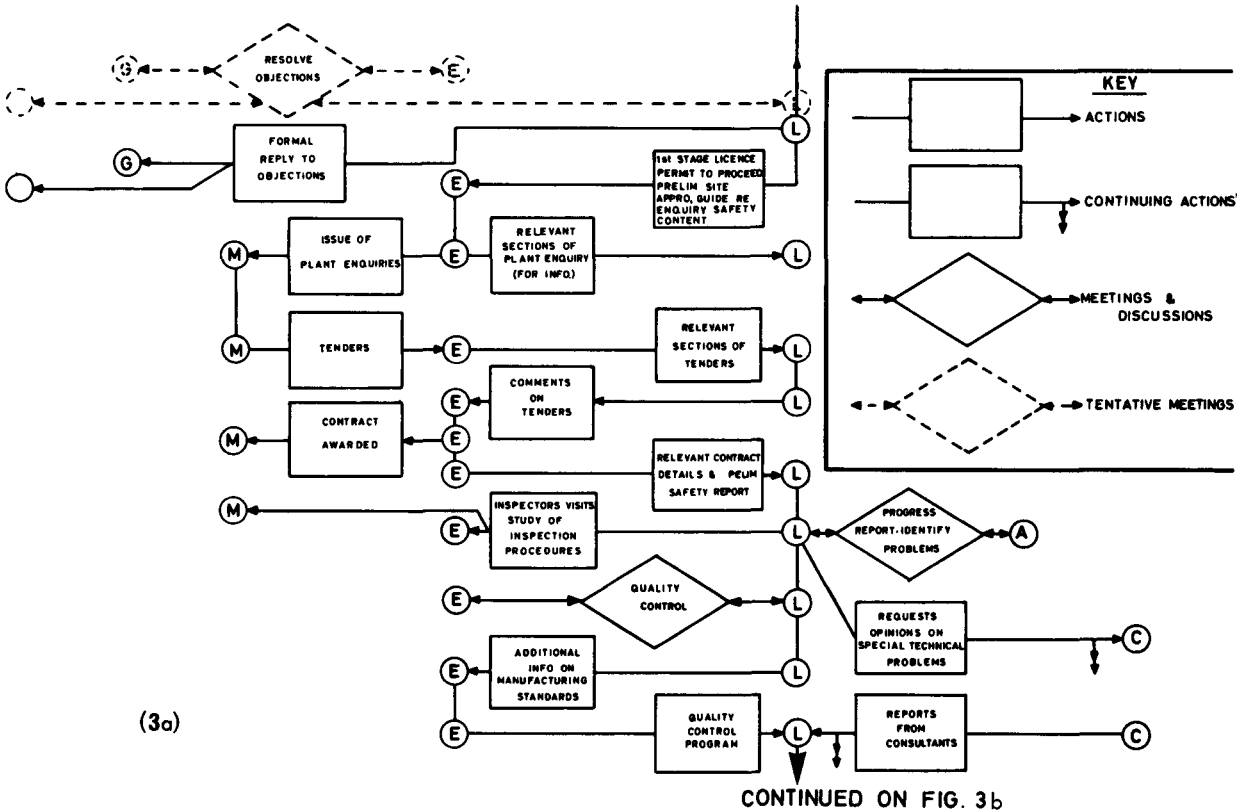
Figures 3a and 3b show a typical sequence diagram prepared by the Licensing Division in connection with an expected power station project. Obviously not all the detail can be incorporated in one simple diagram, but enough is included to give a fair impression of the size and nature of the task and to indicate the need for a high degree of co-ordination between all parties, and particularly between the Licensing Authority and the Applicant.

In the diagram, groups and organisations are shown under eight headings. Thus, all legal, technical, etc., consultants to the Licensing Authority, other than an advisory committee on nuclear safety, are shown as one group. All designers, manufacturers, constructors, consultants, etc., employed on the project, form another group. All national, provincial, and local authorities form yet another, and so on. Accepting these groupings as rational, the diagram, which is largely self-explanatory, illustrates the sequence of meetings and actions relevant to licensing which should take place between the various bodies.

Certain features embodied in this procedure are perhaps worth special mention. In the first place, we wish to draw attention to the importance attached to early informal discussions and subsequent close liaison between the Licensing Authority and the prospective Licensee. Early contact, whilst the project is in the concept stage, can save a great deal of time, trouble and expense later. For example, it is desirable for the prospective Licensee to be given early informal guidance on both site and plant features, since the acceptability of the project depends on the interplay between them. Details of the plant are frequently unknown at the time the site has to be selected, and hence it is only later that formal directives can be given.

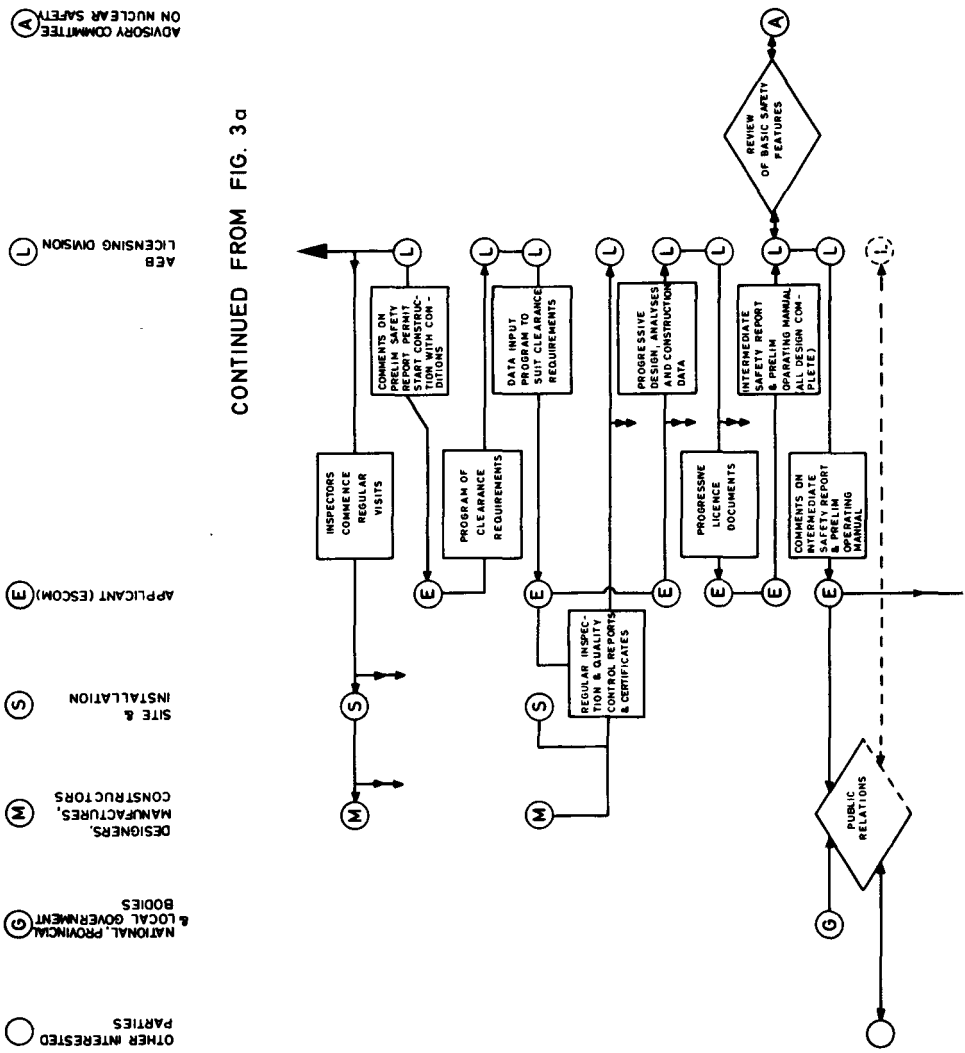
Also with the aim of minimising "backfitting", we consider that the licensing process should comprise a series of provisional approvals culminating in the granting of a full operating licence. At each stage the licensee would be advised as to what further information is required, and how far the project may proceed before further approval need be sought.


CONSULTANTS TO LICENSING DIVISION
ADVISORY COMMITTEE ON NUCLEAR SAFETY
AEB LICENSING DIVISION
APPLICANT (ESCOM)
SITE & INSTALLATION
DESIGNERS, MANUFACTURERS, CONSTRUCTORS
NATIONAL, PROVINCIAL & LOCAL GOVERNMENT BODIES
OTHER INTERESTED PARTIES
GENERAL LIAISON ON BASIC SAFETY PROBLEMS
LEGAL IMPLICATIONS
PROGRESS REPORT PRINCIPLES & PROBLEMS
INFORMAL NOTICE OF INTENTION
INFORMAL DISCUSSIONS
GUIDANCE DOCUMENTS
FORMAL APPLICATION FOR LICENCE
DIRECTIVES RE PUBLIC NOTICE, REQUEST SITE, PRELIM PLANT & SURETIES DATA
SITE, PRELIM. PLANT & SURETIES DATA
REVIEW OBJECTIONS
SITE VISIT BY LICENSING DIVISION
INITIAL LIAISON
NOTICE OF INTENT
PUBLIC RELATIONS
COMMENTS & OBJECTIONS



(3a)

CONTINUED ON FIG. 3b


CONTINUED FROM FIG. 3a
CONSULTANTS TO LICENSING DIVISION
ADVISORY COMMITTEE ON NUCLEAR SAFETY
AEB LICENSING DIVISION
APPLICANT (ESCOM)
SITE & INSTALLATION
DESIGNERS, MANUFACTURERS, CONSTRUCTORS
NATIONAL, PROVINCIAL & LOCAL GOVERNMENT BODIES
OTHER INTERESTED PARTIES
REVIEW OF BASIC SAFETY FEATURES
COMMENTS ON PRELIM SAFETY REPORT PERMIT START CONSTRUCTION WITH CONDITIONS
DATA INPUT PROGRAM TO SUIT CLEARANCE REQUIREMENTS
PROGRESSIVE DESIGN, ANALYSES AND CONSTRUCTION DATA
INTERMEDIATE SAFETY REPORT & PRELIM OPARATING MANUAL ALL DESIGN COMPLETE)
INSPECTORS COMMENCE REGULAR VISITS
PROGRAM OF CLEARANCE REQUIREMENTS
PROGRESSIVE LICENCE DOCUMENTS
COMMENTS ON INTERMEDIATE SAFETY REPORT & PRELIM OPERATING MANUAL
REGULAR INSPECTION & QUALITY CONTROL REPORTS & CERTIFICATES
PUBLIC RELATIONS

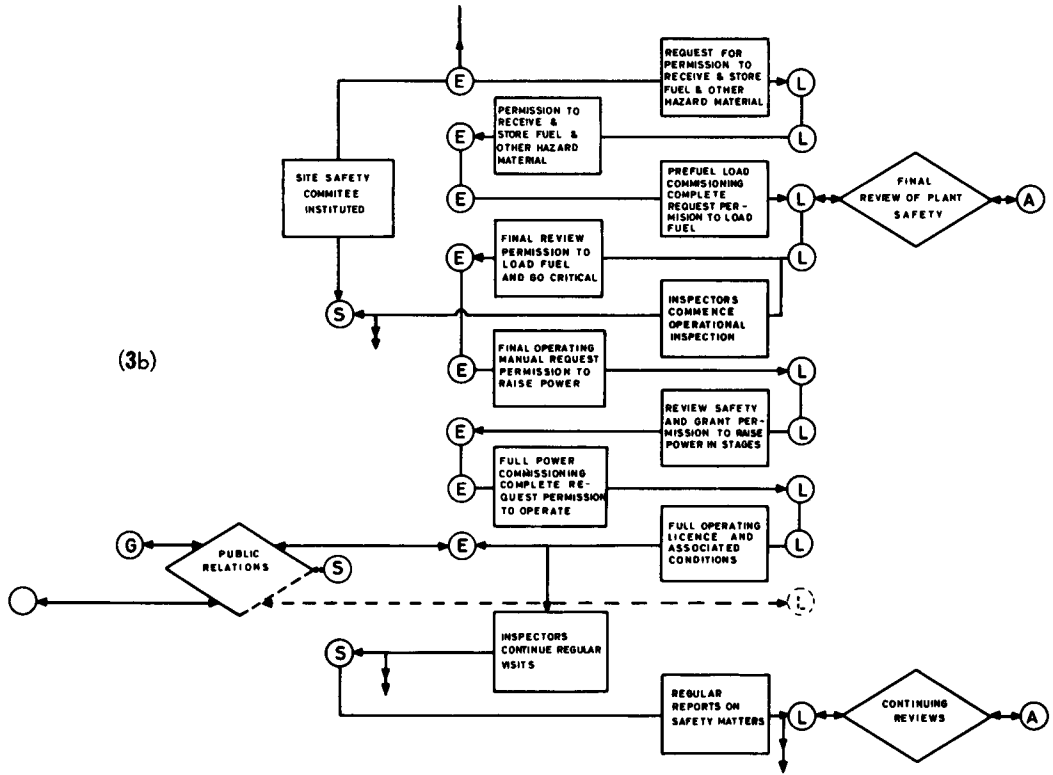


FIG. 3. Typical procedure sequence.

Before granting permission to load fuel the Licensing Authority will carry out a major review of the safety of the plant. Throughout fuel loading and the final stages of commissioning, it is intended that the Licensing Division's inspectors be in continuous attendance on site to review and approve the procedure stage by stage. They would be empowered to halt proceedings at any point, should they not be satisfied.

Subsequent to successful commissioning up to full power any final revisions will be incorporated in the safety documents and operating manual. All these documents, together with a complete set of approved drawings describing the plant, will form part of the full licence. The licence will also contain such further conditions as may be necessary, for example directives regarding reporting of plant performance, activity releases, faults, incidents, etc. No change in the features or operation of plant or site which would significantly modify statements and stipulations in the operating licence will be permitted without prior reference to the Licensing Authority.

5. INDEPENDENCE

In considering the amount of effort that should be devoted to the licensing and related control of a nuclear installation, the key factor is independence of view. Based on our discussions with overseas organisations it is our opinion that for a project such as a nuclear power station, and assuming maximum co-operation on the part of the licensee, something of the order of 30 man-years of assessment is required of the Licensing Authority up to the commissioning stage.

The licensee can and should be encouraged to prepare and supply the fullest possible safety assessment of the project together with supporting evidence. In addition, in certain areas it may be appropriate or indeed necessary for the Licensing Authority to seek the advice of expert consultants. Nevertheless the licensing staff must be sufficient in number and quality to digest, fully understand and make an authoritative assessment of all information presented and to supplement this with additional analyses where necessary.

The final decision on safety rests with the Licensing Authority alone. The decision must be arrived at independently, and must be - and be seen to be - as free from bias and external influence as human frailty will allow.

REFERENCES

1. C. STARR, "Benefit-Cost Relationships in Socio-Technical Systems", PAPER SM 146/47 IAEA Symposium on Environmental Aspects of Nuclear Power Stations, New York, August 1970.

2. I.B. WALL, Lecture Notes for MIT Short Course on Nuclear Reactor Safety, July 13 - 17th, 1970.

3. F.R. FARMER, "Siting Criteria - A New Approach", PAPER SM 89/34, IAEA Symposium on Containment and Siting of Nuclear Power Plants, Vienna, April 1967.

4. "World Airline Accident Summary", Air Registration Board, U.K.

5. "Statistical Bulletin", Metropolitan Life Insurance Company, U.S.A.

6. Private communication, U.K. Ministry of Technology.

APPENDIX 1

DERIVATION OF THE LIMITS OF THE RELATIONSHIP BETWEEN ACTIVITY RELEASE AND FREQUENCY

From a function $f = h(N)$, f being the frequency of events, N the number of deaths or injuries, a function $f = G(C)$ may be derived, C being the activity release in curies. The method for deriving the release limit for ^{131}I which causes an inhalation hazard is shown in this example. If $P_1 = R(\Phi_i)$ and $P_2 = S(W_i)$ are the probabilities that the wind direction Φ is Φ_i and a weather parameter W is W_i when the release is C_i, and if the population density is denoted by $P(r,\theta)$ in a direction θ at a distance r, the dose (D) to a person at a distance r from the plant resulting from a release C may be expressed as:

$$D = A(C,W).B(r) \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots \quad (1)$$

and the corresponding effect is $n = \alpha\left[A(C,W).B(r)\right]$ ..... (2)

α being the dose-effect relationship.

Then the total hazard from a release C is

$$N = \int_{0}^{ro} \int_{\Phi - \frac{\pi}{12}}^{\Phi + \frac{\pi}{12}} \alpha\left[A(C,W).B(r)\right] \; P(r,\theta).r.dr\,d\theta \quad .. \quad (3)$$

For each value of N there will be several values of C, corresponding to the different values of W and Φ.

Also $h(N) = g(C) \times R(\Phi) \times S(W)$ ..... (4)

Where g(C) is the frequency of the releases of magnitude C corresponding to one value of N.

$$G(C) = \Sigma g(C) \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots \quad (5)$$

Where G(C) is the frequency of all releases of magnitude C.

Hence, if $f = h(N)$ is defined, $f = G(C)$ may be determined using a computer programme based on equations (3, 4, 5).

L'OPINION PUBLIQUE SUISSE FACE A L'ENERGIE NUCLEAIRE *

P. FEUZ
Association suisse pour l'énergie atomique, Berne

A. MEICHLE
Forces motrices bernoises, Berne

W. WINKLER
Ecole technique supérieure Brugg-Windisch
et Université de Berne,
Suisse

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

SWISS PUBLIC OPINION REGARDING NUCLEAR POWER.

The Swiss public welcomed the construction of the first nuclear power stations (at Beznau and Mühleberg) as necessary complements to the country's hydroelectric power sources, now practically fully exploited, and as a welcome alternative to conventional power stations with the accompanying threat of air and water pollution. As from the end of the 1950s the Swiss Association for Atomic Energy (ASPEA) had pursued an extensive information campaign, drawing on various media, to prepare the public for the introduction of nuclear power. For a long time it appeared that their efforts had been completely successful. Then, the Kaiseraugst project suddenly encountered considerable opposition, at first only on a local scale, but quickly gaining ground. An attempt is made to analyse the complex reasons for this opposition, which include political motives, serious concern for the environment and Utopian idealism, and also to classify the active opponents into groups. The principal arguments put forward by the opponents are analysed in regard to both theme and origin. This opposition has forced the Association as well as the authorities and electric utilities concerned to intensify their information activities. To this end the Association has conceived a program which is being put into effect systematically, but several problems arise in this connection. Faced with opponents who sometimes adopt a sensational approach, often producing easy successes, the proponents who put their case forward objectively on the basis of scientific facts do not have an easy task. The experts, in particular, are often given a very difficult time, because their objectivity is continually being challenged. Radio, television and the press play a major role in the discussion. What is their attitude? What consequences has the controversy had for the population as a whole and for particular groups of the population? What lessons should the proponents draw for the future? The intensive development of the nuclear controversy in Switzerland can serve to a large extent as a model for other countries, provided that the mental climate of the population is taken into account.

L'OPINION PUBLIQUE SUISSE FACE A L'ENERGIE NUCLEAIRE.

L'opinion publique suisse a accueilli favorablement la construction des premières centrales nucléaires de Beznau et Mühleberg, en tant que complément actuel aux forces hydrauliques pratiquement toutes utilisées et alternative bienvenue aux centrales conventionnelles dont on redoutait la contamination de l'air et de l'eau. Dès la fin des années cinquante, l'Association suisse pour l'énergie atomique (ASPEA) avait, à l'aide de divers moyens et à différents niveaux, procédé à une orientation systématique de la population, afin de la préparer à l'introduction de l'énergie nucléaire. Pendant longtemps, il a semblé que ces efforts avaient été couronnés de succès. Toutefois, le projet Kaiseraugst a provoqué soudainement une opposition importante. Elle parut tout d'abord localisée, mais se propagea ensuite très rapidement. On tente d'analyser les raisons complexes de cette opposition – qui vont de la politique, en passant par une crainte sérieuse du danger pour l'environnement, à un idéalisme utopique – et de classer par groupes les adversaires actifs. En outre, les principaux arguments utilisés par les adversaires sont rassemblés par sujets et provenance. L'opposition a contraint l'ASPEA, ainsi que les autorités et entreprises électriques concernées, à intensifier leur activité d'information. L'ASPEA a conçu dans ce but un programme-cadre qui est réalisé systématiquement. Cela pose de nombreux problèmes.

* Eu égard en particulier à l'activité de l'Association suisse pour l'énergie atomique (ASPEA).

Face à des adversaires qui animent la discussion par des affirmations à caractère parfois sensationnel – leur procurant souvent des succès faciles – les partisans, qui, par des arguments objectifs, demeurent près de la vérité scientifique, n'ont pas la tâche facile. Les experts, en particulier, sont souvent mis à dure épreuve, du fait que leur objectivité est toujours à nouveau mise en doute. Les journaux, la radio et la télévision jouent un rôle capital dans la discussion. Quelle est leur attitude? Quelles conséquences la controverse a-t-elle eues auprès de certains groupes de population, d'une part, et de l'ensemble de la population, d'autre part? Quelles leçons les partisans doivent-ils tirer pour l'avenir? Le développement intensif de la controverse nucléaire constaté jusqu'ici en Suisse peut, en grande partie, servir également de modèle pour l'étranger, mais en tenant compte, bien entendu, de la mentalité des populations.

ШВЕЙЦАРСКАЯ ОБЩЕСТВЕННОСТЬ И ПРОБЛЕМЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЯДЕРНОЙ ЭНЕРГИИ.

Швейцарская общественность приветствовала строительство первых атомных электростанций в Безнау и Мюлеберге в качестве современного дополнения к практически истощившимся источникам гидроэлектроэнергии, а также выгодного заменителя тепловых электростанций на нефти, которые, как опасались, загрязняют воздух и водные источники. Начиная с конца 50-х годов, Швейцарская ассоциация по атомной энергии (ASPEA) систематически информировала общественность с помощью различных средств и на различных уровнях, с тем чтобы подготовить ее к использованию ядерной энергии. Длительное время казалось, что эти усилия достигают цели. Однако при рассмотрении проекта строительства АЭС в Кайзераугсте впервые выявилась сильная оппозиция, влияние которой не ограничилось местными масштабами, а быстро распространилось и на другие районы. Была сделана попытка проанализировать комплекс причин, вызвавших эту оппозицию (от политических доводов и серьезной озабоченности, обусловленной опасностью для окружающей среды в связи с использованием атомной энергии, до утопического идеализма), и провести классификацию активных оппонентов по группам. Кроме того, суммированы наиболее важные аргументы, приводимые противниками использования атомной энергии, как по существу проблемы, так и по происхождению причин оппозиции. Данная оппозиция заставила ASPEA, а также заинтересованные правительственные организации и фирмы энергоснабжения интенсифицировать их информационную деятельность. ASPEA разработала для этих целей программу, которая осуществляется сейчас по плану. Вся эта деятельность связана с целым рядом проблем. Противники использования атомной энергии часто делают утверждения, построенные на эмоциях, и потому иногда легко добиваются успеха. Сторонники же использования атомной энергии рассматривают эту проблему на основе фактических данных в соответствии с научной истиной. Это усложняет стоящую перед ними задачу. Особенно часто тяжелому испытанию подвергается терпение экспертов, чья компетентность всегда ставится под сомнение. Во всех этих дискуссиях центральная роль принадлежит печати, радио и телевидению. Как они отнесутся к проблемам? Каково влияние этой полемики на определенные слои населения и на все население в целом? Какие уроки следует извлечь сторонникам использования атомной энергии на будущее? Широкий спор по поводу использования атомной энергии, происходящий вплоть до настоящего времени в Швейцарии, может в значительной мере служить моделью для других стран, хотя при этом необходимо, естественно, учитывать различия в характере мышления того или иного народа.

LA OPINION SUIZA ANTE LA ENERGIA NUCLEAR.

La opinión pública suiza acogió favorablemente la construcción de las primeras centrales nucleares de Beznau y Mühleberg, como complemento moderno de los agotados recursos hidroeléctricos y como alternativa preferible a la de las centrales térmicas, que se temió causaran contaminación del aire y del agua. Desde finales de la década de 1950, la Asociación Suiza de Energía Atómica (SVA) ha llevado a cabo una campaña sistemática de información pública, con medios adecuados y a diferentes niveles, con el fin de preparar la introducción de la energía nuclear. No obstante, el proyecto Kaiseraugst provocó por primera vez una oposición digna de tenerse en cuenta, que si bien parecía estar confinada inicialmente a escala local, se extendió rápidamente a amplios sectores de la población. Se intentan analizar las complejas motivaciones de esta oposición, que se extienden desde las meramente políticas, a los serios temores sobre un posible daño ambiental, pasando por las utópicas de un idealismo filosófico, con objeto de clasificar en grupos los distintos oponentes. Asimismo, se recogen sus principales argumentaciones, tanto por su contenido como por su origen. La oposición ha obligado a la SVA, así como a las autoridades implicadas y a las empresas eléctricas explotadoras, a multiplicar su actividad informativa. Con esta finalidad, la SVA ha puesto en marcha un programa que se está llevando a cabo sistemáticamente. Ello entraña, no obstante, muchas dificultades. Se tropieza en efecto, con el sensacionalismo de las aseveraciones de los oponentes, que alcanzan a menudo fácil éxito, mientras que los proponentes, que encaran el problema de un modo objetivo, de acuerdo con los conocimientos científicos, tienen ante sí una tarea relativamente difícil. En particular, los expertos se ven sometidos a frecuentes

pruebas de paciencia, al ser puesta en duda su objetividad. Los periódicos, la radio y la televisión juegan un papel primordial en esta discusión. ¿Qué actitud adoptan? ¿Qué consecuencias ha tenido la controversia, hasta este momento, en grupos específicos de la población y en el conjunto de la misma? ¿Qué lección deben sacar los proponentes para el futuro? El intenso desarrollo de la controversia nuclear suiza puede servir de modelo, hasta cierto punto, para otros países, pero sin olvidar las diferencias de mentalidad de los diferentes pueblos.

1. L'ASPEA EN TANT QU'ORGANE D'INFORMATION DE L'OPINION PUBLIQUE

L'Association suisse pour l'énergie atomique (ASPEA) a été fondée en automne 1958, sur l'initiative de larges milieux de la science et de l'économie qui prévoyaient l'importance de l'énergie nucléaire pour notre économie. Leur intention était de créer une organisation qui contribue de manière décisive à promouvoir les utilisations pacifiques de la fission nucléaire et veille aussi à ce que le développement de l'énergie nucléaire s'effectue dans un climat favorable et dans des conditions optimales. L'ASPEA ne représente pas d'intérêts économiques comme les associations professionnelles. Du fait de ses objectifs étendus et dirigés vers le bien-être général, toutes les facettes de la vie suisse y sont représentées: à côté des différentes branches de l'économie, on y trouve aussi des organisations professionnelles, des représentants de la vie politique, des écoles et surtout de la science, y compris la biologie et la médecine.

Un des buts essentiels de l'ASPEA réside dans l'information de la population.

A l'origine, une de ses préoccupations les plus importantes consistait à expliquer au public ce qu'était en définitive l'énergie atomique, encore entourée de secret à cette époque, et ce qu'elle pouvait représenter pour notre pays. La question de la mise en œuvre de centrales nucléaires commerciales n'était alors pas encore l'objet de discussions directes, de telle sorte que l'Association put exercer son activité sur une base très large, sans pression extérieure et en l'axant sur le futur. D'un côté, elle se concentra sur l'information des cadres de l'économie et de la politique, afin de leur exposer les possibilités de cette nouvelle source d'énergie. En outre, elle s'adressa à tous les autres milieux qui jouent un rôle prépondérant dans la formation de l'opinion. Les données de base concernant cette nouvelle matière furent présentées à l'occasion de toute une série de journées d'information et d'étude. Les documents et les résultats de ces manifestations furent ensuite rassemblés dans des publications qui reçurent une large diffusion et qui constituèrent une première documentation suisse de base sur l'énergie atomique et la technique nucléaire. Les manifestations en question trouvèrent aussi un écho dans le public par le biais de la presse et de la radio. De plus, toute une série de conférences et de séminaires furent organisés pour répondre aux besoins particuliers de la presse. Ils avaient avant tout pour but de donner aux journalistes les connaissances de base voulues et de les mettre ainsi en mesure d'écrire avec compétence sur des questions touchant l'énergie nucléaire. Une attention spéciale fut aussi vouée aux enseignants: de nombreux cours à tous les niveaux furent donnés pour leurs différentes catégories, depuis ceux de caractère très général jusqu'aux expériences et démonstrations à l'intention de maîtres de technicums.

Par ailleurs, des premières tentatives furent entreprises en vue d'entamer un dialogue direct avec la population. C'est ainsi que des conférences avec projection de diapositives et de films furent organisées dans plusieurs endroits, avec la collaboration d'associations locales ou de partis politiques. De telles manifestations furent du reste moins souvent le fait de l'ASPEA que de collaborateurs de l'Institut fédéral de recherches en matière de réacteurs, ainsi que de professeurs d'université, d'entreprises industrielles et de diverses compagnies d'électricité, à commencer par les Forces motrices bernoises.

2. OPTIMISME AU SUJET DE L'ENERGIE NUCLEAIRE

Il est intéressant de constater que, durant cette période initiale d'activité de l'ASPEA dans le domaine de l'information, l'émission de doutes sérieux concernant la sécurité d'installations nucléaires ou l'utilisation de radioisotopes ne prit jamais des proportions notables. Certes, le slogan de «la peur latente de l'atome et des radiations», qui s'était répandu dans la population à la suite de l'utilisation initiale de la fission nucléaire à des fins militaires, faisait surface à l'occasion, mais il n'avait guère d'effet dans la pratique. Les questions posées lors de manifestations publiques ne portaient que rarement sur cet aspect du problème. Bien au contraire, les gens désiraient surtout savoir quand les avions, les locomotives, les automobiles et même les motocyclettes pourraient être propulsés par la force nucléaire.

A cette époque déjà, il existait cependant des individus ou des petits groupes qui essayaient, sur des feuilles volantes ou dans des lettres adressées à divers journaux et personnalités, de présenter l'utilisation pacifique de l'énergie nucléaire comme l'œuvre du diable. Leur propagande n'éveillait d'ailleurs pratiquement aucun écho et représentait plutôt un objet de curiosité.

Il est donc permis de dire que, dans la Suisse de la fin des années cinquante et du début des années soixante, l'optimisme et la confiance prévalaient pour ce qui est de l'énergie atomique. A l'époque, l'ASPEA s'attira même le reproche de la part de diverses personnalités de l'économie électrique de promouvoir cet optimisme de façon trop poussée, étant donné qu'elles prévoyaient la mise en exploitation des premières centrales nucléaires commerciales en Suisse seulement pour la seconde moitié des années soixante-dix.

3. PAS D'OPPOSITION CONTRE BEZNAU ET MÜHLEBERG

Les décisions de construire les premières centrales nucléaires suisses furent en réalité prises nettement plus tôt, et cela pour plusieurs motifs. La production suisse d'électricité avait jusqu'alors presque exclusivement reposé sur l'énergie hydraulique. Or l'exploitation des ressources hydrauliques non encore utilisées entrait toujours davantage en conflit avec la protection de la nature et des sites. Des conditions plus onéreuses pour les emprunts comme aussi le renchérissement des coûts de construction rendaient économiquement inintéressants plusieurs de projets existants de centrales hydrauliques. A l'origine, on avait prévu d'insérer encore une

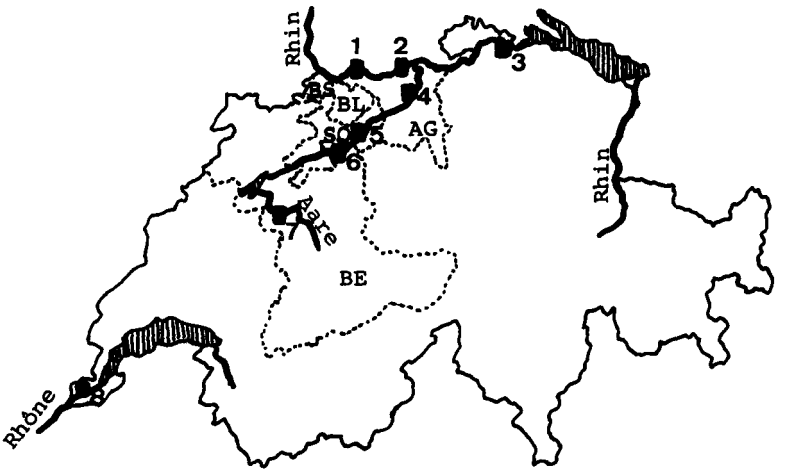


FIG.1. Projets de centrales nucléaires en Suisse.

1. Kaiseraugst	3. Rheinklingen	5. Gösgen	7. Mühleberg
2. Leibstadt	4. Beznau	6. Graben	8. Verbois

génération de centrales thermiques conventionnelles entre l'achèvement des centrales hydrauliques et la mise en œuvre de l'énergie atomique. Mais cette conception se heurta à l'opposition de la population qui craignait la pollution de l'air et de l'eau. De plus, les centrales thermiques, alimentées au mazout, étaient contestées sous l'angle de la sécurité de l'approvisionnement. Aussi en resta-t-on, en Suisse, à la construction d'une seule centrale thermique classique importante, celle de Vouvry, d'une puissance de 300 MW(e). Toutefois, le facteur décisif à la base du recours précoce à l'énergie nucléaire consista dans le fait que cette dernière se révéla concurrentielle plus vite qu'on ne s'y était attendu et précisément au moment propice pour notre pays. A la fin de 1964, les Forces motrices du nord-est de la Suisse (NOK) passèrent à Westinghouse-BBC la commande pour le réacteur à eau sous pression de la centrale nucléaire de BEZNAU-I, d'une puissance de 350 MW(e). Les Forces motrices bernoises (FMB) prirent à leur tour la décision, en automne 1966, de construire à Mühleberg une centrale nucléaire de 306 MW(e) équipée d'un réacteur à eau bouillante, dont l'édification fut confiée au consortium GETSCO-BBC. Enfin, les NOK firent usage à fin 1967 de leur option pour une deuxième unité à Beznau (voir fig.1).

Aucune opposition d'un poids quelconque ne se fit sentir en l'occurrence, que ce soit au voisinage immédiat des emplacements prévus pour ces installations ou au sein de la population en général. Au contraire, l'opinion publique suisse salua la construction des premières centrales atomiques comme un complément bienvenu à des forces hydrauliques pratiquement toutes déjà exploitées et comme une alternative moderne aux centrales thermiques conventionnelles, écartées pour les raisons décrites ci-dessus.

L'activité d'information des NOK au sujet de Beznau était demeurée dans un cadre relativement restreint, cette information s'adressant avant tout aux conseils communaux concernés. A Döttingen et à Böttstein, les NOK

organisèrent des réunions publiques d'information où les problèmes de la sécurité et du réchauffement de l'eau furent à peine effleurés. Les discussions portèrent essentiellement sur des questions fiscales, ainsi que sur les possibilités pour des entreprises ou des artisans du lieu de participer aux travaux de construction. A cet égard, il y a lieu de mentionner que les deux communes en cause étaient, depuis plusieurs années déjà, en bons termes avec l'« énergie atomique », du fait du voisinage de l'Institut fédéral de recherches en matière de réacteurs à Würenlingen.

Les Forces motrices bernoises entreprirent des efforts d'information sensiblement plus importants à propos de Mühleberg, où elles organisèrent dans la commune plusieurs réunions publiques d'orientation, avec des conférences et des projections de diapositives et de films. Les FMB invitèrent le conseil communal de Mühleberg à visiter la centrale nucléaire expérimentale de Kahl, en Allemagne, où il eut la possibilité de s'entretenir avec les autorités locales et fut convaincu par la population elle-même que la vie au voisinage d'une centrale nucléaire ne comportait aucun danger. A Mühleberg également, les questions de sécurité retenaient beaucoup moins l'intérêt que les avantages économiques de la centrale pour la commune.

Il y a lieu de relever ici que ces deux projets concernaient des régions essentiellement agricoles, en dépit de leur proximité de villes assez grandes. De plus, tant les NOK que les FMB n'étaient pas des corps étrangers dans les communes en cause, où les unes et les autres avaient déjà édifié – et exploitaient – des usines hydrauliques et des stations de distribution relativement grandes, ce qui leur avait permis d'établir des rapports de confiance remontant à bon nombre d'années.

Pour sa part, l'ASPEA n'avait pas entrepris de campagne de renseignements au sujet de ces divers projets, mais avait poursuivi sur le plan suisse sa tâche d'information du public en général.

Après Beznau et Mühleberg, plusieurs autres compagnies et consortiums d'électricité firent connaître leurs projets de construction de centrales nucléaires, sans susciter d'opposition au début. L'opinion publique suisse semblait avoir accepté l'énergie nucléaire et rares étaient ceux qui s'attendaient à des problèmes sérieux en la matière. Certaines voix s'élevèrent même pour reprocher à l'ASPEA d'attribuer un poids excessif à l'information du public et d'être trop active dans ce domaine, ce qui pouvait être davantage dommageable qu'utile. Cette longue période de calme – qui se révéla en fin de compte le calme avant la tempête – comme aussi ces opinions émanant en partie du propre cercle de ses membres contribuèrent à un relâchement apparemment prématuré des efforts de l'ASPEA en matière d'information du public.

4. L'OPPOSITION COMMENCE A PARTIR DE KAISERAUGST

Lorsque Motor Columbus, Baden, avait fait part, pour la première fois en 1966, de son intention d'édifier avec divers partenaires suisses et étrangers une importante centrale atomique à Kaiseraugst, dans le Rheintal argovien, à quelque 10 km en amont de Bâle (fig. 1), cette nouvelle était pratiquement restée sans écho. Durant les trois années suivantes, l'étude du projet fut activée sans que l'opinion publique s'en préoccupât vraiment. L'assemblée communale de Kaiseraugst devait se saisir de la question dans

sa séance du 27 juin 1969; elle devait en effet déclarer « zone industrielle » l'emplacement prévu pour la centrale. Lors de la votation, ce déclassement fut repoussé par 46 voix contre 45. Cependant, comme 116 seulement des 315 citoyens ayant le droit de vote étaient présents et que le quorum n'était dès lors pas atteint, la demande fut aussitôt faite d'une votation au scrutin secret, qui fut fixée au 17 août 1969. La campagne qui s'ensuivit marque en fait le point de départ de la controverse nucléaire en Suisse. D'une portée à l'origine purement locale, cette controverse s'élargit rapidement aux dimensions d'un problème politique de proportions nationales.

Au cours de la campagne très animée sur la votation, les adversaires se groupèrent au sein et autour du « Comité des citoyens de Kaiseraugst pour un habitat sain », les partisans dans un « Comité d'action pour la centrale nucléaire de Kaiseraugst », les uns et les autres s'attaquant par voie de tracts. Les adversaires utilisèrent à cet égard toute la gamme de la documentation internationale connue contre l'atome. Parmi cette documentation qui met en doute la sécurité des centrales nucléaires, bornons-nous à citer ici le « Mémoire de la société des médecins de Basse-Autriche » et les « Statistiques » de Mary Weik. Quant aux partisans, ils essayèrent, par des contre-arguments, de réfuter ces assertions pour la plupart perfides et inventées de toutes pièces, ce qui n'était pas une tâche facile dans une campagne politique qui ne pouvait être menée selon les règles du jeu applicables à la science.

A l'origine, le noyau des adversaires était constitué par quelques membres actifs de l'« Association suisse pour la santé populaire » qui reçurent le soutien de sympathisants de l'extérieur. D'abord locale, la campagne sur la votation devint assez rapidement une affaire régionale dont la politique s'empara et qui fut influencée par des interventions en provenance de Bâle-Ville et de Bâle-Campagne, ainsi que de la presse de ces deux cantons.

Au printemps 1969 déjà, les demi-cantons de Bâle-Ville et de Bâle-Campagne avaient soulevé des objections contre la construction de Kaiseraugst auprès du Conseil fédéral et du gouvernement argovien. Les préoccupations des deux demi-cantons de Bâle ne se rapportaient pas seulement à l'utilisation du Rhin à des fins de réfrigération. C'est ainsi qu'une résolution adoptée à l'unanimité par toutes les fractions du Grand Conseil de Bâle-Ville fit état de la crainte « que la construction de centrales atomiques soit projetée dans le bassin du Haut-Rhin sans qu'une attention suffisante soit portée à la protection vitale de l'eau et de l'air, ainsi qu'à la protection contre les dangers afférents aux déchets radioactifs ». Les contestations en provenance de Bâle allaient jusqu'à mettre en doute la compétence des instances habilitées à accorder des autorisations et à requérir l'appel à des experts étrangers.

L'intervention en force, directe et indirecte, de Bâle comme la mise en discussion d'un projet de centrale nucléaire de l'autre côté du Rhin sur territoire allemand, à Whylen, presque en face de Kaiseraugst, donnèrent quelques bons atouts aux partisans.

Avec une participation au scrutin de 94,2%, 174 citoyens de Kaiseraugst se prononcèrent, le 17 août 1969, pour le déclassement en zone industrielle de l'emplacement de la centrale nucléaire, alors que le nombre des opposants s'élevait à 125. Il serait certainement faux de tirer du résultat de cette votation des conclusions quelconques quant à l'attitude des Suisses en général vis-à-vis de l'énergie nucléaire. En effet, il ne s'agissait pas seulement de savoir si l'on voulait une centrale atomique ou non, mais aussi

du problème de l'industrialisation en général. En second lieu, trop d'aspects touchant la politique régionale étaient en jeu.

A cet égard, il vaut la peine, pour une compréhension meilleure des développements ultérieurs, de donner ici quelques indications sur la procédure d'autorisation pour les centrales atomiques en Suisse. Pour les autorisations nucléaires (site, construction et exploitation), la compétence est du ressort exclusif de la Confédération, à savoir du Département des transports et communications et de l'énergie qui bénéficie des avis de la Commission fédérale pour la sécurité des installations atomiques. L'octroi de concessions pour le prélèvement d'eau de refroidissement dépend du canton où l'installation est située, donc de celui d'Argovie dans le cas de Kaiseraugst. La Confédération dispose aussi ici d'un certain droit de regard. C'est ainsi qu'une commission fédérale a recommandé en 1968 que le réchauffement d'un système fluvial par des centrales thermiques ne dépasse pas 3°C. Quant aux communes, elles se réservent le droit d'accorder les autorisations éventuelles pour la vente et l'échange de terrains ainsi que, le cas échéant, pour des déclassements de zone.

5. L'EXTENSION DE LA CONTROVERSE

D'un point de vue strictement légal, les deux demi-cantons de Bâle n'avaient donc pas voix au chapitre concernant la construction, à proximité immédiate de leurs frontières, de la centrale nucléaire projetée à Kaiseraugst, ce qui explique en partie leur sentiment de frustration. Abstraction faite de cet élément, l'opposition véhémente de Bâle est cependant difficile à analyser. Certes, elle se fonde en partie sur des préoccupations légitimes touchant la sécurité et l'environnement, de même que sur la crainte que la « regio basilensis » puisse être mise en danger par une centrale nucléaire édifiée à ses portes. Du reste, cette région est le centre de l'industrie chimique qui, avec de nombreuses nouvelles fabriques de long du Rhin, s'étend toujours davantage dans le canton d'Argovie. On pouvait donc attendre des Bâlois une attitude d'autant plus positive à l'égard d'une centrale atomique que, sous l'angle de l'environnement, une telle centrale pose beaucoup moins de problèmes que l'industrie chimique, celle-ci contribuant de façon notable à la pollution du Rhin du côté suisse. Bâle ne s'en tirera pas non plus sans énergie nucléaire. C'est ainsi que le Service d'électricité de la ville de Bâle participe au consortium de Gösgen qui projette de construire une centrale nucléaire sur l'Aar près d'Olten (fig. 1).

Aussi, après la votation de Kaiseraugst, la « Suisse nucléaire » tourna-t-elle ses regards avec curiosité vers Bâle, dans l'attente de développements nouveaux. Ceux-ci suivirent coup sur coup. Les gouvernements des deux Bâle chargèrent un expert américain, le professeur E.C. Tsivoglou (Atlanta), d'examiner les prescriptions de sécurité pour la centrale nucléaire de Kaiseraugst, la Confédération se déclarant pour sa part prête à lui donner un droit de regard sur les rapports concernant la sécurité. Au début de 1970, le groupement des syndicats ouvriers de Bâle-Ville adressa une pétition munie de plus de 3000 signatures au Conseil fédéral, dans laquelle il protestait contre la construction de centrales atomiques dans des régions densément peuplées. A Rheinfelden se constitua en mai 1970, sous la présidence d'un représentant bâlois aux chambres fédérales, un « Comité d'action du nord-ouest de la Suisse contre la centrale atomique de Kaiser-

augst», à la tête duquel fut appelé M. H. Schneider de l'« Alliance des indépendants». Plus d'une douzaine de recours en provenance de Bâle furent présentés contre le prélèvement d'eau de refroidissement dans le Rhin pour les centrales atomiques de Kaiseraugst et de Leibstadt, mais elles furent toutes repoussées ensuite par le Conseil d'Etat argovien.

L'expertise du professeur Tsivoglou sous l'angle de la sécurité nucléaire n'apporta pas aux gouvernements des deux Bâle les résultats souhaités; elle concluait en effet que la centrale nucléaire projetée à Kaiseraugst pouvait être construite et exploitée à l'endroit prévu sans constituer pour la population un danger de radiations inacceptable ou intolérable. Dès lors, il ne restait plus à Bâle qu'à épuiser toutes les possibilités juridiques en relation avec le prélèvement d'eau de refroidissement. C'est ainsi que les recours concernant l'eau de refroidissement furent portés devant le tribunal administratif argovien, puis devant le Tribunal fédéral. Une véritable guerre se développa entre Aarau et Bâle au sujet de cette question; elle donna lieu à l'échange de propos peu amènes entre les gouvernements des deux cantons.

Toutes ces péripéties ne manquèrent naturellement pas de laisser leurs traces dans l'opinion publique suisse, car la presse, la radio et la télévision les relatèrent abondamment. Si l'on avait cru au début que l'opposition des Bâlois contre Kaiseraugst serait un cheval de bataille temporaire et si on avait été enclin à sourire du conflit entre Bâle et l'Argovie comme des tirailleries propres au fédéralisme helvétique, d'autres événements montrèrent bientôt que la controverse allait s'élargissant.

La chute d'un Coronado de la Swissair près de Würenlingen, non loin du centre de recherches en matière de réacteurs et de la centrale nucléaire de Beznau, inquiéta l'opinion publique et suscita dans plusieurs parlements cantonaux des interpellations tendant à savoir ce qui se serait passé si l'appareil s'était abattu sur le centre de recherches ou sur Beznau. Lorsqu'on apprit que les Forces motrices du nord-est de la Suisse avaient acquis à Rheinklingen, dans le canton de Thurgovie (fig. 1), du terrain pour une nouvelle centrale nucléaire, il s'ensuivit des interpellations aux parlements cantonaux de Schaffhouse et de Thurgovie, tandis que des polémiques se déclenchaient dans les journaux locaux. Quant à la demande de prélèvement d'eau de refroidissement pour la centrale nucléaire de Gösgen, elle suscita des discussions violentes dans toute la région d'Olten.

6. MOTIFS DE L'OPPOSITION – LES ADVERSAIRES ET LEURS ARGUMENTS

L'apparition et surtout l'extension rapide de l'opposition contre les centrales nucléaires coïncida avec la période durant laquelle l'opinion publique suisse commença à s'occuper de façon toujours plus étroite des problèmes de l'environnement. L'énergie atomique paraît maintenant devoir payer pour les erreurs passées de la technique et jouer en vérité le rôle d'un bouc-émissaire. En outre, l'avarie survenue en janvier 1969 au réacteur expérimental de Lucens a vraisemblablement contribué à renforcer les doutes quant à la sécurité de l'énergie atomique en Suisse. Bien que la sûreté des systèmes de sécurité ait précisément été confirmée par cet accident, le simple fait qu'une telle avarie ait pu se produire a pesé d'un poids

plus lourd dans l'opinion publique. Une politique d'information plutôt maladroite de certaines autorités responsables a joué dans le même sens.

Aujourd'hui comme hier, il n'existe en Suisse que peu d'adversaires de l'énergie nucléaire qui soient vraiment engagés et actifs. Toutefois, comme la protection de l'environnement est devenue un sujet de préoccupation générale dont la politique s'est emparée, les arguments des opposants ont été en partie repris par des politiciens qui ont assuré leur diffusion sur les plans communal, cantonal et même fédéral. Le fait que les adversaires de l'énergie nucléaire trouvent un écho auprès d'un vaste public a probablement sa raison d'être dans le malaise aujourd'hui largement répandu que suscite un développement technique aux effets menaçants pour beaucoup d'êtres humains, ce malaise pouvant conduire jusqu'à une véritable hostilité envers le progrès.

Les adversaires actifs de l'atome se rangent en quatre catégories principales:

a) Des politiciens, dont la plupart ne sont pas fondamentalement opposés à l'énergie nucléaire comme telle, mais qui s'attaquent à des projets déterminés pour divers motifs.

b) Toute une série d'individualistes, la plus grande partie de formation universitaire, qui luttent contre le progrès technique et contre la société moderne de consommation pour des raisons idéologiques ou philosophiques. Le représentant le plus éminent de ce groupe, dont les idées sont aussi citées à l'étranger, est M. Thürkauf.

c) Un groupe dans l'« Association pour la santé populaire », qui se rassemble autour d'un ancien apôtre du culturisme.

d) Diverses personnes, en partie des utopistes et des sectaires qui, par exemple, dépeignent l'énergie nucléaire comme un péché contre la création. A ces milieux se rattachent aussi des individus isolés dont les idées se rapprochent de celles des hippies.

Pour leur argumentation, les politiciens se fondent avant tout sur celle des individualistes énumérés dans la catégorie b et poussent aussi ces derniers comme orateurs à des assemblées. Lors de discussions publiques, les adversaires rangés dans les catégories c et d apparaissent de temps en temps en groupes organisés, donnant ainsi souvent l'impression de dominer ces manifestations.

L'argumentation des opposants se base largement sur une littérature anti-atomique bien connue, en provenance de l'étranger, avant tout des Etats-Unis, d'Allemagne et d'Autriche. Dans son article intitulé « Doutes quant à la sécurité des utilisations pacifiques de l'énergie nucléaire » (Atomwirtschaft-Atomtechnik XV 1, Verlag Handelsblatt, Düsseldorf, 1970), G. Schuster a remarquablement présenté cette argumentation, ce qui permet d'éviter d'en faire ici l'énumération détaillée. Des arguments très fréquemment avancés en Suisse se rapportent aux effets biologiquement nocifs des radiations (que l'on ne connaîtrait pas encore aujourd'hui), ainsi qu'au problème des déchets, pour lequel il n'y aurait pas de solution. Comme ceux qui partagent leurs opinions à l'étranger, les opposants suisses se servent volontiers de citations d'hommes de science éminents et même, quand c'est possible, de partisans de l'énergie nucléaire, en les détachant de leur contexte, en les modifiant légèrement ou en leur donnant une interprétation différente.

Les adversaires entretiennent des relations directes avec l'opposition aux Etats-Unis et dans d'autres pays. Ils reçoivent en outre de la documentation en provenance de la « Ligue mondiale pour la protection de la vie ».

Faute de connaissances propres, les personnes rangées dans les catégories c et d doivent s'en rapporter essentiellement aux citations d'une littérature douteuse et profèrent souvent des exagérations trop manifestes pour être prises au sérieux. Il se trouve néanmoins parmi ces personnes quelques bons orateurs qui savent en appeler au cœur et aux émotions, et qui obtiennent ainsi des effets limités.

Parmi les individualistes de formation universitaire de la catégorie b figurent des gens hautement intelligents et des rhétoriciens remarquables qui pratiquent brillamment la démagogie et savent manier leur public. Comme ils donnent le plus souvent l'impression que leur objectif principal est de faire enfin échec à la poursuite du bien-être matériel et du confort, ils trouvent une audience auprès de larges milieux, même – entre autres – chez des étudiants en sciences naturelles. Ils connaissent bien les thèses de Gofman et Tamplin, Sternglass, Herbst, etc., et les défendent avec habileté. Ils citent des extraits de publications de la CIPR, comme s'ils maîtrisaient à fond l'ensemble de la question. Les articles qu'ils rédigent paraissent souvent si raisonnables qu'ils sont fréquemment publiés dans la presse. A relever pourtant qu'il ne se trouve pas parmi eux un seul homme de science possédant une formation particulière dans les domaines de la technique nucléaire, de la sécurité nucléaire, de la radioprotection, de la biologie des radiations, etc. Lors de débats contradictoires, ils s'entendent souvent à amener les vrais experts sur un terrain glissant et à les ridiculiser. Aussi sont-ils considérés comme des « spécialistes » au même titre que les véritables experts, non seulement par une partie de l'opinion publique, mais encore par des collaborateurs des «mass-media».

7. L'INTENSIFICATION DE L'INFORMATION PAR L'ASPEA

Lors des manifestations initiales de la controverse enflammée sur l'atome, on se rendit compte à l'Association suisse pour l'énergie atomique (ASPEA) que la situation s'était fondamentalement modifiée depuis la mise en œuvre des premiers projets de centrales nucléaires. Aussi l'ASPEA décida-t-elle d'intensifier considérablement son activité d'information. Il n'était pas question, en l'espèce, de rivaliser de démagogie avec les opposants, mais de s'en tenir à une information objective et fondée sur la stricte vérité scientifique. La politique d'information de l'ASPEA a pour but de gagner la confiance de la population pour cette nouvelle source d'énergie, ainsi que celle de tous les milieux conscients de leurs responsabilités dont dépend son introduction. L'activité de l'ASPEA reste axée sur la Suisse dans son ensemble et n'est pas directement dirigée sur des projets individuels. En revanche, elle inclut la documentation des compagnies d'électricité et des consortiums en cause. Les campagnes et les activités prévues dans le programme-cadre de l'ASPEA pour l'intensification de l'information avaient déjà pu être en bonne partie réalisées ou entreprises au moment de l'élaboration du présent rapport.

7.1. Documentation de base

Lors des discussions publiques, il s'avère qu'il n'est souvent pas facile de répondre aux centaines d'arguments avancés et de questions soulevées si l'on n'en connaît pas exactement la provenance. Le secrétariat de l'ASPEA a donc dû constituer tout d'abord une documentation de base sur tous les problèmes de sécurité et de radioactivité, y compris la littérature publiée dans le monde entier par les opposants. Il a ensuite utilisé ces éléments pour élaborer un catalogue de questions et de réponses, divisé en sujets principaux (par exemple: déchets), ceux-ci étant à leur tour partagés en mots-clés (par exemple: entreposage final). Aux questions posées dans le public ou aux arguments utilisés par des opposants correspond une brève réponse suivie de données plus détaillées et d'indications bibliographiques. Ce catalogue ne rendra pas seulement à l'ASPEA de précieux services dans ses activités propres, mais facilitera aussi la tâche des usines d'électricité et d'autres institutions en matière d'information.

7.2. Journées d'information sur la sécurité des centrales nucléaires et les problèmes de radioactivité

Divers milieux avaient exprimé le besoin de grandes journées d'information où l'ensemble du problème de la sécurité des centrales nucléaires et de la radioactivité serait traité de manière accessible à tous. Aussi une manifestation de ce genre fut-elle organisée du 4 au 6 novembre 1970, à Berne, en collaboration étroite avec les instances fédérales compétentes. Plus de 500 personnes participèrent en définitive à ces journées. A côté de représentants des diverses branches de la science, de la technique et de l'économie, la conférence rassembla aussi de nombreux membres des Chambres, des Conseils et des autorités au niveau de la Confédération, des cantons et des communes. Le programme promettait que l'information se ferait de manière ouverte, sérieuse et claire, sans s'achopper aux détails. Les secteurs où les connaissances sont encore incertaines ne seraient pas dissimulés ou minimisés, mais placés dans une perspective correcte, compte tenu notamment des autres dangers inhérents à la société industrielle moderne. Cette promesse fut tenue pour l'essentiel lors des journées en question. Les onze spécialistes et savants éminents venus d'Allemagne, d'Autriche et de Suisse s'acquittèrent de manière remarquable de leur tâche dans leurs exposés synoptiques.

Les résultats de cette manifestation recueillirent un large écho, non seulement chez les nombreux participants, dont beaucoup prolongèrent le rayonnement de ces journées dans leur propre sphère d'activité, mais encore dans la presse, la radio et la télévision. Cette dernière avait préparé, en prévision des journées de Berne, une émission spéciale qui fut diffusée à l'occasion de leur ouverture. De son côté, la radio enregistra presque toute la conférence sur bandes magnétiques et en rendit compte dans plusieurs émissions. Sur la base de la documentation mise à leur disposition, la plupart des quotidiens publièrent des articles sur la manifestation. Environ deux semaines plus tard, la presse eut encore l'occasion, lors d'un colloque spécialement organisé à son intention, de discuter des résultats des journées avec des spécialistes de toutes les branches concernées, ce qui donna de nouveau lieu à des comptes rendus détaillés dans de nombreux journaux.

Les journées de Berne consacrées au thème de la sécurité et le large écho qu'elles trouvèrent dans les mass-media contribuèrent de façon significative à donner un tour plus objectif aux discussions sur la construction de centrales nucléaires. Elles eurent en outre pour effet de faire connaître l'ASPEA auprès de milieux très étendus comme une source d'information sur ces questions, une source que le public met depuis lors à très forte contribution.

7.3. Publications destinées à l'information du public

Le besoin d'information a crû parallèlement à la virulence croissante des discussions au sein de l'opinion publique. C'est ainsi que le secrétariat de l'ASPEA a été saisi de milliers de demandes pour de la documentation populaire. L'ASPEA a donc entrepris d'éditer une série de publications traitant, à différents niveaux, des questions intéressant plus particulièrement leurs destinataires respectifs. Ces publications vont d'un tirage à part des exposés présentés lors des journées précitées, pour l'information au niveau le plus élevé, à une brochure de caractère tout à fait populaire, qui sera diffusée à des centaines de milliers d'exemplaires, en passant par des textes destinés aux élèves des écoles et aux adultes d'un niveau d'instruction moyen.

7.4. Assistance à la presse, à la radio et à la télévision

L'ASPEA voue une attention particulière aux mass-media. Son service de presse, apprécié depuis de nombreuses années, traite de plus en plus des questions soulevées par le public, en relation avec la sécurité et la radioprotection. Sur leur demande, de nombreux journalistes reçoivent régulièrement une documentation générale, alors que d'autres journaux requièrent constamment des prises de position et des articles originaux de la part de l'ASPEA. Des colloques avec la presse sont organisés sur des problèmes d'actualité.

La collaboration étroite existant avec des représentants de la radio et de la télévision a aussi porté ses fruits dans plusieurs émissions.

7.5. Documentation de l'économie électrique, des autorités, des parlementaires et du grand public

En tant que base pour sa propre activité, l'économie électrique est renseignée de façon détaillée sur l'état de la controverse en Suisse (à cet effet, une publication régulière a même été créée sous le titre « Le public suisse face à l'énergie atomique ») et à l'étranger. De plus, elle reçoit du matériel, de bons articles et des arguments concernant des questions relatives à la sécurité et à la protection de l'environnement.

Comme indiqué ci-dessus, le secrétariat de l'ASPEA est saisi de besoins considérables en matière de matériel de documentation. Jusqu'à cent demandes lui parviennent journellement à cet effet. La plupart d'entre elles, en particulier lorsqu'elles émanent du public, d'élèves et de maîtres, peuvent être satisfaites par l'envoi de publications de l'ASPEA. En revanche, les autorités et les parlementaires ont souvent des souhaits plus détaillés.

Particulièrement fréquentes sont enfin les demandes touchant des conférenciers, des diapositives et des films pour des manifestations avec

débats. Avec le temps, une automatisation poussée doit être atteinte sur ce plan par le moyen d'exposés-types accompagnés de collections appropriées de diapositives, ainsi que par la réalisation d'un film sur l'atome adapté aux conditions suisses.

8. L'ACTIVITE D'INFORMATION PAR L'ENTREMISE DE TIERS

Parallèlement à l'intensification de l'information par les soins de l'ASPEA, les compagnies d'électricité touchées par la controverse ont elles aussi renforcé leurs campagnes d'information. Les FMB et les NOK ont mis sur pied des expositions itinérantes, qui ont été présentées dans quelques douzaines de villes et de villages. Plusieurs sociétés d'électricité ont créé leur propre matériel d'information et organisent un programme systématique de conférences. Les journées dites « des portes ouvertes » à Beznau et à Mühleberg ont remporté un grand succès, des dizaines de milliers de visiteurs ayant été dénombrés.

De leur côté, les autorités responsables saisissent toute occasion qui s'offre à elles pour informer la population de manière appropriée.

Fait réjouissant, deux organes spécialisés éminents, à savoir la Commission fédérale de la protection contre les radiations et les titulaires de chaires de radiologie médicale aux universités suisses, ont adressé au public, au printemps 1971, des prises de position où le « risque de radiation» par des centrales atomiques était présenté sous son vrai jour.

9. BILAN

Alors que les opposants avaient paru être maîtres du terrain et, surtout, avaient trouvé un écho certain auprès des mass-media lorsque la controverse avait soudainement éclaté au printemps 1969, des progrès importants ont pu être réalisés depuis lors, grâce à l'information systématique et objective des milieux conscients de leurs responsabilités.

Dans cette voie, il a d'ailleurs fallu surmonter quelques problèmes difficiles. Tandis qu'il est relativement aisé pour les opposants de semer le doute au moyen de slogans et d'assertions erronées, de susciter l'émotion et de répandre la crainte, il est infiniment plus difficile de s'adresser à la population en restant sur le terrain de la vérité scientifique. La matière, hautement technique, ne se prête pas sans mal à la vulgarisation, que ce soit par la parole ou dans des écrits. Il n'existe que peu d'experts ou de spécialistes des relations publiques à même de s'y lancer; encore fallait-il les trouver et les utiliser à bon escient.

A l'origine, les débats contradictoires où des spécialistes sérieux étaient confrontés aux prétendus « experts » des opposants se terminaient le plus souvent par un fiasco, ces derniers disposant de meilleurs orateurs. De tels débats n'apportent d'ailleurs aucun fait nouveau, les opposants se contentant d'utiliser les mêmes arguments depuis longtemps réfutés. Lorsque, malgré les expériences fâcheuses, on est forcé de participer à de telles manifestations, on veille maintenant à n'y envoyer que des spécialistes à la parole facile.

Comme on a pu l'observer dans d'autres pays, les opposants essaient de mettre en doute la crédibilité des experts neutres (autorités, professeurs,

etc.) et de qualifier de partisans tous ceux qui ne sont pas contre l'énergie nucléaire. Ils ont pu enregistrer quelques succès à cet égard. D'un autre côté, ils ont vu leur propre crédibilité fortement entamée depuis que leurs arguments n'ont cessé d'être clairement réfutés. Sous réserve d'exceptions, leur propagande a trouvé de moins en moins d'écho dans la presse ces derniers temps. L'information objective et positive sur les centrales nucléaires l'emporte de nouveau nettement dans la presse suisse, comme aussi à la radio et à la télévision.

A la lumière de la situation actuelle, il y a de bonnes raisons de penser qu'une opinion publique informée est prête, dans sa majorité, à accepter les centrales nucléaires et à faire confiance aux mesures de sécurité adoptées pour ces installations. A cet égard, il est significatif que le Comité d'action contre Kaiseraugst se soit vu contraint, en février 1971, d'inciter les Genevois, par une lettre adressée à la presse locale, à s'opposer au projet de la centrale atomique de Verbois (fig. 1), après qu'aucune opposition ne se fut manifestée sur place. Une récente réunion d'information organisée par les FMB au voisinage de Graben (fig. 1), site de leur seconde centrale nucléaire, a permis de constater le même phénomène, en ce sens que toute l'opposition émana de membres venus de l'extérieur de l'Association pour la santé populaire et d'opposants affiliés, sans trouver de résonance dans la population locale. La controverse sur l'atome en Suisse est pourtant loin d'être terminée et l'information du public doit être poursuivie sans relâche jusqu'à ce qu'elle ait touché et convaincu si possible l'ensemble de la population.

POST SCRIPTUM

Au moment même où le rapport ci-dessus était rédigé, de nouveaux problèmes se sont tout à coup posés pour l'énergie nucléaire en Suisse. Comme indiqué brièvement précédemment, une commission fédérale d'experts avait à l'époque recommandé une tolérance maximale de 3°C pour le réchauffement d'un système fluvial. Cela aurait encore permis d'édifier le long de l'Aar et du Rhin deux ou trois centrales nucléaires avec refroidissement direct par eau fluviale. Cette limite de 3°C était néanmoins conditionnée par une certaine qualité d'eau. Les mesures les plus récentes des instances fédérales en matière de protection des eaux ont montré que cette qualité n'est pas atteinte à certains endroits de l'Aar et du Rhin, essentiellement du fait de pollutions industrielles. Il en résulte que, après Beznau et Mühleberg, seules des centrales nucléaires munies de tours de réfrigération pourront encore être construites au bord de ces cours d'eau. Les problèmes politiques et économiques découlant de cette décision inattendue, sanctionnée par le Conseil fédéral, n'ont pas à être discutés ici. En revanche, la question reste de savoir ce que la population suisse pensera de tours réfrigération, auxquelles elle n'a pas été préparée et qui soulèvent divers problèmes dans un pays densément peuplé comme le nôtre. Les centrales nucléaires vont-elles s'attirer de nouveaux adversaires, notamment des milieux de la protection de la nature et des sites, en raison des tours de réfrigération? Après la controverse nucléaire, sommes-nous à la veille d'une autre controverse, cette fois-ci sur les tours de réfrigération?

ENERGIE ATOMIQUE ET RELATIONS PUBLIQUES

A. ROBIN, B. LEO
Electricité de France, Paris

J. RENOU, A. GAUVENET
Commissariat à l'énergie atomique, Paris, France

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

NUCLEAR POWER AND PUBLIC RELATIONS.

Nuclear power stations are equipped with efficient safety devices and various containments which for all practical purposes give the public protection from any radioactivity released even in the case of an accident. Moreover, no industrial installation is submitted to such rigorous and comprehensive inspections as regards both construction and operation and, in fact, no significant dispersion of radioactivity has been detected from nuclear power stations, even after the very rare incidents which occurred in the early experimental stations. None the less, a certain disquiet has spread amongst the general public, who are obviously not too well placed to appreciate the safety standards governing industrial installations and who still remember the effects of atomic bombs. Public opposition campaigns have been launched against the building of nuclear power stations, usually based on misinterpretation of the facts or incorrect analysis of statistical data. Therefore, in order to prevent the development of irrational opposition, it is necessary to inform the public on the widest possible scale of the conditions under which nuclear power stations are constructed and operated. To achieve any impact, public relations services issuing this information should stick to everyday language and rely on comparisons with well-known facts. The fullest use should be made of all available dissemination media.

ENERGIE ATOMIQUE ET RELATIONS PUBLIQUES.

Les centrales nucléaires comportent des dispositifs de sécurité efficaces et diverses enceintes de protection qui mettent pratiquement le public à l'abri de tout dégagement de radioactivité même en cas d'accident. En outre, aucune installation industrielle n'est soumise à un contrôle de sécurité aussi complet et aussi strict, en ce qui concerne tant la construction que l'exploitation. En fait, aucune dispersion notable de radioactivité n'a été observée à l'extérieur des centrales nucléaires, même lors des très rares incidents qui se sont produits dans les premières centrales expérimentales. Néanmoins une certaine inquiétude s'est emparée du public, mal placé évidemment pour apprécier le degré de sécurité des installations industrielles, et qui garde le souvenir des effets des bombes atomiques. Des campagnes d'opposition à la réalisation des centrales ont été lancées dans le public; elles se fondent le plus souvent sur une interprétation erronée ou incomplète de faits exacts ou plausibles. Elles font parfois état de données statistiques analysées de façon incorrecte. Il est donc nécessaire, pour éviter que ne naisse et se développe une opposition irraisonnée, d'informer très largement le public des conditions dans lesquelles sont construites et exploitées des centrales nucléaires. Cette information, diffusée par les services des relations publiques, doit, pour être compréhensible, adopter le langage du public et s'inspirer de comparaisons avec des faits bien connus (toute information purement scientifique est vouée à l'échec); elle doit être très largement diffusée par tous les procédés disponibles.

АТОМНАЯ ЭНЕРГИЯ И ОТНОШЕНИЕ ОБЩЕСТВЕННОСТИ.

Атомные электростанции оборудованы эффективными средствами защиты и различными противоаварийными оболочками, которые практически полностью защищают население от любой радиационной опасности в случае аварии. Более того, никакая другая промышленная установка не контролируется и не инспектируется в ходе сооружения и эксплуатации так тщательно, как атомная станция. Фактически никакой сколько-нибудь значительной утечки радиоактивности в районе атомных электростанций не наблюдалось, даже при нескольких авариях, которые произошли на первых экспериментальных станциях. Тем не менее, общественность, которая, очевидно, не в состоянии судить о степени безопасности промышленных установок, но все еще помнит последствия взрывов атомных бомб, охватило беспокойство. Начались кампании протеста против строительства атомных электростанций. Зачастую они основываются на неправильном или неполноценном преломлении действительных или возможных факторов. Иногда они используют статистические данные, не-

правильно интерпретируя их. Поэтому необходимо нейтрализовать эту оппозицию, широко информировать общественность об условиях, в которых атомная станция строится и эксплуатируется. Эта информация распространяется департаментами общественной информации. Для лучшего понимания она должна излагаться доходчивым языком и основываться на сравнении с известными фактами. Информация такого рода должна быть строго научной, с использованием всех доступных средств массовой информации.

LA ENERGIA ATOMICA Y LAS RELACIONES PUBLICAS.

Las centrales nucleares llevan incorporados dispositivos de seguridad eficaces y varias envueltas de protección que hacen que el público esté prácticamente protegido de todo escape de radiactividad, aún en caso de accidente. Además, ninguna instalación industrial está sometida a un control de seguridad tan completo y tan riguroso, tanto en lo que se refiere a su construcción como a su explotación. En realidad, no se ha observado ninguna dispersión apreciable de radiactividad en el exterior de las centrales nucleares, ni siquiera en los muy escasos incidentes que se produjeron en las primeras centrales experimentales. Sin embargo existe cierta inquietud entre el público; mal situado, evidentemente, para apreciar el grado de seguridad de las instalaciones industriales y que aún conserva el recuerdo de los efectos de las bombas atómicas. Se han lanzado campañas de oposición a la realización de centrales basándose, casi siempre, en una interpretación errónea o incompleta de hechos ciertos o plausibles. A veces, tomando como hechos, datos estadísticos analizados incorrectamente. Es necesario pues, para evitar que nazca y se desarrolle una oposición irrazonada, informar extensamente al público sobre las condiciones en que se construyen y se explotan las centrales nucleares. Esta información, difundida por los servicios de relaciones públicas debe, para hacerse comprensible, adoptar el lenguaje del público e inspirarse en comparaciones con hechos corrientes. Las informaciones puramente científicas están condenadas al fracaso; estas informaciones deberán difundirse profusamente por todos los medios disponibles.

1. INTRODUCTION

L'opinion publique mondiale découvrait, dans le drame, en 1945 la puissance de l'énergie nucléaire.

A partir de 1954, le développement des activités pacifiques de l'énergie atomique fut accompagné d'une importante campagne d'information faite à tous les niveaux (scientifique, technique, vulgarisation), destinée à tous les publics dans la plupart des pays industrialisés et sur le plan international.

Au début des années 1970, le souci de défendre la qualité de l'environnement rend le public plus sensible aux nuisances de toutes sortes, provoquées par toute installation industrielle, quelle qu'elle soit.

Avec l'utilisation de plus en plus importante de l'énergie nucléaire pour la production d'électricité l'opinion publique progressivement éclairée entre en contact avec les problèmes posés par les avantages et les risques de cette nouvelle technologie.

C'est aux Etats-Unis que les objections les plus importantes à l'implantation de centrales nucléaires se sont manifestées, fondées sur ces thèmes : les effets de la radioactivité sur l'homme, le mouvement des radionuclides à travers la chaîne alimentaire, et les effets des effluents thermiques sur l'écologie.

Pour répondre aux préoccupations d'une fraction de l'opinion publique, l'USAEC s'est engagée depuis deux ans dans une importante action d'information et de relations publiques sur les effets de l'énergie nucléaire sur l'environnement.

En Europe, du fait de la structure différente des industries nucléaire et électrique (secteur public-secteur privé, définition d'un programme au niveau gouvernemental), notamment en France et en Grande-Bretagne, les craintes exprimées à l'occasion de l'implantation

d'une centrale nucléaire, du fonctionnement d'un centre d'études, ou du rejet de déchets radioactifs en mer ou en eau douce ont revêtu un caractère différent.

Certaines attitudes d'hostilité se sont parfois manifestées, localement à l'occasion de réalisations industrielles, ou au niveau de la politique nationale, compte tenu des risques contrôlés.

Du fait de l'excellence du dossier sécurité de l'industrie nucléaire (les gouvernements ayant consacré, dès le début, un effort important pour mettre en place un dispositif institutionnel et technique en vue de la prévention des nuisances) c'est presque toujours au niveau des risques, et non au niveau des effets objectivement constatés sur le milieu, que se sont fondées les craintes de l'opinion publique.

C'est là que réside une des difficultés de l'information dans le domaine nucléaire : pour démontrer que les risques des installations nucléaires sont acceptables il faut avoir recours à des arguments scientifiques qui ne sont que rarement ou difficilement compris.

La spécificité du problème de l'information dans le domaine nucléaire réside essentiellement dans les difficultés rencontrées pour transmettre l'information scientifique ou technique au public et aussi dans le climat émotionnel dans lequel se situent les attitudes spontanées ou les raisonnements du public devant ce qui touche à la radioactivité.

Ce n'est pas seulement un problème d'information, mais un problème complexe de communication et de relations publiques.

Au niveau de l'information, un langage commun doit être trouvé entre ceux qui, de par leurs fonctions, sont à même de comprendre l'intérêt, le fonctionnement et les risques d'installations techniques de plus en plus perfectionnées, et le grand public qui ne peut qu'apprécier difficilement des arguments dont la technicité lui échappe.

Transformer des jugements prématurés ou imparfaitement fondés en une attitude objective relève bien d'un programme d'action de relations publiques.

2. L'ENJEU

Les installations industrielles, en même temps qu'elles contribuent au bien-être matériel, sont la source de nuisances.

Depuis quelques années ces nuisances ont pris dans certaines régions une telle ampleur qu'elles deviennent intolérables.

L'utilisation des énergies diverses est accompagnée d'une pollution parfois importante ; c'est le cas de l'automobile, par exemple.

La seule énergie absolument propre est l'électricité ce qui explique qu'elle puisse être transportée et utilisée partout, jusque dans une salle d'opération où toute pollution, quelle qu'elle soit, est rigoureusement proscrite.

Sans doute la production même de cette énergie électrique peut provoquer de désagréables nuisances. C'était particulièrement le cas des centrales thermiques, à l'époque où elles n'étaient pas équipées de dépoussiéreurs.

Mais aujourd'hui se présente une nouvelle technique de production de chaleur, et par conséquent d'électricité : c'est l'énergie nucléaire.

Les centrales nucléaires ont un effet minime sur leur environnement immédiat, et ne nécessitent pas de transports lourds ce qui facilite leur implantation.

Toutefois, il y a encore une certaine tendance à maintenir l'implantation des centrales à distance des zones à forte densité de population.

Mais précisément l'électricité permet de faire le lien nécessaire entre cette production d'énergie nucléaire relativement isolée et le consommateur d'énergie - de sorte qu'aujourd'hui la meilleure technique énergétique non polluante est la combinaison :

ENERGIE NUCLEAIRE + ELECTRICITE

3. EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT

Les effets qu'une centrale nucléaire est susceptible d'avoir sur l'environnement sont de deux sortes : les effets nucléaires, spécifiques de ce genre d'installations, et les effets non nucléaires.

Les radiations ionisantes en exploitation normale sont extrêmement faibles à l'extérieur de l'enceinte de la centrale.

En cas d'incident, les protections diverses que comportent le réacteur et la centrale retiennent les radiations à l'intérieur de celle-ci comme l'ont montré un certain nombre d'incidents d'importances diverses.

Le dispositif de mesure autour de la centrale permet d'ailleurs un contrôle efficace et - dans l'hypothèse improbable d'un danger réel - une action immédiate.

Il n'en reste pas moins que ce risque doit être étudié dans ses moindres conséquences et que toutes les sécurités nécessaires doivent être mises en oeuvre tant dans la conception du projet que dans les méthodes d'exploitation.

Les autres nuisances sont infiniment moins graves que dans le cas des centrales thermiques classiques : fumées, anhydride sulfurique, suies, poussières de charbon, etc.

Le seul facteur défavorable est l'échauffement de l'eau, évidemment un peu plus élevé à puissance égale pour les centrales nucléaires actuelles.

Le fait que, dans la pratique, cet échauffement a en général une influence minime et pas nécessairement défavorable sur les poissons et les plantes aquatiques ne doit pas faire perdre de vue que le problème peut s'aggraver si le nombre de centrales se multiplie sur un même cours d'eau.

4. HISTORIQUE DE L'INQUIETUDE

Le fait que les possibilités de l'énergie nucléaire aient été connues par la bombe atomique a évidemment empoisonné le sujet et créé une angoisse pour de longues années. Mais compte tenu de son effet relativement limité dans le temps et dans l'espace - à l'échelle mondiale - les craintes se sont peu à peu apaisées.

Depuis plusieurs années, l'absence d'incidents sérieux avait calmé l'inquiétude d'une façon assez générale.

Elle a été réveillée, voici deux ans, par quelques scientifiques américains qui ont pris comme tremplin l'ignorance où l'on est de l'effet à long terme des très faibles radiations.

En effet, s'il est pratiquement démontré que le rapport des effets nuisibles aux doses fortes est sensiblement linéaire, personne ne peut prouver que la droite passe ou ne passe pas par l'origine. Le seul argument, en faveur de l'énergie nucléaire, est que jusqu'à présent, on n'a pas constaté d'effet nuisible des faibles radiations.

La plus grande partie de la controverse pour ou contre le nucléaire tourne autour de cette incertitude.

5. LES ARGUMENTS A DEVELOPPER EN FAVEUR DE L'ENERGIE NUCLEAIRE

Nous pensons qu'il convient, dans le domaine des relations publiques, de développer les arguments ci-après, qui sont évidemment bien connus des délégués à cette conférence. Toutes les remarques qui pourraient être faites sur l'opportunité, l'efficacité, et le mode de présentation de ces arguments apporteraient une contribution utile.

5.1. La sécurité

Il faut rappeler qu'il n'y a aucun rapport entre un réacteur et une bombe, un réacteur ne pouvant devenir une bombe ou produire les effets d'une bombe.

D'autre part, si au début du siècle, et bien avant la bombe atomique, de nombreux savants et praticiens radiologues ont subi des nécroses graves, c'est qu'ils ne disposaient d'aucune des protections qui sont de rigueur aujourd'hui.

Mais la sécurité actuelle réside précisément dans le fait que - heureusement ou malheureusement - les effets les plus désastreux ont été connus bien avant les effets bénéfiques et que, de ce fait, la sécurité a été constamment développée en parallèle avec les installations elles-mêmes.

Ceci - hélas - n'a pas été le cas du développement industriel. Bien des industries, bien des organisations n'ont mis au point leurs méthodes ou leurs règlements de sécurité que sous la pression d'événements fatals : il n'y avait pratiquement pas de chaloupes de sauvetage efficaces sur les paquebots au début du siècle, alors que ceux-ci étaient le moyen type de transport océanique. La réglementation des appareils à vapeur n'est intervenue qu'après des dizaines d'accidents mortels par explosion.

Mais, dans le cas de l'énergie nucléaire, les techniques, les normes de sécurité ont été précisées bien avant son emploi industriel, et ceci à l'échelle mondiale.

5.2. L'accident maximum hypothétique

L'expression elle-même montre qu'on a réfléchi à des éventualités hautement improbables et que, même dans ce cas, on a étudié,

à l'avance, les conséquences, les moyens de les éviter et d'en limiter les effets. Les autres industries étudient-elles leurs accidents maxima possibles ?

Par exemple : A-t-on étudié, à l'avance, les conséquences des accidents suivants ? Toutes les voitures d'une course sur autodrome pénètrent simultanément dans la foule. Toutes les installations d'une raffinerie sont incendiées en même temps. Un pétrolier de 250 000 t ou plus sombre à quelques milles des côtes, etc.

5.3. Le contrôle

Le contrôle est permanent non seulement dans la centrale, où tout dépassement des normes provoque l'arrêt du réacteur, mais encore à l'extérieur. Les marges prises entre le niveau d'alarme et le niveau de danger sont très grandes.

Aucun des systèmes d'alerte conçus par exemple pour les avalanches, les crues et autres calamités naturelles, ne prévient aussi sûrement et avec une aussi grande marge de sécurité.

5.4. Les incidents

Il y a eu quelques incidents dans des réacteurs de type ancien, n'ayant pas encore bénéficié de l'expérience de ces dix dernières années. Aucun de ces incidents n'a provoqué de dommages à l'extérieur de la centrale. Un seul, WINDSCALE, prototype de réacteur complètement abandonné, a nécessité quelques précautions à titre préventif. Aucun effet ultérieur n'a pu être constaté et les doses mesurées autour de la centrale étaient encore inférieures à celles considérées comme admissibles.

Dans les réacteurs actuels la succession des "barrières" établies entre les sources de radiation et l'environnement rendent hautement improbable une dispersion de la radioactivité à l'extérieur de la centrale. On a bien constaté en effet une radioactivité extérieure quasi nulle, à la suite des très rares incidents qui se sont produits sur des réacteurs récents.

5.5. La réfrigération

Les effets non nucléaires, c'est-à-dire le réchauffement de l'eau, n'ont, dans certaines limites, que des conséquences tout à fait secondaires.

C'est une erreur de croire qu'un moyen d'y remédier consiste à installer des tours de réfrigération.

En effet, alors que les condenseurs réchauffent l'eau, mais la restituent, les tours de réfrigération en consomment, et c'est un curieux paradoxe que l'obligation où l'on se trouve de les utiliser précisément sur les sites où l'eau est rare.

D'autre part, ces tours sont fréquemment inesthétiques et les nuages de vapeur d'eau qu'elles produisent peuvent provoquer des nuisances, plus importantes par l'effet de leur panache.

C'est pourquoi elles ne doivent être utilisées que si aucune autre solution n'est possible.

5.6. Le choix des sites

Un des avantages des centrales nucléaires est la souplesse dont on dispose encore dans le choix des sites. La centrale thermique classique reste liée rigidement aux moyens d'approvisionnement - voie ferrée ou cours d'eau - ou à la proximité d'une raffinerie; la centrale nucléaire peut être implantée partout où existent des disponibilités suffisantes en eau de refroidissement et, de ce fait, peut en général être mieux placée, par rapport aux centres de consommation d'énergie électrique.

5.7. Les déchets

Les problèmes techniques de traitement, de confinement et de stockage étant pratiquement résolus, les déchets radioactifs ne sont plus un obstacle au développement de l'énergie nucléaire. Cependant, de même que pour les autres déchets d'industrie, les opérations de conditionnement et de dépôt devront pouvoir s'effectuer à un coût minimum.

Après traitement pour assurer leur inocuité, les effluents liquides sont rejetés en rivière ou en mer et les effluents gazeux dans l'atmosphère. Les éléments toxiques ou d'activité dangereuse récupérés lors de ce traitement sont concentrés sous forme solide. A ces concentrés d'effluents s'ajoutent les déchets solides proprement dits. Différentes opérations (incinération, fragmentation, compactage) permettent d'obtenir une réduction en poids et en volume de ces déchets.

Les expériences d'immersion de déchets radioactifs dans les fonds marins sous l'égide de l'O.C.D.E. ont montré que ce type de stockage présentait de l'intérêt, mais que les avantages doivent être pesés en fonction des critères économiques.

L'accumulation des déchets dans les dépôts existants ou la création de nouvelles zones terrestres de stockage risque de conduire, à terme, à un problème d'opinion publique : celui du "réflexe de proximité" des populations. En effet, si la majorité des habitants d'une région accepte volontiers, en France, l'implantation d'un centre nucléaire en fonction des possibilités d'emploi et de développement industriel, les motivations économiques sont beaucoup plus faibles pour une installation de stockage de déchets.

En France, le stockage des déchets s'effectue actuellement sur le terrain de ses centres nucléaires en mettant au point les meilleures techniques pour l'effectuer. Une politique à long terme en ce domaine est prévue et préparée.

6. LE CONTACT AVEC LE PUBLIC – INFORMATION ET RELATIONS PUBLIQUES

Il est évident qu'après la flambée d'opposition qui s'est manifestée aux U.S.A. il est nécessaire d'informer l'opinion publique et, dans la mesure du possible, la persuader que ses appréhensions ne sont pas fondées.

Mais l'attitude du public à l'égard de l'énergie atomique a sa source dans une crainte instinctive et non dans la connaissance de "l'objet atomique". Des relations objectives entre le technicien nucléaire et le public seront donc particulièrement difficiles à établir car il n'existe pas, le plus souvent, de langage commun et les arguments scientifiques du technicien ne sont pas compris.

A cet égard les scientifiques seront souvent suspects et leur bonne foi mise en doute. Ceci est d'autant plus net que le public constate que les chercheurs ne sont pas toujours d'accord entre eux sur le problème des conséquences biologiques de l'énergie atomique.

Le danger qui découle de cette situation est que la plupart des gens seront prêts à préférer la simplicité des apparences aux difficultés de la connaissance et la sensibilité à la raison.

C'est pourquoi il est certainement préférable de considérer les contacts à établir comme une action de relations publiques que comme un enseignement ou une discussion. De même il faudra utiliser pour cette action des spécialistes du contact avec le public, ayant l'habitude de ses réactions et des moyens éventuels d'emporter la conviction. Le rôle des relations publiques sera donc de trouver une méthode propre à s'adresser à la sensibilité du public et en même temps à sa raison : c'est le problème de la recherche d'un langage commun.

Bien entendu, il ne saurait être question de mettre la question entre les mains d'un organisme spécialisé en lui demandant de prendre toutes les initiatives qui lui paraîtraient utiles, mais au contraire, d'étudier un programme d'action basé sur les données techniques et politiques du problème, et de demander à des spécialistes d'étudier les meilleurs moyens de présenter ce programme au public.

Une telle action doit être entreprise à une échelle massive et être poursuivie longtemps si l'on veut qu'elle ait une action en profondeur.

Les textes, les dessins, les images, doivent être à la portée du public et non pas exprimés en langage technique, peu familier aux non-initiés.

Une politique des relations publiques est un instrument d'influence et de persuasion qui sert les intérêts de ceux qui l'adoptent, mais qui doit aussi servir les intérêts de la collectivité. Les relations publiques sont avant tout une stratégie de confiance avec le public et par conséquent d'information objective, complète et sans réticence.

En effet, la recherche d'une appréciation favorable du public ne peut s'obtenir que si celui-ci peut fonder son jugement en fonction de tous les éléments y compris ceux qui sont défavorables. Cette politique d'information à tout prix ne peut évidemment se concevoir que pour des entreprises ou organismes dont les aspects positifs l'emportent nettement sur les éléments négatifs.

Les relations publiques appuient leur stratégie de confiance par une stratégie "d'image de marque" qui suscite un préjugé favorable et dissuade dans une certaine mesure les opposants.

Ces deux stratégies s'adressent aussi bien aux relais de l'information (élus locaux, journalistes, administrations, notables, membres de l'enseignement, associations diverses) qu'au public lui-même. Elles utilisent une série de moyens qui sont :

- les contacts directs individuels et collectifs (démarches, réunions, réceptions, centres d'informations et de documentation, expositions de prestige ou d'information, visites d'installations),
- les relations avec la presse écrite et parlée (relations personnelles, communiqués, interviews et reportages, conférences de presse, visites d'installations, documentation),
- les moyens apparentés à la publicité (annonces, affichage, articles de presse),
- l'information écrite et visuelle (dépliants, brochures, livres, périodiques, diapositives, films),
- l'enseignement (conférences, expositions et films didactiques, bourses, concours).

Il est évident que cette action doit s'exercer en permanence en liaison avec des médecins spécialisés et en accord avec les pouvoirs publics qu'il aura fallu informer préalablement, car ce qui paraît une évidence au producteur d'énergie est quelquefois loin des préoccupations de l'administration.

Avant cette action, il sera utile de procéder à des enquêtes pour analyser les problèmes locaux, les réactions de différentes couches de population, en un mot la situation humaine et politique à l'échelon de la région d'implantation.

Cependant l'efficacité de ces campagnes d'information est toujours provisoire car à la faveur d'un incident, ou par suite d'une campagne à caractère politique, ou encore à la suite d'un mouvement d'idées prenant ses racines à l'extérieur de la région, les craintes peuvent toujours réapparaître. C'est pourquoi une opération locale engagée dans un but précis doit non seulement se poursuivre après que l'objectif semble avoir été atteint, mais également s'appuyer sur une action permanente de relations publiques.

En effet les comportements antérieurs, en particulier de la part du producteur d'électricité, et la qualité d'une politique continue de relations publiques contribueront largement, en créant un climat de confiance, à faire accepter par l'opinion de nouveaux projets. Au surplus il est bien certain qu'une campagne d'information doit être préventive ; une campagne défensive ne peut que prendre l'allure d'un démenti et perdre ainsi une grande part de son efficacité.

Enfin, si l'information, le niveau de culture, la connaissance, l'espoir de prospérité économique, peuvent contribuer à faire admettre une installation nucléaire, cela n'est pas suffisant pour rassurer pleinement et totalement les populations.

Il semble que seuls deux éléments conjugués puissent conduire à ce résultat :
- le fait que l'énergie nucléaire n'ait entraîné que des incidents n'ayant pas comporté de conséquences graves à l'extérieur de la centrale,
- la vie en symbiose des populations locales et des techniciens venus travailler dans l'installation : au fil des ans les centrales et les centres nucléaires doivent s'insérer dans les habitudes locales et ne plus provoquer d'objections.

7. COMMUNICATION DE L'EXPERIENCE

L'opposition à la réalisation des centrales nucléaires qui s'est récemment manifestée a pris, dans chaque pays, des formes

variées dues à la diversité des modes de vie, des dispositions légales, du climat social, de l'éducation du public, mais c'est pratiquement les mêmes arguments que les opposants ont partout mis en avant. Il y a donc grand intérêt à ce que les expériences des uns et des autres soient mises en commun.

A côté des succès qui peuvent avoir été obtenus du fait de telles circonstances, de telles personnes, de telles méthodes, il est bon de connaître les insuccès et si possible leurs causes pour éviter de renouveler des erreurs préjudiciables à la corporation toute entière.

Les comptes rendus d'incidents ou accidents montrant leur peu de conséquences pour le public sont à cet égard fort utiles.

Dans le domaine nucléaire le problème des relations publiques intéresse aussi bien les spécialistes de l'énergie nucléaire que les producteurs d'énergie et les constructeurs.

C'est à eux tous qu'échoit la responsabilité d'informer l'opinion sur le plan international, en prenant garde de n'être pas en retard sur cette opinion.

Une conférence comme celle de GENEVE peut permettre, à cet égard, de fructueux échanges de vue.

THE ENERGY-ENVIRONMENT EQUATION

C. E. LARSON, H. C. BROWN Jr.
U. S. Atomic Energy Commission, Washington, D. C.,
United States of America

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

THE ENERGY-ENVIRONMENT EQUATION.

This paper examines the crucial role of nuclear power in meeting the energy demands of the future and also discusses the public-acceptance problems that have been encountered in attempting to assess the environmental effects of nuclear power generation. Current estimates of nuclear power growth are examined in the context of projected requirements for increased electrical generating capacity, the gradual depletion of fossil-fuel reserves, and the alternatives. The extent to which nuclear fuels will extend the world's energy stores for hundreds of years is examined and documented.

Continued progress in solving some of the crucial social problems associated with urban societies throughout the world will be dependent to a large degree on the availability of electrical power. For example, the internal combustion engine – automobiles – now accounts for more than half the air pollution in the USA. This could be greatly reduced by imaginative use of electrically powered transportation systems. The disposal and recycling of our billions of tons of waste material is another problem that will require massive amounts of electric power to solve. Data are presented to show that the breeder reactor will enhance the position of nuclear power from both an economic and an environmental standpoint. The breeder will ensure an unlimited source of reliable low-cost power and will offer decided advantages in contributing to a cleaner environment.

Environmental problems are viewed in a global context, and the point is developed that, since the earth's finite supplies of air and fresh water are shared in common by all earthly inhabitants, pollution, which does not respect national boundaries, is properly a subject of international concern. Public attitudes toward the environmental effects of nuclear power derive from a syndrome of concurrent and coincidental phenomena: (1) the public's increasingly strident demand for a greater voice in the choice of any activity that impacts upon property values, cultural or recreational interests, or health; (2) the visible effects and seemingly inexorable trends of population crowding; (3) a new, generally healthy consciousness of the fact that a clean environment can no longer be taken for granted; (4) a growing awareness that the environment is everybody's problem but seemingly no one's sole responsibility; (5) a recognition that environmental problems are global in character and are shared and affected by peoples everywhere; (6) a realization that "blackouts" and "brownouts" are not merely threats but realities; and (7) a fear of radiation stemming from ignorance or misinformation on the part of some individuals. Public attitudes toward nuclear power are examined in the context of the above phenomena. Remedial actions are discussed in a critical and constructive manner.

LA PRODUCTION D'ENERGIE ET L'ENVIRONNEMENT.

Les auteurs étudient le rôle essentiel de l'énergie d'origine nucléaire pour faire face aux besoins futurs en énergie et analysent aussi les problèmes, dus à l'attitude du public, auxquels on s'est heurté lors des tentatives d'évaluation des effets de l'industrie nucléo-électrique sur le milieu. Les estimations actuelles de l'accroissement de la production nucléo-électrique sont examinées en tenant compte des projections des besoins en énergie électrique, de l'épuisement progressif des réserves de combustibles fossiles et des autres solutions. Les auteurs font avec documents à l'appui une étude de la contribution des combustibles nucléaires aux réserves d'énergie mondiales pendant les prochains siècles.

La possibilité de faire des progrès dans la solution de certains des problèmes essentiels des sociétés urbaines dans le monde dépendra dans une large mesure des approvisionnements en énergie électrique. Par exemple, les moteurs à explosion des véhicules automobiles sont actuellement responsables de plus de la moitié de la pollution atmosphérique aux Etats-Unis d'Amérique. Celle-ci pourrait être considérablement réduite si l'on faisait un effort d'imagination pour généraliser la propulsion électrique. L'évacuation et le recyclage des milliards de tonnes de déchets est un autre problème dont la solution exigera des quantités énormes d'énergie électrique. Les auteurs présentent des données montrant que le réacteur surgénérateur améliorera la position de l'énergie nucléo-électrique, tant sur le plan économique que sur celui de la salubrité du milieu. Ce réacteur sera une source illimitée et fiable d'énergie à bon marché et présentera des avantages certains quant à l'environnement.

Les auteurs examinent les problèmes de l'environnement d'une manière globale et soulignent que, puisque les ressources limitées d'air et d'eau douce sont utilisées en commun par tous les habitants de la planète, la

pollution est véritablement nne question qui intéresse toutes les nations, sans considérations de frontières. L'attitude du public en présence des effets de l'industrie nucléo-électrique sur l'environnement procède d'un syndrome à plusieurs composantes contraires ou concomitantes: 1) la volonté de plus en plus ouvertement exprimée du public d'intervenir plus directement dans le choix de toutes activités ayant des répercussions sur la valeur des biens immobiliers, le patrimoine culturel, les aménagements pour les loisirs, ou la santé; 2) les effets visibles et les tendances apparemment inéluctables de la surpopulation; 3) la connaissance récente, et généralement salutaire, du fait que l'environnement ne peut plus être considéré d'office comme étant propre; 4) la conscience de plus en plus nette que la conservation du milieu est l'affaire de tout le monde et que la solution des problèmes qu'elle pose n'est apparemment pas la responsabilité d'une seule personne; 5) la reconnaissance que les problèmes que pose l'environnement ont un caractère général, qu'ils sont partagés par tous les peuples du globe et influencés par eux; 6) la conscience que les pannes partielles ou générales d'électricité ne sont pas seulement une menace, mais une réalité; 7) la crainte des rayonnements qu'éprouvent les personnes ignorantes ou mal informées. Les auteurs étudient l'attitude du public envers l'énergie nucléo-électrique sous ces divers aspects et examinent d'une façon critique et constructive les mesures possibles à prendre.

СООТНОШЕНИЕ МЕЖДУ ПРОИЗВОДСТВОМ ЭЛЕКТРОЭНЕРГИИ И ЗАГРЯЗНЕНИЕМ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ.

В данном докладе рассматривается решающая роль ядерной энергетики в удовлетворении энергетических потребностей будущего, а также изучаются проблемы общественного характера, с которыми столкнулись при оценке воздействия атомных станций на окружающую среду. Текущие оценки развития ядерной энергетики анализируются в плане увеличения будущих потребностей в электроэнергии, постепенного истощения запасов обычных видов топлива, а также возможных альтернатив. Рассматривается и документально подтверждается степень влияния ядерного топлива на мировые запасы энергии в течение сотен лет.

Постоянный прогресс в решении некоторых важных социальных проблем, связанных с городским населением всего мира, будет зависеть большей частью от наличия электрической энергии. Например, использование двигателя внутреннего сгорания (автомобили) обусловливает более чем 50% -ное загрязнение воздуха в США в настоящее время. Это загрязнение могло бы быть значительно уменьшено путем широкого использования транспортных систем, работающих на электрической тяге. Удаление и повторное использование миллиардов тонн отработанных материалов представляет собой другую проблему, решение которой потребует большого количества электроэнергии. В докладе приводятся данные, с тем чтобы показать, что использование реактора-размножителя будет способствовать усилению позиции ядерной энергетики как с экономической точки зрения, так и с точки зрения оценки загрязнения окружающей среды. Реактор-размножитель явится неограниченным источником надежной дешевой энергии, и его использование будет несомненно способствовать уменьшению загрязнения окружающей среды.

Проблемы загрязнения окружающей среды рассматриваются в мировом масштабе. Делается вывод, что, поскольку ограниченные земные запасы воздуха и свежей воды являются достоянием всех обитателей земли, загрязнение, которое выходит за пределы национальных границ, является проблемой международного значения. Отношение общественности к воздействию ядерной энергии на окружающую среду основывается на комплексе противоречивых и общеприемлемых обстоятельств: 1) возросшее требование общественности на право голоса при выборе какой-либо деятельности, которая оказывает влияние на имущественные ценности, организацию культурного отдыха, или здравоохранение; 2) очевидные результаты и, по-видимому, постоянная тенденция к увеличению плотности населения; 3) новое, всеобщее понимание того факта, что заявления о чистой окружающей среде не могут больше приниматься на веру; 4) возрастающее сознание того, что проблема окружающей среды является всеобщей, но что, по-видимому, никто не несет за это ответственность; 5) признание того, что проблемы окружающей среды являются всемирными по своему характеру; 6) понимание того, что "временное отсутствие электрического освещения" и "уменьшение освещения улиц и витрин" являются не просто угрозами, а реальными вещами; 7) наконец, боязнь радиации, что является результатом невежества или дезинформации со стороны отдельных лиц. Отношение общественности к развитию ядерной энергетики рассматривается в плане вышеупомянутых обстоятельств. Критически и конструктивно рассматриваются мероприятия, направленные на преодоление возникших трудностей.

LA ECUACION ENERGIA-MEDIO AMBIENTE.

Esta memoria examina el papel fundamental de la energía nuclear para satisfacer la demanda energética del futuro, así como el problema de su aceptación por la opinión pública, que se han puesto de manifiesto al considerar los efectos sobre el medio ambiente de la generación de energía nucleoeléctrica. Se examinan los presupuestos actuales para el desarrollo de la energía nucleoeléctrica en relación con el previsible aumento de

la demanda de la misma y el gradual agotamiento de las reservas de combustibles fósiles y sus posibles sustitutivos. Se examina y documenta la magnitud con que los combustibles nucleares servirán para aumentar las reservas energéticas mundiales durante siglos.

El continuo progreso en la solución de algunos de los más importantes problemas que plantean las sociedades urbanas en todo el mundo dependerá en gran parte de la disponibilidad de energía eléctrica. Por ejemplo, el motor de explosión - automóvil - es la causa actual de más de la mitad de la contaminación atmosférica en los Estados Unidos, la cual podría reducirse en gran medida mediante la creación y utilización de vehículos impulsados eléctricamente. La distribución y reutilización de los miles de millones de toneladas de basuras y desechos constituye otro problema que requerirá enormes cantidades de energía eléctrica para su solución. Este trabajo presenta datos que demuestran que el reactor reproductor servirá para aumentar la utilidad de la energía nuclear tanto desde el punto de vista económico como de la defensa del medio ambiente. El reactor reproductor proporcionará una fuente ilimitada y segura de energía a bajo costo, y ofrecerá importantes ventajas al contribuir a conservar un medio ambiente más puro.

Los problemas ambientales se consideran dentro de un marco global, desarrollándose el concepto de que el problema de la contaminación, que no respeta fronteras, constituye propiamente una materia de interés internacional, dado que las no inagotables reservas de aire puro y agua dulce que la Tierra contiene son compartidas por todos sus habitantes. La actitud del público frente a los efectos de la energía nuclear sobre el medio ambiente procede de un síndrome de fenómenos concurrentes y coincidentes: 1) la creciente vehemencia con que el público exige una mayor participación en el gobierno de cualquier actividad que repercuta sobre la propiedad, sobre intereses culturales o recreativos, o sobre la salud; 2) los visibles efectos y las tendencias aparentemente inexorables hacia el excesivo crecimiento demográfico; 3) la nueva conciencia, en general saludable, del hecho de que no se puede seguir dando por supuesto un medio ambiente limpio; 4) la creciente admisión de que el medio ambiente constituye un problema que, aunque afecta a todos, no es, al parecer, responsabilidad de nadie en particular; 5) el reconocimiento de que los problemas ambientales tienen carácter mundial y afectan a todos los hombres en todas partes; 6) la comprensión de que el «oscurecimiento total» y el «ensombrecimiento parcial» no son meras amenazas sino realidades; 7) el temor a las radiaciones, resultado de la ignorancia o falta de información de algunos individuos. Se examina la actitud pública ante la energía nuclear dentro del contexto de los factores expuestos, y se consideran de manera crítica y constructiva los posibles remedios.

MAN AND ENERGY

Since the taming of fire man has had a virtually insatiable appetite for energy. For centuries his consumption has been limited mainly by his resourcefulness. Now, he is experiencing the inhibiting restraints of secondary effects so long ignored.

For the past fifty years especially man has withdrawn the raw materials of energy from the earth at a rate and in total quantity greater than the combined withdrawals for the entire period of his recorded history. Until recently, he has concentrated on the fruits of energy with only fleeting attention to the consequences of consumption. Now, within the past five years or so, he has awakened to the facts that his resources are not unlimited and that the secondary effects of energy utilization could, if unchecked, offset the benefits he has so assiduously courted.

We now see warning signs of our improvidence and neglect: polluted air and streams, mountains of waste and the ugliness of litter and sprawl marring the beauty of our parks and cities.

We are commencing to respond at last in the only ways that man can hope to tackle a problem of the magnitude he faces — by self-restraint, through regulation by law, and by cooperation on an international scale.

There is a danger, however, that in his zeal to make up for centuries of short-sightedness mankind may compound his error. Just as the use of energy has contributed to our environmental dilemma, so, too, can energy contribute – indeed is essential – to its solution.

Just as energy has helped to bring man to his present state of technological advancement, so, too, could ill-considered measures to limit the further development of energy stultify his advancement and imperil his ability to feed and clothe his millions.

For those individuals engaged professionally in energy conservation and development, the foregoing observations will seem obvious. It is also obvious, however, as the columns of almost any news publication will confirm, that many citizens view the situation quite differently. They would challenge the proposition that more, not less, energy is needed to help resolve many of the environmental problems of an increasingly populated world. There are a number of citizens, too, who consider nuclear power as a net environmental threat and who therefore seriously question the urgency which is being attached to its further development.

It is appropriate first to review briefly the factors which have brought man to this particular state of affairs; then it is necessary to identify the rather limited array of energy choices offered to him in the next half century; and, finally, it is useful to consider how these choices might be presented in a more credible way to a genuinely concerned public.

THE DEMAND FOR POWER

The effective use of power to provide for economic development and for the needs of the public generally, is related to industrial productivity and the standards of modern living. While the population growth of the United States of America (15% to 20% per decade) has had, and is expected to continue to have, an effect on the total electrical requirements of the country, the per capita usage has a more pervasive influence. When the per capita use is coupled with population growth, the use of electrical energy will experience a doubling time of about ten years.

The United States of America has experienced a significant change in its way of life because of the extensive availability of cheap power. When people first experience the convenience of labour-saving devices, an irreversible process occurs. Few modern housewives and mothers would now consider an automatic electric washing machine the luxury it was considered earlier in the century.

In warmer climates, such as those occurring in Washington, D. C. and in the southeastern United States of America, air conditioning has dramatically affected the patterns of living and the economy of the region. Highly sophisticated and technically oriented industries, requiring skilled managerial and technical personnel, have established

themselves in this branch of manufacturing. This now represents a very important segment of the national economy. The comforts afforded by air conditioning have also played a part in tourism: the State of Florida, for example, has now almost as many tourists during the hot summer as in the warm winter, which was formerly the predominant tourist season.

Reflecting such growth patterns, the electrical generating capacity in the United States of America is estimated at present to be 344 000 MW(e). By 1980 this figure is expected to increase to 665 000 MW(e) and by the year 2000 to about 2 TW(e). Corresponding demands are being placed on energy resources.

Depletion of energy resources

The approximate calendar depletion time of United States resources of fossil fuels has been estimated as follows [1]:

Fuel	Year
Natural gas	2015
Oil	2000
Coal	2400

Many estimates of this type have been made and some dispute exists concerning their validity, particularly in view of the relationship of economics to recoverability; however, it has also been pointed out that "the use of oil and gas is rising so rapidly that it is clear that discoveries cannot go on forever matching the increasing rate of usage, and surely some day the limited supplies of oil, gas and coal in the earth's crust will be exhausted" [2].

It is also evident that the current and projected commitments to the light-water reactors by the United States of America imply a rate of utilization of ^{235}U that would result in the rapid depletion of our low-cost uranium ore reserves before the close of the century. The adequacy of these reserves is intimately related to the date and rate of introduction into the United States electrical power systems of the fast-breeder reactor.

Fast-breeder reactors

If the fast-breeder reactor[1] is introduced commercially in the 1985-1986 time period, the peak annual demand for uranium ore to meet United States requirements will occur in 1992 and decline

[1] A breeder reactor is a reactor that produces more fuel than it consumes. It will provide heat for the generation of electricity while at the same time producing an excess of fuel either to refuel itself or to fuel other plants.

rapidly thereafter. The domestic reserves of low-cost uranium ore will be adequate to assure that an equilibrium fast-breeder economy will be achieved, that is, one in which plutonium will be produced in the breeder reactors in excess of the amount required to provide the plutonium inventory for the necessary new power plant capacity. The excess plutonium over that required to fuel new breeder capacity can then be recycled as fuel for converter reactors, such as light-water reactors under construction today, or it may be used to fuel a new generation of reactors optimized to burn the excess plutonium.

The 100 light-water reactors already in existence or on order will provide enough plutonium virtually to assure the introduction of the fast-breeder reactor. In addition, the operation of the uranium enrichment diffusion plants will result in the accumulation of a stock-pile of tailings by the year 2000 sufficient to fuel 1000 nuclear plants of a size of one million kilowatts each for 500 years, a prodigious energy reserve.

Successful operation of breeders should extend electrical energy resources for several centuries.

INCREASED DEPENDENCE ON NUCLEAR FUELS

The implications of meeting the future demand for electrical power, when considered in the context of the fuel reserves situation, argue that all our energy resources should be used in a wiser manner. For example, fossil fuels are being increasingly used in the manufacture of petro-chemicals, synthetic polymers and in other applications. Thus, a major benefit that may be derived from the use of nuclear power is the conservation of fossil fuels for higher-value uses than burning.

But there are other advantages offered by nuclear power. Nuclear fuels produce "smokeless" power, that is, they do not contribute to atmospheric pollution by releasing combustion products to the atmosphere.

A fossil-fuel power plant must be provided with railroad or docking facilities for fuel handling and a means of storing a reserve of fossil fuel at the plant site. A 60 day reserve for a 1000 MW(e) plant implies a coal pile of the order of 400 000 tons or the capability of storing a million gallons of oil. Further, to keep the plant running, almost daily trainloads of replenishing coal are required. Thus, difficult aesthetic problems are presented. The localized environmental problems presented by gas or oil are of a lesser magnitude than coal, but the fuel transport problems remain significantly large.

Nuclear plants, on the other hand, do not require reserve fuel at the site, are inherently cleaner, and lend themselves more readily to attractive aesthetic treatment.

There are, of course, disadvantages associated with nuclear power. The American public has been made very much aware of

these during the course of the national nuclear /environmental debate. They are discussed in the section entitled The Public Acceptance Problem. In addition, the advantages and disadvantages of nuclear power from a technical viewpoint are discussed in several 'in-depth' papers offered at this Conference.

ALTERNATIVE METHODS OF POWER GENERATION

We have thus far dealt very briefly with fossil and nuclear fuels. We find that no single choice is ideal or problem-free. The question arises therefore as to energy alternatives. There are a number of other potential methods of generating electrical power.[2] The most exciting of these is probably that of fusion. The use of deuterium fuel, found in abundance in the oceans of the world, would provide energy for the world for thousands of years. The potential of fusion power will be discussed in several excellent papers offered at this Conference. We anticipate that these papers will express some optimism that fusion power ultimately will be realized, but that formidable engineering and materials development problems remain to be overcome. Assuming that these problems can be resolved we would not expect to see fusion plants on utility grids until we are several decades into the next century.

THE PUBLIC ACCEPTANCE PROBLEM

In brief, then, of the practical energy alternatives available in the next half century, it would seem that nuclear fission clearly offers a clean, economical, safe, abundant (with breeders) and aesthetically attractive means of meeting the burgeoning power demands of civilization.

If this conclusion is valid, how does one account for the reticence, the opposition, even some hostility toward nuclear power?

THE ENVIRONMENTAL AWAKENING

Nuclear power has been swept-up in the general environmental movement in the United States of America. This movement constitutes, in the authors' judgements, a healthy and much needed societal awakening to a wide range of social and economic problems which often manifest themselves as symptoms of environmental distress. When this movement was commencing to assume national proportions in 1968 and 1969, another coincidental[3] development was taking place:

[2] For example, magnetohydrodynamics, electrogasdynamics, fuel cells, thermionic generation, thermoelectric generators, geothermal generation, tidal energy and solar energy.

[3] Coincidental mainly as to timing. Ironically, many utilities had already turned to nuclear plants as a solution to air pollution.

nuclear plants ordered earlier by utilities were now reaching the construction and operational stage at sites in or adjacent to States such as Vermont, New Hampshire, New York, New Jersey, Michigan, and Minnesota – States with extensive natural and scenic resources – and within whose borders there were also to be found, understandably, many strong and active civic and conservation organizations. Since nuclear plants carry with them provision for local public hearings at the construction or operational stages, such hearings served not only as timely opportunities to air concerns related to the nuclear character of the plants, but also as convenient platforms for expression of broader environmental concerns.

There has been some tendency, therefore, in news media treatment and in public expressions of concern perhaps to associate nuclear power more intimately with general environmental problems than the facts in some cases may have warranted. On the other hand, we should not wish to imply that but for the public focus afforded by its unique hearing process, nuclear power would be immune from environmental criticisms in its own right. On the contrary, as will be discussed shortly, some knowledgeable critics have offered constructive criticisms specific to the nuclear fuel cycle. Rather, the purpose of the foregoing observations is to enable the reader to view with better perspective what is often referred to loosely and imprecisely as the "nuclear controversy".

The removal of the causes of genuine public concern with respect to the secondary effects of nuclear power will depend in large measure on a correct diagnosis of the nature and extent of such concerns. Let us examine these briefly.

The nature of the concern

At this juncture we see a combination of social and economic stresses operating on public attitudes toward environmental problems in general and nuclear power in particular:

– feelings of helplessness and frustration in dealing with the inexorability of population engulfment and industrial ubiquity;

– alarm over the visible deterioration of environmental qualities;

– feelings of futility in making the citizens' voices heard over the din of technology and the presumed deafness of bureaucracy;

– distrust in some quarters of the government and industry that administer the atom; and

– fear, ignorance and misinformation about nuclear energy.

On the other hand, there are a number of citizens who are neither misinformed nor uninformed but rather quite well informed, and whose attitudes are not anti-nuclear, but who may disagree with a particular policy, procedure or practice. They focus their attention specifically on differing assessments of the severity of certain

secondary environmental effects of both nuclear and fossil-fuel plants and on the adequacy and priority of remedies. By and large, the criticisms of this group are constructive, substantive and specific.

Extent of public concern

We do not have reliable statistics on the extent of public opposition to nuclear power in the United States of America. There is no question but that it is a topic of widespread national interest. Editors and publishers recognize its newsworthiness.

Certainly nuclear power has commanded more than a modest share of news space and editorial attention; and members of the Commission staff who have appeared on numerous TV panels and in various public forums would agree that the confrontation schedule has at times been intense. We must grant, too, that several of the critics of nuclear power have achieved a certain degree of national prominence in that role. On the other hand, most public audiences have been comprised predominantly of conservation groups or environmental organizations. This observation is offered not in deprecation of the sincere motivations or high community standing of such groups, but to raise the question of whether their views have always constituted a representative cross-section of local or national opinion.

Whether or not the articulate critics of nuclear power speak for the majority of citizens we do not know (we do not think so). But it does not really matter: we assume that everyone wants safe, reliable, economical and clean electric power. Furthermore, if a concern is well founded, it merits prompt and serious attention whether or not it is voiced by a small or large segment of the population.

Accordingly, public acceptance of nuclear power will depend upon a combination of educational and remedial actions. These parallel and concurrent activities are discussed below. There is also that essential ingredient of believability, namely, the quality of credibility. We will discuss also our efforts to retain or retrieve that quality vital to an agency's good standing with the public.

INFORMATION AND EDUCATIONAL ACTIVITIES

The USAEC, like many other national nuclear energy agencies and the private nuclear industry, has substantially increased its public and technical information efforts over the past two years to deal with public concern about nuclear power. This effort has taken some typical forms: more articles and news releases; more films and exhibits; more speeches and public appearances including press conferences. The USAEC and industry witnesses have also presented extensive testimony before various committees of the United States Congress [3]. The effort has also taken some atypical forms such as public debates — in the Town Halls of small communities or in

panel sessions or debates in the TV studios of large metropolitan centres. A concerted effort has been made to discuss the issues directly and personally with the public and the critics. There are a dozen or so technical and administrative issues[4] involved in the nuclear/environment debate. A number of the technical issues are treated in depth in several eminent papers offered in this and in other sessions of the Conference. Our purpose here is to examine the principal technological topics in the context of their significance to public acceptance of nuclear power.

TECHNOLOGICAL ISSUES AFFECTING PUBLIC ACCEPTANCE

1. Low-level releases of radioactivity from nuclear power plants

The considerable public concern which has been voiced in this area for the past two years now seems to be diminishing. This is probably due to a number of factors, such as: the worldwide scientific community still vigorously supports the established standards which govern these releases; the standards currently in use have been generally endorsed by a recent NCRP report [4] and are in the process of being reviewed further by the National Academy of Sciences. The actual releases from operating reactors have been only small percentages of current standards and future releases are projected to remain at less than one percent of natural background radioactivity and of radioactivity from other man-made sources. Further, as will be discussed later, the USAEC has recently taken action to assure that releases will remain at very low levels.

2. Thermal effects

Present generation light-water nuclear power plants return about 50% more waste heat to receiving waters than do the most modern fossil-fuel plants. Unfortunately, the temperature of the discharged water is too low to be used for heat extraction — in fact it's generally a little too warm for a refreshing swim and a little too cool for a relaxing hot bath! The ecological effects of thermally heated effluents on receiving waters can be detrimental or inconsequential, depending on the local ecology. A large body of water like Lake Michigan each day dissipates heat from the sun that is about 6000 times the thermal input of a 1 million kilowatt plant. Of course, the situation on rivers can be quite different because of their relatively small surface area to water volume. Thus, the problem is basically one of balancing the extent of any localized environmental damage that might occur against the additional use of closed-cycle cooling systems, such as cooling towers or cooling ponds.

---

[4] For a scholarly discussion of the several technical, administrative and policy issues, the reader is referred to the recent publication: Nuclear Power and the Public, FOREMAN, Harry, M.D., Ed., University of Minnesota Press (1970).

3. Handling and storage of high-level radioactive wastes

Public concern initially focused on the possibility of leakage of high-level wastes stored in liquid form in storage tanks. The USAEC is now in the process of solidifying this material and has announced that all commercially generated high-level wastes will henceforth be solidified for storage in geologically stable salt formations to isolate them from this biosphere. A current controversy revolves around a particular proposed repository in a salt mine in the State of Kansas.

4. Engineering safeguards against nuclear accidents

Despite the extremely low probability of a nuclear accident, the theoretical consequences could be high if the worst conceivable accident were to occur. For this reason, nuclear plants are designed to prevent an accident (nuclear reactors cannot behave like a bomb); back-up safety systems are provided; if these should fail, provision is made to contain the accident within a steel-concrete containment shell. In addition, safety features in plant design and the adequacy of emergency systems are receiving intense and continued scrutiny by the United States Government and the nuclear industry.

It is apparent that public concern over technical issues such as those described above will not be relieved by reassurances alone. In addition, procedural matters such as provisions for increased public participation in the regulatory process are very much a part of the public acceptance problem. Therefore, in addition to its informational and educational problems, the Commission is endeavouring to take responsive actions wherever they are technically or administratively feasible and the benefits to be derived are in reasonable proportion to need and cost. The following are examples of responsive actions taken or contemplated in both the technical and administrative categories:

A. RESPONSIVE TECHNICAL ACTIONS

A.1. The "low as practicable" concept

Although actual discharges from operating commercial power plants have been a very low percentage of ICRP standards and of natural background, the USAEC recently amended its regulations to include the "as low as practicable" concept that has always been a part of the advice given by standards setting groups [5]. The USAEC has been discussing with representatives of the nuclear industry, utility industry and the environmental groups the definition of numerical design goals for waste treatment systems that will assure that releases of radioactivity from operating reactors will remain at a very low percentage of current radiation protection standards and of natural background radioactivity.

A. 2. Isolation of high-level wastes from the biosphere

Although storage of high-level wastes in liquid form has been used successfully, the USAEC early recognized that tank storage could not be guaranteed over the long time periods needed for the decay of these wastes. As a result of an extensive research and development program, the USAEC formulated and recently published a policy whose implementation will isolate from the biosphere the high-level wastes generated by commercial power plants [6]. The wastes will be converted to a solid, chemically and physically stable form to reduce their mobility and will be stored at depths of about 1000 feet in stable salt formations. The USAEC's present plans are to have such a facility operational in about 1975.

A. 3. A Year-2000 study

It is estimated that by the year 2000 there will be about 1 TW(e) of nuclear power capacity operating in the United States of America.

The Commission is now engaged in what is called "A Year-2000 Study". This study involves the development of a computer model which would enable estimates to be made of the effects of radionuclides on the environment from the operation of a large number of reactors and associated reprocessing plants.

B. RESPONSIVE ADMINISTRATIVE ACTIONS

B. 1. Early site hearings

Section 189 of the Atomic Energy Act and Part 2 of the USAEC regulations provide for mandatory public hearings in connection with applications for licences to construct nuclear facilities, and contain provisions for hearings prior to operation, on petition.

Hearings at the construction stage now take place in a circumstance in which the site has been selected: preliminary site preparation probably has taken place, contractual obligations to manufacturers have been assumed, financial arrangements have been completed, and interest is accruing. Under these circumstances, delays in construction schedules due to public interventions in the hearing process are costly to all parties. Accordingly, the Commission now is giving consideration to providing for public hearings at a much earlier stage in the process, namely, at the time of site selection.

B. 2. Implementation of the national environmental policy act

Prior to 1970, the basis for decision on applications for licences to construct or operate nuclear facilities was limited essentially to radiological considerations, causing the interested public to seek other forums or remedies for redress of non-radiological environmental concerns.

The passage in 1969 and 1970 of the National Environmental Policy Act and the Water Quality Improvement Act served to enlarge the USAEC's statutory authority for environmental effects of nuclear facilities. Implementing amendments to USAEC regulations in 1970 [7] now permit consideration of a wide range of non-radiological environmental effects, including thermal effects and aesthetic factors.

The foregoing actions are examples of efforts to be responsive to constructive criticism.

THE "CREDIBILITY" PROBLEM

No matter how factually correct the information and technically responsive the action, the public must believe that the information is factual and that the action is responsive. The USAEC staff have had the disconcerting experience of having members of an audience approach them after a presentation or debate to observe, in effect, that while the logic of their presentations persuaded the intellect, it left visceral doubts intact. Such observations tend to discredit the notion that the problem is solely one of misinformation or lack of information, and suggest that something additional is needed to make the case believable. That "something" is generally referred to as "credibility".

It may strike some of our critics as "incredible" that we should presume to discuss the very quality which they allege is so conspicuously absent from our public credentials on nuclear power. If the allegations are true, however, then it would seem that we should have some licence to discuss the elements which contribute to a "credibility gap".

One tends to speak of credibility or believability as though it were a quality that an individual or agency can possess.

This is not quite correct; it can be enjoyed but not possessed; it can be received from others but not given to one's self. It is given by others in exchange for a good reputation. We say "reputation" because it is not truth alone that ensures credibility but a reputation for truthfulness; not facts alone but a confidence in the factuality of the source; not alone in the good or bad that is done, but belief in the good intentions of the doer.

The acquisition or retrieval of these attributes is rather more difficult than their identification. There is, however, a place to begin and that is with communication: Two-way communications — a dialogue with the public.[5]

---

[5] A unique, and we believe useful, experiment in communications occurred earlier this year between concerned environmentalists with legal and technical backgrounds, and members of the United States Atomic Energy Commission and its staff. The meeting took place at a retreat for scholars in the pastoral Virginia countryside known as "Airlie House". The idea for such a meeting was conceived by a scientist and an attorney prominent in the environmental movement and knowledgeable in the nuclear energy field: Dr. Dean Abrahamson, Associate Professor, Department of Anatomy, University of Minnesota; and Professor Harold P. Green, Professor at Law, National Law Center, George Washington University, Washington, D.C. While a wide range of technical subjects was discussed, the central theme, as it turned out, was "credibility".

Believability is basically a matter of trust. The building blocks for trust in the nuclear environmental situation would, therefore, appear to be four: (1) candour (full disclosure of risks and benefits); (2) a timely and effective public voice in the planning and siting of nuclear facilities, and participation in examination of the need for the benefits expected as well as the secondary effects to be sustained; (3) correct, clear, timely and readily-available information; and (4) responsive actions – actions of a technological and procedural nature which clearly demonstrate a sympathetic disposition toward environmental considerations, such as those described earlier.

THE SITUATION TODAY

Two and a half years ago, when nuclear power was first engulfed in the environmental movement, our initial reaction was to suppose that its indictment stemmed, in large measure, from a misinformed public, and that, if the proper facts were placed before the public, we could expect some remission or abatement of the problem in due season. It developed, however, that misinformation was only part of the problem and that early and pronounced remission was not to be expected.

There are, however, hopeful signs. What is now discernible and encouraging is a moderating trend in the attitudes of some of the principal contestants. Two years ago critics recounted the disadvantages of nuclear power as a basis for claiming essentially total unacceptability. Now, however, we begin to see:

– a desire on the part of knowledgeable critics to discuss risks and benefits frankly but with a view toward finding suitable engineering or procedural remedies for secondary environmental effects produced by nuclear and fossil-fuel plants;

– a greater disposition to accept the fact that nuclear fuels will be needed to meet power growth requirements now, and especially, in the centuries ahead.

In addition, the Commission and the nuclear industry are taking a more pliable and responsive attitude toward criticism.

In brief, to paraphrase an old Japanese proverb, there are more bamboo trees than oaks standing in the nuclear/environment forest today.

THE FUTURE WITH ENERGY

Most of us at this Conference are concerned with the development of nuclear energy for peaceful purposes. We believe, therefore, that, of the available, practicable energy choices for the future,

nuclear energy represents an economical and environmentally attractive choice.

It is, of course, insufficient that we alone entertain such convictions, for we alone will not make the choice; the public we serve will make it. It is as much our mission to make nuclear power a truly acceptable public option as it is to satisfy ourselves that nuclear plants will be built and operated safely and economically, and with minimal adverse impact on the environment.

It is likely that in the centuries ahead man will have more than one energy option, but he will not have the option of energy independence. The alleviation of hunger and want among the underprivileged in both the advanced and the developing regions of the world is inescapably dependent upon abundant, cheap energy [8]. These basic needs must, therefore, be addressed with priority and urgency.

Satisfaction of such basic needs alone, however, would fall short of satisfying man's goals and ambitions. Presumably, man's intellect, unique among creatures, qualifies him for higher accomplishment than preoccupation with his survival — for creativity; for acquisition of new knowledge about himself and his universe; for development of new concepts of world order and peace.

Energy can help to release man's mind as well as to relieve his physical burdens.

REFERENCES

[1] HUBBERT, M.K., Ch. 8, Resources and Man, National Academy of Sciences — National Research Council (1969).

[2] DuBRIDGE, L.A., former Science Advisor to the President, Testimony before Joint Committee on Atomic Energy, U.S. Congress, 28 October 1969.

[3] Environmental Effects of Producing Electric Power, Joint Committee on Atomic Energy, Part I, 28, 29, 30, 31 October 1969; Part II, 24, 25, 26 February 1970; Also, Underground Uses of Nuclear Energy, Subcommittee on Air and Water Pollution of the Committee on Public Works, United States Senate, 18, 19, 20 November 1969; 5 August 1970.

[4] Basic Radiation Protection Criteria, NCRP Report No.39 (15 Jan.1971).

[5] Amendments to Parts 20 and 50 of U.S. Atomic Energy Commission Regulations, published in the Federal Register on 3 Dec. 1970. (See USAEC public announcement N-210.)

[6] "Policy Relating to the Siting of Fuel Reprocessing Plants and Related Waste Management Facilities", Part 50 of USAEC Regulations, published in the Federal Register on 14 Nov. 1970. (See USAEC public announcement N-197.)

[7] Statement of General Policy and Procedure: Implementation of the National Environmental Policy Act of 1969 (PL 91-190), published in the Federal Register on 4 Dec. 1970. (See USAEC public announcement N-212.)

[8] SPINRAD, B.I., "The role of nuclear power in meeting world energy needs", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. IAEA/USAEC Symp., New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 57.

BIBLIOGRAPHY

PUBLICATIONS

Nuclear Power and the Environment (Proceedings), University of Vermont, Burlington, Vermont, 11 September 1969.

Environmental Effects of Producing Electric Power, hearings before the Joint Committee on Atomic Energy, Part 1, 28-31 October and 4-7 November 1969, and Part 2, Volumes 1 and 2 (27-30 Jan. and 24-26 Feb. 1970).

Electric Power and the Environment, a report sponsored by the Energy Policy Staff, Office of Science and Technology (21 Aug. 1970).

Considerations Affecting Steam Power Plant Site Selection, report sponsored by the Energy Policy Staff, Office of Science and Technology (Jan. 1969).

Basic Radiation Protection Criteria, NCRP Report No. 39, from the National Council on Radiation Protection and Measurements (1971).

Underground Uses of Nuclear Energy, Hearings before the Subcommittee on Air and Water Pollution of the Committee on Public Works, United States Senate, Ninety-First Congress, Second Session on S. 3042, Parts 1 and 2, 18, 19, 20 November 1969, and 5 August 1970.

Operational Accidents and Radiation Exposure Experience Within the USAEC – 1943-1967, booklet by U.S. Atomic Energy Commission.

ARTICLES

ROGERS, L., GAMERTSFELDER, C.C., "USA regulations for the control of releases of radioactivity into the environment in effluents from nuclear facilities", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 127.

MARTIN, J.E., HARWARD, E.D., OAKLEY, D.T., SMITH, J.M., BEDROSIAN, P.H., "Radioactivity from fossil-fuel and nuclear power plants", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 325.

MERRIMAN, D., The calefaction of a river, Scientific American 222 5 (May 1970).

LAPP, R., The four big fears about nuclear power, New York Times Magazine (7 Feb. 1971).

STERNGLASS, E.J., Infant mortality and nuclear power generation, Bull. Atomic Scientists (18 Oct. 1970).

Tamplin-Gofman, Pauling and the AEC: The radiation effects controversy, Bull. atomic Scientists (Sep. 1970).

SPEECHES

"Federal Radiation Protection Standards", remarks by Representative Chet Holifield, Chairman of the Joint Committee on Atomic Energy, in the Congressional Record, 7 July 1970.

"On Misunderstanding the Atom", remarks by Chairman Glenn T. Seaborg, U.S. Atomic Energy Commission, at the National Press Club in Washington, D.C., 22 March 1971.

"The Role of the Public in the Development and Regulation of Nuclear Power", remarks by Commissioner James T. Ramey, U.S. Atomic Energy Commission, before the Conference on Nuclear Power and the Environment at the University of Wisconsin in Madison on 4 April 1970.

"Nuclear Power Licensing: Risk-Benefit Determinations and the Public Interest", remarks by Harold P. Green, Director, Law, Science and Technology Program, The National Law Center, George Washington University, at the Environmental and Ecological Forum, John F. Kennedy High School in Silver Spring, Maryland, 15 March 1971.

"Reason to be Worried", remarks by U.S. Senator Mike Gravel before the Oregon State Legislature, 1971 (reprinted in the Congressional Record, S.3436-39, 19 March 1971).

"Thermal Effects and Low Dose Radiation", remarks by Commissioner Clarence E. Larson, U.S. Atomic Energy Commission, before the New Jersey Press Association, Burlington, New Jersey, 8 October 1970.

MANAGEMENT OF RADIOACTIVE EFFLUENTS FROM NUCLEAR POWER STATIONS IN OPERATION IN JAPAN, AND ENVIRONMENTAL MONITORING

M. TOYOTA,
Tokyo Electric Power Co., Tokyo

S. HAMAGUCHI
Kansai Electric Power Co., Osaka

C. ASADA
Japan Atomic Power Co., Tokyo,
Japan

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

MANAGEMENT OF RADIOACTIVE EFFLUENTS FROM NUCLEAR POWER STATIONS IN OPERATION IN JAPAN, AND ENVIRONMENTAL MONITORING.

The environmental problem is a matter of great concern in Japan. The development of nuclear power generation has proceeded under severe restrictions and control from its initial stages due to its possible effects on the environment. Since the general public has a growing interest on the overall environmental problem, and nuclear power generation is expected to increase sharply in future, studies on the environmental effects of the nuclear power industry are of great importance.

At present the following nuclear power plants with an output of 1323 MW(e) are in operation in Japan. In addition to these, nine reactors (total 5800 MW(e)) are under construction by electric power companies in Japan. Careful attention has been paid to the design and operation of these plants so that the discharge of radioactive effluents from nuclear power stations can be maintained in accordance with the basic policy of keeping radioactivity levels "as low as practicable". This paper deals with practical management of radioactive effluents from nuclear power stations, operational problems, actual results of radioactivity releases, and monitoring results in the environment. It also describes the new problem arising from the need for further reduction in the release of radioactive effluents to the environment, for instance the disposal of the tremendous quantities of solid wastes resulting from solidification of liquid wastes, etc. The paper also touches on practical radiation control at power stations and matters desired in future development.

GESTION DES EFFLUENTS RADIOACTIFS DES CENTRALES NUCLEAIRES EN FONCTIONNEMENT AU JAPON ET CONTROLE RADIOLOGIQUE DU MILIEU.

Les questions de l'environnement retiennent beaucoup l'attention du Japon. L'équipement nucléo-électrique du pays a été soumis, dès le début, à des restrictions et à un contrôle sévères étant donné ses effets possibles sur le milieu. Le grand public s'intéressant de plus en plus aux problèmes de la protection générale du milieu et la production d'énergie nucléo-électrique devant augmenter considérablement dans l'avenir, il devient indispensable d'étudier les incidences de l'industrie nucléaire sur l'environnement.

Les centrales nucléaires actuellement en service au Japon totalisent 1323 MW(e); outre ces centrales, neuf réacteurs d'une puissance totale de 5800 MW(e) ont été commandés par des compagnies d'électricité japonaises et sont en construction. La conception et le mode d'exploitation de ces installations ont été très étudiés, afin que leurs effluents radioactifs soient limités de façon à maintenir la radioactivité à des niveaux «aussi bas que possible», conformément aux directives. Le mémoire traite des modalités pratiques de gestion des effluents radioactifs provenant des centrales nucléaires, des problèmes d'exploitation, des effets réels des dégagements de réactivité et des résultats du contrôle radiologique du milieu. Il étudie également le problème nouveau que pose la nécessité de réduire davantage encore les évacuations d'effluents radioactifs dans le milieu, notamment celui de l'évacuation des quantités considérables de déchets solides provenant de la solidification des déchets liquides. Il évoque également les aspects pratiques du contrôle radiologique dans les centrales et d'autres problèmes qu'il faudra résoudre à mesure que la production nucléo-électrique se développera.

УДАЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ ДЕЙСТВУЮЩИХ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ В ЯПОНИИ И КОНТРОЛЬ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ.

Загрязнение окружающей среды в настоящее время представляет в Японии серьезную проблему. Развитие ядерной энергетики протекает при жестком ограничении и контроле с ее первых шагов, ввиду ее возможного воздействия на окружающую среду. В связи с растущим интересом населения к проблеме загрязнения окружающей среды в целом и предполагаемым еще более быстрым производством атомной энергии в будущем, исследования влияния атомной промышленности на окружающую среду являются делом большой важности.

В настоящее время в Японии эксплуатируются атомные электростанции мощностью 1323 МВт (эл). Кроме того, энергетические фирмы строят в Японии еще девять реакторов общей мощностью 5800 МВт (эл). Большое внимание уделяется проектированию и эксплуатации этих атомных электростанций, с тем чтобы выброс радиоактивных отходов от них можно было поддерживать в соответствии с основной политикой сохранения уровня активности "настолько низким, насколько это практически возможно". В данном докладе рассматриваются практика удаления радиоактивных сбросов АЭС, проблемы эксплуатации, фактические результаты измерений активности сбросов и результаты дозиметрического контроля окружающей среды. Описываются также новые проблемы, возникшие в связи с необходимостью еще большего сокращения выброса радиоактивных отходов в окружающую среду, например, проблема удаления огромных количеств твердых отходов, образующихся при отверждении жидких отходов, и т.п. В докладе также затрагивается проблема практического радиационного контроля на АЭС и вопросы, требующие дальнейшие разработки.

CONTROL DE EFLUENTES RADIACTIVOS DE LAS CENTRALES NUCLEARES EN SERVICIO EN EL JAPON Y VIGILANCIA RADIOLOGICA.

El problema ambiental es motivo de grave preocupación en el Japón. Desde su estado inicial, el desarrollo de la producción de energía nuclear ha tenido lugar bajo severas condiciones de control y restricciones debidas a la influencia que puede ejercer sobre el ambiente. Dado que el público en general muestra un interés creciente por todos los problemas ambientales y que se prevé un desarrollo muy rápido en la producción de electricidad de origen nuclear en el futuro, el estudio de la influencia de la energía nuclear sobre el ambiente es tema de gran importancia.

Actualmente, en el Japón hay en funcionamiento centrales nucleares con una potencia total de 1323 MW(e). A ellas hay que añadir nueve reactores (con un total de 5800 MW(e)) que están construyendo las compañías de electricidad japonesas. En el proyecto y operación de estas centrales se ha extremado la prudencia y se ha prestado la máxima atención, de modo que la descarga de los efluentes radiactivos de las centrales se ajusta al principio primordial del «mínimo prácticamente posible». La memoria trata de la gestión práctica de los efluentes radiactivos procedentes de las centrales nucleares, de los problemas de explotación, los resultados de las descargas de radiactividad y los resultados obtenidos en la vigilancia radiológica del medio ambiente. Se describen también los nuevos problemas que plantea la necesidad de reducir más el caudal de evacuación de los efluentes radiactivos a la atmósfera; por ejemplo, la evacuación de las grandes cantidades de desechos solidificados que se producen como consecuencia de la solidificación de los desechos líquidos, etc. Además se trata del control práctico del nivel de radiación en las centrales, así como otros puntos que habrá que estudiar dentro del programa general de desarrollo.

1. INTRODUCTION

The following nuclear power plants are in operation as commercial stations in Japan:

Tokai Power Station	Gas cooled; magnox type; 166 MW(e); started in July 1966; The Japan Atomic Power Company
Tsuruga Power Station	BWR; 357 MW(e); started in March 1970; The Japan Atomic Power Company
Mihama Power Station Unit 1	PWR; 340 MW(e); started in March 1970; The Kansai Electric Power Co., Inc.

Fukushima Power Station Unit 1 BWR; 460 MW(e); started in March 1971; The Tokyo Electric Power Co., Inc.

In addition to these, nine reactors totalling 5800 MW(e) are under construction by electric power companies in Japan.

The discharge of radioactive effluents from nuclear power plants is as laid down by government regulation, based upon permissible values of the ICRP Recommendation, but design and operation of these plants have been based on the principle of "as low as practicable". An off-gas release limit has been determined so as to keep the annual exposure dose at the site boundary resulting from off-gas release at a level as low as the natural background, for instance, by adoption of off-gas decay tanks, e. g. with a 24 h hold-up capacity at the BWR station. Radioactive liquid effluents, except the very low level effluents, have been solidified in the evaporator to avoid discharge to the sea. An organization has been established in Japan to enable a plant operator to conduct his environmental radiation monitoring and evaluate its results in co-operation with local administrative organizations, keeping the general public properly informed of the radiation levels in the environment.

Particular attention is being paid to minimizing the environmental effects and to coping with the ever growing public concern over the environmental problems, in view of the rapidly increasing capacity of nuclear power generation. In this paper, management of the radioactive effluent from nuclear power plants currently in operation in Japan is described.

2. GOVERNMENT REGULATIONS

The regulations for the release of radioactive effluents in Japan are as follows:

(i) The permissible exposure dose outside the restricted area shall be 0. 5 rem per year;

(ii) The permissible concentration of radioactive materials in the air or in the water outside the restricted area shall be on average over a period of 3 months one-tenth of the maximum permissible concentration for occupational personnel; this corresponds to the permissible concentration to the public for air or drinking water based on the ICRP Recommendation.

The Radiation Council in Japan, which is a governmental advisory body, made a recommendation in December 1968 that the permissible concentration in drinking water should not apply directly to the permissible concentration for sea water and that the radioactive effluents discharged into the sea should be carefully controlled, with due consideration given to the effects on ecology, the amount and quality of such effluents, geographical and environmental conditions of the sea, etc., so that the exposure dose to the public resulting from the sea disposal may be kept well below the dose limitation for members of the public recommended by the ICRP.

In Japan, each nuclear power station has formulated its own "Technical Specification", with government approval, in which the operational release limit is specified. This release limit is far below the values provided for in the above-mentioned Regulations, in conformity with the basic principle of "as low as practicable".

3. OPERATIONAL RELEASE LIMIT OF EFFLUENTS

3.1. Tokai Power Station (gas-cooled, magnox-type, 166 MW(e))

A particular feature of a gas-cooled reactor, on-load refuelling, is feasible in case of fuel failures, and any damaged fuels can be stored in the spent-fuel cooling pond by the dry-bottling method. Accordingly, both gaseous and liquid effluents from the Station are much less radioactive than those from water-cooled reactors. Major gaseous effluents from the station are ^{41}Ar from the shield cooling air during plant operation and blow-down of the reactor coolant during shut-down. The release limit of such gaseous wastes is set at 1.5 mCi/sec averaged over one day, taking into consideration the existence of various nuclear establishments in the vicinity. The liquid effluents from the Station include water from the treatment of the cooling pond water and other miscellaneous liquid wastes. The discharges of these effluents are based on a principle that their radio-activity concentrations before dilution by the condenser cooling water shall be below the permissible concentrations recommended by the ICRP, and in the event that their radioactivity concentrations do not meet the above-mentioned ICRP limits, these effluents are to be diluted sufficiently before discharge.

3.2. Tsuruga Power Station (BWR, 357 MW(e))

3.2.1. Gaseous effluents

The release limit of gaseous effluents has been determined so as to keep the exposure dose at the site boundary below around 100 mrem/year. This limit is set at 50 mCi/sec averaged over one day (effective gamma ray energy 0.17 MeV), i.e. the maximum permissible release rate per day being 735 Ci·MeV.

The off-gas from the air ejector in the standard design of BWR is discharged into the atmosphere through the stack after about a 30 minute hold up. However, the Tsuruga Power Station is provided with two gas decay tanks (each having a capacity of 15 m^3 at 15 kg/cm^2 gauge) which are capable of holding up the off-gas for 24 h. Normally, the off-gas is passed through the tank with about a 30 min hold up without pressurizing. But if a fuel failure occurs, with consequent increase of the off-gas radio-activity, this tank is used to reduce the radioactivity and its effective energy. Comparing a 24 h hold up with a 30 min hold up, the former would reduce the radioactivity to about one-tenth and effective gamma-ray energy to about one-quarter of the latter. Accordingly, effects on the environs could be reduced to about one-fortieth. Also, since the wind comes from a given direction for only some hours, the off-gas from the tank could be released into the atmosphere at a period when the weather conditions would ensure the least radiation exposure to the residents near the site.

3.2.2. Liquid effluents

There is a possibility that some of the nuclides contained in the discharge water from the Tsuruga Power Station might be concentrated in aquatic life in the sea. As the water is discharged into a landlocked bay, special attention has been given to this point in determining the effluent release limit. The discharge control of radioactive liquid effluents is based on the criteria that the average value of the radioactive concentration in the condenser cooling water resulting from the discharge of liquid wastes per day shall not exceed the permissible concentration in drinking water for the public (cf. ICRP Recommendations) and the permissible concentration in sea water as defined in USAEC document NAS-NRC-985.

The liquid wastes are at first stored in the sample tank, where their radioactive concentration is measured. Then, the quantity of the condenser cooling water available for the day is checked. Upon confirming that the radioactive concentration, as diluted by the condenser cooling water, satisfies the above prescribed values, the liquid wastes are discharged.

Although NAS-NRC-985 specifies the permissible concentrations of various nuclides in the sea water, at this station eight typical nuclides (^{51}Cr, ^{54}Mn, ^{58}Co, ^{60}Co, ^{59}Fe, ^{65}Zn, ^{99}Tc and ^{131}I), supposed normally to be present in the liquid effluents originating from the station, are selected as the critical nuclides from the health and safety aspects. The ICRP specifies that the permissible concentration of an unknown nuclide (excluding Ra) in the water is 10^{-7} $\mu Ci/cm^3$, while the severest value of the permissible concentrations from among the eight nuclides from NAS-NRC-985 is 6.7×10^{-9} $\mu Ci/cm^3$, for ^{54}Mn, the latter being more than 10 times as severe as the value for the unknown nuclide.

The radioactive liquid effluents from this station are classified into: (a) equipment drains which will take leaks or discharges from equipment and components of the reactor cooling system, the turbine system, etc; (b) floor drains which will take leaks or discharges onto the floors of various buildings; (c) regenerative liquid wastes of the condensate demineralizer; and (d) miscellaneous liquid wastes originating from decontamination procedures, the laundry, etc. All of the equipment drain liquids are, after treatment, re-used as the make-up water for reactor coolant. Most of the floor drains and regenerative liquid wastes are concentrated by the evaporators and set in cement. Only miscellaneous liquid wastes of a very low-level of radioactivity, such as laundry drains, etc. are now being discharged to the sea.

3.3. Mihama Power Station (PWR, 340 MW(e))

3.3.1. Gaseous effluents

Since the gaseous effluent released from a PWR plant to the environment has a far lower level of radioactivity (in curies) than that from a BWR plant, the discharge limit of the gaseous effluent was not determined in reference to a pre-specified exposure dose at the site boundary. Instead the quantity was determined from a limit set by "as low as practicable", in reference to maximum permissible fuel failure, i.e. the annual discharge of gaseous effluent has been determined to be 7500 Ci for Unit 1,

which corresponds to 0.24 mCi/sec on an annual average. If the gaseous activity of 7500 Ci were to be discharged annually with the wind in the same direction, the exposure dose at the site boundary is estimated to be 7.0 mrem/yr.

In this plant the fission gases separated from the coolant in the gas stripper or the volume control tank are discharged to the atmosphere after storage in the waste-gas decay tank; accordingly, favourable meteorological conditions can be selected for discharge. It is therefore feasible to eliminate any chance of exposure of the general public by discharging gaseous effluent in an off-shore wind.

Incidentally, the annual limit of 7500 Ci was originally determined only for the gases to be collected in the waste gas decay tank. It was later found that the radioactivity in the auxiliary building ventilation air and the containment purge could not be neglected.

3.3.2. Liquid effluents

The limits set for liquid effluent discharge and the method of discharge are similar to those already described for the Tsuruga Power Station.

3.4. Fukushima Power Station (BWR, 460 MW(e))

It is planned to install six BWR units at this station, giving a total generating capacity of about 4000 MW(e); out of these, Unit 1 is now in operation, and Units 2 and 3, each having a capacity of 784 MW(e), are under construction.

3.4.1. Gaseous effluents

The off-gas system of Unit 1 is equipped with two gas decay tanks, similar to those of the Tsuruga Power Station, each having a 24 h hold up capacity for off-gas from the air ejector. The maximum release limit of the gaseous effluents at this station is set at 50 mCi/sec (effective gamma-ray energy 0.17 MeV) averaged over one day. During normal operation, the off-gas is discharged from the stack into the atmosphere after a 30 min once-through hold-up in the tanks. However, when the off-gas release rate at the stack exceeds 5 mCi/sec averaged over one day, the off-gas release is stopped and the gas is stored in the decay tanks; it is later discharged to the atmosphere by choosing preferred weather conditions, particularly when the wind is blowing towards the sea so that the exposure to the general public is reduced to a minimum. Assuming that the off-gas is discharged for one consecutive year at this maximum release rate of 50 mCi/sec, the maximum exposure dose at the site boundary would be around one fifth of 500 mrem/yr, because of the sufficiently large exclusion area around the station site.

However, considering the six units operating at this site in the future, and with the growing interest of the public in environmental problems, a charcoal bed hold-up system is contemplated for the station so as to reduce the environmental effects of the gaseous effluents originating from all the units of the station to around one tenth of the natural background level.

TABLE I. RELEASES OF RADIOACTIVE EFFLUENTS

	Tokai Power Station		Tsuruga Power Station		Mihama Power Station		Fukushima Power Station	
	gaseous	liquid	gaseous	liquid	gaseous	liquid	gaseous	liquid
	(mCi/year)	(mCi/year)	(mCi/sec)	(mCi/year)				
1965		0.001						
1966		2						
1967	3.4×10^3	22						
1968	3.0×10^3	245						
1969	3.4×10^3	384	0.01	242				
	(mCi/sec)	(mCi/month)	(mCi/sec)	(mCi/month)	(mCi/sec)	(mCi/month)	(mCi/sec)	(mCi/month)
January 1970	0.3	15	0.2	1223				
February	0.3	16	0.4	935				
March	0.3	17	0.7	708				
April	0	18	0.4	162				
May	0	24	1.4	302				
June	0.2	16	1.3	171				
July	0.2	12	4.2	443				
August	0.2	10	4.0	85	0.0001	100		
September	0.2	14	5.4	24	0.00135	151		
October	0.2	23	0	303	0.047	262		
November	0.2	24	3.3	211	0.0445	807	0	27
December	0.3	53	4.5	83	0.0945	213	0.04	131
January 1971	0.2	11	5.5	7	0.0868	8	0.19	394
February	0.14	189	11.4	9	0.00075	19	0.02	499
March	Apr. - May 1970 Maintenance outage		Oct. - Nov. 1970 Maintenance outage					

3.4.2. Liquid effluents

The liquid radiation waste system of the Fukushima Power Station is similar to that of the Tsuruga Power Station. Since this station faces the Pacific Ocean, the release limit of the liquid effluents is based on a criterion that the gross radioactive concentration at the discharge point, after dilution by the condenser cooling water, shall be kept below the limit of 10^{-7} $\mu Ci/cm^3$ (excluding Ra). However, a more strict release control is in use in actual operation, based on considerations of the values in the NAS-NRC-985 report as well.

When the additional units are installed at the Fukushima Power Station, it is possible that radioactivity release will be based on the principles suggested in a report presented by the Radiation Council (mentioned in Section 2 above) and not by the regulations currently being applied.

Measurements of radioactivity diffusion in the sea water near the discharge structure of the condenser cooling water are planned in order to establish the revised maximum permissible radioactivity releases, taking into consideration a dilution by the sea water.

4. RELEASE RESULTS OF GASEOUS AND LIQUID EFFLUENTS

Table I shows the actual release results of radioactive gaseous and liquid effluents from nuclear power stations currently in operation in Japan.

5. ENVIRONMENTAL RADIATION MONITORING

The Japanese Regulations stipulate the radiation exposure dose and concentration of radioactive material outside the restricted area. Environmental radiation monitoring in the area surrounding a nuclear power station is the responsibility of the plant operator, and he is required to confirm through measurements or evaluations that the prescribed limits are being satisfied and to submit his reports to the government agency. Before the nuclear power plant goes into operation, its operator is required to submit the technical specification for Government approval. This technical specification must define both the restricted area and the radiation monitoring program outside this area.

The Japanese Regulations do not stipulate the scope, sample media, etc. of the environmental radiation monitoring. Local public bodies are also not authorized to administrate environmental radiation monitoring. But local public bodies have recently been showing an increasing interest in environmental radiation monitoring in the area surrounding a nuclear plant site, and an opinion is being heard in Japan that environmental radiation monitoring should be done by a 'third party'.

There would be a difference in the scope of environmental radiation monitoring carried out by a plant operator and that conducted by local public bodies. However, close co-operation between a plant operator and local public bodies would become a most important factor.

No standard procedures or systems of environmental radiation monitoring have been finally established, although a number of trial methods

are in operation, specifically designed to take into account the local circumstances [1].

5.1. Tokai-Mura District

In the Tokai-Mura District there are several nuclear plants and establishments, e. g. the Japan Atomic Energy Research Institute, the Power Reactor and Nuclear Fuel Corporation, etc., in addition to JAPC's Tokai Power Station.

Therefore, the Atomic Energy Bureau has opened a local office which has its own radiation monitoring equipment (radiation monitoring car, etc.) [1].

With the object of providing co-ordination and liaison between various organizations within the district, the Conference on Radiation Control in the Tokai District has been established. It is composed of the local office mentioned above, the Ibaraki Prefectural Government, associated cities and villages, the local meteorological office, and operators of nuclear facilities in the district. The environmental radiation monitoring program for the Tokai-Mura district is prepared by this committee from the overall aspects, specifying the duties imposed on the respective organizations and their measurement procedures. The committee periodically examines and evaluates these measurement results comprehensively and publishes its reports. The results of environmental radioactivity measurements in the Tokai-Mura district reveal that no significant fluctuations have so far taken place from the statistical point of view, as compared with the natural background.

5.2. Fukui District

In the Fukui District, two stations, the Tsuruga Power Station of the Japan Atomic Power Company and the Mihama Power Station of the Kansai Electric Power Co., Inc. are now in operation, and additional nuclear power plants are also under construction or being planned. However, there are no nuclear establishments other than the power stations.

Therefore, in contradistinction to Tokai-Mura, no governmental local office will be established. In the district a new environmental radiation monitoring system, somewhat different from that of Tokai-Mura, has been organized. Two independent organizations have been established [1]. One is "The Fukui Prefectural Conference on the Measuring Techniques of Environmental Radioactivity", which aims to monitor the actual conditions of environmental radiation throughout the Tsuruga Peninsula and to evaluate the monitoring data scientifically. The other is "The Fukui Prefectural Conference on the Environmental Safety Control of Atomic Energy", which aims to confirm that the environment remains safe and to promote the peaceful uses of atomic energy in the district. The former is composed of radiation specialists from the prefectural Hygiene Laboratory, Fisheries Research Institute, the Kansai Electric Power Co., Inc. and JAPC. The latter is composed of representatives from the members of the Prefectural General Assembly, Chairmen of local cities and towns, representatives from agricultural bodies, fishermen's association, young men's association, and woman's association, and plant operators, with the Prefectural Governor as its chairman. The important feature of the

system is a separation of handling of purely technical matters of environmental radiation monitoring from the political facets.

The planning of the environmental radiation monitoring program, adjustment of duties imposed on the respective organizations, unification of radiation monitoring procedures, evaluation of measurement results, etc., are handled by radiation specialists at the meetings of the technical Conference. The Conference then periodically publishes reports on the status of environmental radioactivity in the district. The general principle for the duties imposed on the respective organizations is that a plant operator is in charge of various types of radiation monitoring in an area of radius some 5 km from the site, while The Fukui Prefectural Institute of Public Health is engaged in radiation monitoring throughout the Tsuruga Peninsula, particularly in the residential area, in addition to monitoring of part of the area covered by the plant operator.

It has been confirmed from the results of the monitoring that the status of environmental radioactivity in the area surrounding the station sites has not changed significantly following plant operation.

In this connection, it was estimated that the contribution of the off-gas release to the annual external dose at the site boundary of the Tsuruga Power Station was only some millirems per year in 1970. There has also been no significant change in the gross radioactivity of aquatic life in the land-locked bay from which the condenser cooling water is taken and into which it is then discharged. However, as a result of the detailed analysis on radioactive nuclides in aquatic life carried out as part of an ecology study, small amounts of ^{60}Co, ^{45}Mn and ^{59}Fe, probably contained in the liquid effluents were detected in mussels collected near the discharge structure of the condenser cooling water in January 1970. The highest concentration detected was 1 pCi of ^{60}Co per gram of organism. This value was so low that it would not give rise to any problem from the aspect of health and safety, but the general public in the vicinity has shown a very sensitive interest in this matter, and it has been felt that an effort should be made to give the general public a better and proper understanding of the results of environmental radiation monitoring with the aid of continuing proper public relations activities.

5.3. Environmental Monitoring in the Fukushima District

Environmental monitoring at the area surrounding the Fukushima Power Station is being carried out by its plant operator in accordance with an Environmental Monitoring Program established after mutual agreement between the Fukushima Prefectural Government and the plant operator, the Tokyo Electric Power Co., Inc. on the basis of "The Agreement on the Safety Guarantee of the Atomic Power Plant" [1], concluded between the above-mentioned two bodies. The measurement results of this environmental monitoring are to be evaluated from a purely technical viewpoint at the meetings of "The Fukushima Prefectural Technical Liaison Conference", which is composed of specialists from both the Prefectural Government and the plant operator, based on the above-mentioned Agreement. The evaluations are to be made public through the Prefectural Government.

The measurement results of natural background radioactivity in the area surrounding the Fukushima Power Station for the past two years up

to the fuel loading of Unit 1 have been evaluated at the Conference committee meetings and have been announced publicly. The values described in this report are fairly consistent with the measurement results of natural background radioactivity conducted independently by other organizations, and the report is now considered as a source of basic and valuable information in studying the future environmental effects of radioactivity released from the Station after start of plant operation.

During the start-up period up to 100% load operation of Unit 1, no significant increase in radiation has been observed as a result of environmental monitoring.

6. CLOSING REMARKS

In Japan, the greatest attention has been paid to safety problems involved with the peaceful uses of atomic energy from the start of nuclear power development, since Japan has the bitter experience of the atomic bomb explosions and the public has a very sensitive attitude to this problem. With respect to radioactive effluents originating from nuclear power stations, efforts have been made, taking into consideration eventual future problems, to reduce the releases of such effluents to the environment following the basic principle of "as low as practicable" so as to give the general public an assurance that nuclear power stations will give rise to no environmental hazards.

However, with the future rapid increase in nuclear power generation in Japan, and also in view of a growing concern of the general public over environmental problems, it is now foreseen that the releases of radioactive effluents to the environment will probably have to be further reduced. Bearing possible future, severe restrictions in mind, it is now contemplated that releases of radioactive effluents to the environment must be still further reduced by means of new technologies, applying the results of development not only to newly-built stations but also to the existing ones. For instance, it is now planned to install a charcoal bed hold-up system in all BWR off-gas systems. With regard to liquid effluents, every nuclear power station is at present being operated with minimum releases to the environment, concentrating and solidifying liquid wastes for storage, with the exception of some effluents of extremely low-level radioactivity.

Solid wastes of 'medium-level' radioactivity, such as the spent resins of the reactor clean-up system, etc. are planned for storage on a semi-permanent basis in the tanks within a site, since the quantities involved are small. However, other low-level wastes, such as spent resins, filter sludges, and concentrated wastes, are to be set in cement, in drums, and kept temporarily in a storage yard on the site until an appropriate final disposal system is devised.

The number of drums will inevitably increase in the future. Therefore a final disposal of these drums is a matter of great importance for Japan, and a study is being made concerning two proposals, 'land disposal' and 'sea dumping', by a special committee composed of scientists and specialists set up within the Atomic Energy Bureau of the Science and Technology Agency.

However, in Japan where the country shape is so narrow, it is believed that sea dumping will be taken up as the most promising solution for disposal of such low-level solid wastes, and Japan looks forward to international co-operation on this subject.

REFERENCE

[1] SAIKI, M., KOYANAGI, T., OHMOMO, Y., UCHIYAMA, M., "Environmental considerations and public acceptance aspects of nuclear site selection in coastal areas in Japan", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1970) 821, and esp. Annex II, page 843.

ENVIRONMENTAL EXPERIENCE WITH RADIOACTIVE EFFLUENTS FROM OPERATING NUCLEAR POWER PLANTS

B. KAHN, B. SHLEIEN*, C. WEAVER
Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio,
United States of America

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

ENVIRONMENTAL EXPERIENCE WITH RADIOACTIVE EFFLUENTS FROM OPERATING NUCLEAR POWER PLANTS.

Radiological surveillance activities at the eight nuclear power stations and the nuclear-fuel reprocessing plant under routine commercial operation in the USA are described, and current results are summarized. At each facility the operator or his contractor monitors the environment and presents findings in periodic reports to the USAEC. The appropriate state agency for public health or environmental protection also performs radiological measurements in the neighbourhood of the plant, usually as part of a state-wide monitoring program. The USAEC sponsors a program of independent measurements at several stations and periodic aerial radiation surveillance of the environment. New York University and the Essex Marine Laboratory are evaluating possible thermal and radiological effects of liquid effluents from two of these plants on aquatic life in the Hudson and Connecticut rivers, respectively.

Studies to develop environmental surveillance guidelines have been conducted at operating facilities since 1967 by the Division of Environmental Radiation (formerly of the Public Health Service, Bureau of Radiological Health). The field studies, which were initially undertaken at a fuel reprocessing plant, a boiling-water reactor, and a pressurized-water reactor that had been in operation for several years, have now been extended to include the newer and larger light-water nuclear power stations. Concurrent measurements of individual radionuclides are made within the station, at points of waste discharge, in the immediate environment, and at points of possible human exposure. Thus the magnitude of the source, the importance of paths to and through the environment, and the extent of radionuclide dispersion or concentration are indicated. Specific procedures have been suggested for collecting appropriate samples and measuring radiation and radionuclide concentrations in environmental media at the usual extremely low levels. The major observations have been the feasibility, given sufficiently sensitive techniques, of measuring directly the critical radiation exposure pathway and the desirability of basing environmental surveillance programs on release rates of individual radionuclides measured at the source.

LA POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT PAR LES EFFLUENTS RADIOACTIFS DES CENTRALES NUCLEAIRES EN FONCTIONNEMENT.

Les auteurs décrivent les programmes de contrôle radiologique appliqués aux huit centrales nucléaires et à l'usine de traitement des combustibles irradiés exploitées industriellement aux Etats-Unis d'Amérique et ils donnent un aperçu des résultats obtenus. L'exploitant de chaque installation (ou un sous-traitant) fait des contrôles radiologiques de l'environnement et en communique les résultats dans des rapports périodiques à l'USAEC. L'organisme public chargé de la santé publique ou de la protection de l'environnement entreprend aussi des mesures de la radioactivité au voisinage de chaque installation, ordinairement dans le cadre d'un programme de contrôle étendu à tout l'Etat. L'USAEC subventionne un programme de mesures indépendantes en plusieurs endroits, ainsi que des opérations de surveillance aérienne périodique de la radioactivité de l'environnement. L'Université de New York et le laboratoire de la marine, à Essex, évaluent les effets thermiques et radiologiques possibles des effluents liquides issus de deux de ces installations sur la vie aquatique dans les fleuves Hudson et Connecticut, respectivement.

Des études en vue d'élaborer des normes pour la surveillance de l'environnement ont été faites dans les installations en fonctionnement depuis 1967, par la Division d'étude de la radioactivité de l'environnement (antérieurement Service de la Santé publique, Bureau de la radioprotection). De telles études, initialement entreprises dans une usine de traitement des combustibles irradiés, auprès d'un réacteur à eau bouillante

---

* U.S. Public Health Service, Department of Health, Education and Welfare.

et d'un réacteur à eau sous pression, en cours pendant plusieurs années, viennent d'être étendues aux nouvelles et plus grandes centrales à eau légère. Des mesures parallèles sont effectuées dans le périmètre de l'installation, au point d'évacuation des déchets, dans l'environnement immédiat et en des points de radioexposition possible pour l'homme. Ainsi la dimension de la source, l'importance des voies vers et dans l'environnement et l'étendue de la dispersion ou de la concentration du radionucléide sont connues. Des méthodes précises ont été proposées pour recueillir les échantillons et mesurer le rayonnement et les concentrations de radionucléides dans l'environnement, à des niveaux ordinairement extrêmement bas. Les observations les plus importantes concernent la possibilité, avec des techniques suffisamment sensibles, de mesurer directement le parcours critique de radioexposition et la nécessité d'élaborer un programme de surveillance de l'environnement d'après les quantités rejetées de chaque radionucléide mesurées à la source.

ОПЫТ ПО ИЗУЧЕНИЮ ВЛИЯНИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ ДЕЙСТВУЮЩИХ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ.

В докладе описывается программа деятельности по наблюдению за уровнем радиоактивных загрязнений в окружающей среде в районе восьми атомных электростанций и перерабатывающего завода при обычных условиях эксплуатации с соблюдением регламентов, принятых в США, а также обобщаются полученные результаты. На каждом из этих предприятий имеется собственная или нанимаемая служба, занимающаяся измерением уровня активности окружающей среды, которая периодически направляет отчеты в Комиссию по атомной энергии (КАЭ) США. Соответствующее агентство штата, ответственное за охрану здоровья или защиту окружающей среды, также проводит радиологические измерения окружающей среды вблизи предприятия, – обычно как часть программы, осуществляемой в масштабах штата. КАЭ США проводит независимую программу измерений на некоторых станциях и периодически следит за загрязнением воздуха в прилегающих к ним районах. Кроме того, Нью-Йоркский университет и Эссэкская морская лаборатория проводят оценку термического и радиационного воздействия жидких отходов, выбрасываемых двумя из этих электростанций, на водную флору и фауну, соответственно в реках Гудзон и Коннектикут.

Отдел по контролю за влиянием излучений на окружающую среду (бывшая Служба охраны здоровья, Бюро радиологической охраны здоровья) начиная с 1967 года проводит исследования на действующих предприятиях с целью разработки единой системы контроля за окружающей средой. Круг исследований, в который первоначально входил завод по переработке облученного топлива, реактор с кипящей водой и реактор с водой под давлением, которые эксплуатируются уже несколько лет, в настоящее время охватывает также новые, более крупные атомные электростанции с реакторами, использующими в качестве теплоносителя обычную воду. Проводятся одновременные измерения отдельных радиоизотопов на территории предприятий, в местах выброса радиоактивных отходов, в прилегающем районе и в местах, где они могут оказать воздействие на человека. Таким образом, определяются масштабы источника, наиболее важные пути попадания в окружающую среду и прохождения через окружающую среду, степень дисперсии или концентрирования того или иного радиоизотопа. Были предложены специальные методы отбора проб и определения уровней излучения и концентрации радиоизотопов в окружающей среде, где эти величины обычно очень малы. Основное внимание уделяется использованию достаточно чувствительных методов, возможности измерения в наиболее критических путях распространения изотопов, а также тому, чтобы создать программу контроля за окружающей средой на основе количества выбрасываемых радиоизотопов, которое может быть легко измерено непосредственно в месте сброса.

OBSERVACIONES SOBRE LAS CONSECUENCIAS AMBIENTALES DE LOS EFLUENTES RADIACTIVOS PROCEDENTES DE CENTRALES NUCLEOELECTRICAS.

Se describen las actividades de vigilancia radiológica en ocho centrales nucleoeléctricas y en la planta de reelaboración de combustibles nucleares en funcionamiento comercial ordinario en los Estados Unidos, resumiéndose los resultados actuales. En cada instalación, el operador, o su subcontratista, controla la contaminación del ambiente y presenta los resultados en informes periódicos a la USAEC. El organismo estatal encargado de la sanidad pública y de protección ambiental realiza también medidas radiológicas en las proximidades de la planta, generalmente como parte de un programa de vigilancia que cubre todo su territorio. La USAEC patrocina un programa de medidas independientes en varias estaciones y de vigilancia aérea periódica del nivel de radiación en el medio ambiente. La Universidad de Nueva York y el Laboratorio Marino de Essex se encargan de la evaluación de los posibles efectos térmicos y radiológicos de los efluentes líquidos procedentes de dos de esas plantas sobre la fauna acuática de los ríos Hudson y Connecticut, respectivamente.

Desde 1967, la Division of Environmental Radiation (antes perteneciente al Public Health Service, Bureau of Radiological Health) viene realizando estudios para establecer normas de vigilancia ambiental en instalaciones en funcionamiento. Esos estudios, llevados a cabo inicialmente en una planta de reelaboración de combustible, un reactor de agua hirviente y un reactor de agua presurizada que había estado en funcionamiento

durante varios años, se han extendido ahora a centrales nucleoeléctricas de agua ligera más modernas y más grandes. Se llevan a cabo medidas concurrentes de cada radionúclido en las estaciones, en los puntos de descarga de desechos, en el ambiente inmediato, y en puntos de posible exposición humana. Se indican así la magnitud de la fuente, la importancia de los trayectos hacia y a través del medio ambiente, y la extensión de la dispersión o concentración de radionúclidos. Se han sugerido procedimientos específicos para recoger muestras adecuadas y medir la radiación y concentraciones de radionúclidos en medios ambientes para los niveles ordinarios extremadamente bajos. Las observaciones principales se refieren a la posibilidad, a base de técnicas suficientemente sensibles, de medir directamente la trayectoria crítica de irradiación, así como la conveniencia de basar los programas de inspección ambiental en las tasas de escape de cada radionúclido medidas en la fuente.

1. INTRODUCTION

A review of environmental surveillance at commercial nuclear power facilities is appropriate at this time, when the number of such facilities in the United States is rapidly increasing. At present, eight full-scale commercial nuclear power stations—all light-water moderated—and the one fuel reprocessing plant listed in Table I have been in full operation for two years or longer. In 1976, approximately eighty nuclear power stations and three fuel reprocessing plants are expected to be operating.

As more facilities are built, the U. S. Atomic Energy Commission (AEC) is developing closer controls of releases of radioactive wastes, effluent monitoring, and environmental surveillance for discharged radionuclides. Until recently, facility operators reported radioactive discharges mostly as gross beta activity, and did not follow a specific format in reporting environmental surveillance. Beginning in 1971, USAEC regulations will require waste treatment to obtain lowest practicable radioactivity releases, radionuclide analysis of effluents, and environmental surveillance to provide detailed information on human radiation exposure [1-3]. In addition, the U. S. Environmental Protection Agency (EPA) will have the responsibility for setting standards of radiation exposure and will inspect the environment at nuclear power facilities.

In this paper, routine environmental surveillance programs at the nine facilities listed are summarized on the basis of recent periodic reports from each of the power stations and the fuel reprocessing plant. Also presented are the results of a continuing program of field studies at these facilities by groups in the EPA (formerly in the Public Health Service).

There are also a number of other activities that provide information on radionuclides in the environment at U. S. nuclear power stations. Health or environmental protection agencies in the states where the facilities are located usually perform some radioactivity measurements. The AEC Division of Compliance has a program of independent measurements at some facilities, and the AEC Division of Biology and Medicine supports an Aerial Radiological Measuring Survey (ARMS) [3]. Several smaller nuclear power stations, such as Humboldt Bay and Big Rock Point, that are operated for research purposes, also report effluent and environmental surveillance data. Radionuclides in the environment at nuclear power stations were found in a study of trace substances in the lower Hudson River (including the site of Indian Point Station) [4] and in tests of a device for monitoring radionuclides in water [5].

2. BASIS FOR ENVIRONMENTAL SURVEILLANCE

Extensive world-wide experience in monitoring radionuclides from atomic energy installations and fallout is available for planning environmental surveillance. Several proceedings of recent conferences on the topic

TABLE I. COMMERCIAL NUCLEAR POWER STATIONS AND FUEL REPROCESSING PLANTS IN THE U. S. ON JAN. 1, 1970

#	Name	Date of Initial Operation	Rated Power MWe[a]	Type of System	Location	Liquid Waste Discharge
1	Dresden I	1959	210	BWR[b]	Morris, Illinois	Illinois River
2	Yankee	1960	185	PWR[c]	Rowe, Mass.	Deerfield River
3	Indian Point I	1962	265	PWR	Indian Point, N. Y.	Hudson River
4	San Onofre	1967	450	PWR	San Clemente, Calif.	Pacific Ocean
5	Connecticut Yankee	1967	600	PWR	Haddam Neck, Conn.	Connecticut River
6	Oyster Creek	1969	515	BWR	Toms River, N. J.	Atlantic Ocean
7	9-Mile Point	1969	500	BWR	Scriba, N. Y.	Lake Ontario
8	Ginna	1969	420	PWR	Ontario, N. Y.	Lake Ontario
9	Nuclear Fuel Services	1966	-	d	Ashford, N. Y.	Cattaraugus Creek

Notes:

[a] MWe - Megawatt, electric

[b] BWR - Boiling Water Reactor

[c] PWR - Pressurized Water Reactor

d - Fuel Reprocessing Plant

may be cited as typical of the literature [6-8]. Guidance for surveillance has been prepared by the ICRP and IAEA [9,10]. Among exemplary approaches to environmental surveillance is the British program which emphasizes identification of critical pathways and radionuclides [11], and the program at the U. S. Hanford Laboratories to sum radiation exposure to the population via all known pathways [12].

Despite the many models for surveillance programs, the specific source and environment must be carefully considered in developing a new program. Nuclear power stations are complex, diverse pathways exist, and radionuclides often behave unexpectedly. Factors that should be, but are not always, considered in selecting samples, sampling points, collection frequency, and analytical methods include the variety of effluents, the periodicity of discharges, the radioisotopic composition of effluents, the volatility and solubility of radionuclides, and seasonal changes in the environment.

TABLE II. RADIOACTIVITY DISCHARGED TO ENVIRONMENT IN 1970,[a] CURIES/YEAR

	Liquid Effluent			Airborne Effluent		
Station[b]	gross[c]	(% of limit)[d]	^3H,[e]	gross[f]	(% of limit)	Halogens and particles[g]
1	8	(25.)	5	914,000	(4.2)	3.3
2	0.034	(0.14)	1,490	17.2[h]	(0.25)	1.8×10^{-6}
3	7.8	(0.28)	410	1,750	(0.033)	7.5×10^{-2}
4	3.8	(6.4)	4,780	1,570[h]	(0.28)	ND[i]
5	22	(3.8)	7,380	700	(0.002)	4.6×10^{-4}[k]
6	4.5	(17.)	22	112,000	(1.2)	3.2×10^{-1}
7	9.4	(21.)	20	9,500	(0.04)	ND
8	9.4	(4.5)	107	9,980	(2.8)	ND
9	87	(22.)	4,520	180,000[j]	(3.9)	1.9×10^{-1}

[a] Data are from facility operations reports.

[b] See Table I for identifying facility number.

[c] Mixed fission and activation products, except ^3H.

[d] The limit is 1×10^{-7} µCi/ml except for facilities #3 (7×10^{-6} µCi/ml), #5 (9×10^{-7} µCi/ml), #8 (3×10^{-7} µCi/ml), and #9 (1×10^{-5} µCi/ml). These limits are higher because certain individual radionuclides are measured in the effluent.

[e] All ^3H releases were less than 0.4 percent of the limit except at facility #9, where the release was 3 percent of the limit.

[f] Noble gases and gaseous activation products.

[g] All releases were less than 5 percent of the limit.

[h] A ^3H discharge of 8.9 Ci at facility #2 and 10.8 Ci at facility #4 was reported.

[i] ND = not detected

[j] Reported to be ^{85}Kr.

[k] Does not include halogens.

Radioactivity measurements in effluents provide the fundamental information for planning environmental surveillance. The data in Table II reflect the most recent annual reports. With some exceptions, the gross beta activity (excluding ^{3}H) in liquid effluents was approximately 10 curies per year (Ci/yr). The amount of ^{3}H released at BWR stations was approximately the same, but releases at PWR stations and the fuel reprocessing facility were considerably higher. In airborne effluents, the gross beta was approximately 10^{3} to 10^{4} Ci/yr at PWR stations, and 10^{4} to 10^{6} Ci/yr at BWR stations and the fuel reprocessing plant. Releases of airborne particles and radioiodine were relatively low at all facilities. Radioactivity releases were probably atypically low at facilities #6, 7, and 8 because this was their first year of operation [13], and at facility #3 because it was inoperative for more than half of the year. Facility #2, on the other hand, has a consistent record of low radioactivity releases [14]. In the future, lower ^{3}H releases at PWR stations are expected because the fuel cladding at new stations, beginning with #8, is Zircaloy instead of steel. Generally lower radionuclide releases are expected because of the new AEC requirements for waste treatment.

Concentrations in liquid effluents can be inferred from the limits and fractions of limits shown in Table II. Thus, the highest average gross beta concentration was $1 \times 10^{-5} \times 0.22 = 2.2 \times 10^{-6}$ μCi/ml at facility #9, and the lowest, $1 \times 10^{-7} \times 0.0014 = 1.4 \times 10^{-10}$ μCi/ml at facility #2. Dilution factors calculated in the course of studies at two of the nuclear power stations [15,16] suggest that, at the gross beta activity in effluents to air and water at Yankee, most radionuclides in air and water beyond the controlled areas are undetectably low even with relatively sensitive monitoring devices. Releases to air and water at Dresden were at higher levels of gross beta activity, and should have been readily detectable near the facility.

Environmental surveillance could be planned more effectively if effluent monitoring for specific radionuclides provided information on the most hazardous radionuclides, the most readily detected ones, and those that were not expected. Table II indicates that only some of the facilities measured individual radionuclides other than ^{3}H in water and ^{131}I in the gas. Fortunately, the new AEC regulations require that all facilities do so in the future.

3. EXPERIENCE BY FACILITY OPERATORS

The types of samples and the measurements that constitute routine environmental surveillance at U. S. commercial nuclear power facilities are summarized in Tables III and IV. Each type of sample is usually collected at several locations per facility; additional locations, farther from the facility or upstream from the point of liquid waste discharge, serve as "background." The frequency of sampling and of replacing continuous collectors or detectors varies widely among facilities. Some monitoring--of external radiation and radionuclides in airborne particles, deposition, and milk--is usually continuous; water samples are taken at approximately weekly intervals; and most other types of samples are collected only once or a few times per year.

The samples listed in Tables III and IV are in most cases collected and analyzed by contractors for surveillance employed by the facilities. Data are reported quarterly, semiannually, or annually to the facility operators. The reports have not been published, but are given to the AEC Division of Compliance and the appropriate state agency, and were sent to the authors upon request.

TABLE III. ROUTINE ENVIRONMENTAL SURVEILLANCE PROGRAMS[a]

Monitoring	Facility	Measurement
External radiation	1,3-8	γ
Airborne particles	1-9	β
	1,3,9	α
Deposition (wet and dry)	1,3,7-9	β
Vegetation, vegetables, or cattle feed	1,3-5	β
Milk	1,9	β, radiostrontium
	1,8	γ spectrometry
Drinking water	1-5,8	β
	1-5	α
	1-4	^{3}H
Discharged surface water	1-5,8,9	β
	2-5,9	α
	1-4,7,9	^{3}H
Sediment	1-5,7-9	β
	2-5,9	α
	1,7,9	^{90}Sr
	1,3-5,7	γ spectrometry
Aquatic vegetation	1,3-5	β
	1,3,5	γ spectrometry
Plankton, algae, or slime	1,5,7	β, γ spectrometry
Fish, shellfish	1,3-8	β
	1,3,5-7	γ spectrometry

[a]Information based on reports by facility operators for the following period:

1. Dresden : 1970
2. Yankee : 1969
3. Indian Pt. : 1969, 1st half
4. San Onofre : 1970, 1st half
5. Conn. Yankee: 1969
6. Oyster Creek: 1970
7. 9-Mile Pt. : 1970
8. Ginna : 1970, 1st half
9. Nuclear Fuel Services : 1970, 1st half

Table III indicates that most facilities select similar types of samples and methods of analysis. If certain food samples are not collected at a facility, it is probably due to the absence of dairies, vegetable gardens, or sports fishing in the immediate vicinity. In other cases--notably at Yankee--fewer environmental samples are collected because the amounts of discharged radionuclides are so low. External gamma radiation, gross beta activity, and gross alpha activity are measured most commonly, but Tables III and IV show that gamma-ray spectrometry and radiochemical analyses for ^{3}H, ^{89}Sr, ^{90}Sr, and ^{131}I are also generally applied.

TABLE IV. ADDITIONAL ROUTINE ENVIRONMENTAL SURVEILLANCE AT COMMERCIAL NUCLEAR POWER FACILITIES[a]

Monitoring	Facility	Measurement
External radiation	4	β
Airborne particles	1,3	^{131}I
	4	γ spectrometry
Vegetation, vegetables, or cattle feed	1,3	radiostrontium, γ spectrometry
	4	α, ^{3}H, γ spectrometry
	5	α, γ spectrometry
Wild life (rabbit)	4	radiostrontium, ^{131}I
Soil	1-3	α, β
	1,3	radiostrontium, γ spectrometry
Milk	9	^{131}I
Drinking water	5	γ spectrometry
Discharged surface water	5	γ spectrometry
	9	^{90}Sr, ^{129}I
Aquatic vegetation	5	α
Plankton, algae, or slime	5	α
	7	^{90}Sr
	6	α
Fish, shellfish	6,7	^{90}Sr
	6	α

[a]See footnote to Table III for sources of information and facility identification.

Only the relatively few samples listed in Table V appeared to contain radioactivity attributable to the facility. In most samples, either no radioactivity was detected, or the levels in the samples were no higher than the "background." According to Table V, all indications of radioactivity from nuclear facilities (except ^{3}H in vegetables and drinking water at San Onofre, which may well be the result of an analytical error) were in the aquatic environment at the point of discharge of liquid wastes. The gross beta activity in surface water usually varied so much between influent and effluent that the indicated difference values cannot definitely be attributed to radionuclides from the facilities, but this was assumed in the absence of other data. Detection of ^{3}H in liquid effluents at the PWR stations that use steel-clad fuel (Yankee, Conn. Yankee, and San Onofre)

and at the fuel reprocessing plant would be expected in view of their relatively high annual discharges (see Table II). For the same reason, detection of radioactive noble gases in ground-level air would be expected at the BWR stations and the fuel reprocessing plant.

Qualitatively, the environmental surveillance data at facilities that discharged relatively small amounts of radioactivity are consistent with effluent radioactivity values, in that little or no radioactivity would be expected to appear in the samples and little or none was found. Differences among similar stations, such as the detection of ^{54}Mn and ^{60}Co at Indian Point but not Connecticut Yankee, may have been caused by dissimilar radionuclide contents in effluent or dissimilar environments. On the other hand, the radioactivity may not have been detected because the measurement was unsuitable (e.g., for gross beta activity when ^{54}Mn was present) or the sample was not selected to optimize radionuclide detection (e.g., collection of sandy instead of silty sediment).

Where radionuclides were released at relatively higher levels but not detected in environmental media (e.g., airborne noble gases at BWR stations and the fuel reprocessing plant), it appears to be simply that the contractor for surveillance did not make the effort to measure them. Although these radionuclides were not at hazardous levels, it seems appropriate to measure them at least initially in environmental surveillance programs, either as critical radionuclides or as useful tracers for determining or confirming dispersion values in air and water.

TABLE V. RADIOACTIVITY FOUND DURING ROUTINE ENVIRONMENTAL SURVEILLANCE

Facility[a]	Sample	Radionuclides	Concentration[b]
1	Discharged surface water	β	0-21 pCi/liter
2	Yard drain effluent water	^{3}H	0-220 pCi/ml
3	Discharged surface water	β	0-97 pCi/liter
		^{3}H	0-15 pCi/ml
	Sediment	^{54}Mn,^{60}Co	10-120 pCi/g
4	Vegetables	^{3}H	13-57 pCi/ml
	Drinking water	^{3}H	2-6 pCi/ml
5	Discharged surface water	β	0-26 pCi/liter
6	Clams	^{65}Zn	0-0.2 pCi/g
7	Algae	^{54}Mn,^{60}Co	0-86 pCi/g
	Sediment	^{60}Co	0-8 pCi/g
	Fish	^{60}Co	0-0.6 pCi/g
8	Discharged surface water	β	0-50 pCi/liter
9	Discharged surface water	β	270 pCi/liter
		^{90}Sr	45 pCi/liter
		^{3}H	21 pCi/ml
	Sediment	^{90}Sr	1 pCi/g

[a] See Table I for identifying facility number.

[b] An estimated "background" concentration was subtracted, where applicable.

The following recommendations are made as a result of this review of facility surveillance reports, and in the framework of available guidance [9,10] and the AEC draft guidelines [2]:

(a) Base the environmental surveillance program on effluent monitoring data. Effluent data in combination with estimates of transfer coefficients from the facility to man should identify the critical radionuclide, pathway, and population, and the magnitude of radionuclide concentrations in environmental media. Environmental samples and measuring techniques should then be selected to optimize detection of critical or indicator radionuclides.

(b) Plan a flexible program. Initially, the program should quantify the degree of dispersion or accumulation of the more important radionuclides in the environment. Once this information is available for critical pathways, the program should be adjusted to reflect the magnitude of the radioactivity discharge relative to the limits. As new information becomes available on the identity, amounts, and chemical behavior of discharged radionuclides, sampling and analysis should be changed accordingly.

(c) Summarize and interpret the results. Concerning environmental radionuclides, the summary should list those that were found in the environment, and the media that contained them. It should state whether the findings are consistent with effluent monitoring, and whether other radionuclides could have been detected in the environment on the basis of effluent data, reports at other nuclear power facilities, or recent developments in instrumentation. Concerning population radiation exposure, the maximum value and average values as a function of location should be given, and the computations based on environmental measurements, presented. It is unfortunate that some of the reviewed environmental surveillance reports are lists of data without any interpretation.

(d) Publish the reports. Review of the work will improve its quality by suggesting more appropriate samples and measurements, and eliminating unnecessary ones.

4. EXPERIENCE IN SPECIFIC STUDIES

The summarized observations are from a radiological surveillance study at the Dresden Nuclear Power Station [15], a parallel study at Yankee Nuclear Power Station [16], a third study at the Nuclear Fuel Services fuel reprocessing plant [17,18], and surveillance data collected by the New York Department of Health at the reprocessing plant [19,20]. The radiological surveillance studies were, and are being, undertaken to identify and quantify the radionuclides in effluents and environmental media, test simple and effective techniques for sampling and measuring radioactivity in effluents and the environment, evaluate the population radiation exposure from nuclear facilities, and demonstrate model surveillance programs. The studies were performed on field trips in cooperation with the AEC, the local state health department, and the operator of the facility. Radioactivity was measured within the facility, in effluents, and throughout the environment. The measurements were related to each other whenever possible. Because the data were collected occasionally, not continuously, the results indicate only the magnitudes of annual radionuclide discharges and average radiation exposures in the environment.

At the Dresden BWR, the radioactive gaseous effluent was analyzed to be mostly short-lived noble gases. The longer-lived airborne radionuclides were ^{133}Xe (9,000 Ci/yr), ^{85}Kr (3 Ci/yr), ^{3}H (0.2 Ci/yr), and ^{131}I (0.02 Ci/yr), of a total release of 240,000 Ci/yr in 1968. More than 80 percent of the radioactive liquid effluent consisted of ^{3}H (2 Ci/yr), ^{58}Co (0.6 Ci/yr), and ^{60}Co (0.9 Ci/yr).

The critical exposure pathway appeared to be external radiation from the short-lived gaseous radionuclides [21]. Both brief and relatively long-term measurements of external radiation suggested an annual radiation exposure in 1968 of approximately 10 milliroentgen/yr within a distance of 2 km from the station stack. In 1970, releases of radioactive noble gases, and presumably the external exposure, were four times as high. Radiation doses by all other pathways that were considered--ingesting milk and water, eating fish, beef, and leafy vegetables, and inhaling airborne particles--were computed to be less than 1 millirem/yr [21]. Aerial surveillance of the area--a part of the ARMS program at nuclear power facilities--detected the radioactive noble gases and their radioactive progeny in stack effluent, and showed only background levels of external radiation (60 to 90 milliroentgen/yr) outside the plume [22].

In addition to directly measuring external radiation from discharged gases, radionuclides were detected in the environmental samples listed in Table VI. The question marks in Table VI indicate that ^{131}I in cattle thyroids could have been from fallout, although the levels were those predicted from the stack discharge rates at Dresden, and that ^{89}Sr in snow and ^{137}Cs in corn were single measurements that should be confirmed by additional study. The radionuclide concentrations in water and air were of the magnitude of 1 pCi/liter.

At the Yankee PWR, the low levels of individual radionuclides (except ^{3}H) in effluent samples qualitatively confirmed the low gross activity values in Table II. More than 90 percent of the radioactive gaseous effluent in 1970 consisted of ^{3}H (13 Ci/yr), ^{85}Kr (3 Ci/yr), and short-lived noble gases (estimated, 3 Ci/yr). No airborne ^{131}I ($< 5 \times 10^{-4}$ Ci/yr) could be detected. The radioactive liquid waste consisted of ^{3}H (approximately 1,000 Ci/yr), and less than 0.1 Ci/yr of all other radionuclides, measured individually.

Analyses for individual radionuclides suggest that gross activity measurements are inadequate to describe the effluents at Yankee. Many of the radionuclides emit either no beta particles (^{54}Mn, ^{55}Fe), only a small fraction of beta particles per disintegration (^{58}Co), or beta particles of low energy (^{3}H, ^{14}C). The need for specifically measuring ^{3}H was recognized several years ago; in this study, ^{14}C was found in both gaseous and liquid effluents as a result of specific analyses for this radionuclide.

Exposure to short-lived radioactive noble gases in the airborne effluent and by ingestion of fish containing ^{3}H from Sherman Reservoir was each computed to result in dose rates of a few tenths of a millirem/yr. These small radiation exposures could not be measured, but were inferred from measurements on site. In addition, a small increment of external radiation above the natural background was due to gamma rays emitted by wastes stored at Yankee [16].

As indicated in Table VI, radionuclides could only be found in the aquatic environment: ^{3}H in discharge water at the concentration predicted from the calculated dilution factor, and a few radionuclides accumulated in water moss and sediment near the point of discharge of liquid wastes, at

TABLE VI. RADIOACTIVITY FOUND IN ENVIRONMENT DURING RADIOLOGICAL SURVEILLANCE STUDIES

Study Location	Environmental Sample	Radionuclides
BWR	external radiation from gaseous effluent	
	air	^{133}Xe, ^{135}Xe, ^{138}Cs
	cattle thyroids	^{131}I (?)
	snow	^{89}Sr (?)
	field corn	^{137}Cs (?)
	effluent water	^{58}Co, ^{60}Co, ^{89}Sr, ^{90}Sr, ^{131}I, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{140}Ba
	sediment	^{58}Co, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{140}Ba
PWR	external radiation from waste storage tanks	
	effluent water	^{3}H
	water moss	^{54}Mn, ^{58}Co, ^{60}Co
	dead leaves	^{60}Co (?)
	sediment	^{54}Mn, ^{60}Co, ^{125}Sb, ^{137}Cs
Fuel Reprocessing	air	^{3}H, ^{85}Kr
	effluent water	^{3}H, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{106}Ru, ^{125}Sb, ^{137}Cs
	sediment	^{60}Co, ^{90}Sr, ^{106}Ru, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{238}Pu, ^{239}Pu
	deer meat	^{3}H, ^{90}Sr, ^{134}Cs, ^{137}Cs
	deer thyroid	^{129}I
	fish flesh	^{3}H, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs

concentrations of several pCi/g. Only a single sample of dead leaves was collected at the shore of Sherman Reservoir, hence more measurements would be desirable to confirm the observation of ^{60}Co. In contrast, ^{54}Mn, ^{58}Co, ^{60}Co, ^{134}Cs, and ^{137}Cs were found--although at low concentrations--throughout the aquatic environment (in water, aquatic plants, sediment, and fish) at Indian Point, a PWR station which discharged 600 times as much gross activity as Yankee in liquid effluent during 1970 [4].

At the Nuclear Fuel Services fuel reprocessing plant, the radionuclide at highest concentration in the gaseous effluent in 1968 was ^{85}Kr [18]. Detected at much lower concentration was ^{3}H, and at even lower concentration, ^{129}I. In radioactive liquid effluent, ^{3}H constituted more than 90 percent of the total activity [17]. The composition of the other radionuclides was unlike that at nuclear power stations, in that long-lived fission products predominated, especially ^{106}Ru. Alpha-emitting isotopes of uranium, plutonium, americium, and curium were detected at relatively low concentrations.

The critical pathway in 1968, based on the above-cited study and that by the New York State Department of Health [19], was ingesting fish and deer that had lived in the vicinity of the plant [20]. An exposure of approximately 4 mrem/yr in 1968 to the typical hunter and fisherman and his family was estimated. Because the annual radioactivity releases approached the limits more closely at the fuel reprocessing plant than at the power stations, and have approximately doubled since 1968 [14], a survey is now under way to improve the exposure calculations by determining the typical and maximum amounts of fish and deer from the area that are eaten, and to consider other pathways.

The radionuclides that were found in environmental samples are listed in Table VI. Many of the radionuclides were readily detected with conventional analytical procedures. Methods were demonstrated for directly measuring ^{85}Kr in ground-level air at the concentrations encountered during fuel reprocessing.

5. SUMMARY AND CONCLUSION

Each nuclear power facility in the United States undertakes environmental surveillance for radioactivity. Additional information on radionuclides in the environment of some facilities is collected by state health or environmental protection agencies, and by the AEC. The EPA maintains a continuing program of research at operating nuclear power facilities to provide guidance for planning and evaluating radiological surveillance programs. The agency is developing a system of radiological inspection for the environment.

The environmental surveillance programs at eight full-scale commercial nuclear power stations and one fuel reprocessing plant show that levels of radioactivity from the facilities beyond controlled areas are very low, and in many samples undetectable. This observation is supported by radiological surveillance studies at three of the nine facilities--a BWR station, a PWR station, and the fuel reprocessing plant.

Examination of data from all surveillance programs suggests that, at most nuclear facilities, at least one radionuclide will be detectable in the aquatic environment--water, algae, plankton, sediment, and possibly fish--below the point of liquid waste discharge. Airborne activity was detected beyond the controlled area at the BWR station and the fuel reprocessing plant by the EPA radiological surveillance studies, and in fish and deer at the fuel reprocessing plant by the New York State Health Department. Thus, the transfer of radioactivity through air and water, and possibly through food to man, may be measured directly at some locations by utilizing the detected radionuclides as tracers.

The routine environmental surveillance programs seem adequate at low radioactivity discharges relative to AEC limits. Many of the programs, however, could be more effective and informative, and some improvements were therefore recommended. These changes include coordination of environmental surveillance with effluent monitoring, utilization of surveillance programs to obtain dispersion data, more explicit reporting of results, and publication of reports. Some of these improvements will undoubtedly result from the AEC regulations for monitoring that are now under consideration.

The radiological surveillance studies have provided information not previously available on the identity and amount of discharged radionuclides and demonstrated techniques for measuring the dispersion of radionuclides

in air and water. This type of information should, in the future, be available through routine effluent and environmental monitoring at the facilities. The studies should be continued to assure that routine monitoring does not overlook critical radionuclides or paths; to evaluate differences in facility design, system operation, and waste treatment practices as they affect effluent radioactivity levels; and to improve the effectiveness of environmental surveillance programs.

ACKNOWLEDGMENT

We would like to thank Messrs. M. Terpilak and T. Robinson for assembling the information in Table II.

REFERENCES

[1] USAEC, Licensing of production and utilization facilities, Title 10, Code of Federal Regulations, Part 50, paragraph 50.36a (1970).

[2] USAEC, Guide for uniform monitoring, recording, and reporting of effluents and environmental levels (to be published).

[3] BECK, C. K., Environmental monitoring for U. S. licensed power reactors, in Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (IAEA, Vienna, 1971)401.

[4] LENTSCH, J. W., WRENN, M. E., KNEIP, T. J., EISENBUD, M., Manmade radionuclides in the Hudson River estuary, in Health Physics Aspects of Nuclear Facility Siting, P. G. VOILLEQUE and B. R. BALDWIN, eds. (B. R. Baldwin, Idaho Falls, Idaho, 1970) p. 499.

[5] RIEL, G. K., DUFFEY, D., Monitoring of radioisotopes in environmental water, Trans. Am. Nucl. Soc. 11 52 (1968).

[6] REINIG, W. C., ed., Environmental Surveillance in the Vicinity of Nuclear Facilities (Charles C. Thomas, Springfield, Ill., 1970).

[7] GODBOLD, B. C., JONES, J. K., Radiological Monitoring of the Environment (Pergamon Press, Oxford, 1965).

[8] Proc. of the Third International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Vol. 14, Environmental Aspects of Atomic Energy and Waste Management (UN, New York, 1965).

[9] Manual on Environmental Monitoring in Normal Operation, Safety Series No. 16 (IAEA, Vienna, 1966).

[10] Committee 4, ICRP, Principles of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Materials, International Commission on Radiological Protection Publication #7 (Pergamon Press, Oxford, 1965).

[11] PRESTON, A., The United Kingdom approach to the application of ICRP standards to the controlled disposal of radioactive waste resulting from nuclear power programmes, in Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (IAEA, Vienna, 1971)p. 147.

[12] ESSIG, T. H., A method for calculating human radiation doses in the environment, in Environmental Surveillance in the Vicinity of Nuclear Facilities, REINIG, W. C., ed. (Charles C. Thomas, Springfield, Ill., 1970) 199.

[13] BRINCK, W. L., KAHN, B., Radionuclide releases at nuclear power stations, in Environmental Surveillance in the Vicinity of Nuclear Facilities, REINIG, W. C., ed. (Charles C. Thomas, Springfield, Ill., 1970) 226.

[14] Joint Committee on Atomic Energy, U. S. Congress, Environmental Effects of Producing Electric Power (U. S. Gov't. Printing Office, Washington, D. C., 1970) 2317.

[15] KAHN, B. et al., Radiological surveillance studies at a boiling water nuclear power reactor, PHS Rep. BRH/DER 70-1 (1970); also in: Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (IAEA, Vienna, 1971) p. 535.

[16] KAHN, B. et al., Radiological surveillance studies at a pressurized water nuclear power reactor (to be published).

[17] MAGNO, P., REAVY, T., APIDIANAKIS, J., Liquid waste effluents from a nuclear fuel reprocessing plant, PHS Rep. BRH/NERHL 70-2 (1970).

[18] COCHRAN, J. A. et al., An investigation of airborne radioactive effluent from an operating fuel reprocessing plant, PHS Rep. BRH/NERHL 70-3 (1970).

[19] Environmental surveillance around a nuclear fuel reprocessing installation (New York State Health Department, 1968 and 1970, unpublished).

[20] SHLEIEN, B., An estimate of radiation doses received by individuals living in the vicinity of a nuclear fuel reprocessing plant in 1968, PHS Rep. BRH/NERHL 70-1 (1970).

[21] BLANCHARD, R. L., KRIEGER, H. L., KOLDE, H. E., KAHN, B., Radiological surveillance studies at a BWR nuclear power station - estimated dose rates, in Health Physics Aspects of Nuclear Facility Siting, P. G. VOILLEQUE and B. R. BALDWIN, eds. (B. R. Baldwin, Idaho Falls, Idaho, 1970) p. 372.

[22] ANDERSON, C. N., WEISSMAN, V. F., Aerial radiological measuring surveys, Dresden, September, 1968, AEC Rep. EGG 1183-1466 (1970).

UNDERSTANDING THE DYNAMIC BEHAVIOUR OF RADIONUCLIDES RELEASED TO THE ENVIRONMENT*

S.I. AUERBACH, S.V. KAYE, D.J. NELSON, D.E. REICHLE, P.B. DUNAWAY, R.S. BOOTH
Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn., United States of America

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

UNDERSTANDING THE DYNAMIC BEHAVIOUR OF RADIONUCLIDES RELEASED TO THE ENVIRONMENT.

The environmental behaviour of radionuclides released to aquatic and terrestrial ecosystems from both routine plant operations and tracer experiments at Oak Ridge National Laboratory (ORNL) has been studied by ecologists during the past 15 years. Two important aspects of these continuing studies are: (1) radionuclides used as tracers in the environment help to delineate complex ecological processes, and (2) radiolabels quantifying rate processes provide primary ecological information for developing dynamic models of radionuclide transfers to man. Systems analysis techniques are being used to simulate the environmental behaviour of radionuclides.

Chronic releases of small quantities of radionuclides to White Oak Lake and the Clinch River have provided a unique case study of the environmental behaviour of several radionuclides. Radionuclides occurring regularly in organisms from White Oak Lake include ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{60}Co and ^{3}H. Occasionally ^{106}Ru, ^{125}Sb and ^{65}Zn are found. Because of dilution, only ^{90}Sr and ^{137}Cs are found regularly in the Clinch River. Coupling of field and laboratory data on selected radionuclides in fish, aquatic insects, molluscs and crustaceans provides the necessary parameters for dynamic models of radionuclide movements in aquatic ecosystems.

Research in terrestrial ecosystems has emphasized the biogeochemical cycling of fission products in forest, grassland, and old field ecosystems. Radionuclide dynamics (^{60}Co, ^{90}Sr, ^{95}Zr-^{95}Nb, ^{106}Ru, ^{137}Cs and ^{144}Ce) in natural plant communities have been followed where soil reaction products have formed. Plant translocation and food-chain studies with ^{22}Na, ^{42}K, ^{45}Ca, ^{85}Sr, ^{86}Rb, ^{131}I and ^{137}Cs have detailed pathways and fluxes of additional radionuclides in these ecosystems. Research has provided insight into the budgets and turnover times of major nutrient elements and potentially hazardous radionuclides in contrasting ecological systems.

Fifteen years of environmental research at ORNL strongly suggests that the dose necessary to evoke an unequivocally detectable biological response is considerably greater than that resulting from maximum permissible concentrations in the environment.

RECHERCHES SUR LE COMPORTEMENT DYNAMIQUE DES RADIOELEMENTS LIBERES DANS L'ENVIRONNEMENT.

Au cours des 15 dernières années, les écologistes du Laboratoire national d'Oak Ridge (ORNL) ont étudié le comportement des radionucléides rejetés dans les milieux naturels terrestre et aquatique, soit par le fonctionnement normal des installations nucléaires, soit à titre expérimental comme radioindicateurs. Ces travaux ont deux aspects importants: 1) les radioindicateurs utilisés dans l'environnement permettent d'élucider certains processus écologiques complexes; 2) la quantification des taux d'évolution par les radioindicateurs fournit des renseignements écologiques fondamentaux pour la construction de modèles dynamiques servant à l'étude du transfert des radionucléides à l'homme. Le comportement écologique des radionucléides est simulé à l'aide de méthodes d'analyse des systèmes.

L'introduction périodique de petites quantités de radioéléments dans le lac White Oak et la rivière Clinch ont fourni des renseignements précieux sur le comportement de plusieurs radionucléides dans l'environnement. Dans le lac White Oak on trouve régulièrement dans les organismes vivants les radionucléides suivants: ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{60}Co et ^{3}H. On trouve aussi parfois ^{106}Ru, ^{125}Sb et ^{65}Zn. En raison de la dilution, seuls les nucléides ^{90}Sr et ^{137}Cs sont décelés en permanence dans la rivière Clinch. Les renseignements recueillis sur place et en laboratoire sur les radionucléides trouvés dans les poissons, les insectes aquatiques, les mollusques et les

* Research sponsored by the U.S. Atomic Energy Commission under contract with the Union Carbide Corporation.

crustacés fournissent les paramètres nécessaires pour l'établissement des modèles dynamiques des mouvements des radionucléides dans les écosystèmes aquatiques.

Les études en écologie terrestre ont porté principalement sur le cycle biogéochimique des produits de fission dans les forêts, les prairies et les terres épuisées. Le comportement dynamique de certains radionucléides (^{60}Co, ^{90}Sr, ^{95}Zr-^{95}Nb, ^{106}Ru, ^{137}Cs et ^{144}Ce) a été étudié dans la végétation naturelle lorsqu'il y a formation de produits de réaction dans le sol. Des études sur les mouvements dans les végétaux et les chaînes alimentaires, effectuées à l'aide de ^{22}Na, ^{42}K, ^{45}Ca, ^{85}Sr, ^{86}Rb, ^{131}I et ^{137}Cs ont fourni des renseignements précis sur les flux et les voies d'autres radionucléides dans ces systèmes écologiques. La recherche a fourni des aperçus sur les bilans et les vitesses de renouvellement des principaux éléments nutritifs et des radionucléides virtuellement dangereux dans des systèmes écologiques contrastés.

Quinze années de recherches à l'ORNL donnent fortement à penser que la dose nécessaire pour une réaction biologique détectable avec certitude est considérablement plus grande que la dose maximale dont le rejet est admissible dans l'environnement.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОИЗОТОПОВ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ.

В течение последних 15 лет ученые-экологи исследовали поведение в окружающей среде радиоактивных изотопов, которые вводились в водные и земные экологические системы в результате обычной работы ядерных установок, а также при проведении в Ок-Риджской национальной лаборатории экспериментов с применением меченых атомов. Эти постоянные исследования включают два важных аспекта: 1) выполняя роль меченых атомов, радиоизотопы помогают объяснить сложные экологические процессы; 2) количественная оценка кинетических процессов с помощью меченых атомов позволяет получить ценную информацию для создания динамически подобных моделей переноса радиоактивных изотопов к человеку. Методы анализа систем применяются для моделирования поведения радиоактивных изотопов в окружающей среде.

Благодаря систематическому сбросу небольших количеств радиоизотопов в озеро Уайт-Ок и реку Клинч создаются весьма благоприятные условия для изучения поведения нескольких изотопов в окружающей среде. Установлено, что в живых организмах в озере Уайт-Ок постоянно присутствуют такие радиоизотопы, как стронций-90, цезий-137, кобальт-60 и тритий. Значительно реже обнаруживается рутений-106, сурьма-125 и цинк-65. Вследствие разбавления водой, в живых организмах в реке Клинч систематически обнаруживается только стронций-90 и цезий-137. Анализ данных полевых и лабораторных исследований содержания некоторых радиоизотопов в рыбе, водяных насекомых, моллюсках и ракообразных позволяет определить необходимые параметры для разработки динамически подобных моделей движения радиоизотопов в водных экологических системах.

Исследования земных экологических систем позволили определить биохимический цикл продуктов деления в лесах,на пастбищах и в старых полевых экологических системах. Динамика радиоизотопов (кобальт-60, стронций-90, цирконий-95, ниобий-95, рутений-106, цезий-137 и церий-144) в естественных сообществах растений проходила там, где образовывались продукты реакции почвы. Изучение транслокации растений и пищевой цепочки с использованием натрия-22, калия-42, кальция-45, стронция-85, рубидия-86, йода-131 и цезия-137 позволило детально определить пути и потоки дополнительных радиоизотопов в этих экологических системах. Исследование дало возможность понять бюджеты и время прохождения основных питательных элементов и потенциально опасных радиоизотопов в противоположных экологических системах.

Экономические исследования, проводившиеся в течение 15 лет в Ок-Риджской национальной лаборатории, совершенно определенно говорят о том, что доза, вызывающая хорошо обнаруживаемую биологическую реакцию, значительно превышает ту величину облучения, которая может быть получена при предельно допустимых концентрациях радиоактивности в окружающей среде.

INVESTIGACION DEL COMPORTAMIENTO DINAMICO DE LOS RADIONUCLIDOS LIBERADOS EN EL MEDIO AMBIENTE.

Se ha estudiado en el Laboratorio Nacional de Oak Ridge (ORNL) durante los 15 últimos años el comportamiento en los medios naturales de radionúclidos liberados en ecosistemas acuáticos y terrestres bien como efecto de la operación corriente de las plantas nucleares o de los experimentos con trazadores. Dos aspectos importantes de estos estudios, aún en progreso, son: 1) como trazadores, los radionúclidos ayudan a aclarar procesos ecológicos complejos del medio ambiente; 2) la cuantificación del proceso de evolución indicada por los trazadores radiactivos proporciona la información ecológica básica para desarrollar modelos dinámicos del transporte de radionúclidos al hombre. Las técnicas de análisis de sistemas se utilizan para simular el comportamiento ambiental de los radionúclidos.

La liberación periódica de pequeñas cantidades de radionúclidos en el lago White Oak y el río Clinch han suministrado informaciones valiosísimas sobre comportamiento ambiental de varios radionúclidos. Entre los

radionúclidos que se encuentran corrientemente en organismos del lago White Oak se encuentran: ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{60}Co, y ^{3}H; más raramente, ^{106}Ru, ^{125}Sb y ^{65}Zn. Debido a la mayor dilución se encuentran normalmente en el río Clinch solamente el ^{90}Sr y ^{137}Cs. La coordinación de los datos de campo y de laboratorio sobre los radionúclidos seleccionados hallados en peces, insectos acuáticos, moluscos y crustáceos proporciona los parámetros necesarios para los modelos dinámicos de los movimientos de los radionúclidos en ecosistemas acuáticos.

La investigación de los ecosistemas terrestres se ha concentrado en el ciclo bioquímico de los productos de fisión en bosques, praderas y en ecosistemas de campo antiguos. La dinámica de los radionúclidos (^{60}Co, ^{90}Sr, ^{95}Zr-^{95}Nb, ^{106}Ru, ^{137}Cs y ^{144}Ce) en conjuntos de plantas naturales se ha seguido en los casos en que se han formado productos de reacción con el suelo. Los estudios de la translocación vegetal y de las cadenas alimentarias con ^{22}Na, ^{42}K, ^{45}Ca, ^{85}Sr, ^{86}Rb, ^{131}I y ^{137}Cs han permitido detallar las rutas y flujos de radionúclidos adicionales en estos ecosistemas. Gracias a las investigaciones se han conocido los balances y la velocidad de rotación de los elementos nutritivos más importantes y de los radionúclidos potencialmente peligrosos en ecosistemas.

Quince años de investigación ambiental en ORNL sugieren acusadamente que la dosis necesaria para provocar una respuesta biológica inequívocamente detectable es considerablemente mayor que las concentraciones máximas permisibles en el medio ambiente.

INTRODUCTION

The total electrical generating capacity in the United States from nuclear power is expected to increase by a factor of 30 during the 1970's. By 1980, 20% of all electricity being generated in the United States will be by nuclear power reactors; by the turn of the century, this figure will increase to 50% [1]. The current level of commercial nuclear power generation has been reached without a major accident, and the quantities of radioactivity routinely released as gaseous and liquid wastes have been well below license limits.

But how will the safety record read when there is a fifty-fold increase in electrical generation by nuclear power? Can each reactor continue to release radioactivity at its present rate? What are the actual radiation doses to human populations residing in the vicinity of present nuclear power reactors? Answers to these and other questions related to safe operation of nuclear power reactors require reliable predictions of radioactivity movement in the environment and accurate estimates of the resulting radiation doses. The need for a new predictive methodology is expected to increase as nuclear power production increases; as air, water, and land are shared at multiple reactor sites; and when reactors are built more closely together.

In deciding what environmental research will be necessary to meet future needs, we must evaluate what has already been learned and determine how this information can be put to use in solving future problems. During the past decade the collection of data on the environmental behavior of radionuclides has been the objective of a number of research groups in the United States and other countries. These data need to be evaluated for their potential use in developing rate process models which combine both terrestrial and aquatic systems and which can form the basis for systems of detailed dose forecasting.

Environmental research at ORNL has emphasized the behavior and effects of radionuclides released to aquatic and terrestrial ecosystems. This paper briefly reviews the results of this research in the context of its pertinence to nuclear power safety problems and its use as the basis for a system of rate process models which, in turn, can be used in estimating population exposure levels. A description of environmental systems analysis is included because this methodology appears promising as a means for meeting future health and safety needs in a nuclear power economy.

IRRADIATION EFFECTS IN TERRESTRIAL ORGANISMS

Irradiation effects or lack of effects in aquatic organisms exposed to relatively low levels of radiation or radionuclide concentrations were discussed in 1970 [2]. Doses producing unequivocal irradiation effects were shown to be much greater than the doses resulting from MPC levels, with the possible exception of findings from some Russian studies.

An ORNL review of irradiation-effects studies on terrestrial animals and plants indicates that results are qualitatively similar to the results given for aquatic organisms. With few exceptions, conclusive irradiation effects have been shown in terrestrial organisms only at doses approximately three orders of magnitude or more above the dose limits for human populations.

A massive array of radiobiological data has accumulated over the last few decades, particularly for irradiation effects after relatively high acute or chronic doses in radiosensitive components such as reproductive systems, hemopoietic tissues, and gastrointestinal tissues. This discussion will be confined mainly to indications of irradiation effects in organisms exposed to chronic, low-level radiation and other environmental factors.

Prior to the aquatic studies in White Oak Lake at ORNL [2], populations of terrestrial plants and animals on the dry bed of the lake were examined. Virginia pine (*Pinus virginiana*) seedlings in pots above one part of the lake bed (2.5 rads/day) were significantly more susceptible to drought stress than controls over a uncontaminated area [3]. Plummer et al. [4] found that inflorescences of two species of sedge (*Carex*) were longer on the lake bed than on uncontaminated areas, and length was directly correlated with exposure rates of 10, 20, and 40 mR/hr. However, the authors pointed out that other edaphic differences could have influenced inflorescence lengths.

Populations of small mammals were also studied on White Oak Lake bed [5]; however, irradiation effects were not definitely discernible. Litter size for a population of cotton rats (*Sigmodon hispidus*) living on the area was significantly smaller than litter sizes of cotton rats living in nonradioactive areas, and sex ratios for cotton rats and rice rats (*Oryzomys palustris*) on the area also were unbalanced in favor of males [6]. However, the authors remarked about environmental and populational differences between the lake bed and nonradioactive areas. No significant pathological differences were found between small mammals living on the lake bed and those living on uncontaminated areas [7].

Yellow poplar (*Liriodendron tulipifera*) trees in a forest near ORNL were inoculated with ^{137}Cs; developing seeds received an exposure of only $\sim$0.1 R/day, but the inoculated trees produced two or three times fewer filled ovules than control trees [8]. Animals and plants in replicated enclosures in a nearby grassland are still being exposed to chronic radiation from ^{137}Cs-tagged fallout simulant deposited on vegetation and soil; populations of arthropods receiving $\sim$13 rads/day show no significant changes from populations in nonradioactive enclosures [9].

Studies elsewhere show that pitch pine (*Pinus rigida*) were killed by chronic exposure to 3.1 R/day for eight years, and effects on growth and reproduction were noted at similar exposure rates [10]. Shortened life span and decreased intrinsic rate of natural increase were found for deer mice (*Peromyscus maniculatus*) exposed since conception to $\sim$1.2 R/day in the laboratory, and shortened life span also was indicated in pocket mice (*Perognathus parvus*) exposed to $\sim$1 R/day in a field enclosure [11]. Maslov et al. [12]

stated that animals living and feeding in areas with high natural radioactivity (5-8 mR/hr) showed morphological and physiological disturbances. The latter findings contrast with our generally negative findings [5-7] for mammals on White Oak Lake exposed to radiation fields of approximately the same order of magnitude as the exposures cited by the Russian workers.

Most of the evidence accumulated so far on irradiation effects in actual environments at dose rates less than 1 rad/day is not very convincing. Many authors are quick to qualify their data for positive effects in populations by pointing out that populational and/or environmental factors may have been sufficiently different to cause variations seen between radioactive and non-radioactive areas. To be fair, it also should be admitted that "negative" data for irradiation effects in populations at very low dose rates far outweigh the "positive" data. However, a similar criticism might be raised--that is, populational and/or environmental factors in study areas may differ enough to obfuscate subtle irradiation effects which may be present.

Knowledge accrued by radiobiological research shows that developing or transforming stages of animals and progenitive tissues of plants are particularly vulnerable to ionizing radiation. Thus, it could be expected that these species-perpetuating life phases would be "weak links" in populations at doses which would not be necessarily fatal or even debilitating to adult or mature stages. Recent work [13] with tadpole, juvenile, and adult toads (*Bufo woodhousei*) demonstrated that adults were radiation-resistant (LD_{50-60} = 1675 rads), but LD_{50-60} estimates for tadpoles and juveniles were much lower (< 100 and 50 rads, respectively).

Natural environmental factors can, at times, impose drastic stresses upon organisms, and a large area of uncertainty exists as to how the stresses might interact with radiation damage. An example of the interaction of season and radiation was provided by Darenskaya et al. [14]. They found substantial seasonal changes in LD_{50-30} of rabbits and dogs. Similarly, Dunaway et al. [15] showed that mortalities after 1050 rads for acclimated white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in an outside environment were about the same or less in July-September than the 50% mortality to be expected in the laboratory, but mortality was high (85%) during November and December and ranged from 60-73% during the remaining months. Natural environmental and/or endogenous factors apparently acted synergistically with radiation during most of the year because mortality was greater and survival times shorter than for this species in the laboratory.

The scarcity of data for irradiation effects in natural populations was discussed some nine years ago [16]. We are still far from definitive answers about effects of low-level, chronic irradiation on populations. A major problem has been the kind of experimental areas available for study; e.g., White Oak Lake (or lake bed), nuclear blast areas, and areas with high levels of natural radioactivity. No suitable control areas were prepared or were available. Future research studies should be designed and implemented to overcome this limitation and provide comparative data bases. An understanding of radionuclide transfers within and between ecosystems is necessary in studying radiation exposure effects.

RADIONUCLIDE DYNAMICS IN AQUATIC ECOSYSTEMS

Radionuclides released to freshwaters are of immediate concern to man because of potential intakes from drinking water or from eating fish and other organisms. Guides provided by the ICRP and NCRP permit assessment of

the hazard from drinking contaminated water, and guidance is given regarding the maximum permissible daily intake of radionuclides from all sources. However, there are no formalized tables of data on bioenvironmental concentration of radionuclides by aquatic organisms usually consumed by man. As a consequence, radiological assessments commonly use empirical data obtained from several sources where experience has been gained with radioactive waste releases to freshwaters.

Low-level process waste effluents from ORNL are released to the Clinch River via White Oak Creek and White Oak Lake. These releases are considered nonhazardous to humans since environmental concentrations are <1% of the appropriate maximum permissible concentrations in water. Released radionuclides include ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{60}Co, and ^{3}H. Kahn et al. [17] observed a similar spectrum of radionuclides in the liquid effluents from a boiling water nuclear power reactor. Thus, experience gained with radionuclides in White Oak Lake and the Clinch River is applicable to the problems facing some nuclear power stations with respect to the releases of low-level radioactive wastes.

Bottom-dwelling organisms and fish downstream from the release point of a nuclear installation may be exposed to chronic, low levels of radioactive wastes. Under chronic exposure conditions, the organisms are essentially at equilibrium with environmental radioactivity, and concentration factors can be measured under steady state conditions.

Potential radionuclide intakes by humans eating food from aquatic habitats may be calculated from concentration factors and water concentrations. Reichle et al. [18] have summarized concentration factors for 14 radionuclides in vertebrates and invertebrates. In aquatic environments only, ^{32}P concentration factors increased consistently at the higher trophic levels in food chains. Strontium-90 is concentrated in invertebrate organisms with calcareous exoskeletons and in bones of fish. On the other hand, ^{90}Sr concentration factors for fish flesh are less than for most aquatic plants and invertebrate organisms. Cobalt-60 is concentrated 2500 to 6200 times in algae and aquatic plants, but only 25 to 50 times in fish [15]. The concentration of radionuclides does not increase consistently through the food chain; in fact, the most usual condition appears to be a decrease in concentration at the higher trophic levels in the food chain [11,15]. This decrease appears to be real and is not generally recognized or appreciated in much of the scientific community which is concerned about radioactivity in the environment.

Specific activity ratios (radioactive atoms/total atoms of the same element, or μCi/g of element) may be used to estimate the quantity of a radionuclide accumulated by aquatic organisms exposed to chronic releases of radionuclides. In effect the concentration factor for the stable element is also the concentration factor expected for the radionulcide. This relationship was tested for ^{90}Sr and ^{137}Cs in White Crappie (*Pomoxis annularis*) from the Clinch River and good correlation was found [11,12]. The validity of this relationship depends on the assumption that chemical forms of the radionuclide and stable element are the same, are completely mixed, and are metabolized by organisms in the same proportion as they occur in water. Calculated specific activities should be compared with measurements if possible, since there are instances where expected and observed specific activities were different [12,13]. The behavior of newly released ^{137}Cs in White Oak Lake differed from that of the stable cesium. However, by the time the radiocesium reached the Clinch River, its behavior was comparable to that of stable cesium [11]. The differential behavior of the nuclides may be related to the chemistry of the system since the mass of radioactive

atoms is small. For example, with ^{137}Cs in fish from the Clinch River there were 10^8 atoms of stable Cs (2.5×10^{-3} µg Cs/ml) for each atom of ^{137}Cs [11]. Similarly quantities of ^{90}Sr in clam shells were important in a tracer context and could be detected at a ratio of 1 atom of ^{90}Sr to 10^{11} atoms of stable Sr at a distance of 780 km downstream.

The use of indicator species as "monitors" which concentrate specific radionuclides is an attractive concept and has helped to interpret radionuclide releases [11,19]. An indicator species accumulates certain radionuclides because of biogeochemical relationships, such as the accumulation of ^{90}Sr in clam shell [19] or bone. The filtering mechanism of clams enables them to accumulate radionuclides suspended on particulate matter in water pumped continually through the organism [11]. In this respect, clam shells are integrating indicator samplers of environmental radioactivity because there is no turnover of radioactive atoms incorporated in the shell. The concentrations of radionuclides in indicator organisms are significantly greater than those found in water. Thus, 1 gram of clam shell, with a ^{90}Sr concentration factor of 4000 will contain a quantity of ^{90}Sr equivalent to 4 litres of water. It is particularly advantageous to sample and analyze organisms which concentrate radioactivity, especially when ambient levels of radionuclides in water are low.

Organisms incorporating radionuclides in their bodies may affect the distribution of radioactivity in rivers to a minor extent, and movements of the organisms may redistribute the incorporated nuclides to other areas. A quantitative evaluation of clams, as reservoirs and vectors of radioactivity, showed that clams do not accumulate significant quantities of ^{90}Sr from the Clinch and Tennessee Rivers because the clam population does not filter a significant proportion of the water in the river [20]. Neither does the population change the chemical composition of river water by depositing mineral elements in their shells The possibility that aquatic insects could remove significant quantities of radioactivity from reservoirs was raised by Peredelski and Bogatyrev [21]. However, a careful study of concentrations of ^{90}Sr in emergent chironomids and an estimate of their emergent biomass showed that about 45 times as much ^{90}Sr would accrue to the Clinch River from global fallout as would be removed by the insects. These examples suggest that organisms are not important quantitatively as reservoirs or vectors of environmental radioactivity when man is not in the food chain.

RADIONUCLIDE DYNAMICS IN TERRESTRIAL ECOSYSTEMS

Dispersion of radioactive contaminants in terrestrial environments may occur via gaseous, aerosol or particulate deposition and from the disposal of solid and liquid wastes. Important fission product radionuclides which might deliver significant doses to man, because of yield, half-life, and biological affinities [11,22], are ^{90}Sr, ^{106}Ru, ^{131}I, ^{137}Cs, and the noble gases ^{85}Kr and ^{133}Xe [18,22]. Similarly, important activation products in ecological systems would be ^{24}Na, ^{32}P, ^{56}Mn, ^{181}W, ^{185}W, ^{187}W, ^{203}Pb, and ^{203}Hg [22]. The isotopes of Pu, U, and ^{241}Am from nuclear fuel reprocessing and ^{3}H production from reactor operations [23] could be inputs to terrestrial ecosystems. Although monitoring of radionuclide levels in the environment is important to protect the health and welfare of the general public, these data provide only limited information toward development of predictive models or the behavior of radionuclide releases to the environment. Radionuclide dynamics in terrestrial ecosystems depends upon both the critical pathways of transport and the ecological mechanisms

governing the rates of transfer. Radioecological research at ORNL has emphasized total ecosystems, concentrating on atmosphere-plant, soil-plant, and plant-animal interactions, with the results of detailed ecological studies providing the necessary input parameters for mathematical systems models of radionuclide cycling.

An important mechanism for radionuclide contamination of terrestrial environments is vegetative interception of particulate deposition, which results in acute, short-term entry to food chains. Research at ORNL on micron-sized fallout simulants containing ^{85}Sr, ^{86}Rb, or ^{137}Cs has demonstrated (for forest, grassland, and agricultural ecosystems) an initial crucial period for particle interception by vegetation [9,24]. Thereafter, retention, decay, and weathering comprise an intermediate period of several weeks which results in a 0.01 reduction of intercepted radioactivity. Incorporation of unintercepted radioactivity into soil and subsequent root uptake, resulting in another order-of-magnitude reduction in concentrations, is still an important chronic source term to terrestrial food chains. Considerable information is available concerning radionuclide mobility in soils, especially exchangeability (or plant uptake) as a function of nuclide, plant species, physiochemical characteristics of the soil [11,13,15], and ecological processes involved in litter decomposition and remineralization [15,25,26].

Low-level radioactive waste disposal areas at ORNL, where natural soil reaction products have formed, have provided a unique opportunity to study plant uptake of radionuclides from soils [6,11-13,15]. Plant concentrations relative to total available nuclide in soil follow as $^{60}Co > ^{90}Sr > ^{106}Ru > ^{137}Cs$ for a herbaceous ecosystem; concentrations relative to exchangeable stable elements in soil were K > Mg > Ca > Sr > Cs. Analysis of coniferous and deciduous trees has demonstrated significant accumulation of fission products ^{90}Sr, ^{95}Zr-^{95}Nb, ^{106}Ru, ^{131}I, ^{137}Cs, and ^{144}Ce from contaminated soils and through foliar absorption of atmospheric deposition. Experimental inoculations of forest and old-field vegetation with radionuclide tracers has shown physiological transport of monovalent cations ^{22}Na, ^{42}K, ^{86}Rb, and ^{137}Cs to be much more rapid than divalent nuclides such as ^{85}Sr, ^{90}Sr, and ^{45}Ca.

Food chains are the major biological process for environmental transport of radioactive contaminants in most terrestrial habitats and show either a concentration or dilution of materials depending upon isotope, ecosystem type, and the particular organisms comprising the food chain [11,15,18]. Research at ORNL has shown that for chronic radionuclide input, trophic level equilibration may be predicted from whole-body chemistry and specific activities of organisms comprising the food chain [2,15,18,27,28]. In vertebrate food chains, Sr and Cs usually concentrate at higher trophic levels, while Co, Ru, Fe, I, and Ra do not, although accumulation in certain tissues may occur [6,13,15,18]. In arthropod food chains, K, Na, P, and sometimes Ca are accumulated, while Sr, Cs, and Co are not [18]. For acute environmental inputs of radioactivity, the transient behavior of radionuclides in food chains has been predicted using digestive assimilation efficiencies and biological turnover of the nuclide [2,11,15,27]. In insects, biological half-times can be ranked following the ordination: I > Zn > Fe > Na > P > K > Cs > Co > Cr > Ru > Ca > Sr [18]. Other ORNL research has demonstrated that similar patterns exist for vertebrates, although bone-seeking nuclides such as Ca, Sr, and W have markedly longer turnover times [6,13,15,18].

Pathways and fluxes of stable elements and their radionuclides are not similar for all ecosystems, varying according to site characteristics and

intrinsic ecological differences in the nutrient economy of different ecosystems. Yet, some generalizations can be made for annual turnover times (pool size/turnover rate) of elements: tropical forest K > Mg > Ca > Mn > Na > P > N [29], deciduous forest Ca > Mg > K > Na > N > P [13,15], and temperate grassland Ca > K > Na [13,15].

Ecosystem research at ORNL has emphasized the cycling of ^{85}Sr, ^{90}Sr, ^{45}Ca, ^{22}Na, ^{42}K, ^{59}Fe, ^{32}P, ^{131}I, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{60}Co, ^{106}Ru, ^{86}Rb, and ^{144}Ce in a variety of herbaceous and forest habitats [6,11-13,15,30]. Figure 1 shows experimentally determined transfer coefficients (day^{-1}) of ^{137}Cs in a forest ecosystem at Oak Ridge, Tennessee [13,15,30]. These transfers describe such basic exchanges between ecosystem compartments as plant uptake from soil, leaf fall, food chain transport, and throughfall leaching. Only through the application of analytical systems analysis techniques, using compartment sizes and transfer coefficient variables, can the transient behavior of radionuclide fluxes both within and between ecosystems be evaluated.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS ANALYSIS

One of the most promising applications of systems analysis techniques at ORNL couples predictive models of radionuclide movements in the environment with dosimetry models for human population exposure. Present methodologies for predicting intakes of radioactivity by man from environmental releases may not be adequate in a future nuclear power economy [31]. An ideal methodology would start with the source term and end with estimates of total somatic doses and genetically significant dose. The fraction of the released radioactivity actually reaching man at any time by all modes of exposure must be predicted accurately. Although the ultimate goal is still in the future, ORNL is making significant progress in this area.

A schema of the ORNL environmental systems analysis approach to this complex problem is outlined in Fig. 2. Several digital and hybrid computer codes have been written to implement this flow diagram. The simulation starts with the quantities of each radionuclide released. For assessing a hypothetical situation (e.g., site hazards analysis of a nuclear power plant, a fuel reprocessing plant, or a proposed Plowshare detonation), this information may be based on predicted rates of release to the atmosphere or directly to bodies of water. If the model is applied to the situation following a radioactivity release, then the quantity of each radionuclide must be determined by radioassay of appropriate air, water, and/or surface deposition samples. Any type of release (e.g., pulse, constantly continuing, exponentially decaying) can be simulated with the computerized systems approach. The computer codes are also written to handle simultaneous releases from several sources, a useful capability where several independent sources have the potential for exposing a given population. This situation probably will be common in a nuclear power economy [31].

For most environmental release situations the important modes of exposure (vertical labels in Fig. 2) are submersion in air, inhalation, ingestion, submersion in water, and exposure to a land surface. An appropriate dosimetry model is associated with each of the five lines indicating modes of exposure. Doses from inhalation and submersion in air are relatively easy to calculate and involve little ecological input. However, ecological data are a prerequisite for assessing the remaining three modes of exposure. Doses from the three modes of external exposure are calculated with a computer code which considers both beta and gamma rays and standard geometries [32-33]; doses from the two modes of internal exposure are calculated with

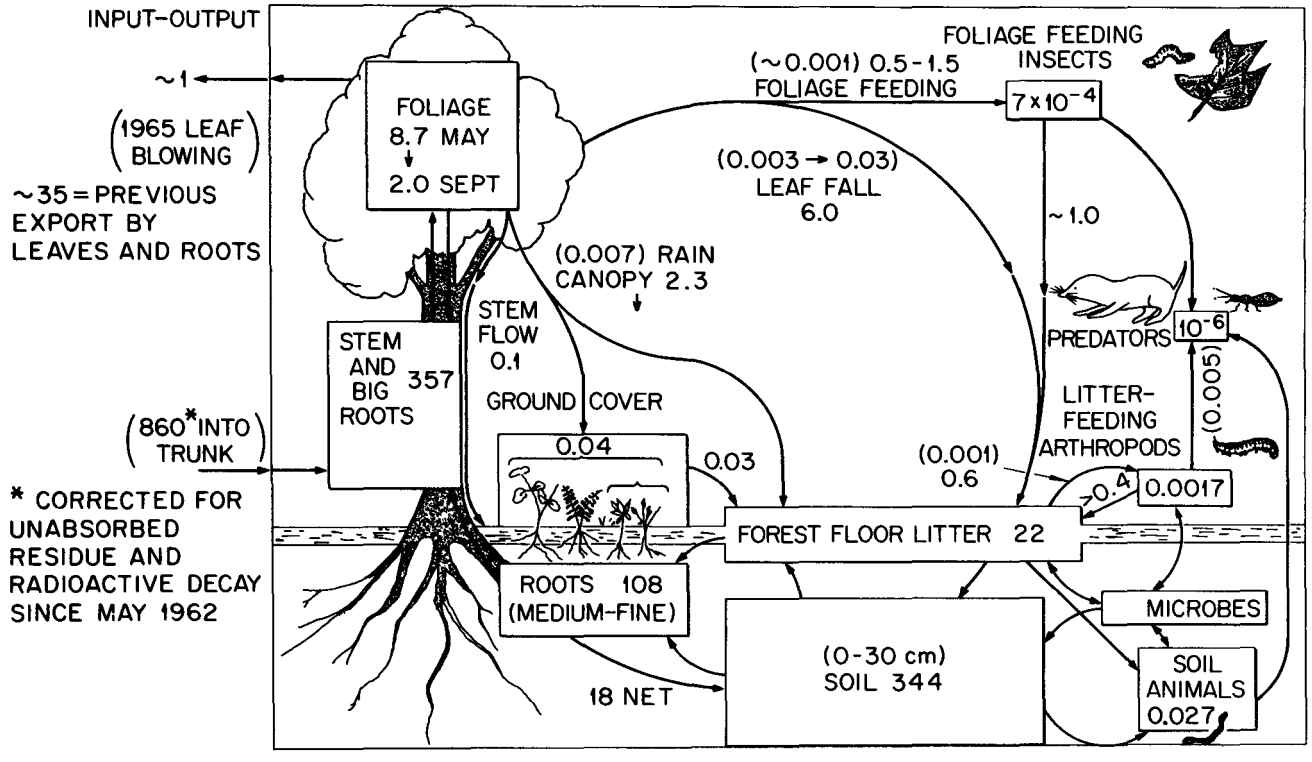


FIG. 1. Biogeochemical cycle of ^{137}Cs in a forest (Liriodendron tulipifera) ecosystem at Oak Ridge, Tennessee. All trees in a 500 m^2 forest plot were tagged (in May 1962) via cambial incision and uptake of a nutrient solution labelled with ^{137}Cs. A total of 467 mCi (equivalent to 934 $\mu Ci/m^2$ ground surface) was applied. Continuous inventory has followed the seasonal and annual distributions and fluxes of ^{137}Cs among biotic and abiotic components of the ecosystem. Numbers in boxes are $\mu Ci(^{137}Cs)/m^2$ of ground surface in 1965. Arrows indicate the pathways of ^{137}Cs transfer between compartments; numbers by the arrows are estimates of the annual flux; numbers in parentheses are the averaged transfer coefficients (days $^{-1}$) of ^{137}Cs for the season during which the process occurs.

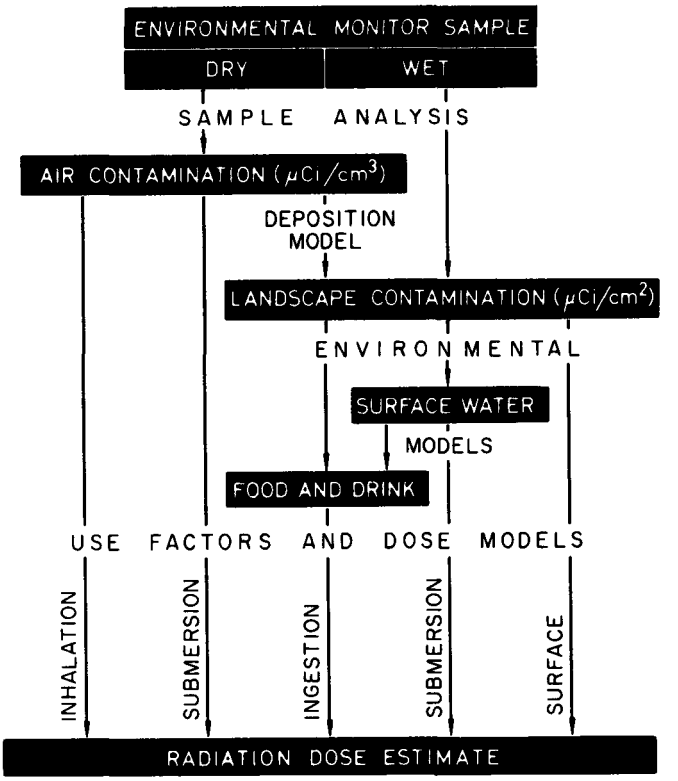


FIG.2. A schema for ORNL systems analysis approach for predicting the dose to man from an environmental release of radioactivity. Systems analysis models of radionuclide movement are utilized to predict the fractions of the initially deposited activities which expose man internally and externally. Five modes of exposure (vertical labels at end of arrows) are included as potential contributors of total dose received by man.

an age-dependent computer code [32]. Even estimation of the exposure rate above a contaminated land surface requires quantification of ecological and geophysical phenomena in order to avoid conservative dose estimates where radioactive decay is the only mechanism reducing the radiation field as a function of time.

Major attention so far has focused on modeling the important environmental pathways leading to intake of radioactivity via ingestion of food and drink. One phase of this work is represented by the flow diagram in Fig. 3 which shows the terrestrial food pathways included in one of the ORNL systems analysis computer codes [34]. The three S's in Fig. 3 are

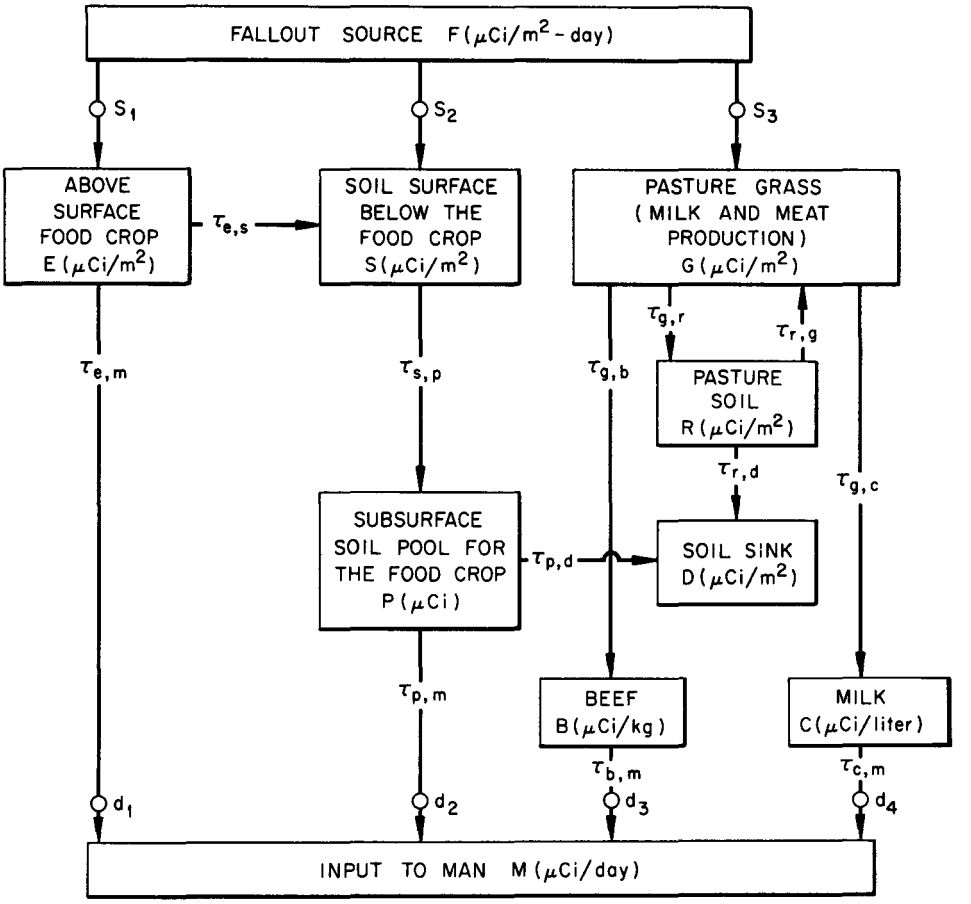


FIG. 3. Block diagram of the generalized terrestrial food chain model for all radionuclides. This flow diagram augments the "food and drink" compartment in Fig. 2. A digital computer code is used to predict man's intake rate (μCi/day) of each radionuclide cycled through this system.

adjusted to reflect the initial partitioning of the source, F, among the three primary interceptor compartments: deposition directly on the surface of the edible parts of food crops, deposition on cropland soil, and deposition on pasture grass. Movement of radioactivity from one compartment to another is quantified by the τ's, known as environmental transfer coefficients. This diagram shows that man ingests radioactivity via consumption of surface contaminated food crops, crops contaminated via root uptake, beef, and milk. The d factors adjust for radioactivity lost in harvesting and food preparation, as well as dietary characteristics of the populations exposed. Total daily intake as a function of age and time is the output of the environmental systems analysis and serves as input, in conjunction with the other data, for the two codes computing the dose estimates.

The terrestrial food pathway model diagrammed in Fig. 3 was used in a detailed study of the dynamics of 25 radionuclides [34]. Topology changes and site specific data would be used in applying this model to a selected site. Wherever possible the dynamics of this general purpose terrestrial food pathway model were checked against measurements from specially designed experiments or monitoring of world-wide fallout. In some instances these comparisons led to programming more detailed models of the abbreviated subsystems in Fig. 3.

In the case of tritium releases to the environment, a computer code is used which solves a time and space dependent diffusion model with a rainfall forcing function [35]. Aquatic submodels are now being formulated at ORNL to implement Fig. 2. When these models are finished, a complete system will be available for predicting doses from releases to the environment; however, extensive documentation and validation of this overall model will be necessary before applying its predictions. If this approach is successful, and the final environmental systems model has acceptable predictive accuracy, it could be used as a significant tool in public relations to add objectivity to environmental assessments, and to help formulate new guides for determining acceptable releases of radioactivity into the environment.

CONCLUSIONS

If unequivocal data on low-level irradiation effects in natural environments are desired, the route to acquisition is clear: replicated experimental areas with uniform radioisotope content must be provided for long-term studies. Areas without radiation, but otherwise with the same environmental factors, will be essential as controls. Numerous, sophisticated laboratory facilities and large numbers of animals were required to delineate low-level irradiation effects in individual organisms by radiobiological research. An even more substantial effort in radiation ecology will be needed to supply future answers for questions about the effects of radionuclides in ecological systems.

When the input to an aquatic system is constant (fluctuations averaged over time), organisms are essentially at equilibrium with the water, and calculations using concentration factors and specific activities are usually reliable. Most evidence indicates that concentration factors decrease at higher levels in aquatic food chains. Because radionuclides deposited in growth rings of clam shells are not subject to replacement, clam shells are excellent integrating indicators of certain radionuclides. A large body of diverse information on concentration factors is available but needs to be integrated and interpreted on species, habitat, and regional bases.

For terrestrial food chains, concentration or dilution of radionuclides may occur, depending on isotope, ecosystem type, and the particular organisms involved. Large-scale environmental research on radioisotope cycling is the ultimate means of validating laboratory and small field plot experimentation dealing with fluxes of radioelements within and between various ecosystem components. Synthesis of these data is a prerequisite in providing transfer coefficients for constructing models of radionuclide movement. Environmental systems analysis techniques applied to these models of the behavior of radionuclides have the potential for providing the predictive capabilities required for comprehensive radiological assessment in a nuclear economy.

Acknowledgements

Dr. Paul S. Rohwer and Mr. Edward G. Struxness of the ORNL Health Physics Division deserve major credit for developing the schema for estimating radiation doses to human populations from radioactivity releases to the environment. The authors also wish to acknowledge the editorial assistance of Mrs. Virginia G. Blomgren.

REFERENCES

[1] THOMPSON, T. J., "Role of nuclear power in the United States of America," in Environmental Aspects of Nuclear Power Stations, IAEA Symposium, U. N. Headquarters, N. Y., IAEA-SM-146/4 (1971) 91-116.

[2] AUERBACH, S. I., NELSON, D. J., KAYE, S. V., REICHLE, D. E. and COUTANT, C. C., "Ecological considerations in reactor power plant siting," in Environmental Aspects of Nuclear Power Stations, IAEA Symposium, U. N. Headquarters, N. Y., IAEA-AM-146/53 (1971) 805-820.

[3] WITHERSPOON, J. P., Jr., "Radiation studies on forest tree species," in Health Physics Division Annual Progress Report, 1964, USAEC Tech. Report ORNL-3697, (Oct. 1964) 66-68.

[4] PLUMMER, G. L., CROSSLEY, D. A., Jr. and GARDINER, D. A., "Growth response of two sedges inhabiting a radioactive waste disposal area," Ecology 46 (1965) 346-348.

[5] DUNAWAY, P. B. and KAYE, S. V., "Studies of small-mammal populations on the radioactive White Oak Lake bed," in Trans. 26th N. Amer. Wildlife and Natural Resources Conf. (1961) 167-185.

[6] SHULTZ, V. and KLEMEMNT, A. W., Jr. (Eds.), Radioecology, First National Symposium, Reinhold and AIBS, New York (1963).

[7] CHILDS, H. E., Jr. and COSGROVE, G. E., "A study of pathological conditions in wild rodents in radioactive areas," American Midland Naturalist 76 (1966) 309-324.

[8] WITHERSPOON, J. P., "Effects of internal ^{137}Cs radiation on seeds of Liriodendron tulipifera," Radiation Botany 8 (1968) 45-48.

[9] BENSEN, D. W. and SPARROW, A. H. (Coor.), Symposium on Survival of Food Crops and Livestock in the Event of Nuclear War, USAEC CONF-700909 (in press).

[10] SPARROW, A. H., SCHAIRER, L. A. and WOODWELL, G. M., "Tolerance of Pinus rigida trees to a ten-year exposure to chronic gamma irradiation from cobalt-60," Radiation Botany 5 (1965) 7-22.

[11] NELSON, D. J. and EVANS, F. C. (Eds.), Symposium on Radioecology, USAEC Tech. Report CONF-670503 (1969).

[12] ABERG, B. and HUNGATE, F. P. (Eds.), Radioecological Concentration Processes, Pergamon Press, London (1967).

[13] AUERBACH, S. I., et al., Radiation Ecology Annual Progress Reports, Oak Ridge National Laboratory (1958-69).

[14] DARENSKAYA, N. G., PRAVIDINA, G. M. and ZAGORSKAYE, I. B., "Comparative characteristics of seasonal changes in the radiation sensitivity of aniamls," in AEC-tr-6888 of Radiobiology, USSR 7 (1967) 150-155.

[15] AUERBACH, S. I., et al., Ecological Sciences Division Annual Progress Report, 1970, Oak Ridge National Laboratory, USAEC Tech. Report ORNL-4634 (1971).

[16] DUNAWAY, P. B. and KAYE, S. V., "Effects of radiation on mammalian population dynamics," in Proc. First International Conference on Wildlife Disease (1962) 141-151.

[17] KAHN, B., et al., Radiological Surveillance Studies at a Boiling Water Nuclear Power Reactor, U. S. Dept. of Health, Education and Welfare, Public Health Service, BRH, DER 70-1 (1970).

[18] REICHLE, D. E., DUNAWAY, P. B. and NELSON, D. J., "Turnover and concentration of radionuclides in food chains," Nuclear Safety 11 (1970) 43-55.
[19] NELSON, D. J., "Clams as indicators of strontium-90," Science 137 (1962) 38-39.
[20] NELSON, D. J., "Biological vectors and reservoirs of strontium-90," Nature 203 (1964) 420.
[21] PEREDELSKI, A. A. and BOGATYREV, I. O., "Radioactive contamination of land spaces by insects flying and from contaminated basins," Izv. Akad. Nauk. S.S.S.R. Seriya Biologiches Kaya 2 (1959) 186-192.
[22] President's Science Advisory Committee, Environmental Pollution Panel, "Restoring the Quality of Our Environment," Superintendent of Documents, U. S. Govt. Printing Office, Washington (1965).
[23] JACOBS, D. G., Sources of Tritium and its Behavior upon Release to the Environment, USAEC Critical Review Series, Clearinghouse for Federal Scientific and Technical Information, TID-24635, Springfield, Virginia (1968).
[24] WITHERSPOON, J. P. and TAYLOR, F. G., Jr., "Interception and retention of a simulated fallout by agricultural plants," Health Physics 19 (1970) 493-499.
[25] WITKAMP, M., "Soils as components of ecosystems," Annual Review of Ecology and Systematics (in press).
[26] REICHLE, D. E., Analysis of Temperate Forest Ecosystems, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York (1970).
[27] CROSSLEY, D. A., Jr. and REICHLE, D. E., "Analysis of transient behavior of radioisotopes in insect food chains," BioScience 19 (1969) 341-343.
[28] KAYE, S. V. and ROHWER, P. S., Dose Estimation Studies Related to Proposed Construction of an Atlantic-Pacific Interoceanic Canal with Nuclear Explosives: Phase III, USAEC Tech. Report ORNL-4579 (Dec. 1970).
[29] ODUM, H. T. and PIGEON, R. F. (Eds.), A Tropical Rain Forest, USAEC Tech. Report TID-24270, Clearinghouse for Federal Scientific and Technical Information, Springfield, Virginia (1970).
[30] HUNGATE, F. P. (Ed.), Radiation and Terrestrial Ecosystems, Pergamon Press (1966).
[31] LIEBERMAN, J. A., HARWARD, E. D. and WEAVER, C. L., "Environmental surveillance around nuclear power reactors," Rad. Health Data and Reports II 7 (1970) 325-332.
[32] TURNER, W. D., KAYE, S. V. and ROHWER, P. S., EXREM and INREM Computer Codes for Estimating Radiation Doses to Populations from Construction of a Sea-Level Canal with Nuclear Explosives, USAEC Tech. Report K-1752 (Sept. 1968).
[33] TURNER, W. D., The EXREM II Computer Code for Estimating External Doses to Populations from Construction of a Sea-Level Canal with Nuclear Explosives, USAEC Tech. Report CTC-8 (July 1969).
[34] BOOTH, R. S., KAYE, S. V., and ROHWER, P. S., "A preliminary systems analysis model of radioactivity transfer to man from deposition in a terrestrial environment," to be published in Proc. of Third National Symposium on Radioecology, May 10-12, 1971, Oak Ridge, Tennessee.
[35] KELLY, M. J. and BOOTH, R. S., Transfer of Tritium to Man from an Initial Wet Deposition, USAEC Tech. Report ORNL-TM-3134 (Jan. 1971).

ENVIRONMENTAL EXPOSURE DUE TO RADIONUCLIDES IN GASEOUS AND LIQUID EFFLUENTS FROM NUCLEAR POWER PLANTS IN THE FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY

K. AURAND
Bundesgesundheitsamt, Berlin

M. RUF
Bayerische Biologische Versuchsanstalt, Munich

W. SCHIKARSKI
Gesellschaft für Kernforschung, Karlsruhe

J. SCHWIBACH
Bundesgesundheitsamt, Neuherberg near Munich,
Federal Republic of Germany

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

ENVIRONMENTAL EXPOSURE DUE TO RADIONUCLIDES IN GASEOUS AND LIQUID EFFLUENTS FROM NUCLEAR POWER PLANTS IN THE FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY.

Nuclear power plants are increasingly being used to generate power in the Federal Republic of Germany. It is inevitable that certain residual radioactivity is released with the gaseous and liquid effluents to the environment, leading to some human radiation exposure. The public takes a great interest in these problems, especially in densely populated areas. The operating experience available up to the present time in the first series of nuclear power plants has shown that the situation regarding the disposal of radionuclides in gaseous and liquid effluents has been quite favourable. But because of the intensive utilization of soil and water, especially in areas of high population and industrial concentration, it must be established and guaranteed that the expected increase in nuclear power plants does not cause a change of this situation. The paper reports on operating experience with the nuclear power plants in the Federal Republic of Germany and, based upon this, gives an analysis and an assessment of the expected environmental exposure by radionuclides in effluents from nuclear power plants. The expected increase in the number of nuclear power plants over the next decades will only cause a comparatively low radiation exposure of the population.

POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT PAR LES EFFLUENTS RADIOACTIFS GAZEUX ET LIQUIDES DES CENTRALES NUCLEAIRES EN REPUBLIQUE FEDERALE D'ALLEMAGNE.

Les centrales nucléaires sont de plus en plus utilisées en République fédérale d'Allemagne comme sources d'énergie. Il est inévitable qu'une certaine radioactivité résiduelle soit rejetée dans l'environnement avec les effluents gazeux et liquides, aboutissant à une radioexposition de l'homme. Le public s'intéresse vivement à ces problèmes, particulièrement dans les régions à forte densité de population. L'expérience acquise dans la première série de centrales nucléaires montre que l'évacuation des effluents radioactifs gazeux et liquides se fait dans de bonnes conditions. Toutefois, en raison de l'utilisation intensive du sol et des eaux, notamment dans les régions très peuplées et fortement industrialisées, il faut garantir que l'augmentation du nombre de centrales nucléaires n'aura pas pour conséquence de modifier cette situation. Le mémoire présente l'expérience de la République fédérale d'Allemagne dans ce domaine et donne une analyse et une évaluation de la pollution de l'environnement par les effluents radioactifs des centrales nucléaires. L'augmentation prévisible du nombre de centrales nucléaires au cours des prochaines décennies n'occasionnera qu'une radioexposition relativement faible de la population.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ РАДИОИЗОТОПАМИ, СОДЕРЖАЩИМИСЯ В ГАЗОВЫХ И ЖИДКИХ ЭФФЛУЕНТАХ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ В ФЕДЕРАТИВНОЙ РЕСПУБЛИКЕ ГЕРМАНИИ.

Атомные электростанции все больше применяются для выработки электроэнергии в Федеративной Республике Германии. Определенные количества остаточной радиоактивно-

сти неизбежно выбрасываются вместе с газовыми и жидкими эффлуентами в окружающую среду, что, в свою очередь, ведет к некоторому радиационному облучению населения. Общественность проявляет большой интерес к решению этих проблем, особенно в районах с большой плотностью населения. Эксплуатационный опыт, накопленный до настоящего времени в результате работы первых атомных электростанций, показал, что положение, связанное с удалением радиоактивных изотопов, содержащихся в газовых и жидких эффлуентах, является благоприятным. Однако, ввиду интенсивного использования почвы и воды, особенно в областях с высокой плотностью населения и в промышленных районах, необходимо установить и гарантировать, что ожидаемое увеличение числа атомных электростанций не изменит этой обстановки. В докладе описывается опыт эксплуатации атомных электростанций, накопленный в Федеративной Республике Германии, дается анализ и оценка возможного загрязнения окружающей среды радиоизотопами, содержащимися в эффлуентах, выбрасываемых в результате работы атомных электростанций. Предполагаемое увеличение числа атомных электростанций в последующих десятилетиях приведет лишь к относительно небольшому радиационному облучению населения.

EXPOSICION AMBIENTAL PROVOCADA POR LOS RADIONUCLIDOS EXISTENTES EN LOS EFLUENTES GASEOSOS Y LIQUIDOS DE LAS CENTRALES NUCLEARES DE LA REPUBLICA FEDERAL DE ALEMANIA.

En la República Federal de Alemania se genera cada vez más energía nucleoeléctrica. Es inevitable que cierta radiactividad residual se descargue en el ambiente juntamente con los efluentes gaseosos y líquidos, provocando cierta exposición de los seres humanos a la radiación. El público se interesa considerablemente por estos problemas, sobre todo en las zonas densamente pobladas. La experiencia de funcionamiento de que se dispone en la actualidad en relación con la eliminación de los radionúclidos de los efluentes gaseosos y líquidos de las primeras centrales nucleares ha sido muy favorable. Pero, a causa del elevado grado de utilización de agua y suelo – especialmente en las zonas de gran población y concentración industrial – hay que determinar y garantizar que el esperado aumento de las centrales nucleares no produzca un cambio de esta situación. La memoria informa sobre la experiencia de funcionamiento de las centrales nucleares de la República Federal de Alemania y, basándose en ella, analiza y estima la exposición ambiental que se espera originen los radionúclidos contenidos en los efluentes de las centrales nucleares. El aumento esperado en el número de las centrales nucleares para los decenios próximos sólo someterá a la población a una exposición radiactiva relativamente baja.

1. INTRODUCTION

Radionuclides in gaseous and liquid effluents from nuclear power plants may, either directly or through contamination of the environmental media, subject biological organisms to ionizing radiation. It may also cause disturbances in certain industrial processes as, for example, in the production of photographic emulsions. In general, the exposure of human beings to ionizing radiation will be the limiting factor. For an individual the risk of ill-effects accruing from radiation exposure will depend on the dose he has received. The manifestation of certain genetic disturbances on the other hand, will depend on the genetically significant dose received by the population. Some risk, or a small probability of ill-effects is associated even with low radiation doses.

Each human being is exposed to ionizing radiation from naturally occurring radionuclides in the soil, water and the atmosphere, and from high energy solar and galactic radiation. In the Federal Republic of Germany (FRG) solar and galactic high-energy radiation will result in a radiation exposure of 35 mrem/yr at sea level, and about 130 mrem/yr at 3000 m above sea level. Radionuclides in the soil will result in an additional 50 mrem/yr of external irradiation. The gases radon and thoron will escape from the soil, and together with their radioactive daughter products, will be inhaled. Other natural radionuclides will be ingested with water and food. The level of natural radiation exposure will vary with the location;

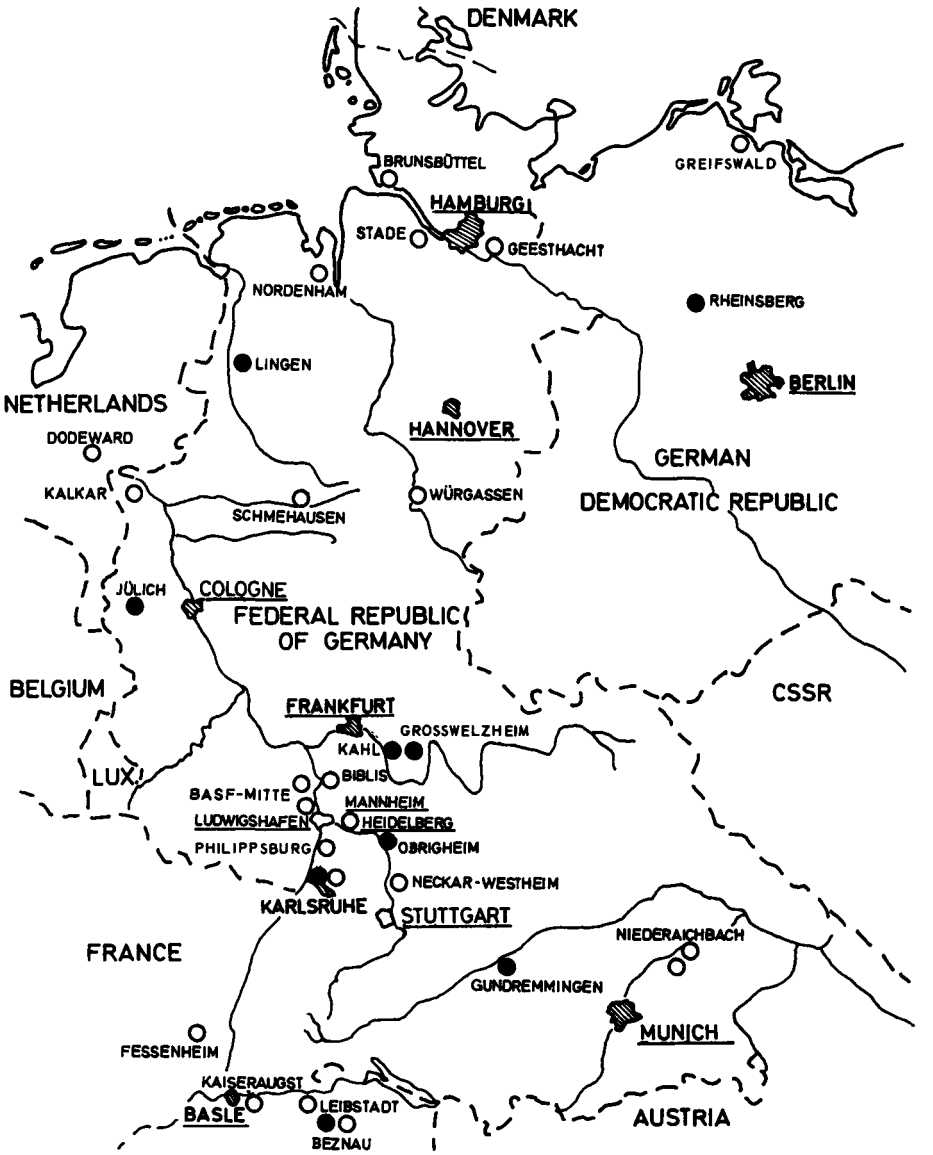


FIG. 1. Nuclear power plants in operation (●) or under construction or planned (○) in the Federal Republic of Germany; some in neighbouring countries are also shown.

it is affected by the geological origins of the surface formations, and even by the choice of building materials for housing construction, etc. The overall natural radiation exposure of human beings in the FRG will be about 120 mrem/yr, while parts of the lungs will receive an even higher exposure, from 200 to 1200 mrem/yr. Individual differences, depending on location and personal habits, can easily result in differences of some 10 mrem/yr [1].

The use in medicine of X-rays, and the industrial use of natural and artificial radionuclides give rise to an additional radiation exposure. At present, the genetically significant radiation dose from the medical applications of ionizing radiation in the FRG is estimated to add up to about 20 mrem/yr. Industrial use of radioisotopes and the doses accrued by radiation workers contribute about 1 mrem/yr each to the population dose. For some years past, fall-out from nuclear weapons testing resulted in about 10 mrem/yr of additional radiation exposure.

Nuclear power plants are also a source of additional radiation exposure. In the FRG, eight nuclear power plants are now in operation, and about a dozen are being built or are on order (Fig. 1). About 30 will be operating by 1980 (25 000 MW(e) capacity), and about 120 by the year 2000 (150 000 MW(e) capacity). Nuclear reactors produce enormous amounts of radioactive fission and activation products, in the nuclear fuel, constructional materials and cooling media. In general, for safe and economic operation, these artificial radionuclides are retained in the fuel and the constructional materials, or are constantly withdrawn from the cooling media in the clean-up systems of the primary coolant circuit. Nevertheless, some leakage of radionuclides into the plants' gaseous and liquid effluents, with a subsequent discharge into the environment is inevitable.

2. INTERNATIONAL STANDARDS AND NATIONAL LEGISLATION LIMITING RADIATION EXPOSURE FROM RADIOACTIVE EFFLUENTS

For evaluating the risk to the population resulting from the discharge of radionuclides in effluents from nuclear power plants into the environment, the overall scientific base is derived from medical experience with humans exposed to radiation and from radiobiological information from animal or biological experiments. This information has been considered by the International Commission on Radiological Protection (ICRP) in their recommendations on maximum permissible doses for radiation workers and dose limits for the general public. The recommendations of the ICRP, furthermore, contain tables of permissible concentrations of radionuclides in air and in water calculated for the physiological and metabolic model of a standard man [2].

The recommendations of the ICRP and the Euratom basic radiation protection standards are the basis of the Radiation Protection Ordinance (RPO) of the FRG. The ordinance also gives tables of maximum permissible concentrations of radionuclides in air and water [3]. However, making use of maximum permissible concentrations of radionuclides in air and in water in connection with the discharge of radioactive effluents may be misleading. For example, experience has shown that radioecological processes in the environment can result in the radiation exposure exceeding the dose limits even if maximum permissible concentrations of radionuclides are not reached. Moreover, the philosophy of maximum permissible concentrations of radionuclides in effluents or environmental media may be an invitation to overlook

basic principles of radiation protection, such as the prohibition of unnecessary radiation exposure, limitation of any single source of artificial radiation exposure to an appropriate part of the total exposure, and minimization of the risk of ill-effects for the public.

In conformance with these principles, the development of minimum release designs of nuclear power plants has been encouraged and good results have already been achieved in the FRG. On the other hand, one must not ignore the environmental exposure due to natural radioactivity, which is part of the human environment. Therefore, zero-release design of nuclear power plants is not a goal that must be achieved at all cost to the society or at the price of other risks. But the discharge of radionuclides in effluents from nuclear power plants should be limited so that radiation exposure of the public will not be raised significantly above natural levels. And this must be assured even with the growth of nuclear power in the future, taking into account the high population density and intensive utilization of the land and waters of the FRG.

3. LICENSING CONDITIONS AND NATIONAL RECOMMENDATIONS CONCERNING DISCHARGE OF RADIONUCLIDES

3.1. General

The discharge of radioactive effluents from nuclear power plants in the FRG is subject to general and specific licensing conditions that are established by competent state authorities on the basis of the federal RPO and of scientific opinion given by expert bodies. Other pertinent state legislation, for example, on the prevention of water pollution, must also be complied with.

3.2. Discharge of radionuclides in gaseous effluents

In the past, for provisions relating to discharge of radioactivity in the off-gas, both the applicable provisions of the RPO and the ICRP Recommendations have been interpreted as if either a radiation exposure of 500 mrem/yr to members of the public, or 150 mrem/yr to the population and, for example, of 1500 mrem/yr to the thyroid of members of the public (children), or 1/10 of the maximum permissible concentration for occupational exposure outside the controlled area were generally permissible and would therefore have to be granted in the licence. However, according to one provision of the RPO, if the radiation exposure of members of the public exceeds 150 mrem/yr, a surveyed area must be arranged.

In general, an applicant for a licence to operate a nuclear power plant will request average and maximum emission rates of radionuclides in the gaseous effluents of the plant, to be delivered through a stack of 60 to 150 m height. In the evaluation of the request the dilution of the gaseous effluents by meteorological processes would be calculated. It would thereby have to be shown that submersion in the plume from the stack outside the plants' perimeter fence will not cause a radiation exposure exceeding 150 mrem/yr. Because of variable compositions and emission rates, radioactive aerosols are more difficult to deal with. In many cases, the applicant would only show that the concentration of discharged radioactive aerosols would be well below 1/10 of the maximum permissible

concentration for occupational exposure. This implies that appropriate dose limits for inhalation by nearby members of the public are not exceeded. In this connection, for practical purposes, maximum permissible concentrations for unidentified mixtures may be used in the calculation. Deposition and build-up of aerosol activity in the neighbourhood could, in principle, result in different exposure pathways, e.g. external irradiation or ingestion. This is dealt with by arranging for extensive monitoring of the neighbourhood. In some cases, periodical radiochemical analysis of the aerosols has been asked for, for example, to prove that there is an absence of long-lived radionuclides. Radioiodines may be included in the radioactive aerosols. In most cases, however, the exposure pathway 'grass-cow-milk' is the one considered, and calculations are offered to prove that the dose limit of 1500 mrem/yr to the thyroid of children will not be exceeded. Monitoring of milk produced nearby will in any case be part of the environmental monitoring programs.

However, 'maximum permissible' emission rates for radionuclides in gaseous effluents calculated as described are, in general, not granted in the licences of the nuclear power plants in the FRG. Moreover, the installation and use of the most efficient equipment available at the time for reduction of the emission rate of radionuclides has always been a requirement of the licensing bodies in the FRG, and was always offered by the nuclear industry. The Gundremmingen nuclear power plant (KRB), for example, was the first boiling water reactor to be equipped with efficient charcoal adsorption equipment to obtain a longer hold-up of radioactive gases. Today's nuclear plants must have improved hold-up equipment for radioactive gases (e.g. 40-day delay time for xenon in the case of BWR's) and improved air circulation systems (e.g. closed-circuit circulation within the containment). Also, great care must be taken, not only to avoid leakage in the primary system as far as possible, but also to detect and to stop the larger leaks during operation. This leads to a significant reduction in the expected emission rates.

It is evident that stricter rules for licensing the discharges of radioactive gaseous effluents are being discussed in the FRG, and are already being applied in current licensing procedures.

As a first step, it was recommended that the proportion of the internationally recommended genetically significant dose of 5 rem in 30 years allocated to the whole nuclear industry should not be more than 2 rem in 30 years. For long-term planning purposes, it was additionally proposed that half of this, i.e. 1 rem in 30 years, should apply to radionuclides released with gaseous effluents. This corresponds to an average radiation exposure of the population of 30 mrem/yr. In a strict sense, these 30 mrem/yr are to be understood as the genetically significant or, in practice, average whole-body dose to a population.

Taking into account the now-practicable low emission rates for modern nuclear power plants, and in order to minimize radiation exposure, it has also been proposed that the risk of somatic ill-effects for members of the public in the neighbourhood of a nuclear power plant be reduced in a similar fashion; this would not only prove beneficial in connection with the question of multiple exposures. Furthermore, the design improvements necessary to guarantee very low emission rates of radionuclides in gaseous effluents would be of advantage in the event of accidents, too. It has also been recommended that the dose of 30 mrem/yr to members of the general public

may not be exceeded for exposures resulting from the radionuclides in gaseous effluents from one or more nuclear power plants that may now or at any future date be put up in a given neighbourhood. The emission rate of radionuclides in gaseous effluents that concentrate only in specific body organs (e.g. iodine in the thyroid) must be limited accordingly, as the risk of somatic ill-effects should be of the same low order of magnitude, irrespective of the type of radiation exposure.

3.3. Discharge of radionuclides in liquid effluents

A special permit must be granted in the FRG by the authorities responsible for prevention of water pollution before radioactive liquid effluents are discharged into a river. This permit would specify a maximum permissible activity loading per year. Up to now, nuclear power plants were not permitted to discharge more than 5 to 20 Ci/yr of mixed fission and corrosion products (excluding tritium). In each case, the exact amount is established by the licensing authority, taking into account local conditions and the water flow of the receiving river. The rule of thumb used specifies that the total concentration of radionuclides in the river should not exceed 10 to 30 pCi/litre (excluding natural radioactivity, fall-out and tritium), and that all radioactive waste waters arising with a concentration of above, say, 5×10^{-4} μCi/ml will be decontaminated before discharge. Tritium is dealt with separately, and a total concentration of not more than 3000 pCi/litre from all sources (excluding fall-out) in a river has been proposed as a guiding value. It is also general practice to entrust research institutes with the job of establishing a radioecological analysis of the receiving river system. The estimation of safe activity loadings in a river system receiving radioactive discharges, within the framework of a radioecological analysis, must be based on dose limits for the public, taking into account the different radionuclides and exposure pathways.

Based on the new national recommendation that only 2 rem in 30 years is allocated to the nuclear industry, of which 1 rem in 30 years is set aside for radionuclides released with gaseous effluents, this leaves 1 rem in 30 years as the limit to be applied for radionuclides released with liquid effluents. For long-term planning, it has been suggested that this be subdivided into 0.3 rem per 30 years each for the three major exposure pathways, drinking water, food and external irradiation; this corresponds to an average radiation exposure of 10 mrem/yr for each of these exposure pathways. The radioecological analysis can then determine the total activity burden in a river system for each radionuclide; this may not be exceeded even when additional nuclear power plants start to discharge their liquid effluents into the river system.

4. RADIATION EXPOSURE FROM RADIONUCLIDES IN EFFLUENTS

4.1. Emission rate of radionuclides in effluents from water-cooled reactors

In the past, the operators of nuclear power plants have often requested licences giving maximum permissible emission rates of radionuclides in the effluents of their nuclear power plants, the main reason

TABLE I. SUMMARY OF EMISSION RATES OF RADIONUCLIDES IN GASEOUS AND LIQUID EFFLUENTS FROM OPERATIONAL BWR AND PWR NUCLEAR POWER PLANTS IN THE USA

Radionuclides	Emission rate per nuclear power plant (Ci/yr)	
	maximum permissible [a]	operating experience
VIA STACK		
Radioactive gases	BWR: 10×10^6 to 30×10^6 PWR: 5×10^3 to 5×10^6	BWR: 2×10^5 to 10^6 PWR: 10 to 10^3
Aerosols and radioiodines	BWR: 5 to 200 PWR: 0.1 to 10	BWR: 0.05 to 0.5 PWR: 0.001 to 0.03
INTO RIVER		
Fission and activation products (excluding tritium)		1 to 30
Tritium		BWR: 10 to 100 PWR: 500 to 5000

[a] Calculated according to licensing conditions.

being to avoid possible operational difficulties; however, the expected, and in fact the actual, operating experience has been more favourable. Tables I, II and III give a summary of requested, licensed and actual emission rates of radionuclides in the effluents of nuclear power plants with water-cooled reactors. Data from some smaller or obsolete plants are not included. For ease of comparison the emission rates have all been converted to Ci/yr. On the licences the data may be stated in terms of, for example, Ci/sec or Ci/h.

4.2. Radiation exposure from radioactive gaseous effluents

For the present generation of nuclear power plants in the FRG, a typical emission rate of radioactive gases from a BWR may be estimated at 30 000 Ci/yr, and from a PWR at 6000 Ci/yr, taking into account the reduction of short-lived activity when charcoal adsorber beds are used. The most important radionuclides from the point of radiation exposure from the plume are ^{133}Xe and ^{85}Kr, with ^{133}Xe being the most common.

The dose due to the average annual release of radioactive gases can be estimated by using the model of Bresser et al. [4], which is based on average annual concentrations near the ground in the prevailing wind direction and on the typical frequency distribution of weather categories in Germany. The calculated concentrations near the ground, normalized for a 100 m stack-emission rate of 1 Ci/s ($\simeq$ 30 MCi/yr) as a function

TABLE II. SUMMARY OF EMISSION RATES OF RADIONUCLIDES IN GASEOUS AND LIQUID EFFLUENTS FROM OPERATIONAL BWR OR PWR NUCLEAR POWER PLANTS IN THE FRG

Radionuclides	Emission rate per nuclear power plant (Ci/yr)	
	maximum permissible [a]	operating experience
VIA STACK		
Radioactive gases	BWR: 2×10^6 to 3×10^6 PWR: 5×10^4 to 10^5	BWR: 10^4 to 2×10^5 PWR: 5×10^3 to 10^4
Aerosols and radioiodines	typically 500 to 3000	0.03 to 0.9
Radioiodines only	typically 5 to 20	0.02 to 0.3
INTO RIVER		
Fission and activation products (excluding tritium)	5 - 20 [b]	1 - 10
Tritium	typically 100 - 2000	BWR: 20 - 30

[a] Calculated according to licensing conditions.

[b] Numerically stated in licence as upper limit.

of distance are given in the second column of Table IV. The corresponding annual doses due to an average emission rate of 1000 μCi/sec (= 30 000 Ci/yr) of ^{133}Xe and 20 μCi/sec (= 600 Ci/yr) of ^{85}Kr, which are shown in the third and fourth column of Table IV are typical for currently operating German BWR plants. The ^{133}Xe emission has been measured and the ^{85}Kr emission has been estimated from data on the off-gas system. Similar calculations for emission of radioactive gases from a PWR plant are given in Table V. It must be noted that models based on local meteorological dilution depend on certain assumptions for specific parameters and the calculated dose values may vary by a factor of 2 or even 3. If it is assumed that for 800 to 1000 MW(e) units the emission rates should be doubled, one arrives at twice the annual doses given in the Tables IV and V.

The emission rates of other radionuclides, e.g. in aerosols or of the radioiodines, are low compared to ^{133}Xe and ^{85}Kr. In case of the PWR's, some ^{3}H may be released into the atmosphere. These other sources are not dealt with in Tables IV and V, but some contribution of these radionuclides to the radiation exposure should be anticipated. In any case, environmental monitoring would reveal a significant contribution of these radionuclides to the environmental exposure.

TABLE III. CURRENTLY REQUESTED AND EXPECTED EMISSION RATES OF RADIONUCLIDES IN EFFLUENTS FROM PLANNED WATER-COOLED POWER REACTORS IN THE FRG

Radionuclides:	Emission rate per nuclear power plant (Ci/yr)	
	requested	expected
VIA STACK Radioactive gases	10^5 to 2×10^5 [a]	BWR: 3×10^4 PWR: 6×10^3
Aerosols	30 - 100	10
Radioiodines	0.5 - 3	0.5
INTO RIVER Fission and activation products (excluding tritium)	10	5
Tritium	500 - 2000	BWR: 40 PWR: 300 to 2000

[a] Less in case of unfavourable local meteorological conditions as, for example, in valleys.

TABLE IV. ESTIMATED DOSES DUE TO TYPICAL NOBLE GAS EMISSIONS FROM A GERMAN (FRG) BWR POWER PLANT (250 MW)

Distance from 100 m stack (m)	Average annual concentration near ground in main wind direction [4] ($Ci \cdot m^{-3}/Ci \cdot sec^{-1}$)	Annual dose [a] due to emission of 1000 μCi (^{133}Xe)/sec (mrem/yr)	Annual dose [b] due to emission of 20 μCi (^{85}Kr)/sec (mrem/yr)
500	2.5×10^{-7}	0.4	0.009
1000	1.5×10^{-7}	0.2	0.005
5000	6×10^{-8}	0.09	0.002
10000	3×10^{-8}	0.05	0.001

[a] External whole-body dose: 1000 μCi (^{133}Xe)/sec $\simeq$ 30000 Ci/yr.

[b] External beta dose: 20 μCi (^{85}Kr)/sec $\simeq$ 600 Ci/yr.

TABLE V. ESTIMATED DOSES DUE TO TYPICAL NOBLE GAS EMISSIONS FROM A GERMAN (FRG) PWR POWER PLANT (300 MW)

Distance from stack (height: 100 m) (m)	Average annual concentration near ground in main wind direction [4] ($Ci \cdot m^{-3}/Ci \cdot sec^{-1}$)	Annual dose [a] due to emission of 200 μCi (^{133}Xe)/sec (mrem/yr)	Annual dose [b] due to emission of 20 μCi (^{85}Kr)/sec (mrem/yr)
500	2.5×10^{-7}	0.09	0.009
1 000	1.5×10^{-7}	0.05	0.005
5 000	6×10^{-8}	0.02	0.002
10 000	3×10^{-8}	0.01	0.001

[a] External whole body dose: 200 μCi (^{133}Xe)/sec ≃ 6000 Ci/yr.

[b] External beta dose: 20 μCi (^{85}Kr)/sec ≃ 600 Ci/yr.

4.3. Radiation exposure from radioactive liquid effluents

In the FRG the river systems of the Rhine, the Danube, the Elbe, and the Weser or the Ems will receive all liquid effluents. Therefore, radioecological analyses of these river systems have been initiated to safeguard against possible accumulation of radionuclides from the many sources. In these studies, the radionuclides in the effluents are identified and the various ways in which the receiving river system is utilized, e.g. for drinking water, industrial water, fishery, watering cattle or irrigation, or as a place of recreation or work for the population (i.e. leading to external radiation exposure) are considered.

In the Danube Study, for example, the radioecological analysis was based first of all on the radioactive liquid effluents discharged from the Gundremmingen BWR power plant [5]. The measured radionuclide concentrations from mixed monthly samples of the waste water and cooling water from the plant and of the Danube are shown in Table VI, and they are compared with the natural activity burden of the Danube near Gundremmingen (Table VII). The reconcentration of the radionuclides in the biota (fish, fishfood, plankton, water-plants, etc.) and the sediments of the Danube were also investigated for individual radionuclides. These studies showed that an assumed concentration of 30 pCi/litre in the river Danube of mixed fission and activation products from the Gundremmingen BWR would give rise to a possible radiation exposure of members of the public not exceeding 30 mrem/yr due to all possible exposure pathways (drinking water, food and external irradiation).

Investigations by the Federal Health Office dealt with the environmental control of radionuclides discharged with liquid effluents from power plants [6]. Table VIII gives data on the relative concentration and relative radiotoxicity based on the ingestion of water of radionuclides measured in the liquid effluents of BWR and PWR nuclear power plants in the FRG. These data reflect operating conditions and type of effluent treatment of the nuclear

TABLE VI. RADIONUCLIDES AND TOTAL ACTIVITY DISCHARGED WITH LIQUID EFFLUENTS FROM THE GUNDREMMINGEN BWR INTO THE DANUBE, MEASURED AT THE OUTFALL

Radionuclide	Ci discharged in the year:		
	1967	1968	1969
Sr-90	0.09	0.02	0.09
Sr-89	1.30	0.70	1.60
I-131	0.70	0.50	0.70
Ba-140, La-140	0.40	0.20	0.18
Cs-137	0.60	0.70	0.22
Co-58	0.30	0.20	0.18
Co-60	0.07	0.10	0.09
tritium	26.0	21.4	17.8
total activity (excluding tritium)	3.4	2.4	3.0

TABLE VII. ACTIVITY BURDEN IN THE RIVER DANUBE NEAR GUNDREMMINGEN

Radionuclide	activity burden (Ci) for the year:		
	1967	1968	1969
Natural K-40 activity	7.7	9.6	7.5
Natural Ra-226 activity	1.3	1.6	1.3
Natural U-238 activity	0.4	0.5	0.4
Fall-out activity (excluding tritium)	3.1	2.7	7.0
Fission and activation products from Gundremmingen (excluding tritium)	3.5	2.4	3.0
Tritium from fall-out	4000	3200	4000
Tritium from Gundremmingen	26	21	18

TABLE VIII. RELATIVE CONCENTRATION AND RELATIVE RADIOTOXICITY[a] OF RADIONUCLIDES MEASURED IN THE LIQUID EFFLUENTS OF BWR AND PWR NUCLEAR POWER PLANTS

(a) PWR: 98 samples, with av. total concentration of 1.4×10^{-2} μCi/ml

Radionuclide	Av. of total concentration (%)	Av. of total radiotoxicity[a] (%)
H-3	97.5	19.0
Co-58	1.1	5.6
Co-60	0.3	4.5
I-131	0.03	50.0
Cs-134	0.2	12.0
Cs-137	0.3	6.9
Other	0.6	2.0

(b) BWR: 58 samples, with av. total concentration of 3.5×10^{-3} μCi/ml

Radionuclide	Av. of total concentration (%)	Av. of total radiotoxicity[b] (%)
H-3	91.0	0.5
Sr-89	7.6	12.0
Sr-90	0.5	83.0
I-131	0.3	4.3
Other	0.6	0.2

[a] Calculation of radiotoxicity based on ingestion of the mixture of the radionuclides in drinking water.

power plants investigated. The variation of radionuclide content in different samples compared on the basis of relative concentration and radiotoxicity is shown in Fig. 2.

5. INCREASE OF RADIOACTIVE EFFLUENTS WITH GROWTH OF THE NUCLEAR INDUSTRY

5.1. General

The rapid growth of the nuclear industry will give rise to an increasing number of sources of radiation exposure from radionuclides in the effluents of nuclear power plants; for example, more than one unit may eventually operate at one site, or several plants may discharge into the same river system. Sooner or later an agglomeration of plants in densely-populated areas of the FRG is to be expected.

5.2. Future radioactive gaseous effluents

Because of the economic incentive to use the cheapest form of cooling available, nuclear power plants preferably will be sited along the larger rivers. It is already clear that in the Rhine valley, nuclear power plants will be sited within about 20 km of the river.

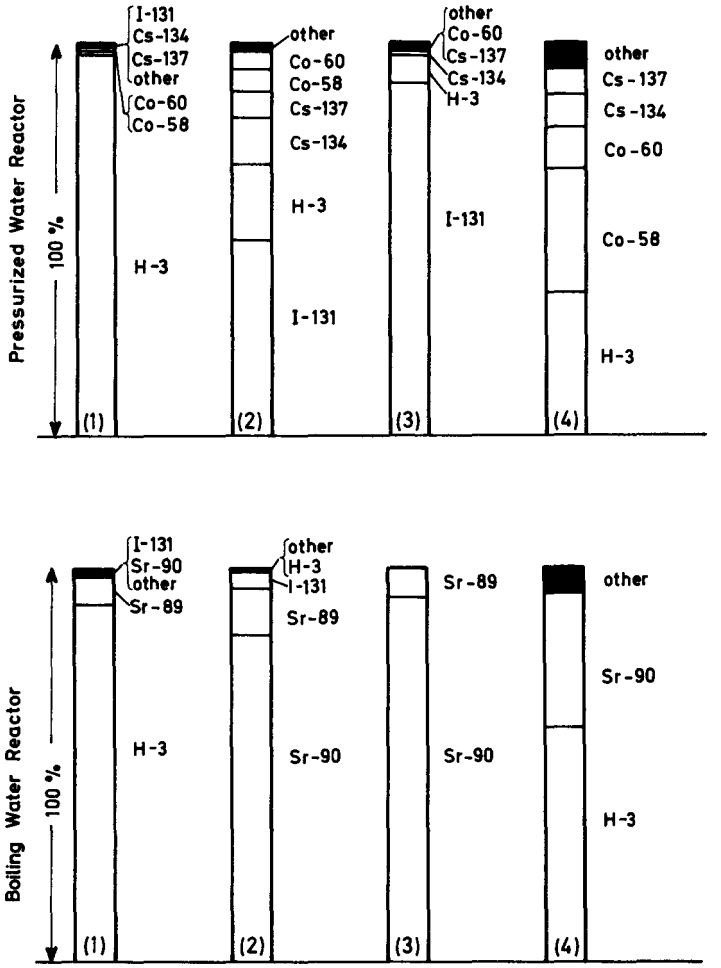


FIG. 2. Variation of relative concentrations and relative radiotoxicities of radionuclides measured in liquid effluents from BWR and PWR power plants.

This raises the question of how an agglomeration of nuclear power plants could affect the radiation exposure of the public. Since the prevailing wind in the Rhine valley is predominantly from the south, corresponding roughly to the river flow, the radioactive clouds from different sites could combine. However, effect of this will probably be very small, as can be derived from the values in Tables IV and V. In extrapolating the dilution of the annual dose at 20 km distance we obtain, for an emission rate of 60 000 Ci (^{133}Xe)/yr an average annual dose of 0.05 mrem/yr, which is only about 5% of the 'nearest-neighbour-dose' of about 1 mrem/yr. The 5% value may, of course, increase if the assumed 1000 MW(e) power capacity per site is increased to larger units or to several units on one site.

It has been concluded that the radiation exposure due to emission of radioactive gases under normal operating conditions is relatively small, even if there are several nuclear power plants close to one another. The annual dose averaged over the 20 km distance will be 0.15 mrem/yr. This could be considered as a representative value for the case of dense siting of nuclear power plants.

Over the next three decades in the FRG, a situation may develop for which the nuclear power plants could be considered as rather homogeneously distributed throughout the country. The calculation of the average radiation exposure of the public, neglecting the local meteorological dilution, could then be based on the idea of the existence of strong inversion conditions with no atmospheric turbulence or exchange, in which all radioactive emissions are accumulated and stored in a large 'cell', taken to be defined by the surface area of the Federal Republic of Germany and a height of atmosphere of 2 km above the ground. Based on the model developed by Schikarski et al. [7], the average annual dose for the ^{133}Xe emission of 120 × (60 000 Ci (^{133}Xe)/yr) is calculated to be 0.7 mrem/yr.

However, the contribution of ^{85}Kr has also to be taken into account. While for the estimation of annual doses for a single 1000 MW(e) plant with local meteorological dilution the contribution of ^{85}Kr is small compared to that of ^{133}Xe, in the homogeneous cell model the dose contribution from ^{85}Kr is considerable. The annual dose due to ^{85}Kr for the year 2000 is calculated to be 12 mrem/yr of external beta radiation.

From these details, it is possible to summarize as follows:

(a) Nuclear power plants emitting an average of 60 000 Ci/yr of ^{133}Xe plus 1200 Ci/yr of ^{85}Kr will give rise to a radiation exposure of the general public of well below the present (1971) requested maximum of 30 mrem/yr.

(b) Calculation of environmental exposure due to radioactive gases based on a diffusion model that involves local meteorological data may underestimate the average annual doses if a system of several closely situated nuclear power plants is considered.

(c) For a model involving local meteorological dilution, the most important contributor to the annual dose is ^{133}Xe, even for plants equipped with 40-day hold-up charcoal bed systems for the off-gases.

(d) For a model involving homogeneously distributed radioactive gases in the lower troposphere, and for a large number of nuclear plants

distributed homogeneously over the area of the FRG, ^{85}Kr appears to supply the most important contribution to the annual dose of external beta radiation to the general public.

In the foregoing considerations only nuclear power plants have been discussed. It should be borne in mind that the overwhelming contribution to future environmental exposure due to radioactive gases could originate from reprocessing plants.

5.3. Future radioactive liquid effluents

Due to the location of the industrial centres, it is to be expected that 60% of the nuclear power plants in the FRG will be situated on or around the river Rhine or its tributaries. It may be assumed that on an average each plant will discharge into the river no more than 5 Ci/yr of fission and activation products and some 100 Ci/yr of tritium with its liquid effluents. This would result, for the year 2000, in a total activity loading in the River Rhine where it leaves the FRG of not more than 350 Ci/yr of fission and activation products and some 10 000 Ci/yr of tritium. It may be easily assessed that, based on the yearly median low water level flow of 960 m^3/sec at the water gauge at Rees, shortly before the German-Dutch border, these figures would correspond to a concentration of not more than 12 pCi/litre of fission and activation products and about 1000 pCi/litre of tritium in the river. Furthermore, for estimating the actual radiation exposure to the public, not the low water level flow but the medium water level flow of 2000 m^3/sec would be the appropriate basis, corresponding to a concentration of about 5 pCi/litre of fission and activation products and about 500 pCi/litre of tritium.

From existing experience, it is reasonable to estimate that an average concentration of about 5 pCi/litre of mixed fission and activation products and about 500 pCi/litre of tritium in the river Rhine will give rise to a radiation exposure of members of the public of well below 10 mrem/yr by any exposure pathway. An actual calculation of the radiation exposure would depend very much on the radionuclides present in the river system. Therefore the main objective of the radioecological analysis must be to identify the radionuclides discharged into the river systems. It will not be sufficient to measure the gross activity of the effluents discharged, but the emission rate of the individual radionuclides will have to be determined. Only in this way, will it be possible to up-date and re-evaluate the radioecological analysis continuously, so that all possible exposure pathways can be adequately surveyed.

6. SUMMARY

The foregoing conclusions are mainly valid for water-cooled reactors. Differences in emission rates of radionuclides from advanced reactors can be expected, but in principle it is already possible to design nuclear reactors to have any desired low emission rate. However, local and world-wide problems of ^{85}Kr and ^{3}H discharge in the effluents of large reprocessing plants are already being considered; no such plants will enter operation in the FRG before 1980, and they will have to be equipped with much improved disposal techniques, such as are already under investigation.

It is a commonly recognized goal in the FRG that radiation exposure of the public from the whole future nuclear industry should only add up to a rather small percentage of the existing natural radiation exposure.

REFERENCES

[1] LINDACKERS, K.H. et al., Kernenergie - Nutzen und Risiko, Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart (1970).
[2] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Publication No. 2 (1959) and No. 9 (1966).
[3] ERSTE STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG, Bundesgesetzblatt I, 1654 F.R. of Germany (1965).
[4] BRESSER, H. et al., "Site selection for nuclear power plants: Guides for estimation of consequences due to release of contaminated air and water during normal operation" Containment and Siting of Nuclear Power Plants (Proc. Symp. Vienna, 1967) IAEA, Vienna (1967) 753.
[5] RUF, M., "Über die Einleitungsbedingungen für radioaktive Abwässer aus Kernenergieanlagen und die radiologische Kapazität von Gewässern", Münchner Beitr. zur abwasser-, fischerei-, fluss Biol. 17 (1970) 133.
[6] AURAND, K. et al., Zur Kontrolle radioaktiver Abwässer aus Kernkraftwerken, Bundesgesundheitsamt, WaBoLu - Bericht 3/70 (1970).
[7] SCHIKARSKI, W., JANSEN, P., JORDAN, S., "An approach to comparing air pollution from fossil-fuel and nuclear power plants", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 877.

СОЮЗ СОВЕТСКИХ СОЦИАЛИСТИЧЕСКИХ
РЕСПУБЛИК
A/CONF.49/P/457

РАДИОАКТИВНОСТЬ ВОД МИРОВОГО ОКЕАНА И ПОВЕДЕНИЕ В ОКЕАНЕ НЕКОТОРЫХ ОСКОЛОЧНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

В.М.ВДОВЕНКО, А.Г.КОЛЕСНИКОВ, В.И.СПИЦЫН,
Р.Н.БЕРНОВСКАЯ, Л.И.ГЕДЕОНОВ, В.В.ГРОМОВ,
Л.М.ИВАНОВА, Б.А.НЕЛЕПО, В.Н.ТИХОМИРОВ,
А.Г.ТРУСОВ
Государственный комитет по использованию
атомной энергии СССР,
Москва,
Союз Советских Социалистических Республик

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

RADIOACTIVITY OF OCEAN WATERS AND THE BEHAVIOUR OF CERTAIN FISSION PRODUCTS IN THE OCEAN.

All applications of nuclear power cause contamination of the environment with radioactive products, for the majority of which the ocean is the ultimate reservoir. In the interest of an up-to-date description of the artificial radioactivity of the ocean, the ^{90}Sr and ^{137}Cs contents were determined over the period 1965 - 1970 in the areas of greatest importance in this connection. The mean ^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations, as well as the minimum and maximum values, were determined in the surface water of each of the areas investigated. Data were also obtained on the variation of concentration with time. In the Pacific there was a tendency for concentrations to decrease but in the Atlantic the concentration over the period 1965 - 1970 remained at an approximately steady level, being normally 15 to 50 disintegrations/min per 100 litres in latitude 70° North and 30 to 150 disintegrations/min per 100 litres in latitude 40° North. The resorption of previously established high contamination areas was investigated in the Pacific Ocean. It was clearly shown that increased radioactive contamination at certain points was the result of nuclear waste disposal.

Deep-sea samples were taken from the oceans, and estimates were made of the content of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the water. Approximate agreement was found between this estimate and radioactive fall-out data. Deep currents of water were found with increased concentration of ^{90}Sr resulting from nuclear waste disposal. The behaviour in the ocean of cerium, yttrium and niobium isotopes was investigated. The particular effects of sea-water on the state of the radionuclides were established. In particular, ^{91}Y is considerably subject to the effect of natural ligands and in the layer of discontinuity is in the fully-dissolved state; in other water samples about 60% of the element goes into suspension.

Biogenic and abiogenic processes for extracting radionuclides from sea-water are examined. Abiogenic uptake and the fixing of radionuclides by suspension depends on the characteristics of the ocean's suspended matter. It is shown that iron, being a biogenic element, promotes the introduction of ^{144}Ce, ^{91}Y and ^{95}Nb into plankton organisms and thus into the active biological cycle. The absorption of these nuclides from sea-water by sediment in the Indian and Pacific Oceans is studied.

RADIOACTIVITE DES EAUX DE LA MER ET COMPORTEMENT DE CERTAINS PRODUITS DE FISSION EN MILIEU MARIN.

Toutes les utilisations de l'énergie atomique entraînent le rejet dans l'environnement de certains produits radioactifs. Pour la plupart de ceux-ci, l'océan devient d'une façon ou d'une autre le réceptacle final. Pour déterminer les caractéristiques actuelles de la radioactivité artificielle des océans, on a mesuré de 1965 à 1970 la teneur en strontium-90 et en césium-137 dans les régions les plus intéressantes à cet égard. On a établi la concentration moyenne de strontium-90 et césium-137 dans les eaux superficielles, pour chaque région examinée, ainsi que les valeurs minimales et maximales et la variation de la concentration dans le temps. Si cette dernière a baissé dans l'océan Pacifique, dans l'océan Atlantique elle s'est maintenue approximativement au même niveau entre 1965 et 1970, correspondant généralement à 15 à 50 désintégrations/min pour 100 litres, à 70° de latitude Nord, et à 30 à 150 désintégrations/min à 40° de latitude Nord. On a observé la résorption des zones de haute concentration radioactive, précédemment détectées dans l'océan Pacifique. Les zones à radiocontamination élevée, due à l'élimination des effluents radioactifs, ont été délimitées avec précision.

A l'aide de sondages en eau profonde, une estimation a été faite des réserves en strontium-90 et césium-137 dans la masse aqueuse. Les valeurs mesurées correspondent approximativement aux résultats des observations

faites sur les retombées radioactives. On a décelé des courants profonds, à teneur élevée en strontium-90 provenant des déchets radioactifs. Le comportement dans l'océan des isotopes du cérium, de l'yttrium et du niobium a été étudié. L'influence spécifique de l'eau de mer sur l'état des radionucléides a été établie. On note que l'yttrium-91 est soumis à une influence sensible des ligands naturels et que dans la couche de transition il se trouve à l'état de solution vraie. Dans d'autres échantillons d'eau, environ 60% de l'élément accompagnent la phase de corps en suspension.

Les processus biogénétiques et abiogénétiques d'extraction des radionucléides de l'eau de mer sont examinés. La capture abiogénétique et la fixation des radionucléides par les particules en suspension dépendent des propriétés de ces dernières. Il est montré que le fer contribue, en tant qu'élément biogénétique, à l'entraînement du cérium-144, de l'yttrium-91 et du niobium-95 dans le plancton, c'est-à-dire dans le cycle biologique actif. L'absorption de ces nucléides dans les sédiments de l'océan Indien et de l'océan Pacifique a aussi été étudiée.

РАДИОАКТИВНОСТЬ ВОД МИРОВОГО ОКЕАНА И ПОВЕДЕНИЕ В ОКЕАНЕ НЕКОТОРЫХ ОСКОЛОЧНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ.

Все виды использования атомной энергии ведут к поступлению во внешнюю среду тех или иных радиоактивных продуктов, для большей части которых окончательным принимающим резервуаром является океан. Чтобы дать современную характеристику искусственной радиоактивности Мирового океана, было определено содержание стронция-90 и цезия-137 в наиболее интересных с этой точки зрения районах в 1965-1970 г.г. Найдена средняя концентрация стронция-90 и цезия-137 в поверхностных водах для каждого обследованного района, а также минимальные и максимальные ее значения. Получены данные об изменении концентрации во времени. В Тихом океане она снижалась, а в Атлантическом в 1965-1970 г.г. держалась приблизительно на постоянном уровне, составляя обычно в 70-х широтах северного полушария от 15 до 50 расп/мин на 100 л и в 40-х широтах – от 30 до 150. Прослежено рассасывание наблюдавшихся ранее пятен высокой концентрации радиоактивной примеси в Тихом океане. С полной отчетливостью выявлены места с повышенной радиоактивной загрязненностью, вследствие удаления радиоактивных отходов.

Выполнено глубинное зондирование океанических вод. Даны оценки запаса стронция-90 и цезия-137 в водной толще. Отмечено приблизительное совпадение такой оценки с данными по наблюдениям над радиоактивным выпадением. Обнаружены глубинные течения вод, меченных повышенной концентрацией стронция-90, попавшего в океан при удалении отходов. Изучено поведение в океане изотопов церия, иттрия и ниобия. Установлено специфическое влияние морской воды на состояние радионуклидов. В частности, иттрий-91 подвергается значительному влиянию природных лигандов и в слое скачка находится в истинно растворенном состоянии; в прочих пробах воды около 60% элемента переходит во взвешенную фракцию.

Рассмотрены биогенные и абиогенные процессы извлечения радионуклидов из морской воды. Абиогенный захват и закрепление радионуклидов взвесью зависит от свойств взвешенного вещества океана. Показано, что железо, как биогенный элемент, способствует вовлечению церия-144, иттрия-91 и ниобия-95 в планктонные организмы, то есть в активный биологический цикл. Изучено поглощение этих нуклидов донными осадками Индийского и Тихого океанов из морской воды.

RADIACTIVIDAD DEL AGUA DE LOS OCEANOS MUNDIALES Y COMPORTAMIENTO DE ALGUNOS RADIONUCLIDOS DE FISION EN LOS OCEANOS.

Todos los tipos de utilización de la energía atómica ocasionan una contaminación del medio ambiente con partículas radiactivas que van a parar finalmente a los grandes depósitos formados por los océanos. Con objeto de obtener los actuales parámetros de la radiactividad artificial de los océanos se ha estimado el contenido de estroncio-90 y cesio-137 durante los años 1965 - 1970 en regiones seleccionadas. Se investigó la concentración media y los valores mínimos y máximos del estroncio-90 y del cesio-137 en las aguas superficiales de cada región seleccionada, obteniéndose datos sobre cambios de concentración en función del tiempo. Tal concentración se había reducido en el océano Pacífico; en el océano Atlántico se mantenía en los años 1965 - 1970 aproximadamente al nivel estable de 15 a 50 desint./min en 100 l en los 70°N y de 30 a 150 en los 40°N. Se investigó el método de separación de lugares de elevada concentración de contaminantes radiactivos en el océano Pacífico, encontrados allí con anterioridad. Se localizaron algunos lugares de alta radiactividad, contaminados como consecuencia de la eliminación de desechos.

Se tomaron muestras profundas de las aguas oceánicas, estimándose así el contenido de estroncio-90 y de cesio-137 en las aguas profundas. Se apreció la coincidencia aproximada de tal estimación con los datos experimentales sobre precipitación radiactiva atmosférica. Se pudieron localizar corrientes de aguas profundas marcadas con estroncio-90 muy concentrado procedente de la eliminación de desechos. Se estudió el comportamiento de

los isótopos de cerio, itrio y niobio en el océano, estudiándose la influencia específica de las aguas marinas en el estado de los radionúclidos. En particular, el itrio-91 experimenta una influencia considerable de los ligandos naturales y en la capa que muestra un fuerte gradiente de densidad se encuentra en un estado disuelto puro; en cuanto a otras muestras de agua, alrededor del 60% de los elementos pasan al estado de suspensión.

Se investigaron los procesos biogénicos y abiogénicos de extracción de radionúclidos procedentes del agua del mar. La captura abiogénica y la fijación de los radionúclidos por suspensión depende de las características de suspensión del océano. El hierro, como elemento biogénico, ha demostrado que facilita la fijación del cerio-144, itrio-91 y niobio-95 en los organismos del plancton, esto es: en el ciclo biológico activo. Se estudia la absorción de estos núclidos por sedimentos del fondo de los océanos Indico y Pacífico.

В современном мире удаление радиоактивных отходов в водную среду принимает все более массовый характер. Роль этого процесса в радиоактивном загрязнении океана в некоторых местах стала уже сравнима с ролью глобального радиоактивного выпадения. Библиография по радиоактивному загрязнению океана достаточно полно представлена в работах [1,2]. Среди новых публикаций особенно интересны [3] и [4]. В настоящем докладе излагаются последние результаты исследований, предыдущие этапы которых были описаны ранее [5-7].

Глобальное радиоактивное загрязнение океана изучалось, в основном, по данным наблюдений за концентрацией долгоживущих радионуклидов: ^{90}Sr и ^{137}Cs [8,9]. Здесь приводятся итоги наших недавних измерений. При изучении радиоактивного загрязнения, возникшего вследствие удаления радиоактивных отходов, необходимо знать поведение и более короткоживущих изотопов, в том числе ^{144}Ce, ^{91}Y, ^{95}Nb и ^{99}Mo (^{99}Tc). Результаты первых этапов изучения поведения этих радионуклидов в морской воде сообщаются ниже.

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в поверхностных водах в 92-х пунктах Тихого океана в конце 1966 г. и в начале 1967 г., а также в некоторых точках Атлантики в 1967 г. приводится в табл.I. Все данные табл.I показаны на картах рис.1 и рис.2. В табл.II представлены профили распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по глубине. До глубины 500 м достоверные результаты получены во всех обследованных пунктах. На больших глубинах концентрация была нередко ниже чувствительности метода. Встречались все же и такие места, где даже на глубине 1000 м, а иногда и большей, концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs была выше предела чувствительности и определялась с достаточной достоверностью.

По данным о распределении концентрации по глубине был оценен во многих точках запас ^{90}Sr и ^{137}Cs в слое воды до глубины 500 м, а в нескольких пунктах – до глубины 1000 м. Результаты даны в табл.III. На рис.3 и рис.4 полученная оценка запаса показана на карте. Отмечены некоторые особенности радиоактивного загрязнения вод по отдельным районам Мирового океана.

В Японском море в одной точке концентрация ^{90}Sr была в ноябре 1966 г. 71 расп/мин на 100 л воды, а концентрация ^{137}Cs – 79 расп/мин на 100 л. Сравнение полученных цифр с данными для Средиземного и Черного морей (5,6) показывает, что во всех замкнутых морях концентрация этих радионуклидов выше, чем в открытом океане на той же широте. Глобальное радиоактивное выпадение с 1962 г. по 1966 г. снижалось [10], а концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в этих морях почти не уменьшилась. Запас ^{90}Sr и ^{137}Cs в Японском море в слое воды от поверхности до глубины 500 м был 95 и 117 мКи/км^2, а до глубины 1000 м – 135 и 162 мКи/км^2,

ТАБЛИЦА I. СОДЕРЖАНИЕ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ПОВЕРХНОСТНОЙ ВОДЕ ОКЕАНОВ

Дата отбора пробы	Координаты места отбора пробы		Концентрация расп/мин·100 л		Отнош. $\frac{^{137}Cs}{^{90}Sr}$
	широта	долгота	^{90}Sr	^{137}Cs	
	Тихий океан				
1966					
1.11	42°19'С	134°32'В	71 ± 11	79 ± 11	1,1
5.11	40°00'С	142°15'В	44 ± 7	66 ± 9	1,5
6.11	36°00'С	142°41'В	46 ± 7	70 ± 11	1,5
8.11	30°05'С	144°07'В	45 ± 7	38 ± 10	1,9
9.11	25°16'С	145°17'В	36 ± 5	70 ± 8	1,9
10.11	22°30'С	145°46'В	43 ± 6	81 ± 11	1,8
11.11	19°36'С	147°25'В	49 ± 7	56 ± 10	1,1
13.11	13°59'С	147°08'В	43 ± 7	52 ± 7	1,2
14.11	13°40'С	149°46'В	18 ± 3	33 ± 3	1,8
15 11	13°22'С	152°24'В	23 ± 4	44 ± 6	1,9
16.11	12°55'С	154°47'В	21 ± 3	41 ±6	1,9
17.11	12°35'С	158°72'В	22 ± 4	42 ± 6	1,9
18.11	11°42'С	161°30'В	22 ± 4	38 ± 5	1,7
19.11	12°08'С	162°10'В	30 ± 5	56 ± 14	1,8
20.11	12°05'С	164°46'В	21 ± 3	40 ± 9	1,9
21.11	12°01'С	167°13'В	14 ± 3	34 ± 6	1,7
22.11	10°33'С	170°55'В	10 ± 2	15 ± 5	1,5
23.11	8°29'С	171°15'В	19 ± 3	31 ± 9	1,6
24.11	4°43'С	169°45'В	38 ± 6	42 ± 11	1,1
25.11	0°09'С	167°11'В	31 ± 5	39 ± 14	1,2
26 11	3°22'Ю	165°00'В	20 ± 3	27 ± 11	1,3
27.11	7°06'Ю	162°56'В	27 ± 4	32 ± 11	1,2
29.11	13°26'Ю	158°42'В	9 ± 2	10	–
30.11	16°51'Ю	157°30'В	11 ± 2	11 ± 2	1,3
1.12	21°10'Ю	157°22'В	12 ± 2	21 ±8	1,7
2.12	25°18'Ю	157°10'В	10 ±2	–	–
3.12	28°59'Ю	154°46'В	17 ± 3	28 ± 9	1,6
4 12	32°53'Ю	152°20'В	22 ± 4	32 ± 13	1,4
5.12	32°53'Ю	152°20'В	26 ± 4	30 ± 12	1,1
10.12	30°48'Ю	153°22'В	27 ± 4	37 ± 15	1,4
11.12	33°29'Ю	158°30'В	11 ± 2	13 ± 7	1,2
12.12	33°01'Ю	165°04'В	10 ± 2	16 ± 7	1,6
13.12	32°41'Ю	169°19'В	8 ± 2	–	–
14.12	32°20'Ю	174°26'В	9 ± 2	–	–
15.12	32°05'Ю	175°10'В	10 ± 2	–	–
16 12	32°03'Ю	177°20'З	9 ± 2	–	–
16.12	32°03'Ю	177°20'З	11 ± 2	10	–
18.12	28°43'Ю	178°06'З	9 ± 2	16 ± 7	1,7
19.12	22°57'Ю	174°35'З	9 ± 2	10	–
21.12	20°13'Ю	173°10'З	30 ± 5	–	–
23.12	19°39'Ю	169°02'З	55 ± 8	–	–
25 12	18°47'Ю	160°34'З	130 ± 25	–	–
26.12	17°57'Ю	153°03'З	26 ± 4	26 ± 9	1,0
27.12	17°20'Ю	152°40'З	19 ± 3	–	–
30.12	18°03'Ю	146°45'З	31 ± 5	–	–
30.12	18°43'Ю	144°54'З	13 ± 2	22 ± 8	1,7
31.12	19°25'Ю	142°32'З	10 ± 2	17 ± 7	1,7
1967					
1.01	20°14'Ю	140°24'З	12 ± 2	18 ± 9	1,5
2.01	19°50'Ю	138°27'З	13 ± 2	15 ± 8	1,1
4.01	16°05'Ю	137°36'З	9 ± 2	16 ± 6	1,7
5 01	11°40'Ю	135°43'З	7 ± 1	13 ± 7	1,8
6.01	9°45'Ю	135°25'З	10 ± 2	–	–
7.01	9°47'Ю	135°43'З	8 ± 1	–	–
8.01	1°12'Ю	134°59'З	9 ± 2	–	–
9.01	0°34'С	134°35'З	10 ± 2	–	–
10.01	4°35'С	133°15'З	10 ± 2	–	–
11.01	9°07'С	132°07'З	12 ± 2	–	–
12.01	13°14'С	131°04'З	17 ± 3	–	–
13.01	15°53'С	130°26'З	17 ± 3	–	–
14.01	20°10'С	120°04'З	24 ± 4	–	–
15.01	23°41'С	127°42'З	34 ± 5	–	–
16.01	28°08'С	126°20'З	63 ± 10	–	–
17.01	32°10'С	125°13'З	65 ± 10	–	–
24.01	38°27'С	125°07'З	39 ± 6	–	–
25.01	41°15'С	126°36'З	78 ± 25	–	–
25.01	43°32'С	127°58'З	26 ± 19	100 ± 12	0,8
26 01	41°18'С	126°06'З	06 ± 16	119 ± 12	1,1
26.01	44°37'С	125°37'З	90 ± 14	123 ± 14	1,3
27.01	45°13'С	125°07'З	65 ± 10	110 ± 12	1,6
27.01	45°32'С	124°51'З	64 ± 10	98 ± 10	1,5
27.01	46°14'С	124°43'З	60 ± 10	89 ± 10	1,5
28.01	46°35'С	124°35'З	55 ± 8	76 ± 10	1,4
28 01	46°52'С	124°28'З	45 ± 7	73 ± 10	1,6
29.01	46°41'С	125°45'З	69 ± 10	102 ±12	1,5
29.01	46°32'С	126°28'З	75 ± 11	107 ± 12	1,4
29.01	45°37'С	126°05'З	50 ± 8	100 ± 11	2,0
29.01	44°39'С	125°52'З	51 ± 7	90 ± 12	1,7
30.01	43°10'С	125°15'З	62 ± 9	106 ± 13	1,7
31.01	39°16'С	123°58'З	39 ± 6	–	–
1.02	35°07'С	122°43'З	62 ± 9	64 ± 9	1,0
2.02	31°14'С	120°15'З	46 ± 7	–	–
3.02	28°08'С	116°48'З	57 ± 9	118 ± 13	2,0
4.02	25°01'С	113°31'З	47 ± 7	–	–
5.02	22°13'С	110°16'З	39 ± 6	–	–
6.02	20°33'С	107°41'З	31 ± 5	–	–
7.02	18°19'С	103°56'З	16 ± 3	–	–
8.02	16°21'С	99°39'З	25 ± 4	–	–

ТАБЛИЦА I (продолжение)

Дата отбора пробы	Координаты места отбора пробы		^{90}Sr расп/мин на 100 л
	широта	долгота	
Тихий океан			
9 02	14°15'С	95°50'З	14 ± 2
10.02	12°12'С	92°19'З	10 ± 2
11.02	10°58'С	83°56'З	15 ± 3
12.02	9°09'С	85°14'З	19 ± 3
13.02	6°58'С	81°47'З	14 ± 2
Атлантический океан			
1967			
16.02	11°24'С	78°10'З	9 ± 2
17.02	14°25'С	80°29'З	14 ± 2
18.02	19°04'С	80°10'З	21 ± 3
19.02	18°58'С	82°09'З	5 ± 1
20.02	20°51'С	84°40'З	7 ± 1
22.02	22°17'С	87°37'З	10 ± 2
23.02	21°17'С	92°03'З	20 ± 3
02.03	25°00'С	90°50'З	9 ± 2
03.03	27°12'С	88°41'З	3 ± 1
04.03	26°06'С	86°50'З	3 ± 1
05.03	24°23'С	84°15'З	19 ± 3
08.03	24°24'С	80°48'З	17 ± 3
09.03	27°46'С	79°49'З	6 ± 1
09.03	27°50'С	79°42'З	17 ± 3

Дата отбора пробы	Координаты места отбора пробы		^{90}Sr расп/мин на 100 л
	широта	долгота	
Атлантический океан			
10.03	28°04'С	79°31'З	22 ± 4
11.03	29°36'С	78°45'З	19 ± 3
12.03	29°58'С	77°55'З	15 ± 2
15.03	28°42'С	73°37'З	7 ± 1
16.03	26°17'С	67°56'З	6 ± 1
17.03	24°30'С	65°09'З	5 ± 1
19.03	22°55'С	61°48'З	32 ± 5
20.03	20°28'С	57°16'З	21 ± 3
21.03	17°30'С	50°01'З	8 ± 1
22.03	14°00'С	52°14'З	4 ± 1
23.03	11°19'С	50°19'З	3 ± 1
24.03	8°57'С	48°17'З	14 ± 2
26.03	2°51'С	43°12'З	17 ± 3
27.03	1°00'С	41°58'З	11 ± 2
02.04	0°20'Ю	37°28'З	3 ± 1
03.04	1°31'С	34°56'З	21 ± 3
04.04	0°27'С	34°25'З	12 ± 2
05.04	4°32'Ю	34°25'З	7 ± 1
06.04	8°42'Ю	34°32'З	10 ± 2
07.04	12°25'Ю	36°36'З	16 ± 3
08.04	15°58'Ю	37°27'З	5 ± 1
09.04	19°44'Ю	39°05'З	5 ± 1

Дата отбора пробы	Координаты места отбора пробы		^{90}Sr расп/мин на 100 л
	широта	долгота	
Атлантический океан			
11.04	25°19'Ю	41°45'З	10 ± 2
19 04	22°38'Ю	41°15'З	8 ± 1
21.04	19°08'Ю	33°41'З	9 ± 2
22.04	16°52'Ю	29°43'З	5 ± 1
25.04	10°02'Ю	18°58'З	4 ± 1
26.04	7°32'Ю	15°27'З	7 ± 1
27.04	4°42'Ю	11°57'З	5 ± 1
28.04	2°32'Ю	8°29'З	7 ± 1
29.04	0°07'С	4°48'З	5 ± 1
02.05	00°00'	00°00'	6 ± 1
04.05	2°19'С	4°43'З	3 ± 1
06.05	6°45'С	12°40'З	9 ± 2
07.05	9°46'С	16°20'З	11 ± 2
08.05	13°16'С	17°36'З	6 ± 1
10.05	21°26'С	17°39'З	3 ± 1
12.05	30°34'С	11°25'З	16 ± 3
12.05	30°34'С	11°25'З	10 ± 2
12.05	30°34'С	11°25'З	6 ± 1
16.05	36°16'С	7°54'З	6 ± 1
18.05	42°42'С	4°33'В	8 ± 1
18.05	42°45'С	5°14'В	3 ± 1
25.05	36°39'С	20°57'В	22 ± 4

ТАБЛИЦА II. СОДЕРЖАНИЕ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ГЛУБИННЫХ ВОДАХ ОКЕАНОВ

Дата отбора пробы	Координаты	Глубина океана м	Глубина горизонта отбора пробы	Концентрация расп/мин 100 л		Отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$
				^{90}Sr	^{137}Cs	
Тихий океан						
1966						
1.11	42°13'С	3700	0	71 ± 11	79 ± 11	1,1
	134°32'В		200	40 ± 6	55 ± 8	1,3
			500	26 ± 5	27 ± 7	1,0
			1000	7 ± 3	10 ± 5	1,4
6.11	36°00'С	8412	0	46 ± 7	70 ± 11	1,5
	142°41'В		500	14 ± 3	–	–
			1000	8 ± 2	10	–
			2000	5	10	–
10 11	22°30'С	7673	0	43 ± 7	81 ± 11	1,8
	145°46'В		500	19 ± 3	27 ± 10	1,4
			1000	19 ± 3	21 ± 8	1,1
			5000	6 ± 1	11 ± 6	1,8
			7000	10 ± 2	17 ± 6	1,7
11.11	19°36'С	6659	0	49 ± 7	56 ± 10	1,1
	147°25'В		200	37 ± 6	48 ± 8	1,3
			500	11 ± 2	10	–
			1000	11 ± 2	10	–
			2000	5	10	–
			3000	5	–	–
			6000	5	10	–
13.11	13°59'С	9295	0	43 ± 7	52 ± 7	1,2
	147°08'В		100	39 ± 6	66 ± 9	1,7
			200	18 ± 4	21 ± 5	1,1
			500	9 ± 2	10	–
			1000	–	–	–
			8000	5	10	–
18.11	11°42'С	1940	0	22 ± 4	42 ± 6	1,9
	161°30'В		150	22 ± 4	29 ± 3	1,3
			5500	10 ± 2	–	–
			1000	7 ± 2	–	–

Дата отбора пробы	Координаты	Глубина океана м	Глубина горизонта отбора пробы	Концентрация расп/мин 100 л		Отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$
				^{90}Sr	^{137}Cs	
Тихий океан						
19.12			2000	5 ± 2	10	–
			3000	5 ± 2	10	–
			5200	5	10	–
			8000	5	10	–
21.12	20°13'Ю	9527	0	30 ± 5	–	–
	173°10'З		500	16 ± 3	–	–
			1000	5	10	–
			2000	5 ± 2	–	–
			3000	5	10	–
			4000	5	10	–
			8000	5	10	–
26.12	17°57'Ю	4213	0	26 ± 4	26 ± 9	1,0
	158°03'З		750	18 ± 3	19 ± 4	1,0
			2000	18 ± 3	20 ± 9	1,1
30.12	18°43'Ю	4554	0	13 ± 2	22 ± 8	1,7
	144°54'З		500	10 ± 2	15 ± 8	1,5
31.12	19°25'Ю	4418	0	10 ± 2	17 ± 7	1,7
	142°32'З		500	5	10	–
			1000	5	10	–
			2000	5	–	–
			3000	5	10	–
1967						
1.01	20°14'Ю	4585	0	12 ± 2	18 ± 9	1,5
	140°24'З		500	5	10	–
			1000	5	10	–
			2000	5	10	–
			4000	5	10	–
2 01	19°50'Ю	5057	0	13 ± 2	15 ± 8	1,1
	138°27'З		200	7 ± 2	12 ± 6	1,7
			500	7 ± 2	–	–
			1000	5	10	–
			2000	–	–	–

– 19 11	12°08'C 162°10'B	2850	0 500 1000 2000	30 ± 6 15 ± 3 11 ± 2 17 ± 3	56 ± 14 20 ± 7 14 ± 6 29 ± 9	1,8 1,3 1,3 1,7
20.11	12°05'C 164°46'B	1587	0 200 500 1000 2000	21°± 3 9 ± 2 9 ± 2 6 ± 2 5 ± 3	40 ± 9 16 ± 7 17 ± 8 10 ± 5 10	1,9 1,8 1,9 1,6 –
25.11	0°09'C 167°11'B	4382	0 500 1000 2000 4000	31 ± 5 11 ± 5 7 ± 3 5 5	39 ± 14 17 ± 8 12 ± 6 10 10	1,2 1,5 1,7 – –
29.11	13°26'10 159°42'B	3890	0 500 1000	9 ± 2 5 ± 2 6 ± 2	10 10 10	– – –
2.12	25°18'10 157°10'B	3759	0 500 1000 2000	10 ± 2 10 ± 2 12 ± 3 5 ± 2	– 15 ± 3 12 ± 6 10	– 1,5 1,0 –
12.12	33°01'10 165°04'B	3131	0 500 1000 2000	10 ± 2 5 ± 2 5 5	16 ± 7 – – –	1,6 – – –
16.12	32°03'10 177°20'3	10000	0 200 1000	11 ± 2 7 ± 2 5 ± 2	10 10 10	– – –
16.12	32°03'10 177°20'3	10000	2000 4700 9000	5 5 ± 2 5	10 10 10	– – –
18 12	28°43'10 176°06'3	8557	0 500 7000	9 ± 2 5 5	16 ± 7 10 10	1,7 – –
19 12	22°57'10 174°35'3	10141	0 500 1000	9 ± 2 7 ± 3 6 ± 2	10 – 10	– – –
4.01	16°05'10 137°36'3	4039	0 500 1000 2000 3000	9 ± 2 5 5 5 5	16 ± 6 – 10 10 10	1,7 – – – –
5 01	11°40'10 135°43'3	4178	0 500 1000 2000 3000	7 ± 1 5 5 5 5	13 ± 7 10 10 10 10	1,8 – – – –
8.01	1°12'10 134°59'3	4183	0 500	9 ± 2 5 ± 2	– –	– –
12 01	13°14'C 131°04'3	5207	0 500 1000 2000	17 ± 1 5 5 5	– 10 – 10	– – – –
25.01	43°22'C	2938	0 500 1000	126 ± 18 111 ± 17 21 ± 3	100 ± 12 45 ± 18 –	0,8 0,4 –
26.01	44°18'C 126°06'3	2941	0 500 1000	106 ± 15 65 ± 10 17 ± 3	119 ± 12 – 20 ± 10	1,1 – 1,2
26.01	44°37'C 125°37'3	2921	0 500 1000	90 ± 13 52 ± 8 40 ± 6	123 ± 14 – 26 ± 12	1,3 – 0,6
27 01	45°13'C 125°07'3	1607	0 500 1000	65 ± 10 16 ± 3 8 ± 1	110 ± 12 16 ± 8 14 ± 7	1,6 1,0 1,7
27 01	45°32'C 124°51'3	961	0 500	64 ± 10 6 ± 2	98 ± 10 10	1,5 –
27.01	46°14'C 124°43'3	750	0 200	60 ± 9 41 ± 7	89 ± 10 23 ± 7	1,5 0,6
28.01	46°35'C 124°35'3	803	0 500	55 ± 8 19 ± 3	76 ± 10 10	1,4 –
28 01	46°52'C 124°48'3	178	0 100	45 ± 7 35 ± 5	73 ± 10 65 ± 10	1,6 1,8

ТАБЛИЦА II (продолжение)

Дата отбора пробы	Координаты	Глубина океана м	Глубина горизонта отбора пробы	Концентрация расп/мин. 100 л ^{90}Sr	Концентрация расп/мин. 100 л ^{137}Cs	Отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$
Тихий океан						
29 01	46°32'С 126°28'З	2678	0	75±11	107±12	1,4
			500	5±1	–	–
			1000	5±1	10	–
5 02	22°13'С 110°16'З	3200	0	39±6	–	–
			500	5	–	–
			1000	5	–	–
			2000	5	–	–
Атлантический океан						
1967						
16 02	11°24'С 80°18'З	3500	0	9±1	–	–
			500	2±1	–	–
			1000	1±1	–	–
			2000	1±1	–	–
20 02	21°48'С 86°10'З	1480	0	11±2	–	–
			200	7±1	–	–
			500	10±2	–	–
			800	3±1	–	–
02.03	25°00'С 90°50'З	3500	0	9±1	–	–
			500	7±1	–	–
			1800	10±2	–	–
			2000	1±1	–	–
			3000	3±1	–	–
03.03	27°12'С 88°41'З	2500	0	3±1	–	–
			500	3±1	–	–
			1000	4±1	–	–
04.03	26°06'С 86°50'З	3100	0	3±1	–	–
			500	16±3	–	–
			1000	8±1	–	–
			1800	27±4	–	–
09.03	27°50'С 79°42'З	420	0	17±3	–	–
			100	5±1	–	–
			200	4±1	–	–
			300	2±1	–	–
10.03	28°04'С 79°31'З	730	0	22±4	–	–
			200	21±3	–	–
			500	16±3	–	–
			700	1±1	–	–
11.03	29°36'С 78°45'З	790	0	19±3	–	–
			200	7±1	–	–
12 03	29°58'С 77°55'З	800	0	15±2	–	–
			700	3±1	–	–

Дата отбора пробы	Координаты	Глубина океана м	Глубина горизонта отбора пробы	Концентрация расп/мин. 100 л ^{90}Sr	Концентрация расп/мин. 100 л ^{137}Cs	Отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$
Атлантический океан						
17.03	24°30'С 65°09'З	5500	0	5±1	–	–
			500	4±1	–	–
22.03	14°00'С 52°14'З	4800	0	4±1	–	–
			500	1±1	–	–
			1000	8±1	–	–
			4000	2±1	–	–
27.03	1°00'С 41°58'З	4300	0	11±2	–	–
			500	3±1	–	–
			1000	1±1	–	–
			2000	1±1	–	–
02 04	0°20'Ю 37°28'З	4500	0	3±1	–	–
			500	1±1	–	–
			1000	1±1	–	–
			2000	3±1	–	–
			2800	3±1	–	–
03.04	1°31'С 34°56'З	4000	0	21±3	–	–
			500	6±1	–	–
			1000	4±1	–	–
			2000	2±1	–	–
04 04	0°27'С 34°25'З	4000	0	12±2	–	–
			500	5±1	–	–
			500	8±1	–	–
			1000	4±1	–	–
			3200	1±1	–	–
11.04	25°19'Ю 41°45'З	3600	0	10±2	–	–
			500	36±6	–	–
			1000	4±1	–	–
29 04	0°07'С 4°48'З	5170	0	5±1	–	–
			500	8±1	–	–
			2000	1±1	–	–
			3400	7±1	–	–
08.05	13°16'С 17°36'З	800	0	6±1	–	–
			200	3±1	–	–
			500	5±1	–	–
18.05	42°42'С 4°33'В	1200	0	8±1	–	–
			500	1±1	–	–
			1000	1±1	–	–
18.05	42°45'С 5°14'В	1200	0	3±1	–	–
			500	2±1	–	–
			1000	1±1	–	–

ТАБЛИЦА III. ЗАПАС ^{90}Sr И ^{137}Cs В ОТДЕЛЬНЫХ ПУНКТАХ ТИХОГО И АТЛАНТИЧЕСКОГО ОКЕАНОВ В СЛОЕ ВОДЫ ОТ ПОВЕРХНОСТИ ДО ГЛУБИНЫ 1000 м

Дата разреза	Координаты разреза		Запас мКи/км^2 в слое от поверхности до глубины			
			500 м		1000 м	
	широта	долгота	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Тихий океан						
1966						
1.11	42°19' С	134°32' В	95	117	135	162
6.11	36°00' С	142°41' В	70	-	95	-
10.11	22°30' С	145°46' В	70	125	115	180
11.11	19°36' С	147°25' ВВ	73	-	98	-
13.11	13°59' С	147°08' В	50	-	-	-
18.11	11°42' С	161°30' В	43	-	63	-
19.11	12°08' С	162°10' В	55	85	85	125
20.11	12°05' С	164°46' В	26	50	46	80
25.11	0°09' С	167°11' В	50	65	70	100
29.11	13°26' Ю	158°42' В	15	-	30	-
2.12	25°18' Ю	157°10' В	25	-	50	-
12.12	33°01' Ю	165°04' В	20	-	-	-
16.12	32°03' Ю	177°20' З	-	-	32	-
19.12	22°57' Ю	174°35' З	20	-	35	-
21.12	20°13' Ю	173°10' З	50	-	-	-
30.12	18°43' Ю	144°54' З	30	45	-	-
1967						
2.01	19°50' Ю	138°27' З	19	-	-	-
8.01	01°12' Ю	134°59' З	15	-	-	-
25.01	43°22' С	127°58' З	270	165	420	-
26.01	44°18' С	126°06' З	195	-	290	320
26.01	44°37' С	125°37' З	160	-	270	340
27.01	45°13' С	125°07' З	90	145	120	180
27.01	45°32' С	124°51' З	80	-	-	-
27.01	46°14' С	124°43' З	94	77	-	-
28.01	46°35' С	124°35' З	85	-	-	-
29.01	46°41' С	125°45' З	90	125	110	-
29.01	46°32' С	126°28' З	90	-	100	-
Атлантический океан						
1967						
16.02	11°24' С	80°18' З	50	-	-	-
20.02	21°48' С	86°10' З	20	-	-	-
2.03	25°00' С	90°50' З	18	-	22	-
4.03	26°06' С	86°59' З	21	-	49	-
10.03	28°04' С	79°31' З	44	-	-	-
12.03	29°58' С	77°55' З	24	-	-	-
17.03	24°30' С	65°09' З	10	-	-	-
22.03	14°00' С	52°14' З	5,6	-	17	-
27.03	1°00' С	41°58' З	16	-	-	-
2.04	0°20' Ю	37°28' З	4,5	-	-	-
3.04	1°31' С	34°56' З	30	-	41	-
4.04	0°27' С	34°25' З	21	-	27	-
11.04	25°19' С	41°45' З	60	-	105	-
29.04	0°07' С	4°48' З	15	-	-	-
8.05	13°16' С	17°36' З	10	-	-	-

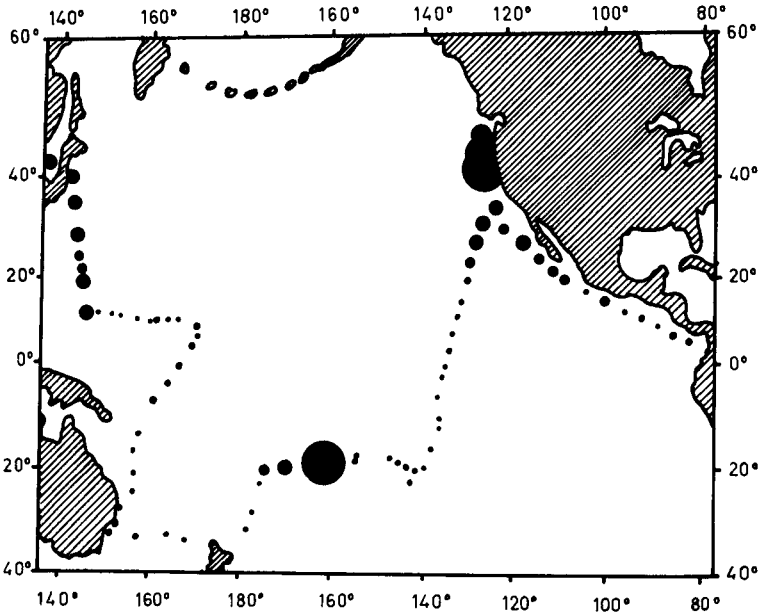


Рис.1. Концентрация ^{90}Sr в поверхностных водах Тихого океана в 1966-1967 годах (диаметр кружков пропорционален величине концентрации).

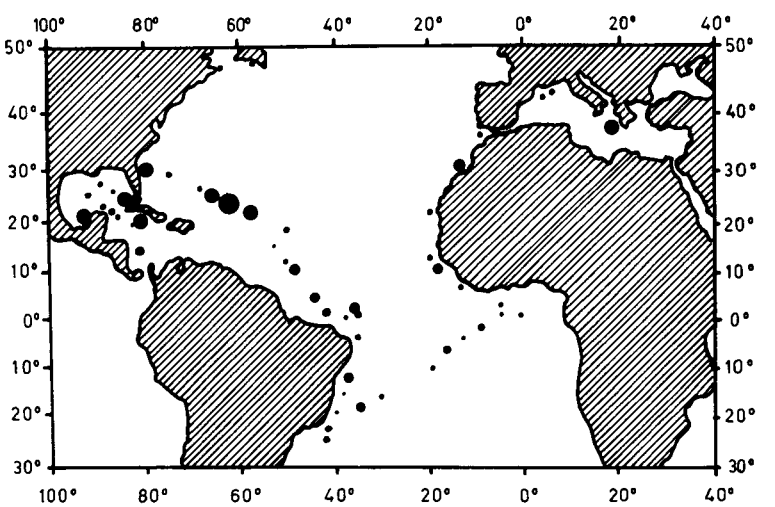


Рис.2. Концентрация ^{90}Sr в поверхностных водах Атлантического океана в 1967 году (диаметр кружков пропорционален величине концентрации).

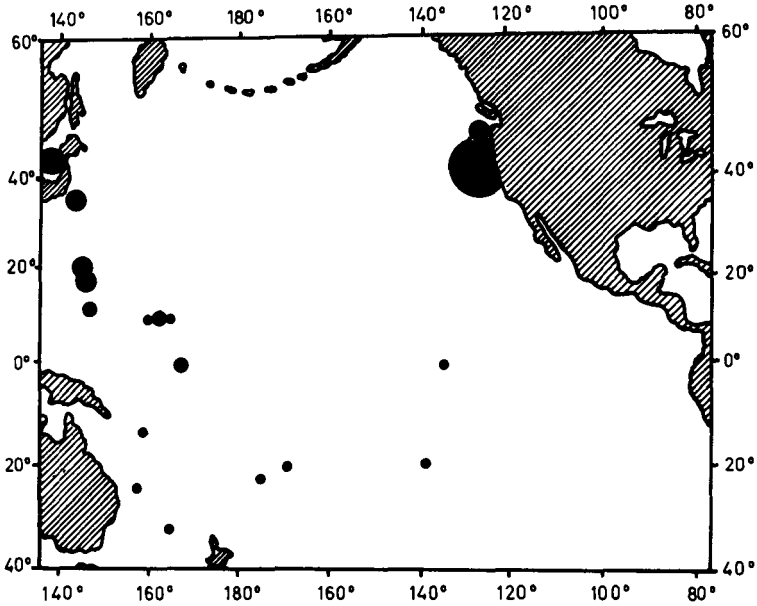


Рис.3. Запас ^{90}Sr в слое воды до глубины 500 м на единицу площади акватории Тихого океана.

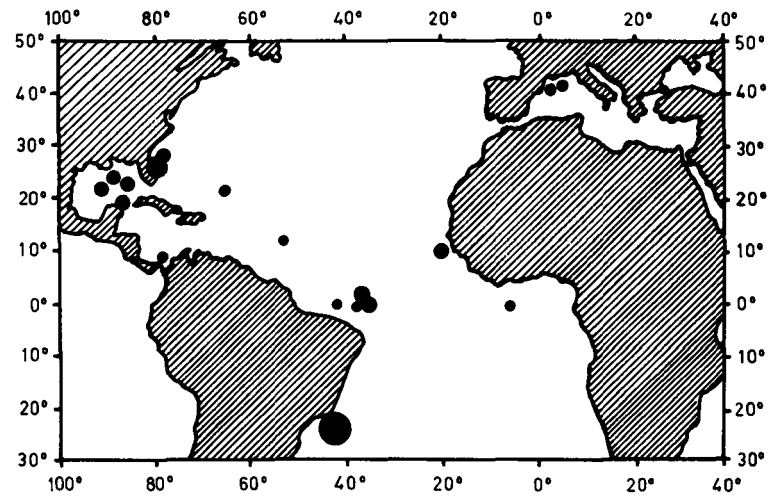


Рис.4. Запас ^{90}Sr в слое воды до глубины 500 м на единицу площади акватории Атлантического океана.

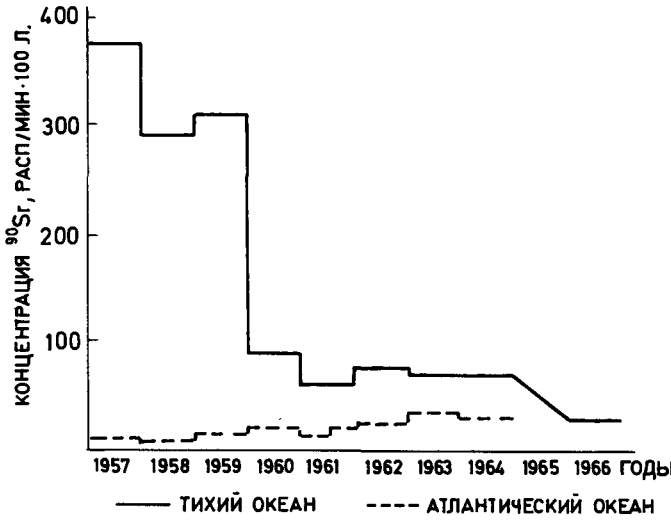


Рис.5. Изменение концентрации ^{90}Sr в поверхностных водах северной чисти Тихого океана и в Атлантическом океане за 1957-1966 годы.

ТАБЛИЦА IV. СРАВНЕНИЕ СРЕДНЕЙ КОНЦЕНТРАЦИИ ^{90}Sr и ^{137}Cs В СЕВЕРНОЙ И ЮЖНОЙ ЧАСТИ В НИЗКИХ ШИРОТАХ ТИХОГО И АТЛАНТИЧЕСКОГО ОКЕАНОВ

Океан	Нуклид	Год	Концентрация расп/мин. на 100 л		Отнош. сев./южн.
			северн.	южн.	
Тихий	Стронций-90	1961 [13,14]	60	30	2,0
	Стронций-90	1966	30	14	2,1
	Цезий-137		49	24	2,0
Атлантический	Стронций-90	1963 [6]	39	22	1,8
	Цезий-137		77	35	2,2
	Стронций-90	1964 [6]	29	18	1,6
	Цезий-137		50	26	1,9

соответственно. По данным Научного Комитета ООН по действию атомной радиации, полученным по наблюдениям на сухопутных станциях, в этом районе следовало ожидать 60-80 мКи/см^2 ^{90}Sr [11]. Налицо избыточный ^{90}Sr.

Воды северо-западной части Тихого океана были загрязнены вследствие проведения испытаний ядерного оружия на Маршалловых островах. В 1954 и 1955 гг. здесь наблюдалась область экстремального радиоактивного загрязнения. Осенью 1966 г. положение было уже совсем другим.

Сопоставление результатов с данными прошлых лет [12-15] произведено на рис.5, на котором приведены также данные по Атлантике [5,6]. За последние годы сожержание ^{90}Sr в поверхностных водах этого района сильно уменьшилось и составило осенью 1966 г. в среднем 30 расп/мин на 100 л. Концентрация ^{137}Cs была в среднем 49 расп/мин на 100 л. Зона повышенной концентрации в районе Бикини-Эниветок практически перестала существовать. Запас ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем 500 метровом слое воды здесь не отличался уже больше от запаса в других областях северо-западной части Тихого океана. Правда, над Марианской впадиной в верхнем слое мощностью 1000 м содержится 115 мКи/км^2 ^{137}Cs. На больших глубинах концентрация в Марианской впадине – ниже предела чувствительности. Пробы здесь были взяты до глубины 8000 м.

В юго-западной части Тихого океана в поверхностных водах концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs была меньше, чем в северо-западной. Сравнение средних цифр дано в табл.IV. Там же приведены данные по Атлантическому океану [6]. Отношение сохранялось из года в год. Над глубоководной впадиной Кермадек, обнаружимые количества ^{90}Sr и ^{137}Cs имелись только в верхнем слое воды. Глубинные воды до 9000 м оказались чистыми, хотя по предварительным гидрологическим данным эти воды не совсем застойны [16] и могут пополняться за счет опускания водных масс в других районах.

В узкой широтной зоне от 17°ю.ш. до 23°ю.ш. среднее значение концентрации ^{90}Sr составило 57 расп/мин на 100 л. По загрязнению поверхностной воды выделился пункт в районе глубоководной впадины Тонга; концентрация ^{90}Sr здесь была 180 расп/мин на 100 л. При отборе проб на этом участке наблюдалась высокая плотность радиоактивного выпадения из атмосферы. Этим, вероятно, и объясняется повышенное содержание ^{90}Sr в указанной точке (18°47'ю.ш. и 160°35'з.д.). На всех глубинах ниже поверхности воды над впадиной Тонга концентрация ^{90}Sr была ниже предела чувствительности метода. В других точках этой зоны содержание ^{90}Sr в поверхностных водах не было сколько-нибудь повышенным. Правда, по данным работы [17] в пробах зоопланктона в этих же пунктах обнаружено присутствие ^{141}Ce, ^{144}Ce, ^{103}Ru, ^{95}Zr и ^{95}Nb. На участке от архипелага Туамоту до побережья Калифорнии концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в поверхностных водах была не высока. В южном полушарии концентрация ^{90}Sr в среднем составила 17 расп/мин на 100 л, в северном от экватора до Сан-Франциско 35 расп/мин на 100 л. Содержание ^{137}Cs в районе Полинезии было в среднем 18 расп/мин на 100 л.

В более северных широтах в январе 1967 г. обрисовалась повышенная концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе выхода вод реки Колумбия. Представилось возможным сравнить наши результаты с данными, полученными американскими исследователями в 1964 г. [18]. Средние значения в расп/мин на 100 л в этом районе в июле 1964 г. были: ^{90}Sr – 109, ^{137}Cs – 102, отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$ – 0,9; в январе 1967 г.: ^{90}Sr – 78, ^{137}Cs – 100, отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$ – 1,3. Для вод вблизи устья летом характерно сильное распреснение. Речные воды характеризовались летом отношением $^{137}Cs/^{90}Sr$ около 0,3. Океаническая вода имела нормальную соленость (35%) и отношение примерно 1,8. В нашем случае наблюдалось промежуточное отношение 1,3. Оно более близко к данным для открытого океана, чем к данным для речной воды (70% вода открытого океана, 30% речная вода); данные по солености этого отношения не давали. Таким образом, при меньшей примеси речной воды в 1967 г. ра-

диоактивная загрязненность в этом районе такова же, как в 1964 г. По абсолютной величине концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в поверхностных водах здесь была значительно выше, чем в других местах Тихого океана.

В этом районе в 6 точках был определен запас ^{90}Sr и в 3 точках – запас ^{137}Cs в 1000-метровой толще воды. Полученные значения 100-420 мКи/км^2 ^{90}Sr и 180-340 мКи/км^2 ^{137}Cs полностью выходят за рамки того, что найдено на остальной акватории Тихого океана. Сравнение с данными по накоплению выпавшего ^{90}Sr [11], показывает, что глобальное радиоактивное выпадение могло бы дать лишь ~ 20% наблюдаемого запаса. В секторе океана радиусом 435 км, площадью ~ 220 000 км^2, с центром в устье реки Колумбии, запас оценивается по ^{90}Sr в ~70 000 Ки и по ^{137}Cs ~ 100 000 Ки.

Концентрация ^{90}Sr в Тихом океане у побережья Америки от 35°с.ш. до 5°с.ш. в 1967 г. была примерно такой же, как и в северо-западной части океана. Она составила, в среднем, по 13 измерениям 31 расп/мин на 100 л и убывала с севера на юг.

Сводки о содержании ^{90}Sr в Атлантическом океане приведены в [19,20]. Однако на 1967 г. даны результаты измерений только в умеренных широтах. Наши исследования 1967 г. охватили, главным образом, тропическую зону Атлантики.

Воды Карибского моря формируются Северо-экваториальным течением. Среднее значение концентрации ^{90}Sr было 11 рас/мин на 100 л и не отличалось от его содержания в тропической зоне океана. В глубинных водах содержание ^{90}Sr было ниже чувствительности метода. В Юкатанском проливе концентрация ^{90}Sr была практически одинакова от поверхности до глубины 500 м.

В Мексиканский залив поступают, вероятно, искусственные радиоактивные продукты с материка. Диффузия и адвективный перенос ведут к трансформации водных масс, выносимых затем течением Гольфстрим. Здесь отмечалось повышение концентрации ^{90}Sr до 18 расп/мин на 100 л. Радиоактивная примесь в одной из точек наблюдения проникла до глубины 1800 м.

В западной части Саргассова моря движутся океанические водные массы из Северо-экваториального течения. Концентрация ^{90}Sr – в пределах 8 ÷ 10 расп/мин на 100 л.

В экваториальной зоне Атлантики от 5°с.ш. до 5°ю.ш. весной 1967 г. средняя концентрация ^{90}Sr составила 11 расп/мин на 100 л. Не наблюдалось более высоких концентраций, чем в соседних зонах, как это было в 1963 г. [6,20]. Исчезло и пятно аномально высокой концентрации, которое было замечено осенью 1963 г. [6].

В южной части тропической зоны к 1967 г. произошло выравнивание в распределении ^{90}Sr; его среднее содержание было 9 расп/мин на 100 л.

В зоне от 5°с.ш. до 25°с.ш. концентрация ^{90}Sr составляла в среднем 10 расп/мин на 100 л.

Миграция ^{144}Ce, ^{91}Y, ^{95}Nb, ^{99}Tc во многом зависит от состояния радионуклидов. Почти невозможно предугадать, какие формы отвечают их физико-химическому равновесию в морской воде. На поведение микроколичеств вещества в растворе начинают сказываться специфические законы адсорбции, коллоидообразования и других процессов. Большую роль играет и сама морская среда, содержащая растворенное и коллоидное органическое вещество, бактерии, морские гидробионты и взвеси различного состава и происхождения.

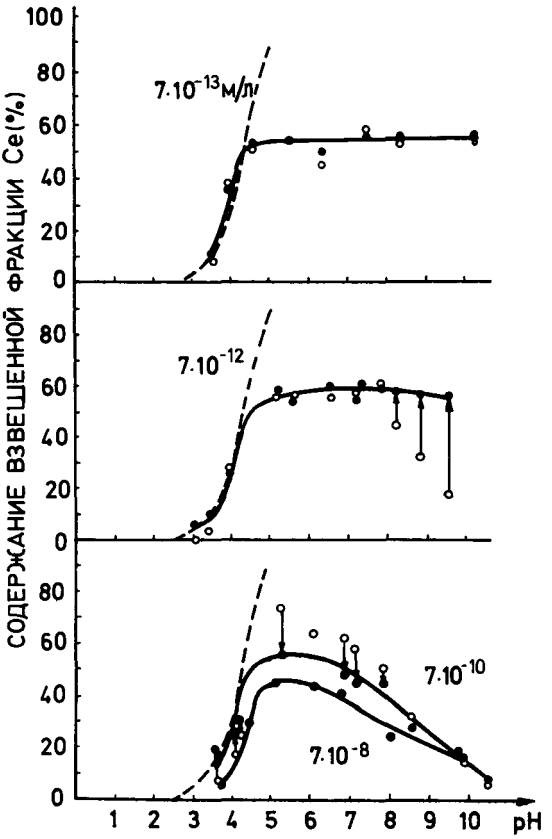


Рис.6. Влияние pH раствора и общей концентрации элемента на образование взвешенной фракции ^{144}Ce в бидистиллированной воде.

Лабораторные опыты в "чистом" виде производились на бидистиллированной воде. Реальное поведение исследовалось на образцах морской воды. Радиоэлементы вносились в жидкую фазу в ионно-растворимой форме.

Для изучения состояния радионуклидов в жидкой фазе применялись: ультрафильтрация, центрифугирование растворов, а также ионный обмен и электрофорез. Фракция радиоэлемента, прошедшая черех фильтр при ультрафильтрации, или оставшаяся в верхней части пробирки при центрифугировании, рассматривалась как растворенная (условно). Остальная часть элемента относилась к "взвешенной" фракции. В свою очередь, в растворах ультрамалые количества элементов могли находиться в ионно-дисперсном, молекулярном, истинно коллоидном и псевдоколлоидном состоянии [21, 22].

Исследование распределения ^{144}Ce между растворенной и взвешенной фракциями в бидистиллированной воде в зависимости от pH раствора и концентрации в пределах $7 \cdot 10^{-13}$ М до $7 \cdot 10^{-10}$ М показало, что в кислых растворах при pH < 5 при данных микроконцентрациях церий остается почти весь в растворе, рис.6. Согласно [23], трехвалентный Ce при этих усло-

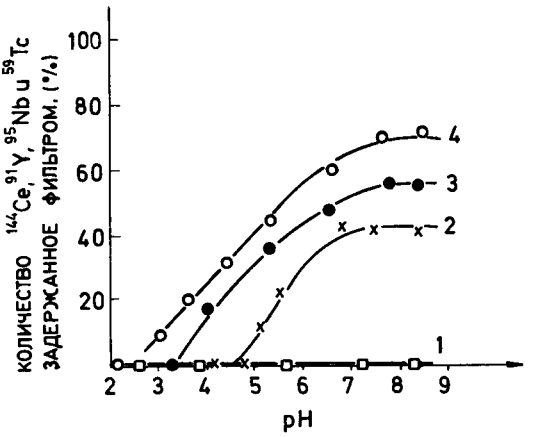


Рис.7. Изменение количества элемента, задержанного ультрафильтром, в зависимости от pH морской воды: 1 – ^{99}Tc, 2 – ^{91}Y, 3 – ^{144}Ce, 4 – ^{95}Nb.

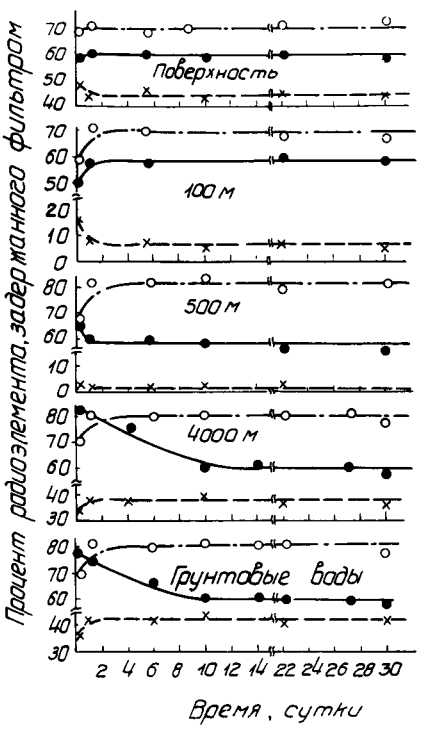


Рис.8. Образование взвешенной фракции ^{144}Ce (сплошные линии), ^{91}Y (пунктирные линии), ^{95}Nb (штрих-пунктирные линии) со временем в водах, поднятых с разных горизонтов.

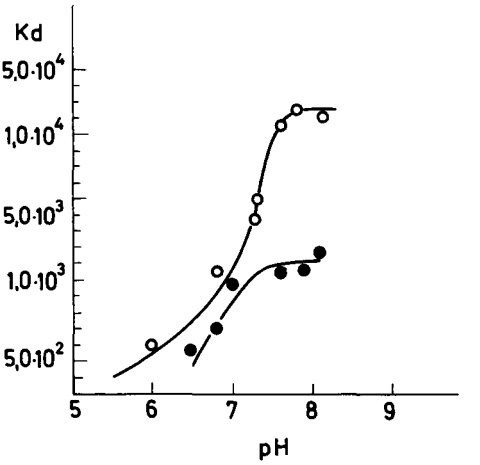


Рис.9. Равновесные значения коэффициентов распределения ^{144}Ce и ^{91}Y при сорбции их на анионите Дауэкс-1 из морской воды: 1 – ^{144}Ce, 2 – ^{91}Y.

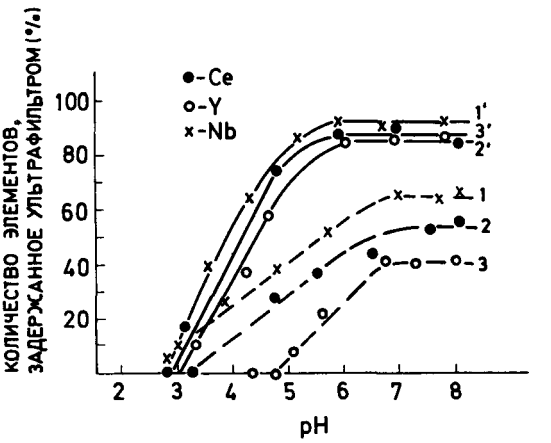


Рис.10. Влияние железа на состояние радиоэлементов в морской воде. Пунктирные линии – натуральная морская вода, сплошные линии – морская вода с добавлением 10 мкг/л.

виях при pH = 9,3 не может образовать истинно коллоидных частиц $Ce(OH)_3$, которые могли быть задержаны на ультрафильтре. Вероятно, в данных условиях также не образуется и четырехвалентного церия, дающего коллоидную фракцию гидроокиси уже при pH = 3,9 [24]. Если бы $Ce(OH)_4$ присутствовал в исследуемой системе, то коллоидообразование при больших значениях pH шло бы значительно интенсивнее. Пунктирные линии на рис.6 соответствуют теоретически рассчитанному процессу образования гидроокиси трехвалентного церия [25]. Как видно из рис.6, расчеты и экспериментальные данные совпадают лишь на начальных участках кривых, отражающих формирование взвешенной фракции. Это указывает на возникновение псевдоколлоидов, в образовании которых, по-видимому, играет роль растворенная кремневая кислота [26]. Понижение количества взвешенной фракции при увеличении концентрации ионов церия

в 100 раз, вероятно, определяется процессами полимеризации ионов. Не переходят полностью во взвешенную фракцию в бидистиллированной воде ни при каких значениях pH также ^{91}Y, ^{95}Nb, ^{99}Tc [27-29].

В морской воде, помимо гидролитических свойств элемента, на его состояние влияют процессы адсорбции на взвесях и комплексообразования с органическими лигандами. Состав взвеси и органического вещества не одинаков в различных местах и на разных глубинах в океане. Поэтому на разных стадиях пребывания в океане элемент может обладать различной миграционной способностью. Чтобы убедиться в этом, было изучено превращение ионных форм ^{144}Ce, ^{91}Y, ^{95}Nb, ^{99}Tc, введенных в пробы воды, поднятой с различных горизонтов в Тихом океане в пункте 00°56'с.ш.; 160°29' з.д. [30-31].

Была также проверена гипотеза, согласно которой редкоземельные элементы (РЗЭ), выпавшие в осадок на дно океана, могут регенерироваться обратно в водную толщу под влиянием комплексообразования с органическими фосфорсодержащими соединениями [32]. С этой целью было рассмотрено поведение ^{144}Ce, ^{91}Y, ^{95}Nb, ^{99}Tc в иловых водах, полученных из поверхностного слоя донных отложений с глубины 5173 м в вышеуказанном пункте.

На рис.7 представлены некоторые результаты опытов, полученные методом ультрафильтрации. Можно заметить, что образование взвешенной фракции с ростом pH развивается менее интенсивно, чем в бидистиллированной воде. Технеций во всем диапазоне кислотности среды остается в исходном ионном состоянии (пертехнат аммония). Как и в чистой воде, ни при каких значениях pH ^{144}Ce, ^{91}Y, ^{95}Nb не переходят полностью во взвешенную фракцию. Было также показано, что при pH > 7 и концентрации более $7 \cdot 10^{-12}$ в морской воде не наблюдается сокращения доли взвешенного ^{144}Ce. По-видимому, это связано с торможением полимеризации гидролизованных ионов примесями посторонних веществ в морской воде. Возможна и другая причина. Согласно [33], при pH > 7 в морской воде возможно окисление Ce^{+3} до состояния +4. Вследствие этого должен образовываться истинный коллоид труднорастворимых соединений церия, например гидроокиси или фосфата.

Зависимость от кислотности морской воды для ^{91}Y и ^{95}Nb аналогична той, какая наблюдалась для ^{144}Ce.

Результаты исследования распределения изучаемых радиоэлементов в водах, поднятых с разных глубин, представлены на рис.8. Содержание ^{144}Ce и ^{95}Nb во взвешенной фракции практически одинаково для вод со всех глубин. Содержание взвешенного ^{91}Y минимально (0-10%) в водах с глубин 100 м и 500 м, а в водах с поверхности, с глубины 4000 м и в водах из донных отложений оно значительно выше (40-50%). По-видимому ^{91}Y взаимодействует с какими-то комплексообразователями, концентрация которых растет от поверхности до определенной глубины, а затем вновь уменьшается. Возможно, это продукты разложения органического вещества. Различие в судьбе ^{144}Ce и ^{95}Nb, по сравнению с ^{91}Y, должно вести к дифференциации этих нуклидов при переносе их в глубины океана и к более быстрому опусканию первых.

Распределение ^{144}Ce и ^{91}Y между взвешенной и растворенной фракцией, получалось практически одинаковым при разделении ультрафильтрацией и центрифугированием. Последний метод позволил рассчитать средний радиус коллоидных частиц, который для ^{144}Ce лежал в пределах (0,44 ÷ 0,05) мкм, а для ^{91}Y – (0,20 ÷ 0,05) мкм.

Результаты, полученные путем ионного обмена для растворов в бидистиллированной воде, хорошо дополняют друг друга и соответствуют теоретическим представлениям о взаимодействии псевдоколлоидных частиц с анионитом и катионитом [23,34]. При высоких значениях pH сорбция исследованных радионуклидов на катионите практически равна нулю.

Из морской воды церий и иттрий сорбируются только на анионите, рис.9. При характерном для натуральной морской воды значении pH ≠ 8,0 из раствора на анионит переходит 80% ^{144}Ce и 30% ^{91}Y. Частичная сорбция этих элементов на анионите и отсутствие ее на катионите, вероятно, связаны с образованием отрицательно заряженных частиц при гидролизе. Различие в выделении исследуемых элементов ультрафильтрацией (центрифугированием) и с помощью ионообменников, по-видимому, связано с образованием исследуемыми элементами, помимо отрицательно заряженных частиц, коллоидных агрегатов с фосфатами морской воды и растворимых комплексных соединений с органическими лигандами. Полученные результаты хорошо согласуются с данными электрофоретических исследований, указывающих на появление при pH > 7,5 отрицательно заряженных частиц, которые в области pH < 7 имели положительный заряд.

Таким образом, попадая в морскую воду, исследуемые радиоэлементы гидролизуются с образованием отрицательно заряженных коллоидных частиц (pH = 7,8 ÷ 8,2). Кроме того, ^{91}Y, вероятно, образует с фосфатами нейтральные заряженные частицы, а с органическими лигандами – растворимые комплексные соединения.

Одной из составных частей океанической взвеси является живое существо, которое непрерывно удаляет химические элементы из морской воды и вовлекает их в систему биоциркуляции. Другим важным компонентом океанической взвеси является железо, его содержание во взвешенном веществе колеблется от 0,5 до 19,5% [35,36]. Давая гидроокись, оно может участвовать в извлечении элементов из морской воды.

Поэтому было исследовано влияние железа на состояние ^{144}Ce, ^{91}Y, ^{95}Nb и ^{99}Tc в морской воде (метод ультрафильтрации).

Полученные результаты приведены на рис.10, из которого видно, что ^{91}Y, ^{144}Ce и ^{95}Nb при введении добавочного количества железа почти на 90% переходят во взвешенную фракцию. В натуральной морской воде во взвешенном состоянии находится 45% ^{91}Y, 60% ^{144}Ce, 70% ^{95}Nb. Присутствие железа не влияет на физико-химическое состояние ^{99}Tc. Полученные данные наглядно свидетельствуют об опасности, которую влечет за собой удаление радиоактивных элементов в океан. Поступая при питании в планктонные организмы, железо служит своего рода носителем осколков деления и способствует вовлечению исследуемых радиоизотопов в активный биологический цикл.

Установлено, что для всех изотопов в присутствии железа коэффициент накопления их планктоном на порядок выше, чем в системе морская вода – планктон – изотоп. При этом не отмечалось влияния видового состава планктона.

Кроме биогенных процессов, влияющих на распределение радиоэлементов в морской воде, исследовались и абиогенные процессы, – захват изотопов поверхностью взвеси и донных осадков.

В связи с тем что состав взвешенного вещества по глубине не однороден, представляло интерес изучить захват радиоизотопов взвесью с разных глубин океана. Такие пробы были отобраны с глубины 0, 100, 500

ТАБЛИЦА V. ЗАХВАТ ИССЛЕДУЕМЫХ РАДИОЭЛЕМЕНТОВ ПОВЕРХНОСТНОЙ ВЗВЕСЬЮ

№ образца взвеси	Середина района сборы пробы		Захват радиоэлемента, K_d			
	широта	долгота	^{91}Y	^{95}Nb	^{99}Tc	^{144}Ce
1	22°42'Ю	170°34'З	$4{,}1\cdot10^3$	$5{,}8\cdot10^3$	0	$1{,}9\cdot10^3$
2	12°25'Ю	156°36'З	$4{,}3\cdot10^3$	$5{,}6\cdot10^3$	0	$1{,}9\cdot10^3$
3	21°06'С	173°04'З	$4{,}5\ 10^3$	$6{,}1\ 10^3$	0	$1{,}9\cdot10^3$
ст. 5992	0°56'С	160°29'З	$4{,}3\cdot10^3$	$6{,}2\cdot10^3$	0	$1{,}7\cdot10^3$

и 4000 м в указанной выше точке, а также с поверхности в разных районах тропической части Тихого океана. Получено, что, независимо от географической точки отбора пробы, количество ^{144}Ce, ^{91}Y, ^{95}Nb, ^{99}Tc, извлеченное взвесью из воды, практически везде одинаково (табл. V).

Изучение захвата радиоэлементов взвесью, отобранной с разной глубины, показало, что количественно этот процесс зависит от свойств взвеси и ее гранулометрического состава. Для исследуемых радиоэлементов отмечено, что минимальная величина захвата свойственна поверхностной взвеси, она увеличивается пропорционально глубине отбора проб. Максимальная величина определена для глубинной взвеси, где в ее составе существенная часть отводится минеральным зернам. В этих горизонтах отмечена и необратимость захваченных радиоизотопов.

В миграции захваченных взвесью радиоэлементов активное участие принимают явления повторного растворения и минерализации взвесей и биологические процессы. Захватываясь все новыми и новыми планктонными организмами в результате частой смены их поколений, радиоэлементы остаются в биологической сфере и передаются от низших организмов к более организованным, создавая прямую опасность для человека, вопреки мнению о безграничном разбавлении радиоэлементов в океане.

Для изучения влияния донных осадков на распределение радиоэлементов в океане были взяты наиболее распространенные и типичные илы, отобранные в Индийском и Тихом океане. Результаты количественного извлечения исследуемых радиоизотопов донными осадками из морской воды показали, что наиболее полно захватывают ^{144}Ce, ^{91}Y, ^{95}Nb илы, которые содержат в тонких фракциях более 50% каолита. Несколько меньший процент изотопов (~ 85) связан с тропическим радиоляриевым мелкоалевритовым илом, содержащим более 16% аморфного кремнезема в виде скелетных остатков планктонных организмов – радиолярий и частично диатомовых водорослей. Меньшее извлечение изотопов характерно для слабоизвестковых глинистых илов (80%). Хуже всего захватывают радиоизотопы осадки с высоким содержанием кальция (~ 60%) и вулканический песок (~ 75%).

Таким образом, исследуемые донные осадки по величине захвата изотопов из морской воды, можно расположить в следующий ряд: бескарбонатный глинистый ил > тропический радиоляриевый мелкоалевритовый ил > слабоизвестковый глинистый ил > вулканический песок > карбонатный ил.

Представленные данные наглядно свидетельствуют о том, что степень захвата элементов донными осадками находится в прямой зависимости от величины поверхности и химического состава последних. Например, один из хороших концентратов изотопов – мелкоалевритовый ил имеет очень развитую поверхность, 32,5 $м^2$ /г, содержит 16,3% аморфного кремнезема и 1% карбоната кальция, а карбонатный ил, который отнесен к худшим поглотителям, имеет поверхность всего 0,61 $м^2$/г, аморфного кремнезема в его составе нет, и он почти целиком состоит из карбоната кальция (93,5%).

Таким образом, в целом извлечение радиоэлементов из морской воды донными осадками, есть сложный физико-химический процесс, который представляет собой совокупность процесса механического захвата коллоидных частиц этих элементов илами и сорбции, той части радиоизотопа, которая находится в морской воде в истинно разбавленном состоянии.

Изложенные здесь результаты в совокупности с данными работ [5-7] дают картину радиоактивной загрязненности Мирового океана в 1966-1967 гг. По каждому впервые обследованному району дана исходная обстановка для дальнейшего изучения радиоактивности того или иного участка океана.

К 1966-1967 гг. радиоактивное загрязнение поверхностных вод океана в целом снизилось, размылись некоторые существовавшие ранее радиоактивные пятна. Запас ^{90}Sr, ушедшего в глубину, в Тихом океане явно превосходил то количество, которое отложилось вследствие глобального радиоактивного выпадения. В Атлантическом океане аналогичные достоверные данные получены лишь в немногих точках.

Главным обстоятельством, вызывающим тревогу, является наличие техногенных радиоактивных областей в международных водах и тенденция к увеличению их числа, интенсивности загрязнения, размеров, а также – к слиянию таких областей друг с другом.

Для понимания того, что может случиться с морем и его ресурсами в дальнейшем, изучаются физико-химические и биологические процессы, которые управляют сброшенными в океан радионуклидами. Для растворимых форм ряда радиоэлементов большую роль играет гидролиз, комплексообразование, концентрирование на океанической взвеси. Вовлечение искусственных радионуклидов в активный биологический круговорот может вести к накоплению их в некоторых звеньях миграционной цепи. Из различных видов донных осадков лучшим поглотителем исследованных радионуклидов является бескарбонатный глинистый ил. Механизм извлечения этих нуклидов из морской воды представляет собой совокупность механического захвата коллоидных частиц этих веществ донными осадками и сорбции на них той части радиоэлементов, которая находится в морской воде в истинно растворенном состоянии.

Из приведенных здесь данных следует, что удаление радиоактивных отходов в океаническую среду представляет собою определенную опасность. Учитывая быстрое развитие атомного производства и энергетики, необходимо уже сейчас искать эффективные меры по предотвращению дальнейшего радиоактивного загрязнения океанов и морей.

ЛИТЕРАТУРА

[1] KLEMENT, A.W., Jr., LYTLE, C.F., SCHULTZ, V., U.S. AEC Rep. TID-3915 (1968).

[2] EDMUNDSON, E., Jr., SCHULTZ, V., KLEMENT, A.W., Jr., U.S. AEC Rep. TID-3917(1968).

[3] FOLSOM, T.R., SREEKUMARAN, C., HANSEN, N., MOORE, J.M., GRISMORE, R., Rep. HASL-217(1970) 1-9 – 1-110 .
[4] BOWEN, V.T., NOSHKIN, V.E., VOLCHOK, H.L., Rep. HASL-217 (1970) 1-119 – 1-129.
[5] БАРАНОВ, В.И., ВДОВЕНКО, В.М., ГЕДЕОНОВ, Л.И., ИВАНОВА, Л.М., КОЛЕСНИКОВ, А.Г., ПАТИН, С.А., ПОПОВ, Н.И., ХИТРОВ, Л.М., ЧУЛКОВ, П.М., Третья Междунар. конф. ООН по использованию атомной энергии в мирных целях, A/Conf. 28/P/384 (1964).
[6] VDOVENKO, V.M., KOLESNIKOV, A.G., GHEDEONOV, L.I., IVANOVA, L.M., NELEPO, B.A., Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters, Proceedings of the IAEA Symposium, Vienna (1966) 425.
[7] VDOVENKO, V.M., GHEDEONOV, L.I., GRITCHENKO, Z.G., IVANOVA, L.M., KOLESNIKOV, A.G., NELEPO, B.A., International Symposium on Hydrogeochemistry and Biogeochemistry, Tokyo, Japan (1970).
[8] ШВЕДОВ, В.П., ПАТИН, С.А., Радиоактивность океанов и морей, Госатомиздат, М. (1968).
[9] ИВАНОВА, Л.М., Радиохимия 9 (1967) 622.
[10] ГЕДЕОНОВ, Л.И., ГРИТЧЕНКО, З.Г., ФЛЕГОНТОВ, В.М., ЖИЛКИНА, М.И., Документ ООН A/AC 82/G/L 1171 (1967).
[11] Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, General Assembly Official Records: XXIV Session, Supplement No. 13 (A-7613), New York (1969).
[12] MIYAKE, Y., SARUHASHI, K., Second International Conference on Water Pollution Research, Tokyo (1964).
[13] MIYAKE, Y., SARUHASHI, K., Disposal of Radioactive Wastes, IAEA, Vienna 2 (1968) 168.
[14] ЧУМИЧЕВ, В.В., Труды института океанологии 82 (1966) 20.
[15] ПОПОВ, Н.И., ПАТИН, С.А., Труды института океанологии 82 (1966) 42.
[16] РЫЖКОВ, Ю.Г., БОГУСЛАВСКИЙ, С.Г., НОВОСЕЛОВ, А.А., Морской Гидрофизический Институт АН УССР. Экспресс-информация № 9 (1967) 50.
[17] БАРИНОВ, Г.В., БЛИНОВ, М.В., ГРИТЧЕНКО, З.Г., Морской Гидрофизический Институт АН УССР. Экспресс-информация № 9 (1967) 32.
[18] PARK, K., GEORGE, M.I., MIYAKE, Y., SARUHASHI, K., KATSURAGI, Y., KANASAWA, T., Nature 208 (1965) 1084.
[19] BOWEN, V.T., NOSHKIN, B.E., VOLCHOK, H.L., SUGIHARA, T.T., Rep. HASL-197 (1968) 1-2 – 1-64.
[20] НЕЛЕПО, Б.А., Ядерная гидрофизика. Госатомиздат, М. (1970).
[21] СТАРИК, И.Е., Основы радиохимии, изд-во АН СССР (1959).
[22] СТАРИК, И.Е., ШЕЙДИНА, Л.Д., ИЛЬМЕНКОВА, Л.И., Радиохимия 4 (1962) 44.
[23] АКСЕЛЬРУД, И.В., СПИВАКОВСКИЙ, В.Б., Журнал Неорг. Хим. 4 I (1959) 56.
[24] ТАРОЯН, В.М., ЭЛИАРЯН, Л.А., Изв. АН Арм. ССР, серия хим. наук 10 3 (1957) 189.
[25] СТЕПАНОВ, А.В., ШВЕДОВ, В.П., Журн. Неорг. Хим. 10 4 (1963) 1000.
[26] СИНИЦЫНА, Г.С. и сотр., Радиохимия 9 4 (1967) 397.
[27] СТАРИК, И.Е., СКУЛЬСКИЙ, И.А., Радиохимия 1 1 (1959) 77.
[28] SCHUBERT, J., CONN, E.E., Nucleonics 4 6 (1949) 2.
[29] KURBATOV, J.D., KURBATOV, M.U., J. Phys. Chem. 46 (1942) 44.
[30] СПИЦЫН, В.И., БЕРНОВСКАЯ, Р.Н., Доклады АН СССР 182 4 (1968).
[31] СПИЦЫН, В.И., БЕРНОВСКАЯ, Р.Н., БОГДАНОВ, Ю.А., ГРОМОВ, В.В., ТИХОМИРОВ, В.Н., Радиохимия 11 (1969) 5.
[32] BOWEN, V.T., SUGIHARA, T.T., Radioecology 4 (1963).
[33] CARPENTER, J.H., GRANT, V.E., J. Marine Res. 25 (1967) 228.
[34] GRIESSBACH, K., RICHTER, A., Kolloid Z. 146 (1956) 107.
[35] ЛИСИЦЫН, А.П., Распределение и химический состав взвеси в водах Индийского океана, Изд-во "Наука", М. (1969).
[36] СТРАХОВ, И.М., Основы теории литогенеза, изд-во АН СССР (1960).

THE BIOLOGICAL COST OF DISCHARGING HEAT TO RIVERS

R.F. FOSTER, R.T. JASKE, W.L. TEMPLETON
Pacific Northwest Laboratories,
Battelle Memorial Institute,
Richland, Wash.,
United States of America

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

THE BIOLOGICAL COST OF DISCHARGING HEAT TO RIVERS.

In view of the widespread conjecture that the addition of cooling water to rivers entails a substantial biological cost, comprehensive studies are being made both under controlled laboratory conditions and on major rivers of the USA to determine whether adverse effects actually occur. These studies include: (1) those carried out over a period of 25 years by the USAEC on the Columbia River in the Pacific Northwest, which is noted for salmon and is used to cool plutonium-production reactors; (2) the Connecticut River in New England, noted for shad and used to cool a series of thermal power plants; and (3) the Tennessee River and its tributaries in the southeastern USA, noted for warm-water game fish and heavily developed for both hydroelectric and thermal power. The potential for a significant biological cost at these operating sites has been uncommonly great because of the high temperatures of the effluents, the quantities of heat discharged and the kinds of fish at risk. The studies embrace all the obvious ways that heat might directly affect anadromous fish, including upstream migration, spawning, egg development, growth and survival, downstream migration, entrainment of plankton, food organisms and disease. Some laboratory and field experiments suggest that a very small percentage of the river fish may at times encounter unmixed effluent that could prove lethal and that entrainment can briefly depress the abundance of zooplankton. Of much greater significance is that none of the field studies has thus far detected any heat-caused degradation of the stocks of desired fish nor significant alteration of the quality of the ecosystems except in the immediate vicinity of the discharges. Effects, if any, are of a much lower order than those produced by other factors that influence the abundance of fish and other aquatic life.

LES REPERCUSSIONS BIOLOGIQUES DE LA POLLUTION THERMIQUE DES COURS D'EAU.

Devant l'idée largement répandue que l'évacuation dans les rivières de l'eau de refroidissement est néfaste sur le plan biologique, des études systématiques ont été réalisées, à la fois en laboratoire et dans les principaux fleuves des Etats-Unis d'Amérique, pour vérifier si tel est véritablement le cas. Ces études portent sur: 1) le Columbia (région Nord-Ouest du pays, sur le Pacifique), fleuve où le saumon abonde et dont l'eau est utilisée par l'USAEC pour refroidir des réacteurs plutonigènes (étude menée depuis 25 ans); 2) le Connecticut, en Nouvelle Angleterre, connu pour ses aloses et utilisé pour refroidir une série de centrales thermiques; 3) le Tennessee et ses affluents, dans le Sud-Est des Etats-Unis, réputé pour ses poissons d'eau tempérée et largement utilisé dans des centrales aussi bien thermiques qu'hydro-électriques. La possibilité d'une perte biologique importante dans ces cours d'eau était anormalement élevée à cause des hautes températures des eaux et des grandes quantités de chaleur évacuées et des espèces de poissons menacées. Les études envisagent tous les événements de la vie des poissons anadromes que la chaleur risque de perturber directement, comme leur migration vers l'amont, la ponte des œufs et leur développement, leur croissance, leur survie, leur migration vers l'aval, le déplacement du plancton, les micro-organismes leur servant de nourriture ainsi que leurs maladies. Certaines des expériences réalisées donnent à penser qu'un très petit pourcentage des poissons de rivière peut rencontrer, à un moment quelconque, des eaux d'évacuation non diluées capables de provoquer leur mort, et que la quantité de zooplancton peut être diminuée temporairement. Il est beaucoup plus important de noter qu'aucune des études n'a jusqu'à présent mis en évidence une quelconque dégradation des réserves de poissons sous l'effet de la chaleur, ni une altération notable de l'écologie de ces rivières, excepté dans le voisinage immédiat des points d'évacuation. De tels effets, s'ils existent, sont de plusieurs ordres de grandeurs inférieurs à ceux produits par d'autres facteur influençant l'abondance du poisson et les autres formes de vie aquatique.

ВЛИЯНИЕ НА БИОСФЕРУ СБРОСА ГОРЯЧЕЙ ВОДЫ В РЕКИ.

С учетом широко распространенного мнения о вредном влиянии сброса горячих вод в реки на биосферу были проведены всесторонние исследования этой проблемы как в лабораторных условиях, так и непосредственно на больших реках США. Исследования предусматривали: 1) изучение результатов наблюдений за лососем, проводимых в течение 25 лет Комиссией по атомной энергии США на реке Колумбия (северо-западная часть тихоокеанского побережья США), воды которой используются для охлаждения плутониевых промышленных реакторов; 2) наблюдение за рыбой на реке Коннектикут в Новой Англии, воды которой используются для целей охлаждения на тепловых электростанциях; 3) наблюдение за промысловой рыбой на реке Теннесси и ее притоках на юго-востоке США, воды и энергия которых в больших масштабах используются тепловыми и гидроэлектростанциями. Возможность значительного влияния указанных предприятий на биосферу объясняется весьма большим количеством и высокой температурой сбрасываемых вод; и, с другой стороны, теми семействами рыб, которые могут подвергаться этому воздействию. Были обследованы все возможные пути прямого воздействия горячей воды на проходную рыбу. Изучались миграция вверх и вниз по течению, нерест, развитие икры, рост и выживание мальков, заболевания, а также увлечение потоками воды планктона и наличия пищевых объектов. В результате лабораторных и полевых исследований было сделано следующее заключение: лишь небольшой процент речной рыбы может встречаться в некоторых случаях с неразбавленной массой горячей воды, что приводит к гибели рыбы. Что касается увлечения планктона потоками теплой воды, то это мало влияет на его изобилие. Более важным является тот факт, что в результате проведенных до сих пор наблюдений непосредственно на реках не удалось установить ни сокращения запасов промысловых рыб от воздействия на них горячей воды, ни заметного изменения экологических систем (исключение составляют районы, находящиеся в непосредственной близости от мест сброса горячих вод). Таким образом, в значительно бóльшей степени вредное влияние на рыбные богатства и другие живые организмы в воде оказывают не сбросы горячей воды в реки, а иные неблагоприятные факторы.

EL PRECIO BIOLOGICO DE LA EVACUACION DE CALOR EN LOS RIOS.

En vista de la noción ampliamente extendida de que la evacuación en los ríos de aguas utilizadas en la refrigeración entraña importantes pérdidas biológicas, se han llevado a cabo sistemáticos estudios bajo condiciones de laboratorio controladas y en los principales ríos de los Estados Unidos, para determinar si efectivamente ocurren efectos adversos. Esos estudios incluyen: 1) los realizados durante un período de 25 años por la USAEC en el río Columbia (región Noroeste del país, hacia el Pacífico), famoso por su salmón y utilizado para la refrigeración de reactores de producción de plutonio; 2) el río Connecticut en New England, notable por la alosa y utilizado para la refrigeración de una serie de centrales térmicas de potencia; 3) el río Tennessee y sus afluentes en el Sudeste de los Estados Unidos, conocido por sus peces de recreo de agua templada y empleado en gran escala para centrales tanto hidráulicas como térmicas. La posibilidad de significativas pérdidas biológicas en esos ríos es muy considerable debido a las elevadas temperaturas de los desagües y la gran cantidad de calor evacuado, así como a las especies de peces. Los estudios consideran todas las formas evidentes en que el calor pueda afectar directamente a los peces anadromos, influyendo en la migración aguas arriba, el desove, el desarrollo de los huevos, el crecimiento y supervivencia, la migración aguas abajo, el arrastre del plancton y de los organismos con que se nutren, así como las enfermedades. Algunos experimentos de laboratorio y de campo sugieren que un porcentaje muy pequeño de los peces del río pueden a veces encontrar aguas de evacuación no mezcladas que provocarían su muerte, las cuales pueden además ocasionar una disminución temporal del abundante zooplancton. Mucha mayor significación tiene el que ninguno de los estudios de campo ha puesto de manifiesto una degradación de las razas de peces originada por el calor, ni una alteración notable de la calidad de los ecosistemas, excepto en las inmediaciones de los puntos de descarga. Los efectos, si es que los hay, son de un orden mucho menor que los producidos por otros factores que influyen sobre la abundancia de peces y otras formas acuáticas de vida.

INTRODUCTION

Although rivers have been used for cooling thermal power plants for many years, only in the past decade has wide-spread attention been directed at the effects that heat might have upon aquatic life. For the most part, the impact of the older fossil-fuelled plants has been small because of their relatively small size. By comparison the quantity of heat rejected by nuclear

stations in the 1000 MW(e) range is so great that only the largest rivers have a water flow great enough to provide direct cooling [1]. Where such plants are planned, detailed studies of the potential impact on the environment are now required [2]. Further, an intense effort is now under way to determine what temperature increase is necessary before aquatic resources are damaged [3].

Some kind of an adverse effect on aquatic life can always be produced by subjecting test animals to intolerable temperatures. The relevant issue with regard to thermal power plants is not so much whether any effect can be hypothetically deduced but whether the effect will be of any significance in terms of an identifiable loss. Only by quantifying the impact will it be possible to weigh the benefits of the electrical power produced against some biological cost.

Studies made on rivers which have been receiving the cooling water from large nuclear or fossil-fuelled plants provide a valuable insight into the kinds and magnitudes of environmental effects that can be expected at future large thermal stations. Because of foresight and prudence, several studies were initiated in rivers of the United States of America years in advance of the current public awakening and concern about thermal loading of streams. The ones described below embrace a wide range of climatic, hydraulic and biological conditions.

THE COLUMBIA RIVER

Physical characteristics and the Hanford Plant

The Hanford plutonium producing reactors operated by the USAEC were located on the Columbia River in the State of Washington because the river could be used as a source of cooling water. The first reactor began operating late in 1944, and in 1964 as many as nine reactors were discharging their cooling water into the Columbia over a distance of 25 km. Only one of these reactors produced electricity in addition to plutonium, and it is the only one that now remains in operation. The temperature of the effluent from the non-electric reactors was several times that of the cooling water of electrical power plants and consequently, until diluted, it was too hot for survival of river organisms.

Cooling water from the plutonium reactors was discharged from the open ends of large pipes directed upwards from the bottom into the main flow of the river. During most of the year, the flow in this reach fluctuates between about 1000 m^3/sec and 4000 m^3/sec, and is controlled by a hydro-electric dam 25 km upstream. Because of the swiftness of the river in this area (0.8 to 3 m/sec) and the velocity of the jet issuing from the outfall, the effluent mixed quickly between the top and bottom of the river (8 to 12 m). On the other hand, the effluent was transported many kilometres downstream before it mixed throughout the width (250 to 350 m) of the river. Temperature increases of the order of 15°C occurred only in partially diluted swirls of effluent less than 25 m below the outfall, and they lasted only for a few seconds. When most of the reactors were operating, and under summer-time low flow conditions, the increase in the temperature of the river over a 90 km stretch was typically about 2.5°C [4]. The natural temperature of the Columbia ranges from about 2°C to 20°C.

Fishery resources

The Columbia River system supports valuable runs of cold-water anadromous fish that are harvested by both commercial fishermen and by sportsmen. Each year some 60 000 chinook salmon (Oncorhynchus tshawytscha), 74 000 blueback salmon (O. nerka), 4 000 coho salmon (O. kisutch), and 11 000 steelhead trout (Salmo gairdneri) pass the reactors en route to their spawning grounds. Many thousands more of these and other anadromous species spawn in other parts of the river system. "Resident" species sought by sportsmen near the Hanford site include sturgeon (Acipenser transmontanus), whitefish (Prosopium williamsoni), bass (Micropterus dolomieu) and other spiny-rayed species. Large numbers of undesirable species, such as suckers, squawfish and carp are also present.

Much of the research work carried out for the USAEC near the reactors has focused on the salmon, because of their economic value and because they are believed to be more vulnerable to the heated effluent than the other species.

Biological cost

Adult salmon migration

In order to determine whether salmon and trout bound for ancestral spawning grounds upstream were affected by the effluent plumes from the reactors, small battery-powered tags that emit a sound were attached to several hundred chinook salmon and steelhead trout, and their movements were followed. For the most part, the tagged fish travelled near shore on the side of the river away from the reactors - they may have favoured this side for reasons independent of the reactor operation. Of more importance was the observation that the speed of migration was not significantly influenced by the plumes and there was no evidence of any blockage [5].

Salmon eggs

Substantial numbers of chinook salmon and steelhead trout spawn in the general vicinity of the reactors in the autumn, when temperatures are declining. Although most of the nest (or redd) building occurs away from the outfalls, some nests have been observed directly under the plumes. In some years, the ambient temperature of the river is above optimum (greater than 15°C) for egg survival at the start of the spawning season but may be below optimum near the end of the season [6]. Heat added by the reactors may aggravate or improve conditions for egg incubation, depending upon the precise time of spawning. In any event, less than 1% of the total run of chinook salmon in the Columbia River system spawned in places where their eggs could have been affected by the Hanford effluent.

Young salmon

Although river temperatures are within the optimum range when most of the young fish migrate to the sea (late spring and summer), concern has been expressed that some fish might be swept directly into the reactor

effluent before it was effectively diluted. Very few fish were vulnerable, however, because only about 5% of the cross-sectional area of the river had temperatures high enough to injure the fish. Furthermore, young fish are believed to migrate close to the shore rather than in the main channel of the river, where the outfalls are located. A few young salmon have been captured in traps anchored directly in the effluent plumes but none of them had been injured by the plume. Small salmon were also held in cages and drifted directly through the plumes. In virtually all of these tests the fish survived. Only in one test conducted in late summer and at a very low flow stage of the river was significant mortality recorded. On this occasion the test fish experienced a temperature "shock" of 22°C in the mixing zone [7]. Mathematical modelling of the mixing zone confirms that young salmon would rarely remain in unfavorably high temperatures long enough to be killed [8]. On the other hand, the reactions of a few young fish may be temporarily impaired so that they are more vulnerable to predation. Any biological cost involved is imperceptibly small.

Spawning population

The size of the population of chinook salmon that spawns in the Hanford reach has been of special interest because a significant effect of the effluents on any life stage should eventually cause a decline. No such decline has occurred. Rather the number of nests has increased from a few hundred in most years prior to 1960 to more than 4000 in recent years [9]. This marked increase is attributed to an influx of salmon that should have spawned in places now inundated by new dams. A beneficial effect on this stock of salmon from reactor operation is most unlikely. Nevertheless, any biological cost exacted by the reactors is obviously inconsequential in relation to other environmental factors that cause huge fluctuations in the size of the stocks.

THE TENNESSEE RIVER

The Tennessee Valley Authority (TVA), has fully developed the hydroelectric potential of the Tennessee River in southeastern USA and now has eleven coal-fired plants in operation. All but three of the thermal plants are at sites where the river flow is fully regulated by the hydroelectric projects, and the current speed is reduced by impoundments.

Warm-water fish predominate in the Tennessee River and the most important game species include bluegill sunfish (Lepomis macrochirus), sauger (Stizostedien canadense), white crappie (Pomoxis annularis), catfish (Ictalurus lacustris) and bass (Micropterus salmoides). Many other spiny-rayed species are also caught. No anadromous species are present.

The TVA staff has conducted extensive water quality studies at all of their existing plants and also at sites where construction is not yet complete, e.g. the Browns Ferry Nuclear Plant [10]. The sites mentioned below have been selected for comment because of their size and the kind of biological data available.

Widows Creek

The Widows Creek plant in the northeastern corner of Alabama discharges its cooling water into the upper reaches of the Guntersville Reservoir. A temperature survey made in August, 1967, showed that the warm-water (30°C) discharged at the water's edge, spread diagonally across (about 400 m) the river in a surface layer less than 3 m deep. The temperature upstream was about 24°C and the increase in the river temperature after complete mixing was less than $\frac{1}{2}$°C [11]. Patterns of this type, where the warm water "floats" out into the main channel and then mixes rapidly with the stream flow, were also observed at other TVA plants that release water at the shore line.

The diversity and abundance of bottom fauna were similar above and below the discharge. Slight differences were attributed to variability of substrate rather than to temperature effects. The growth of periphyton on artificial collectors placed in the river was not consistent with proximity to the discharge. Churchill and Wojtalik [12] concluded that the discharge from the plant did not produce significant effects on aquatic life.

Colbert Plant

The Colbert Plant in the northwest corner of Alabama draws water from the Tennessee River (Pickwick Reservoir) but the discharge is into Cane Creek, about 3 miles above its mouth. Cane Creek is a small (about 1.4 m^3/sec), shallow, free-flowing stream above the Colbert Plant discharge but it is much larger (60 m^3/sec) after the addition of the cooling water. It is slow moving at its mouth because of the backwater from the Pickwick Reservoir.

In September, 1967, the temperature of Cane Creek above the plant discharge was about 19.5°C. Immediately below the discharge it was about 30°C but the water cooled to 28.5°C by the time it reached the mouth. When the warm water of Cane Creek entered the reservoir, a major portion moved downstream along the south (plant) side. The heated water zone (+6°C) covered a relatively small horizontal area, and was limited to the surface layers (upper 0.6 m) [13]. The temperature in the main river channel was practically unaffected. The growth of periphyton on artificial collectors was considerably greater in the heated part of Cane Creek and filamentous blue-green algae was present. The level of growth was not of nuisance proportions, however. The heated-water discharge did not affect the bottom fauna of the main river nor did it significantly affect the bottom fauna of Cane Creek - the differences in diversity and abundance observed in the Creek were attributed to varying physical characteristics [12].

Kingston and John Sevier

The John Sevier plant is in the eastern part of Tennessee near the Virginia border. Cooling water is drawn from behind a low dam on the Holston River and is discharged (7 to 9°C warmer) below the dam into the backwaters of the Cherokee Reservoir. The Kingston plant is on a peninsula at the upper end of Watts Bar Lake in east central Tennessee. It draws water from one arm of the reservoir and discharges it into another arm. Large numbers of fish, and fishermen, are attracted to the discharge areas

of these plants, especially during the winter and spring. At times when temperatures in the discharge area are especially favourable (e.g. during the winter), the concentrations of fish near the discharge may be several times greater than in the adjacent reservoir area [14].

Paradise Plant

This plant in west-central Kentucky is located on the relatively small (240 m^3/sec) Green River which joins the Ohio upstream from the Tennessee. There are two units of 690 MW(e) each that began operating in 1963. The warm cooling water from the plant enters the river (here a reservoir with a mean velocity of 75 cm/sec) via a short canal and flows outward near the surface, both upstream and downstream of the discharge point. In June of 1965 (one unit operating) some nine miles of river was required to produce a uniformly mixed condition [12].

Extensive studies of the biota were made both before and after this relatively large plant was started up. When temperatures of the condenser cooling water exceeded 38.5°C, the aquatic organisms in it did not survive. In the main river, zooplankton thrived in floating pools of warm water up to 36°C, but not at higher temperatures [12]. Field studies in May of 1964 showed a marked depletion of zooplankton immediately below the plant, but greater-than-normal abundance 5 km downstream where temperatures were again favourable.

The growth of periphyton was substantially reduced in the vicinity of the discharge during the summer months and slimes appeared. Complete recovery generally occurred about 24 km downstream, and there was little net change in the total supply of fish food because of the heat added by the plant. The abundance of fish near the plant was poor in the summer of 1961, and became poorer in the summertime after plant start-up. On the other hand, inventories made in the winter consistently showed much larger populations near the discharge than in the river above and below.

In order to avoid detrimental effects, the third unit of the plant, completed in 1969, uses a natural draft cooling tower. Cooling towers have also been built for the original two units and are used whenever the mean river temperature would otherwise exceed 32°C.

Extensive studies have been made by TVA of the concentrations of dissolved oxygen in the rivers below the Paradise, and other plants. Little or no oxygen is lost from the cooling water even when the saturation level reaches 135 to 140%. The dissolved oxygen content of the receiving streams was virtually unaffected by the thermal plants [15].

The large nuclear plant under construction at Browns Ferry in northern Alabama will discharge its cooling water to the bottom of the Wheeler Reservoir via three large diffuser pipes. The temperature of the water outside the mixing zone is expected to be no higher than 34°C, and the increase above natural temperatures not more than 5.5°C [10].

THE CONNECTICUT RIVER

Physical characteristics and the Haddam Neck Plant

The Haddam Neck plant, operated by the Connecticut Yankee Atomic Power Company, in northeastern USA is the largest of ten thermal plants

on the Connecticut River and one of the largest nuclear generating stations operating in the USA at this time. Its cooling water (23.5 m^3/sec; increase 12.4°C) is discharged into the river via a 1830 metre long canal. The mouth of the canal is fan-shaped, which lowers the velocity of the discharge and tends to keep the effluent near the surface of the river [16].

Flood tides in Long Island Sound 25 km downstream push water of diminishing salinity to within 3 km of Haddam Neck [17]. While the tide ebbs, the effluent streams down river, gradually mixing with the main flow. By the time it has travelled 5 km the plume can no longer be distinguished from the surrounding water. Upon the onset of a floodtide, the effluent spreads across the river in the vicinity of the outfall, usually reaching the west bank for 1 to $1\frac{1}{2}$ hours. By mid-flood tide, the effluent streams up-river and can be identified as far as 3 km. At distances beyond 300 m from the outfall the temperature increases of the surface water are not greater than 7 to 10°C [18].

Fishery resources

The single most valuable fishery in the Connecticut River is the shad (Alosa sapidissima), with an annual capitalized value of US $21.5 million [19]. Because of its value, Merriman and his associates have studied this fish intensively in connection with the Haddam Neck plant [17]. When the adult shad return from the sea in late spring they pass the power plant en route to major spawning areas more than 50 km up river. Spawning in the Haddam Neck region is minimal. The juvenile fish (8 to 13 cm long) move downstream en route to the sea from August to November.

Other anadromous fish of the Connecticut River include the glut herring (Alosa aestivalis), and the alewife (A. pseudoharengus). The most common resident fish caught by sportsmen are the white and brown bullhead catfish (Ictalurus catus and I. nebulosus), white and yellow perches (Perca sp.) and sunfish (Lepomis sp.). As in virtually all large rivers, large numbers of undesired species are also present.

Biological cost

Microorganisms and invertebrates

Heat from the plant appeared to have no effect on the microbiology of the river, except in the immediate vicinity of the canal mouth, where the normally dominant diatoms (Melosira sp.) were less abundant than blue-green algae [20].

The natural populations of bottom organisms in the near vicinity of the intake and discharge canal changed considerably after the plant was started up. For a time, more species were present, but later there was a decrease both in kinds and in abundance. This shift was attributed to temperature and to a changed character of the bottom. Six kilometres downstream, no plant-related changes in the abundance of bottom organisms were found [21]. At least some invertebrate species are able to withstand entrainment in the cooling water and temperatures in excess of 38°C as evidenced by the fact that populations have been established in the bottom of the canal [16].

Resident fish

The most obvious effect of the plant on the resident fish has been their attraction into the discharge canal during the winter. Of the white and brown catfish population of the Haddam area, some 10% spend the winter in the canal [22]; other species are also attracted, but to a lesser degree. While in the canal, the catfish loose weight, despite the availability of food, and they appear emaciated when they leave the canal in the spring. The catfish are very sensitive to temperature and leave the canal when its temperature reaches 34°C; however, they return again when the temperature drops only one degree.

The shad

Young shad are known to migrate in deep water by day and nearer the surface at night. Even during the night they apparently pass under the plumes at depths below 1.5 m and there is no evidence that they are adversely affected in this segment of the river [17].

The abundance of adult shad returning to the Connecticut River each year has been estimated from 1965 (over a million fish) through 1970 (about 750 000). There was a decline in 1966-1968 (to about 500 000 fish), but this appears to have been a natural phenomenon and in no way related to plant operation [17, 23].

The migration of the adult shad upstream past Haddam Neck has been studied by both conventional and sonic tagging methods. The fish follow the river channel, which is close to the west bank in this area, and either pass through or under the plume without apparent difficulty or significant hesitation [17].

CONCLUSIONS

The fishery resources of three major rivers of the USA that receive cooling water from large fossil-fuel or nuclear plants have not been discernibly affected by heat from the existing plants. Any small effects that may have occurred have been completely overshadowed by natural and other environmental factors that influence the stocks of fish.

Adverse effects on zooplankton, bottom organisms and the condition of resident fish have been observed in discharge canals and in mixing zones when temperatures reached approximately 35°C. However, the zones of effect are very small in relation to the size of the productive areas of the Columbia, Tennessee, and Connecticut Rivers as a whole. No block to the migration of either adults or young fish has been detected.

Continued observations on rivers with thermal plants will be necessary to demonstrate whether or not small upward shifts in historic temperatures result in any biological cost of significance as a result of long-term subtle effects.

REFERENCES

[1] FEDERAL POWER COMMISSION, Problems in Disposal of Waste Heat from Steam-Electric Plants, A staff study supporting the Commission's 1970 national power survey. FPC Bureau of Power, Washington, D.C. (1969).

[2] National Environmental Policy Act of 1969, Public Law 91-190, 91st Congress, S. 1075, 1 Jan. 1970.
[3] KRENKEL, P.A., PARKER, F.L., Biological Aspects of Thermal Pollution, Vanderbilt Univ. Press (1969).
[4] JASKE, R.T., SYNOGROUND, M.O., USAEC Rep. BNWL-1345 (1970).
[5] COUTANT, C.C., Chesapeake Science 10 (1969) 261.
[6] OLSON, P.A., NAKATANI, R.E., MEEKIN, T., USAEC Rep. BNWL-1538 (1970).
[7] TEMPLETON, W.L., COUTANT, C.C., "Studies on the biological effects of thermal discharges from nuclear reactors to the Columbia River at Hanford", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations, (Proc. Symp. New York, 1970) IAEA, Vienna (1971) 591.
[8] JASKE, R.T., TEMPLETON, W.L., COUTANT, C.C., Thermal death models, Ind. Water Engng (Oct. 1969).
[9] WATSON, D.G., USAEC Rep. BNWL-1515 (1970).
[10] GARTRELL, F.E., STONE, G.F., WOJTALIK, T.A., "Environmental quality protection: Large steam-electric power stations", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970) IAEA, Vienna (1971) 453.
[11] TVA, Thermal and Biological Studies in the Vicinity of Widows Creek Steam Plant, Div. Health & Safety, Water Quality Branch, Chattanooga, Tenn. (1967).
[12] CHURCHILL, M.A., WOJTALIK, T.A., Effects of heated discharges: The TVA experience, Nuclear News (Sep. 1969) 80.
[13] TVA, Thermal and Biological Studies in the Vicinity of Colbert Steam Plant, Div. Health and Safety, Water Quality Branch, Chattanooga, Tenn. (1967).
[14] TVA, Fish and Fishing Around TVA Steam Plants, (pamphlet) Div. of Forestry Development, Chattanooga, Tenn. (1969).
[15] CHURCHILL, M.A., Personal communication (1971) TVA, Chattanooga, Tenn.
[16] MERRIMAN, D., The calefaction of a river, Sci. Am. 222 5 (1970) 42.
[17] MERRIMAN, D., "Does industrial calefaction jeopardize the ecosystem of a long tidal river?", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations, (Proc. Symp. New York, 1970) IAEA, Vienna (1971) 507.
[18] BOYD, W.A., "The Connecticut River Study: Hydrology", 11th Semi-Ann. Rep to Conn. Water. Resour. Comm. (1970) 1.
[19] LEGGETT, W.C., A Study of the Rate and Pattern of Shad Migration in the Connecticut River - Utilizing Sonic Tracking Apparatus, Progr Rep. Contr. AFC-1 US Bur. Comm. Fish. (1967) 12.
[20] BUCK, J.D., Summary Report: Connecticut River Microbiology Oct. 1965 - Sep. 1969, Univ. Conn. Mar. Biol. Lab. Noank, Ct. (1970) 162.
[21] MASSENGILL, R.R., "The Connecticut River study: Benthic fauna", 11th Semi-Ann. Rep. to Conn. Water Resour. Comm. (1970) 7.
[22] MARCY, B.C., Jr., "The Connecticut River study: Resident fish population dynamices and early life history studies", 11th Semi-Ann. Rep. to Conn. Water Resour. Comm. (1970) 14.
[23] LEGGETT, W.C., "The Connecticut River study: Population dynamics and migratory behavior of American shad", 11th Semi-Ann. Rep. to Conn. Water Resour. Comm. (1970) 21.

СОЮЗ СОВЕТСКИХ СОЦИАЛИСТИЧЕСКИХ
РЕСПУБЛИК
A/CONF.49/P/451

МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ НЕКОТОРЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ НА УРОВНЕ, РАВНОМ ИЛИ МЕНЕЕ СДК, В СБРОСНЫХ ВОДАХ, ОБЪЕКТАХ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ И БИОПРОБАХ

З.В.ЕРШОВА, В.К.МАРКОВ, Н.Е.ЦВЕТАЕВА,
Л.А.ИВАНОВА, Д.А.ФЕДОСЕЕВ, М.Н.ЕРОФЕЕВА,
Н.А.ЗЕМЛЯНУХИНА, В.П.КЕРМАНОВ, М.М.ГОЛУТВИНА,
Н.Я.НОВИКОВА, М.Н.КУЛИЧЕНКО
Государственный комитет по использованию
атомной энергии СССР, Москва,
Союз Советских Социалистических Республик

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

METHODS OF DETERMINING RADIONUCLIDE CONTENT AT OR BELOW MPC LEVEL IN WASTE WATER, ENVIRONMENTAL OBJECTS AND BIOLOGICAL SAMPLES.

As a result of the appearance in the environment of man-made radionuclides, particularly those such as ^{90}Sr, ^{137}Cs and ^{239}Pu, daily monitoring of their propagation has become necessary. The methods employed for this purpose must be rapid and sensitive. The authors briefly survey existing methods for the quantitative determination of these radionuclides and describe new methods for determining ^{90}Sr (in the presence of ^{90}Y), ^{144}Ce and ^{137}Cs in salt-free and salt-containing aqueous solutions which are quick, simple and very sensitive (down to 0.1 of the MPC). These methods are based on the new, very effective principle of concentrating certain radioisotopes, whereby liquid-liquid extraction is combined with coprecipitation. The extractant used is an organophosphorus compound, the monoisooctyl ester of methyl phosphonic acid ($CH_3P\overset{O}{\underset{OH}{<}}-OC_8H_{17}$-i) which, in the presence of certain cations, forms a solid organic phase – mixed organic salts in the form of flocculent deposits, which are readily separable from the aqueous solution. In this way the particular radioisotopes can be almost completely (98-100%) recovered from large volumes (1-20 litres) of aqueous solutions in small amounts (0.5 to 10 g) of solid organic phase, the time taken being less than 30 min. Moreover, it is possible to carry out a separate determination of these radioisotopes from the same sample.

The combination of liquid-liquid extraction and coprecipitation has two advantages: first, a very high distribution coefficient ($D \simeq 10^5$) is attained for the three above-mentioned radioisotopes; second, a solid organic phase is formed which is readily separable from the aqueous solution. Thanks to these two properties, a very high degree of concentration can be attained with these radioisotopes (factors of more than 10^3) with sufficiently complete and selective extraction. A condition has been formulated according to which at least 90% of the isotope being analysed will be extracted to the organic phase with less than 9% of the interfering isotopes. Because of the simplicity and speed of the proposed methods they can be used for systematic monitoring of effluents from separation facilities, surface and underground waters, atmospheric precipitations, etc. even under field conditions. The authors discuss the possibility of using the method where macrocontaminants are present and state the analytical conditions for determining ^{90}Sr, ^{144}Ce and ^{137}Cs contents in sea-water, foodstuffs and various biological samples (urine, bone tissue, lung tissue, teeth).

Strontium-90 can be determined satisfactorily in biological specimens even when below the MPC. A method is described for determining ^{239}Pu based on liquid-liquid extraction with monoisooctyl methyl phosphonic acid and a mixture of isoamyl phosphoric acids with a phase volume ratio up to 100. This method is used for determining ^{239}Pu content in lung tissue, bone tissue, surface waters and other environmental objects.

METHODES DE DOSAGE DE CERTAINS RADIOISOTOPES A UN NIVEAU EGAL OU INFERIEUR A LA CONCENTRATION MAXIMALE ADMISSIBLE (CMA) DANS LES EAUX USEES, LES ELEMENTS DE L'ENVIRONNEMENT ET LES PRELEVEMENTS BIOLOGIQUES.

La pénétration dans l'environnement de radioisotopes artificiels, notamment de strontium-90, de césium-137 et de plutonium-239, ont rendu nécessaire l'établissement d'un contrôle journalier permettant de suivre leur propagation. Cette surveillance exige des méthodes rapides et sensibles. Les auteurs donnent un bref aperçu de celles qui sont le plus souvent employées pour le dosage de ces radioisotopes. Les nouveaux

procédés qu'ils proposent pour doser le strontium-90 (d'après l'yttrium-90), le cérium-144 et le césium-137 dans les solutions aqueuses en présence et en l'absence de sels, sont rapides, simples et d'une grande sensibilité allant jusqu'à un dixième de la concentration maximale admissible. Ils reposent sur un principe inédit très efficace qui consiste à concentrer les radioisotopes à doser par extraction en phase liquide et coprécipitation. Comme agent d'extraction on utilise un composé organique du phosphore, l'ester mono-iso-octilique de l'acide méthylphosphonique ($CH_3P\lessgtr^{O}_{OH}$-OC_8H_{17}-i) qui forme, en présence de certains cations, une phase organique solide constituée de sels organiques mixtes ayant l'aspect d'un précipité floconneux facilement séparable de la solution aqueuse. On parvient ainsi à séparer, en 30 min au plus, pratiquement la totalité (98 à 100%) des isotopes contenus dans de grands volumes d'eau (1 à 20 litres), et à les extraire sous forme d'un solide organique de faible volume (0,5 à 10 g respectivement). En outre, chacun de ces isotopes peut être dosé séparément à l'aide d'un seul échantillon.

La combinaison de l'extraction en phase liquide et de la coprécipitation offre deux avantages importants: premièrement, on obtient pour les trois radioisotopes mentionnés un coefficient de partage passablement élevé: $D \simeq 10^5$; deuxièmement, il se forme une phase organique solide qui se sépare facilement de la solution aqueuse. Ces deux propriétés permettent de concentrer fortement (plus de 10^3 fois) les radioisotopes à doser et de les extraire de façon suffisamment complète et sélective. Les auteurs formulent la conditions pour laquelle le passage en phase organique atteindra $\geq 90\%$ de l'isotope à doser et $\leq 9\%$ des isotopes gênants. La simplicité et la rapidité des méthodes proposées permettent de les utiliser pour le contrôle systématique des eaux usées d'installations de purification, des réservoirs d'eau à ciel ouvert, des eaux souterraines, des précipitations atmosphériques, etc., même sur le terrain. Les auteurs étudient la possibilité de les appliquer en présence d'impuretés macroscopiques et ils indiquent les conditions d'analyse à observer pour le dosage du strontium-90, du cérium-144 et du césium-137 dans l'eau de mer, dans les produits alimentaires, et dans divers prélèvements biologiques (urine, tissu osseux, tissu pulmonaire et dents).

Le dosage du strontium-90 dans les prélèvements biologiques donne des résultats satisfaisants même en présence de concentrations inférieures à la concentration maximale admissible. Les auteurs exposent une méthode de dosage du plutonium-239 fondée sur l'extraction en phase liquide à l'aide de l'ester déjà mentionné et d'un mélange d'acides isoamylphosphoriques, le rapport volumique des phases étant ≤ 100. Cette méthode s'applique au dosage du plutonium-239 dans les tissus pulmonaire et osseux, dans l'eau des réservoirs à ciel ouvert et dans d'autres éléments du milieu environnant.

МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ НЕКОТОРЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ НА УРОВНЕ, РАВНОМ ИЛИ МЕНЕЕ СДК, В СБРОСНЫХ ВОДАХ, ОБЪЕКТАХ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ И БИОПРОБАХ.

Появление в окружающем пространстве искусственных радиоизотопов, в особенности таких, как стронций-90, цезий-137 и плутоний-239, обусловило необходимость повседневного контроля за их распространением. Это ставит высокие требования к экспрессности и чувствительности методов контроля. В докладе приводится краткий обзор известных методов количественного определения этих радиоизотопов. Предлагаемые в докладе новые методы определения стронция-90 (по иттрию-90), церия-144 и цезия-137 в бессолевых и солесодержащих водных растворах экспрессны, просты и обладают высокой чувствительностью, вплоть до 0,1 их предельно допустимой концентрации. В основу этих методов положен новый, весьма эффективный принцип концентрирования определяемых радиоизотопов, в котором жидкостная экстракция сочетается с соосаждением. Для этих целей в качестве экстрагента используется фосфорорганическое соединение – моноизооктиловый эфир метилфосфоновой кислоты ($CH_3P\lessgtr^{O}_{OH}$ - OC_8H_{17} - i), который в присутствии некоторых катионов образует твердую органическую фазу – смешанные органические соли в виде хлопьевидных осадков, легко отделяемых от водного раствора. Таким путем определяемые радиоизотопы могут быть практически полностью (98 ÷ 100%) извлечены из больших объемов водных растворов ($v_в$ = 1 ÷ 20 л) в маленькие объемы твердой органической фазы (v_o= от 0,5 до 10 г, соответственно), для чего требуется не более 30 минут. При этом возможно раздельное определение этих радиоизотопов из одной и той же пробы.

Сочетание жидкостной экстракции и соосаждения имеет два важных следствия: во-первых, для трех упомянутых радиоизотопов достигается весьма высокий коэффициент распределения $D \simeq 10^5$; во-вторых, образуется твердая органическая фаза, легко отделяемая от водного раствора. Оба эти качества позволяют осуществить весьма высокие степени концентрирования определяемых радиоизотопов (более чем в 10^3 раз) при их достаточно полном и избирательном извлечении. Сформулировано условие, при котором будет иметь место извлечение в органическую фазу $\geqslant 90\%$ анализируемого изотопа и $\leqslant 9\%$ – мешающих. Простота и экспрессность предлагаемых методов делает возможным их использование для систематического контроля сбросных вод очистных сооружений, открытых водоемов, грунтовых вод, атмосферных осадков и т.д. даже в полевых условиях. В докладе

рассматривается возможность применения методов в присутствии макропримесей и приведены условия анализа для определения содержания стронция-90, церия-144 и цезия-137 в морской воде, в пищевых продуктах и в различных биопробах (моча, костная ткань, легочная ткань, зубы).

Определение стронция-90 в биологических объектах успешно осуществляется даже при содержании их на уровнях более низких, чем предельно допустимая концентрация. В докладе изложен метод определения плутония-239, основанный на жидкостной экстракции моноизооктилметилфосфоновой кислотой и смесью изоамилфосфорных кислот при соотношении объемов фаз $v_в/v_о \leqslant 100$. Этот метод применяется для определения содержания плутония-239 в легочной ткани, в костной ткани, в водах открытых водоемов и других объектах внешней среды.

METODOS DE DETERMINACION DE LA CONCENTRACION DE ALGUNOS ISOTOPOS RADIACTIVOS, A NIVEL IGUAL O MENOR QUE LA CONCENTRACION MAXIMA ADMISIBLE (CMA), EN LAS AGUAS RESIDUALES, EN OBJETOS DEL MEDIO AMBIENTE Y EN MUESTRAS BIOLOGICAS.

La aparición de isótopos radiactivos artificiales en el espacio ambiental, en particular ^{90}Sr, ^{137}Cs y ^{239}Pu, ha hecho necesario el control diario de su dispersión. Se han hecho más rigurosos los requisitos de rapidez y sensibilidad de los métodos de control. En la memoria se presenta un breve resumen de los métodos conocidos de análisis cuantitativo de estos radioisótopos. Los métodos nuevos propuestos en esta memoria para la determinación de estroncio-90 (por el itrio-90), cerio-144 y cesio-137 en soluciones acuosas, salinas y exentas de sal, son rápidos, sencillos y muy sensibles hasta una décima de su concentracion máxima admisible. Estos métodos se basan en un principio nuevo, muy eficaz, de concentración de los radionúclidos que se va a determinar; comprende una extracción líquido-líquido combinada con una coprecipitación. Se utiliza como extractante el compuesto organofosfórico: éster monoisooctílico del ácido metil-fosfónico ($CH_3P\langle^{O}_{OH}$-OC_8H_{17}-i), el cual, en presencia de algunos cationes, forma una fase orgánica solida: una mezcla de sales orgánicas en forma de precipitado floculento, que se puede separar fácilmente de la solución acuosa. De este modo se pueden recuperar los radioisótopos que se analizan, prácticamente por completo (98 - 100%), de grandes volúmenes de disoluciones acuosas (1 - 20 litros) en pequeños volúmenes de fase orgánica sólida (0,5 - 10 g, respectivamente), para lo cual se requieren, como máximo, 30 min. Es posible determinar por separado dichos radionúclidos a partir de una sola muestra.

La combinación de extracción líquido-líquido con coprecipitación tiene dos consecuencias importantes: en primer lugar, los coeficientes de distribución alcanzan valores muy altos, $D \simeq 10^5$, para los radioisótopos citados; en segundo lugar, se forma una fase orgánica sólida que se puede separar fácilmente de la solución acuosa. Estas dos cualidades permiten alcanzar grandes factores de concentración de los radioisótopos (mayores que 10^3) con una recuperación suficientemente completa y selectiva. Los autores han formulado las condiciones en las que tendrá lugar la extracción en fase orgánica de $\geq 90\%$ del isótopo analizado y de $\leq 9\%$ de los que interfieren. La sencillez y rapidez de los métodos propuestos permite utilizarlos para el control sistemático de las aguas residuales de las instalaciones de purificación, de depósitos de agua al aire libre, de aguas subterráneas, de precipitaciones atmosféricas, etc., así como sobre el terreno. En la memoria se estudia la posibilidad de utilizar estos métodos en presencia de macroimpurezas y se establecen las condiciones de análisis para la determinación del contenido de estroncio-90, del cerio-144 y del cesio-137 en aguas del mar, en alimentos y en distintas muestras biológicas (orina, tejido óseo, tejido pulmonar, dientes).

La determinación del estroncio-90 en muestras biológicas se realiza con éxito incluso para valores inferiores a la concentración máxima admisible. En la memoria se expone el método de determinación del plutonio-239, basado en la extracción en fase líquida por el indicado éster y una mezcla de ácidos isoamilfosfóricos, con una razón volumétrica de las fases ≤ 100. Este método se utiliza para determinar el contenido de plutonio-239 en el tejido pulmonar, en el tejido óseo, en depósitos de agua al aire libre y en otros objetos del medio ambiente.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время существует необходимость в систематическом контроле за содержанием наиболее опасных радиоизотопов (например, ^{90}Sr; ^{137}Cs; ^{239}Pu; ^{144}Ce) в объектах внешней среды и биопробах на уровнях радиоактивности более низких, чем среднегодовые допустимые концентрации (СДК) [1]. Непосредственный радиометрический контроль

столь малых концентраций радиоизотопов в большинстве случаев невозможен, поэтому требуется предварительное избирательное концентрирование определяемого радиоизотопа.

За последние годы опубликовано много работ, в которых предлагались различные методы преимущественного концентрирования этих радиоизотопов [2-7]. Широко известны экстракционные методы концентрирования, например с использованием ТБФ [8,9] и Д2ЭГФК [10-13].

В данной работе предложены новые методы определения малого содержания в водных растворах ^{90}Sr (по ^{90}Y); ^{137}Cs; ^{144}Ce; ^{239}Pu, в основу которых положено концентрирование этих радиоизотопов путем извлечения их из больших объемов растворов малыми объемами жидких экстрагентов, образующих экстракты в виде легко отделяемой твердой фазы, а также путем извлечения плутония тонкой пленкой экстрагента, фиксированной на поверхности твердого носителя.

ВЗАИМОСВЯЗЬ КОНЦЕНТРИРОВАНИЯ, ИЗВЛЕЧЕНИЯ И РАЗДЕЛЕНИЯ РАДИОИЗОТОПОВ ПРИ ЭКСТРАКЦИИ

В условиях столь высокого концентрирования особым образом проявляется взаимосвязь между полнотой, избирательностью извлечения радиоизотопа и степенью его концентрирования.

Используя уравнение материального баланса при экстракции $c_{исх}v_в = c_0v_0 + c_pv_в$ [1], получаем выражение для оценки величины извлечения радиоизотопа в органическую фазу $q = \frac{c_0v_0}{c_{исх}v_в}$:

$$q = \frac{1}{1 + 1/\delta} \qquad (1)$$

В (1) через δ обозначено соотношение:

$$\delta = \frac{D}{v_в/v_0} \qquad (2)$$

где D – коэффициент распределения извлекаемого радиоизотопа,

$v_в/v_0$ – соотношение объемов фаз.

Из выражений (1) и (2) следует, что для практически полного извлечения радиоизотопа ($q \to 100\%$) необходимо, чтобы его коэффициент распределения значительно превышал соотношение объемов фаз:

$$D_I \gg \frac{v_в}{v_0} \qquad (3)$$

Из выражений (1) и (2) получаем также условие возможно меньшего извлечения других радиоизотопов, присутствующих в смеси вместе с концентрируемым:

$$D_{II} \ll \frac{v_в}{v_0} \qquad (4)$$

где D_{II} – коэффициент распределения каждого из мешающих радиоизото-

[1] Предполагается, что объем $v_в$ в процессе экстракции не изменяется.

пов. Совмещая неравенства (3) и (4), получим условие для количественного и избирательного извлечения радиоизотопа в органическую фазу:

$$D_I \gg \frac{v_в}{v_0} \gg D_{II} \qquad (5)$$

или

$$\delta_I \gg | \gg \delta_{II} \qquad (6)$$

где $\delta_I = \frac{D_I}{v_в/v_0}$; $\delta_{II} = \frac{D_{II}}{v_в/v_0}$.

Необходимость выполнения условия (5) для разделения радиоизотопов можно проследить на примерах, полученных из расчетных графических зависимостей извлечения радиоизотопов с коэффициентами распределения $D' = 10$; $D'' = 10^3$ и $D''' = 10^5$ от соотношения объемов фаз $v_в/v_0$ (рис.1).

Как видно из рис.1, для $v_в/v_0 = 1$ все радиоизотопы с $D \geqslant 10$ практически полностью извлекаются в органическую фазу – 91; 99 и 99,9%, соответственно. В этом случае условие (5) не соблюдено и разделение изотопов невозможно независимо от величины их коэффициента разделения (D_1/D_2).

Из рис.1 также видно, что разделение становится возможным, как только условие (5) будет выполнено, т.е. по своей величине соотношение объемов фаз будет находиться между коэффициентами распределения, например: $D_I = 10^3$; $v_в/v_0 = 10^2$; $D_{II} = 10$ или $D_I = 10^5$; $v_в/v_0 = 10^2$; $D_{II} = 10$. Разделение при этом будет тем глубже, чем больше коэффициент разделения.

Таким образом, условие (5) показывает необходимую для разделения изотопов последовательность величин коэффициентов распределения и соотношения объемов фаз, не определяя количественную зависимость между ними.

Для определения оптимальных условий разделения двух радиоизотопов целесообразно проанализировать зависимость отношения их долей, перешедших в органическую фазу, от величин D_I; D_2 и $v_в/v_0$:

$$\frac{q_I}{q_{II}} = \frac{D_I}{D_{II}}\left(\frac{1+\delta_{II}}{1+\delta_I}\right) \qquad (7)$$

При этом наиболее важно выяснить возможность разделения для количественного извлечения одного из них в органическую фазу, что будет иметь место, если $D_I \gg v_в/v_0$, и выражение (7) примет следующий вид:

$$\frac{q_I}{q_{II}} = \left[1 + \frac{1}{\delta_I}\left(\frac{D_I}{D_{II}}\right)\right]_{\delta \gg 1} \qquad (8)$$

или

$$\frac{q_I}{q_{II}} = \left[1 + \frac{1}{\delta_{II}}\right] \qquad (9)$$

Соотношение (8) графически изображено на рис.2, из которого видно, что возможность разделения не определяется однозначно коэффициентом раз-

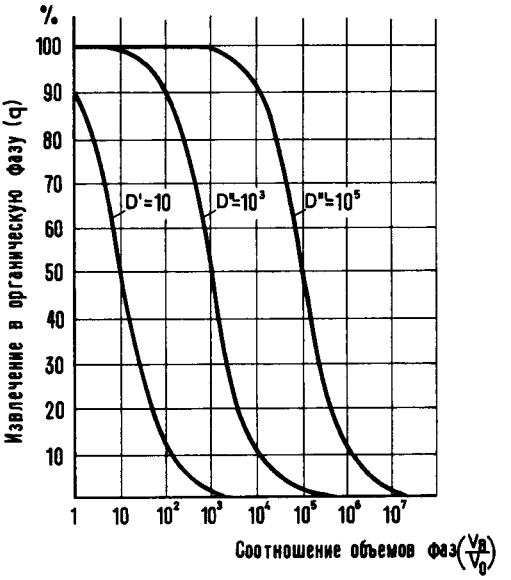


Рис.1. Извлечение радиоизотопов с различными коэффициентами распределения в зависимости от соотношения объемов фаз.

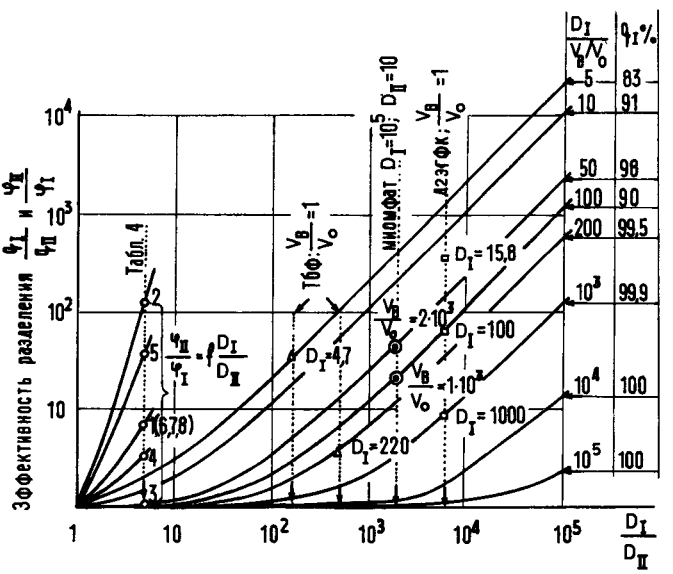


Рис.2. Эффективность разделения двух компонентов в зависимости от величины коэффициента разделения D_I/D_{II} для различных значений соотношения $D_I/(v_в/v_0)$.

деления, а также зависит от величины коэффициента распределения и соотношения объемов фаз.

НОВЫЙ ПРИНЦИП КОНЦЕНТРИРОВАНИЯ РАДИОИЗОТОПОВ

Предлагаемые методы основаны на использовании нового фосфорорганического соединения – моноизооктилметилфосфоновой кислоты – МИОМФК ($CH_3P(=O)(OH)OC_8H_{17}$-i), синтезированной профессором К.А.Петровым. Физические характеристики МИОМФК следующие: $\eta_D^{20} = 1{,}4405$; $M = 208$; $\rho = 0{,}9462$; $t^0_{кип} - 130°C$ при 10^{-6} мм рт.ст.

По своим экстракционным свойствам МИОМФК напоминает хорошо известный экстрагент Д2ЭГФК, который первоначально был предложен Пеппардом с сотрудниками для разделения редкоземельных элементов [10]. МИОМФК, как и Д2ЭГФК, является органической кислотой, хорошо экстрагирует элементы редкоземельной группы, а также иттрий, образуя с ними органическую соль – твердое аморфное вещество. Элементы первой и второй групп МИОМФК практически не экстрагирует (см.табл.I).

ТАБЛИЦА I. КОЭФФИЦИЕНТЫ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ (D) И ИЗВЛЕЧЕНИЕ (q) НЕКОТОРЫХ РАДИОИЗОТОПОВ ПРИ ЭКСТРАКЦИИ В МИОМФАТ ТРЕХВАЛЕНТНОГО ЖЕЛЕЗА ИЗ АЗОТНОКИСЛЫХ РАСТВОРОВ 0,4 н ПРИ СООТНОШЕНИИ ОБЪЕМОВ ФАЗ $v_в/v_0 = 2 \cdot 10^3$

Радиоизотоп	q,%	D
^{90}Sr	$\leqslant 0{,}01$	$\ll 1$
^{137}Cs	$\leqslant 0{,}01$	$\ll 1$
^{41}Ca	$\leqslant 0{,}01$	$\ll 1$
^{65}Zn	$\leqslant 0{,}01$	$\ll 1$
^{140}Ba	$\leqslant 0{,}01$	$\ll 1$
^{14}C	$\sim 0{,}01$	$\ll 1$
^{60}Co	0,3	7
^{140}La	2	34
^{144}Ce III	3	70
^{147}Pm	15	302
^{131}J	23	602
$^{152\text{-}154}Eu$	30	860
^{59}Fe III	30	860
^{95}(Zr-Nb)	73	$5{,}5 \cdot 10^3$
^{46}Sc	89	$1{,}7 \cdot 10^4$
^{90}Y	$\geqslant 98$	$\geqslant 1 \cdot 10^5$
^{144}Ce IV	$\geqslant 98$	$> 1 \cdot 10^5$
^{239}Pu III	$\geqslant 99$	$\geqslant 1\,10^5$
^{239}Pu IV	$\geqslant 99$	$> 1 \cdot 10^5$
^{239}Pu VI	90	$1 \cdot 10^4$

ТАБЛИЦА II. СРАВНЕНИЕ ИЗВЛЕЧЕНИЯ НЕКОТОРЫХ РАДИОИЗОТОПОВ ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ ПРИ ЖИДКОСТНОЙ ЭКСТРАКЦИИ МИОМФК И ПРИ ЭКСТРАКЦИИ В ТВЕРДУЮ ОРГАНИЧЕСКУЮ ФАЗУ – МИОМФАТ ТРЕХВАЛЕНТНОГО ЖЕЛЕЗА ДЛЯ $v_в/v_0 = 10^3$

Радиоизотоп	(н)	Извлечение в орг. фазу (%)			Коэффициент распределения			Сорбция на миомфате %
		Жидкостная экстракция МИОМФК $q_ж$	Экстракция в миомфат железа $q_{эфф}$	За счет образования тв. осадка $q_{эфф}-q_ж$	Жидкостная экстракция $D_ж$	Экстракция в миомфат железа $D_{эфф}$	$\frac{D_{эфф}}{D_ж}$	
^{91}Y	0,2	78	99	21	$1{,}6\cdot10^3$	$1\cdot10^5$	62	5
	0,3	63	99	36	$8{,}5\cdot10^2$	$1\cdot10^5$	118	2
	0,4	55	99	44	$6{,}0\cdot10^2$	$1\cdot10^5$	166	1
	0,6	22	98	76	$1{,}4\cdot10^2$	$5{,}0\cdot10^4$	360	0
	0,8	2	86	84	10	$6{,}0\cdot10^3$	600	0
	1,0	1	70	70	5	$2{,}0\cdot10^3$	500	0
Pu IV	0,2	89	100	11	$4\cdot10^3$	10^5	25	80
Pu III	0,2	93	100	7	$1\cdot10^4$	10^5	10	0
Pu IV	0,4	93	99	6	$1\cdot10^4$	$1\cdot10^5$	10	42
Pu III	0,4	94	99	5	$1\,10^4$	$1\cdot10^5$	10	5
Pu IV	1,0	94	99	5	$1\cdot10^4$	$1\,10^5$	10	70
Pu III	1,0	85	99	14	$3\cdot10^3$	$1\,10^5$	33	15
Pu IV	2,0	95	99	4	$1\cdot10^4$	$1\cdot10^5$	8	65
Pu III	2,0	75	99	24	$2\cdot10^3$	$1\,10^5$	50	40

В широкой области кислотности, от pH 6 ÷ 7 до 4 н HNO_3 (HCl) МИОМФК образует с ионами трехвалентного железа твердую соль – миомфат трехвалентного железа. Известно, что и другие органические кислоты образуют с ионами трехвалентного железа твердые органические соли [5,12,14]. Нами были получены органические осадки при взаимодействии ионов трехвалентного железа также с Д2ЭГФК и изоамилпирофосфорной кислотой. Однако образование осадка с Д2ЭГФК возможно лишь в узкой области кислотности (pH = 2,0 ÷ 2,5).

Миомфат трехвалентного железа обладает весьма ценными свойствами, открывающими большие возможности для концентрирования радиоизотопов из очень разбавленных водных растворов. Так, при его образовании извлечение радиоизотопов в органическую фазу увеличивается, в результате чего резко возрастают коэффициенты распределения (табл. II).

Мелкодисперсный осадок миомфата железа в присутствии небольшого количества толуола приобретает крупнозернистую структуру и ярко выраженную гидрофобность, благодаря чему разделение фаз происходит одновременно с формированием осадка и не требуется времени на отстаивание, как это имеет место при осадительных операциях. Поэтому после двадцатиминутного перемешивания раствора образующийся осадок может быть сразу отделен от водной фазы фильтрованием через марлю или другой ситоподобный фильтр. Отделенный осадок представляет собой пластичную массу, из которой легко приготовить препарат любой конфигурации для измерений как по бета-, так и по гамма-излучению.

Большие коэффициенты распределения в сочетании с простотой отделения органической фазы от водной и отсутствием необходимости отстаивания раствора обуславливают экспрессность метода при весьма высоком и избирательном концентрировании радиоизотопов. Все это выгодно отличает новый принцип концентрирования от применяемых в настоящее время методов осаждения и жидкостной экстракции.

ИЗВЛЕЧЕНИЕ НЕКОТОРЫХ РАДИОИЗОТОПОВ С МИОМФАТОМ ЖЕЛЕЗА И СРАВНЕНИЕ С ЖИДКОСТНОЙ ЭКСТРАКЦИЕЙ

Концентрирование некоторых радиоизотопов с миомфатом трехвалентного железа используется нами для аналитических целей при определении малого содержания (< СДК) в водных растворах ^{90}Sr (по ^{90}Y); ^{144}Ce; ^{239}Pu.

Извлечение упомянутых радиоизотопов с миомфатом обладает несомненным преимуществом по сравнению с жидкостной экстракцией с точки зрения возможности концентрирования радиоизотопов. Это связано с тем, что при жидкостной экстракции отделение небольших объемов органической фазы от больших объемов водной затруднено и, как правило, фазы близки по своим объемам ($v_в / v_0 = 0{,}1 \div 10$), а концентрирование с миомфатом железа наиболее часто осуществляется при соотношении объемов $v_в / v_0 = 2 \cdot 10^3$ (см. рис. 3).

Кроме этого, весьма важной характеристикой извлечения радиоизотопов является избирательность. На рис. 4 приведены полученные расчетным путем графические зависимости извлечения радиоизотопов в органическую фазу от величины коэффициента распределения (D) для $v_в / v_0 = 1$; $2 \cdot 10^3$; 10^4. Точками показаны экспериментальные результаты извлечения некоторых радиоизотопов. Из сравнения трех графических

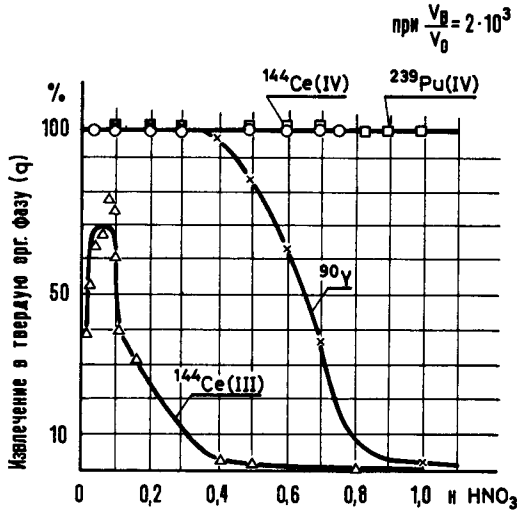


Рис.3. Извлечение изотопов в твердую органическую фазу в зависимости от концентрации азотной кислоты.

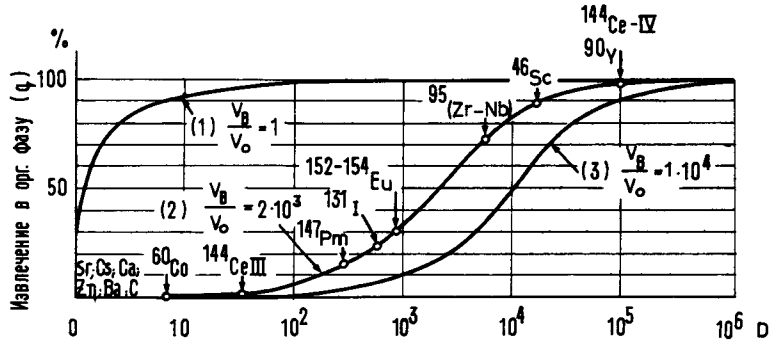


Рис.4. Извлечение радиоизотопов в органическую фазу в зависимости от величины коэффициента распределения для различных соотношений объемов фаз.

зависимостей следует, что по мере увеличения соотношения объемов фаз возможности избирательного извлечения расширяются. Для более конкретной оценки этих возможностей проведено сравнение разделения иттрия и церия при экстракции с миомфатом трехвалентного железа с наилучшими результатами, полученными при жидкостной экстракции [10,15]. (см.табл.Ш и рис.2). Видно, что при больших соотношениях объемов фаз возможности разделения этих радиоизотопов с миомфатом могут успешно конкурировать с возможностями разделения при жидкостной экстракции.

Следует также отметить, что величина коэффициента разделения иттрия и церия (D_Y/D_{Ce}) не определяет возможности разделения этих радиоизотопов не только при экстракции в твердую органическую фазу, но также при жидкостной экстракции. Особенно это заметно на примере разделения иттрия и церия при экстракции ТБФ [15], когда лучшему разделению соответствует меньший коэффициент разделения (см.табл.Ш и рис.2). Аналогичное несоответствие между величиной коэффициента разделения D_I/D_{II} и возможностью разделения двух компонентов имеет место и при жидкостной экстракции в потоке [16]. Разделение двух компонентов в данном случае следует определять как относительное их содержание после экстракции в рафинате, т.е. в водной фазе (φ_{II}/φ_I). Из результатов расчета, приведенных в табл.IV, видно, что при неизменной величине коэффициента разделения реальное разделение компонентов может меняться в широких пределах в зависимости от величины соотношения (D_I ($v_0/v_в$)). Приведенные расчетные данные и экспериментальные результаты свидетельствуют о том, что разделение зависит не только от различия коэффициентов распределения, но и от их величины, а также от соотношения объемов фаз. При этом разделение улучшается при равных объемах фаз по мере уменьшения коэффициентов распределения или их эквивалентов ($\delta = D/(v_0/v_в)$) – при различающихся объемах. Все это справедливо при соблюдении условия (5). В противном случае разделение невозможно, независимо от степени различия коэффициентов распределения, а также их величины.

ЭКСТРАКЦИЯ С МИОМФАТОМ ТРЕХВАЛЕНТНОГО ЖЕЛЕЗА – СОЧЕТАНИЕ ЖИДКОСТНОЙ ЭКСТРАКЦИИ И СООСАЖДЕНИЯ

Повышение эффективности извлечения некоторых радиоизотопов при экстракции с миомфатом железа по сравнению с жидкостной экстракцией МИОМФК является следствием сочетания двух процессов извлечения – жидкостной экстракции и соосаждения. Это вытекает из экспериментальных данных (см.табл.II и рис.5), где приведена зависимость извлечения радиоиттрия в органическую фазу от кислотности раствора при жидкостной экстракции МИОМФК и с миомфатом. Видно, что значительная часть радиоиттрия извлекается из водного раствора в процессе образования твердого осадка, т.е. за счет соосаждения. При этом сорбция радиоиттрия незначительна. По-видимому, соосаждение осуществляется в результате образования полимерных агрегатов, куда радиоизотоп, в данном случае радиоиттрий, входит как структурный микрокомпонент.

Во многих случаях эти два процесса, протекая одновременно, дополняют друг друга, обеспечивая количественное извлечение радиоизотопов в органическую фазу. Это наблюдается для Pu IV в широкой области кислотности (рис.6), для Pu Ш при кислотности 0,1-0,2 н HNO_3 (рис.7), для Y Ш при 0,1 ÷ 0,3 н HNO_3 (рис.5), а также для Ce IV.

Однако в некоторых случаях при одновременном проведении этих процессов извлечение радиоизотопа может быть существенно меньшим, чем при последовательном проведении жидкостной экстракции и затем соосаждения (рис.7). Различие в извлечении радиоизотопов при раздельном и одновременном введении реагентов наблюдается также для Pu Ш и Pu IV и для Ce Ш при небольшой кислотности (< 0,1 н HNO_3) (рис.6,7 и

ТАБЛИЦА III. СРАВНЕНИЕ ВОЗМОЖНОСТИ РАЗДЕЛЕНИЯ ИТТРИЯ И ЦЕРИЯ III ПУТЕМ ЭКСТРАКЦИИ В МИОМФАТ ТРЕХВАЛЕНТНОГО ЖЕЛЕЗА И ЖИДКОСТНОЙ ЭКСТРАКЦИИ Д2ЭГФК И ТБФ

Способ разделения иттрия и церия III	D_Y	D_{Ce}	D_Y/D_{Ce}	$v_в/v_0$	q_Y, %	q_Y/q_{Ce}	Условия проведения экстракции
Экстракция в миомфат трехвалентного железа (данные авторов)	10^5	70	1430	1	100	1	0,4 н HNO_3
	10^5	70	1430	10	100	1,15	
	10^5	70	1430	10^3	99	15,1	
	10^5	70	1430	10^4	91	131	
Жидкостная экстракция Д2ЭГФК [10]	15,8	0,0025	$6\,10^3$		94	350	0,5 н HCl } 0,75 М
	100	0,017	$6\,10^3$	1	99	60	0,3 н HCl } Д2ЭГФК в
	1000	0,17	$6\,10^3$		100	6	0,1 н HCl } толуоле
Жидкостная экстракция ТБФ [15]	220	0,42	525	1	99,5	3,4	15 н HCl; 100% ТБФ
	4,7	0,029	162	1	82,5	29	12,5 н HCl; 48% ТБФ в керосине

ТАБЛИЦА IV. РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТА ЭФФЕКТИВНОСТИ РАЗДЕЛЕНИЯ ПРИ ЖИДКОСТНОЙ ЭКСТРАКЦИИ ДВУХ КОМПОНЕНТОВ (φ_{II}/φ_I) С КОЭФФИЦИЕНТАМИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ D_I и D_{II} В ЗАВИСИМОСТИ ОТ СООТНОШЕНИЯ $D_I(v_0/v_в)$ ПРИ НЕИЗМЕННОЙ ВЕЛИЧИНЕ КОЭФФИЦИЕНТА РАЗДЕЛЕНИЯ D_I/D_{II}

Коэфф. распределения компонентов		$\frac{D_I}{D_{II}}$	$\frac{v_{орг}}{v_в}$	$D_I \frac{v_0}{v_в}$	Содержание компонентов в рафинате после экстракции (%)[a]		$\frac{\varphi_{II}}{\varphi_I}$	Примечание
D_I	D_{II}				φ_I	φ_{II}		
0,71	0,14	5,05	2,06	1,46	6,7	46,8	6,95	Пример взят из работы [16] стр.90
7,1	1,4	5,05	2,06	14,6	0,03	3,6	120	Пропорционально увеличены коэфф. распределения
0,071	0,014	5,05	2,06	0,146	86,9	92,0	1,1	Пропорционально уменьшены коэфф. D_I и D_{II}
0,71	0,14	5,05	3,0	0,237	10,3	34,4	3,3	Увеличено соотношение $v_0/v_в$ при тех же значениях D_I и D_{II}, что приведено в примере из работы [16]
0,71	0,14	5,05	5,0	0,142	1,05	20,0	19	
1,46	0,29	5,05	1,0	1,46	6,7	46,8	7	Пропорционально изменяются коэффициенты распределения, а соотношение объемов меняется так, что $D_I \frac{v_0}{v_в}$ = constant
14,6	2,9	5,05	0,1	1,46	6,7	46,8	7	
0,485	0,0965	5,05	3,0	1,46	6,7	46,8	7	

[a] Исходное содержание в водной фазе компонентов I и II принимается за 100% каждая.

ТАБЛИЦА V. СРАВНЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ ИЗВЛЕЧЕНИЯ НЕКОТОРЫХ РАДИОИЗОТОПОВ ПРИ ОДНОВРЕМЕННОМ ВВЕДЕНИИ ОРГАНИЧЕСКОЙ ФАЗЫ И ИОНОВ ТРЕХВАЛЕНТНОГО ЖЕЛЕЗА И ПРИ РАЗДЕЛЬНОМ ВВЕДЕНИИ И ПЕРЕМЕШИВАНИИ ИХ С РАСТВОРОМ

Изотоп	Кислотность раствора н HNO_3	Извлечение в миомфат трехвалентного железа, в %				
		при последовательном введении реагентов q_1	при одновременном введении реагентов q_2	За счет жидкостной экстракции		За счет соосаждения $q_c = q_1 - q_{ж_1}$
				последовательное введение $q_{ж_1}$	одновременное введение $q_{ж_2}$	
Pu IV	0,01	78	45	61	28	17
Pu III	0,01	91	62	81	52	10
Pu III	0,7	99	84	90	75	9
Pu III	1,0	99	78	85	63	15
Ce III	0,05 ÷ 0,075	80	30	–	–	<30

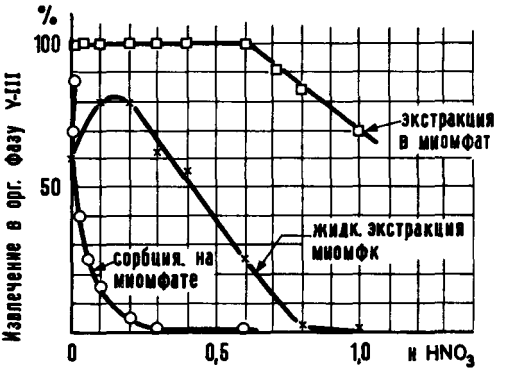


Рис.5. Зависимость извлечения Y Ш от концентрации азотной кислоты.

Рис.6. Зависимость извлечения Pu IV МИОМФК от концентрации азотной кислоты.

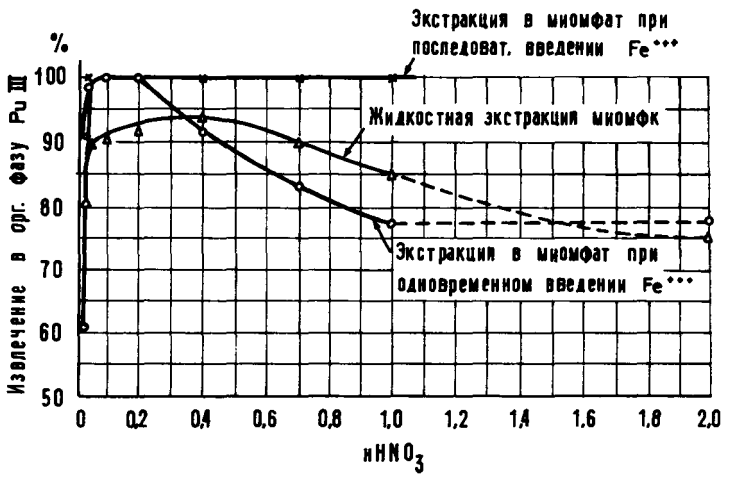


Рис.7. Зависимость извлечения Pu Ш МИОМФК от концентрации азотной кислоты.

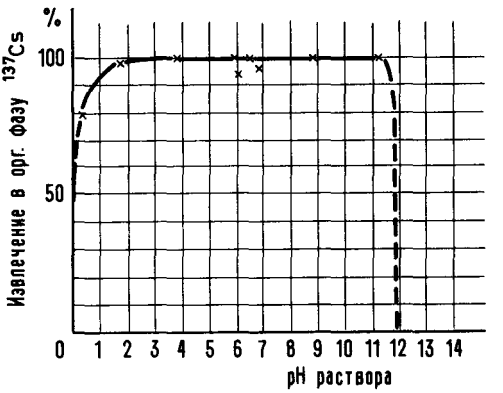


Рис.8. Извлечение Cs в органическую фазу – ферроцианидомиомфат в зависимости от pH раствора.

табл.V). Эти результаты показывают, что экстракционный процесс извлечения радиоизотопа в определенных условиях подавляется процессом образования миомфата железа.

Сочетание жидкостной экстракции МИОМФК и соосаждения с миомфатом трехвалентного железа имеет место при извлечении всех радиоизотопов за исключением радиоцезия. В последнем случае извлечение осуществляется в результате сложного соосаждения со смешанным ферроцианидомиомфатом железа-калия (рис.8). По всей вероятности, этот процесс является сочетанием двух осадительных процессов. Ионы трехвалентного железа взаимодействуют с ферроцианидом калия, с одной стороны, и с МИОМФК /HR/ – с другой. В результате образуется нерастворимый полиядерный комплекс, возможно:

$$\begin{matrix} R_2Fe \\ \\ R_2Fe \end{matrix} \diagdown \diagup \; [\,Fe(CN)_6\,] \; \diagup \diagdown \begin{matrix} K\,(Cs) \\ \\ FeR_2 \end{matrix}$$

который соосаждает радиоцезий.

ПРАКТИЧЕСКОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПРЕДЛОЖЕННОГО СПОСОБА КОНЦЕНТРИРОВАНИЯ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОИЗОТОПОВ

На основе нового принципа концентрирования разработаны методы определения содержания ^{90}Sr (по ^{90}Y); ^{137}Cs; ^{144}Ce; ^{239}Pu в различных объектах внешней среды и в биопробах. Чувствительность методов обусловлена большим концентрированием радиоизотопов, достигающим $10^3 \div 10^4$ (см. табл.VI). При этом коэффициент вариации в различных

ТАБЛИЦА VI. ХАРАКТЕРИСТИКА ИЗВЛЕЧЕНИЯ АНАЛИЗИРУЕМЫХ РАДИОИЗОТОПОВ ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ ПРИ ЭКСТРАКЦИИ МИОМФК

Радиоизотоп	Область кислотности н HNO_3	Извлечение в органическую фазу (%)		Степень концентрирования $v_в/v_0$	Время концентрирования мин	Чувствительность метода Ки/л
		твердую	жидкую			
^{90}Y	0,01 ÷ 0,4	98 ± 1	60 ÷ 80	$2 \cdot 10^3$	20	$5,0\ 10^{-12}$
^{144}Ce	0,01 ÷ 1,0	98 ± 1	80	$2\ 10^3$	30	$1,0\ 10^{-10}$
^{137}Cs	pH 2 ÷ 10	95 ± 5	0,1	$5\ 10^2 \div 10^3$	10 ÷ 15	$1,0\ 10^{-10}$
^{239}Pu	0,05 ÷ 2,0	95 ÷ 100	80 ÷ 95	$2 \cdot 10^3$	30	$1,0 \cdot 10^{-11}$

методиках колеблется в пределах 10 ÷ 20%. Избирательность может быть повышена удалением из проб мешающих примесей с помощью предварительных экстракций. Это используется при выделении ^{90}Y; ^{144}Ce; ^{137}Cs из сложной смеси изотопов. В случае ^{90}(Sr-Y) проба выдерживается определенное время перед проведением основной экстракции.

Для повышения чувствительности применяют также "ступенчатую" экстракцию, например при определении ^{90}Sr в присутствии больших количеств ^{106}Ru. Этот прием основан на разложении первичного твердого экстракта щелочью с выделением радиоизотопов на гидроокиси железа и повторной экстракции анализируемых изотопов из азотнокислого раствора, получаемого после растворения гидроокиси.

Предложенные методы позволяют использовать одну пробу для определения нескольких радиоизотопов. Одна из возможных схем такого определения представлена на рис.9 и в табл.VII.

Все методы проверены и нашли применение для анализов природных и сбросных вод, атмосферных осадков, почвы, растительности, пищевых продуктов, костной ткани и биосубстратов.

Подготовка всех видов проб к анализу сводится к получению азотнокислых растворов (0,01-0,4 н) объемами от 0,1 до 10 л, из которых проводится экстракция анализируемых изотопов МИОМФК. Для этих целей в раствор вводят ионы трехвалентного железа (20-100 мг/л) и соответствующие добавки в зависимости от природы концентрируемого радиоизотопа (см.рис.9 и табл.VII). Последовательность операций при анализе показана на рис.10. Солевой состав проб не оказывает заметного влияния на экстракцию, если он представлен катионами I и II групп и анионами сильных кислот.

Определение активности твердых экстрактов осуществляется по бета-излучению на торцовом счетчике с малым фоном; по гамма-излучению — на сцинтилляционном спектрометре; по альфа-излучению — на сцинтилляционном счетчике.

Однако измерение альфа-излучения твердых экстрактов сопряжено с некоторыми трудностями. Эффективность счета при измерении осадка по способу "толстых слоев" невелика (<10%). Разложение осадка миомфата железа щелочью для выделения плутония ведет к усложнению анализа. Поэтому в методах определения плутония в объектах внешней среды и биопробах для концентрирования плутония используется также и жидкостная экстракция. В качестве экстрагентов применяются МИОМФК и

ТАБЛИЦА VII. КОЛИЧЕСТВА ВВОДИМЫХ РЕАКТИВОВ НА 5 л РАСТВОРА ПРИ ИЗВЛЕЧЕНИИ РАДИОИЗОТОПОВ ИЗ ОДНОЙ ПРОБЫ[а] ДЛЯ АНАЛИЗА

Наименование раствора	Экстрагент и растворители (Э)			Fe^{3+} мг	$KMnO_4$ мг	$K_4[Fe(CN)_6]$ мг	HNO_3 н	NaOH мг	Определяемые радиоизотопы
	МИОМФК мл	Толуол мл	Керосин мл						
Исходный раствор	6	2,5	0,5	100	100	–	0,1	–	$\Sigma\alpha$-изл.[б] и ^{144}Ce
Фильтрат № 1	3	2,5	–	100	–	–	–	–	^{90}Sr (по ^{90}Y)[в]
Фильтрат № 2	7	6	1,5	450	–	100	–	300	^{137}Cs[г]

[а] См. рис. 9

[б] ^{239}Pu концентрируется вместе с ураном и другими актинидами.

[в] Для определения ^{90}Sr (по ^{90}Y) без предварительных экстракций вводятся: МИОМФК – 5 мл; толуол – 3 мл; Fe^{3+} – 100 мг.

[г] Концентрирование ^{137}Cs без предварительных экстракций отличается только исключением введения в анализируемый раствор щелочи.

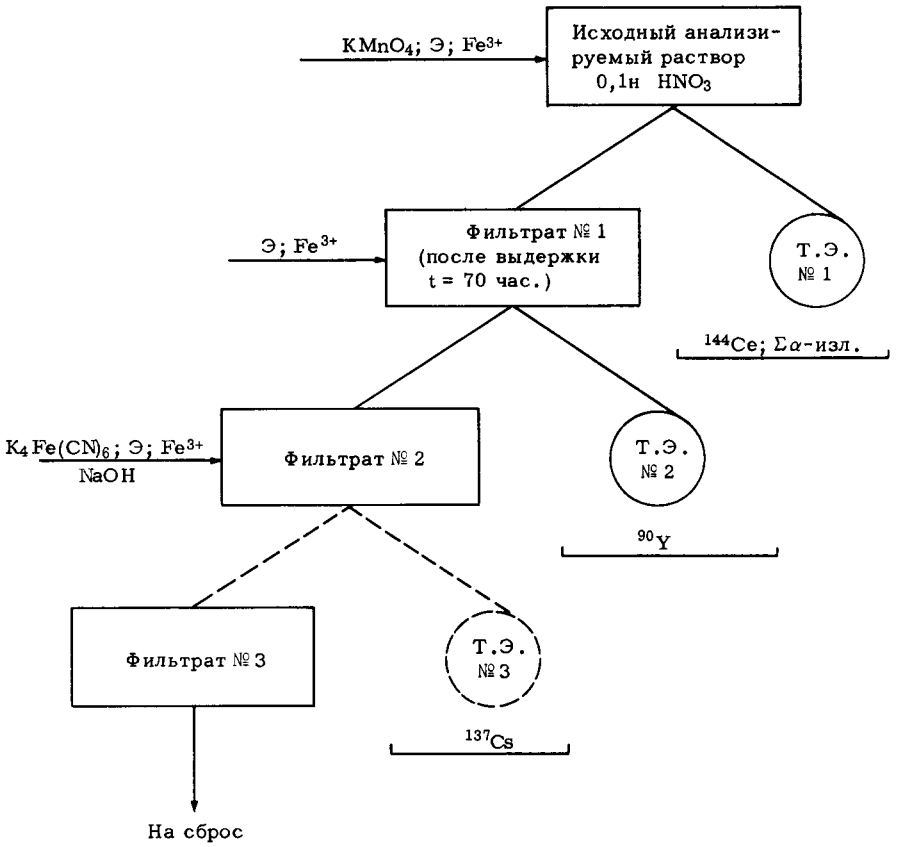


Рис.9. Схема анализа радиоизотопов из одной пробы (см.табл.VII).
Э – раствор (МИОМФК+толуол+керосин)
ТЭ – твердый экстракт.
t = 70 час (время выдерживания фильтрата № 1, обусловленное необходимостью накопления ~ 50% ^{90}Y от равновесного).

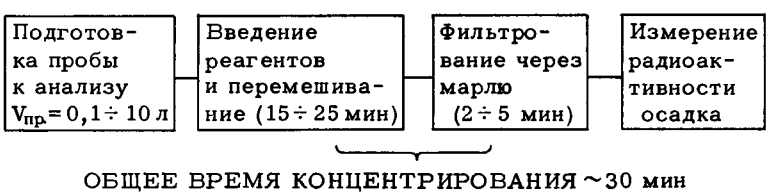


Рис.10. Последовательность проведения операций при анализе радиоизотопов.

изоамилпирофосфорная кислота (ИАПФК) в толуоле ($[H_2(i-C_5H_{11})_2P_2O_7]$). Значения D для Pu III и Pu IV при концентрации ИАПФК в толуоле 0,5 ÷ 1,0 м/л, азотной и соляной кислот 0,1 ÷ 8,0 м/л лежат в пределах 500-2000. Это позволяет практически количественно извлекать плутоний в органическую фазу при соотношении объемов $v_в/v_0 = 50 \div 100$. Из органической фазы плутоний выделяется на осадке гидроокиси никеля в спиртовой среде или реэкстракцией раствором оксалата аммония. Следует иметь в виду, что вместе с плутонием таким путем будут извлекаться и другие элементы – альфа-излучатели, например уран, америций, нептуний. Полученный концентрат альфа-излучателей при необходимости может быть разделен на отдельные компоненты другими методами, например методом распределительной хроматографии с обращенными фазами.

ИЗБИРАТЕЛЬНОЕ ИЗВЛЕЧЕНИЕ ПЛУТОНИЯ ПОСРЕДСТВОМ РАСПРЕДЕЛИТЕЛЬНО-ХРОМАТОГРАФИЧЕСКИХ КОЛОНОК С ОБРАЩЕННЫМИ ФАЗАМИ

Сорбирующий слой распределительно-хроматографических колонок с обращенными фазами состоит из измельченного твердого носителя с гидрофобной поверхностью, на которую нанесена прочно удерживаемая тонкая пленка жидкого, практически нерастворимого в водной среде органического экстрагента.

При фильтровании через такую колонку водных растворов, содержащих экстрагируемые данным экстрагентом вещества, последние удерживаются в колонке.

По сравнению с обычной жидкостной экстракцией, эффективность экстрагирования и разделения веществ в таких колонках во много раз выше, так как экстракция в них протекает в хроматографических условиях, обеспечивающих осуществление принципа противотока при многократно повторяющихся актах сорбции и десорбции веществ во время движения их раствора в слое сорбента. Имеется большое количество работ с использованием этого метода, описанных в обзорах [17,18].

Теоретические основы метода хроматографического экстрагирования, разработанные В.К.Марковым с его сотрудниками, подробно представлены в [19]. Для извлечения плутония из сложных растворов авторами этого труда предложена колонка, состоящая из измельченной тонкой стружки (или крупки) фторопласта, на поверхность которого нанесена пленка триоктиламина (ТОА).

Было найдено, что изотерма распределения четырехвалентного плутония между ТОА и азотнокислыми растворами описывается уравнением Лэнгмюра:

$$C_э = \frac{ABC}{1 + BC} \qquad (10)$$

где $C_э$ и C – равновесные концентрации Pu IV в экстрагенте и в водном растворе соответственно; A – предельная концентрация Pu IV в экстрагенте при полном его насыщении; $B = [C_э]/[A-C][C]$ – константа экстракционного равновесия. В области равновесных концентраций Pu IV от 1 до 50 мкг·мл$^{-1}$ значения констант в уравнении (10) оказались равными:

$$A \approx 98000 \text{ мкг·мл}^{-1}; \quad B = 0{,}203$$

Динамическая активность (W) колонки, выражаемая объемом профильтрованного через нее раствора до момента проскока извлекаемого вещества в фильтрат, вследствие выпуклой формы изотермы распределения теоретически должна описываться уравнением:

$$W = mD + v \qquad (11)$$

где D – коэффициент распределения, соответствующий концентрации (C_0) извлекаемого вещества в исходном растворе $D = (A + B^0)/(1 + BC_0)$; m – объем экстрагента в колонке, мл; v – межзерновое пространство колонки, мл.

Используя уравнение (11) и пренебрегая некоторой размытостью реального фронта, движущегося вдоль колонки вещества (теоретически он должен быть обрывным), можно вычислить приблизительный объем экстрагента (m), требующийся для извлечения вещества из заданного объема водного раствора. Так, при заданных значениях: W = 10 мл, $C_0 = 1 \cdot 10^{-3}$ мкг/мл и v = 0,2 мл объем экстрагента $m \approx 5 \cdot 10^{-4}$ мл. Более точное вычисление m с учетом размытости фронта показано в [19].

Высокие коэффициенты распределения плутония обуславливают возможность извлечения его ничтожно малыми объемами ТОА, которые образуют весьма тонкие пленки на поверхности носителя.

Это облегчает последующее элюирование плутония из колонки, которое может оказываться замедленным в случае толстых пленок из-за малой скорости в них процессов диффузии.

Весьма существенно, что изменение концентрации азотной кислоты в исследованных границах от 1 до 4 н и наличие нитрата циркония до 500 мг·л$^{-1}$ не оказывают заметного влияния на экстрагируемость плутония пленкой ТОА.

Нитраты бериллия, алюминия и железа при содержании их в азотнокислом растворе 50 г·л$^{-1}$, а натрия – 200 г·л$^{-1}$ увеличивают эффективность экстрагирования.

Нитрат уранила при концентрации 50 г·л$^{-1}$ значительно снижает емкость ТОА по отношению к плутонию (IV).

Легкость удерживания в азотнокислых растворах урана в шестивалентном, а америция и кюрия в трехвалентном состояниях обеспечивает высокоэффективное отделение от них четырехвалентного плутония. Труднее отделять плутоний этим методом от нептуния, однако А.В.Яблочкиным найдены условия, обеспечивающие практически полное отделение плутония и от этого элемента. При этом к аликвотной части раствора добавляют 1 М раствор сульфамината железа (II) до его концентрации 0,1 М и перемешивают. По истечении приблизительно одной минуты к раствору на каждый его 1 мл приливают по 0,2 мл насыщенного раствора $KBrO_3$ в 1,5 н HNO_3. Через 20 минут подготовленную таким образом пробу количественно переносят в микроколонку, споласкивают стенки стаканчика 1,5 н HNO_3, раствор фильтруют через колонку и затем промывают ее тремя мл 1,5 н HNO_3. Сорбированный пленкой ТОА плутоний вымывают 1 мл 3% раствора оксалата аммония в 1,5 н HNO_3 и наносят этот элюат на мишень из нержавеющей стали для измерения альфа-активности. Для иллюстрации приводим результаты многократного анализа двух искусственно приготовленных растворов с различными концентрациями в них плутония.

Концентрации компонентов в растворе: HNO_3 – 1,5 н; Al – 40 г/л; U – 4 г/л; Np – 35 мг/л; Pu – 174 мкг/л и 1,61 мкг/л.

Хроматографическая колонка диаметром 3 мм содержала 0,1 г измельченного фторопласта-4 и 0,001 мл ТОА на его поверхности.

На основании полученного статистического материала найдено, что при определении концентраций плутония, равных 174 мкг/л и 1,61 мкг/л, коэффициенты вариации оказались равными 4% и 7%, соответственно. Время, необходимое для выделения плутония из растворов и количественного его определения, не превышает 60 минут.

ЛИТЕРАТУРА

[1] "Нормы радиационной безопасности". Атомиздат, М., 1970.
[2] Сб. "Дозиметрические и радиометрические методики", под ред. ГУСЕВА, Н.Г. и др. Атомиздат, М., 1966.
[3] "Аналитическая химия плутония", под ред. ПАЛЕЯ, П.Н. Изд. "Наука", М., 1965.
[4] "Аналитическая химия урана и тория", перев. с англ. под ред. ПАЛЕЯ, П.Н. Изд. ИЛ, М., 1956.
[5] ШВЕДОВ, В.П., ИВАНОВА, Л.М., Радиохимия 5 2 (1963) 185.
[6] ШВЕДОВ, В.П., ЯКУШЕВ, М.Ф., Радиохимия 12 6 (1970) 976.
[7] КУЗНЕЦОВ, В.И., АКИМОВА, Т.Г., "Концентрирование актинидов соосаждением с органическими соосадителями". Атомиздат, М., 1968.
[8] РОВИНСКИЙ, Ф.Я., ИСПРАВНИКОВА, В.В., Атомная энергия 14 3 (1963) 285-289.
[9] ГОЛУТВИНА, М.М., КАЗАКОВА, Т.А., НИКОЛАЕВ, Ю.М., Медицинская радиология 1 (1962) 62.
[10] PEPPARD, D.F., MASON, G.W., MAIER, J.L., DRISCOLL, W.J., J. inorg. nucl. Chem. 4 5/6 (1957) 334.
[11] PEPPARD, D.F., MASON, G.W., ANDREJASICH, C.M., J. inorg. nucl. Chem. 25 9 (1963) 1175.
[12] PEPPARD, D.F., MASON, G.W., LEVEY, S., J. inorg. nucl. Chem. 27 9 (1965) 2055.
[13] GOTO, T., J. inorg. nucl. Chem. 30 12 (1968) 3305.
[14] DAVIS, W.Y., RESTER, D.O., J. inorg. nucl. Chem. 30 12 (1968) 3317.
[15] SCARGILL, D., ALCOCK, K., FLETCHER, L.M., HESFORD, E., McKAY, H.A.C., J. inorg. nucl. Chem. 4 5/6 (1957) 304.
[16] АЛЬДЕРС, Л., "Жидкостная экстракция". Изд. ИЛ, М., 1962.
[17] КАТЫХИН, Г.С., Журнал аналитической химии 20 (1965) 615.
[18] STZONSKI, Y., Österr. Chem. Ztg. 68 1 (1967) 5.
[19] МАРКОВ, В.К., КРАПИВИН, М.И., МАЛАФЕЕВ, М.П. ШЕСТЕРИКОВА, М.В., НАДЕИН, В.А., ЯБЛОЧКИН, А.В., Отчет по контракту с Международным агентством по атомной энергии № 880/R B (1970).

СОЮЗ СОВЕТСКИХ СОЦИАЛИСТИЧЕСКИХ
РЕСПУБЛИК
A/CONF.49/P/686

БИОЛОГИЧЕСКОЕ ДЕЙСТВИЕ И ПОВЕДЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ПРОДУКТОВ ДЕЛЕНИЯ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЦЕПОЧКАХ

Е.А.ФЕДОРОВ, Б.С.ПРИСТЕР, Г.Н.РОМАНОВ,
Н.И.БУРОВ, В.А.УХАНОВА, Г.Г.РЯБОВ,
Е.Р.РЯБОВА
Государственный комитет по использованию
атомной энергии СССР, Москва,
Союз Советских Социалистических Республик

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

THE BIOLOGICAL EFFECT AND BEHAVIOUR OF RADIOACTIVE FISSION PRODUCTS IN AGRICULTURAL CHAINS.

The paper considers the agricultural aspects of the radiation situation which can arise through contamination of the environment by a mixture of nuclear fission products of different ages and products resulting from neutron activation of the soil. It quotes experimental data obtained in work carried out under natural conditions on experimental plots. Relationships are established between the density of the radioactive contamination produced on agricultural land by a fresh mixture of fission products, the accumulation of radionuclides in agricultural crops contaminated at different stages of their growth, the gamma doses and contact beta doses to plants and the resulting radiation injury to the latter. Coefficients of proportionality are established between the intensity of precipitation (single event or continuous) of radioactive fission products and their concentration in crops, as a function of the composition of the radionuclide mixture, the stage of growth at the time of precipitation, and the period elapsing after the plants are contaminated.

Field experiments were carried out with a view to deriving coefficients of proportionality relating the density of soil contamination by radioactive fission products, neutron activation products and fissile materials to their degree of accumulation, as a function of the soil properties and the biological nature of the plants. The part played by soil and foliar uptake of radionuclides in the contamination of crops by radioactive fission products and neutron activation products is discussed.

In other experiments, in which a fresh mixture of ^{235}U fission products was introduced into the organism of milch cows, a study was made of the accumulation and elimination of radionuclides of iodine, tellurium, molybdenum, barium, etc., and coefficients were obtained for the proportionality between the uptake of the mixture by the animal organism and the radionuclide content of the animal products. A relationship was established between the uptake of a mixture of fission products by cows via the feed, the dose burdens to the critical organs and the degree of radiation injury. The results given in the paper are used to calculate the lowest density of radioactive contamination of agricultural crops, meadows and pastures by radioactive fission products of different ages which will cause radiation injury to pasture animals and plants.

EFFET BIOLOGIQUE ET COMPORTEMENT DES PRODUITS DE FISSION RADIOACTIFS DANS LES CHAINES AGRICOLES.

Les auteurs examinent les aspects agricoles d'une situation qui peut se produire par suite d'une contamination de l'environnement par un mélange de produits de fission d'âge différent et d'une activation neutronique du sol. Ils indiquent les résultats d'études expérimentales effectuées en milieu naturel sur des terrains affectés à cette fin. Ils établissent un lien entre la densité de radiocontamination des terres agricoles par un mélange de produits de fission de date récente, le degré d'accumulation des radionucléides dans les récoltes lors d'une contamination des cultures à des phases de croissance différentes, les doses gamma et bêta administrées aux végétaux (ces dernières par contact), et les radiolésions des semis provoquées par ces doses. Ils déterminent les facteurs de proportionnalité entre l'intensité des retombées uniques et continues de produits de fission radioactifs et la concentration de ces produits dans les cultures en fonction de la composition du mélange de radioisotopes, de la phase de croissance atteinte par les plantes au moment des retombées et du délai écoulé depuis la contamination des semis.

Au cours d'expériences en plein champ ils ont établi les facteurs de proportionnalité entre d'une part la densité de contamination des sols par des produits de fission radioactifs, des produits d'activation neutroniques et des matières fissiles, et d'autre part l'accumulation de ces produits et matières en fonction des propriétés

du sol et des caractéristiques biologiques des plantes. Ils discutent le rôle qu'il convient d'attribuer au mode d'absorption radiculaire et non radiculaire des radionucléides par la plante après une contamination des cultures par des produits radioactifs de fission et d'activation neutronique.

Des expériences au cours desquelles un mélange récemment formé de produits de fission de l'uranium-235 a été introduit dans l'organisme de vaches laitières ont permis d'étudier les lois qui régissent l'accumulation dans le corps et l'excrétion des radioisotopes de l'iode, du tellure, du molybdène, du baryum, etc., et d'établir les facteurs de proportionnalité entre l'introduction du mélange dans l'organisme animal et la teneur en radionucléides des animaux d'élevage. On a établi le rapport entre l'absorption d'un mélange de produits de fission par les vaches avec le fourrage, la charge des organes critiques et la gravité des radiolésions provoquées. Sur la base des résultats signalés, les auteurs calculent la densité de radiocontamination minimale des semis, des prés et des pâturages par un mélange de produits de fission radioactifs d'âge différent, qui suffit pour provoquer des radiolésions chez les animaux d'élevage et les végétaux.

БИОЛОГИЧЕСКОЕ ДЕЙСТВИЕ И ПОВЕДЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ПРОДУКТОВ ДЕЛЕНИЯ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЦЕПОЧКАХ.

Рассматриваются сельскохозяйственные аспекты радиационной обстановки, которая может сложиться при загрязнении внешней среды смесью продуктов ядерного деления разного возраста и нейтронной активации грунта. Приводятся экспериментальные данные, полученные при проведении исследований в природной обстановке на экспериментальных участках. Установлена связь между плотностью радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий свежей смесью продуктов ядерного деления, размерами накопления радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур при загрязнении их в различные фазы развития, дозами гамма- и контактного бета-облучения растений и обусловленным ими радиационным поражением посевов. Определены значения коэффициентов пропорциональности между интенсивностью разовых и непрерывных выпадений радиоактивных продуктов деления и концентраций их в продукции растениеводства в зависимости от состава смеси радионуклидов, фазы развития растений в период выпадений и времени с момента загрязнения посевов.

В полевых экспериментах получены значения коэффициентов пропорциональности между плотностью загрязнения почв радиоактивными продуктами деления, продуктами нейтронной активации и делящимися материалами и размерами накопления их в зависимости от свойств почвы и биологических особенностей растений. Обсуждается роль почвенного и внекорневого пути поступления радионуклидов в растения в загрязнении продукции растениеводства радиоактивными продуктами деления и нейтронной активации.

В экспериментах с введением в организм лактирующих коров свежей смеси продуктов ядерного деления урана-235 изучены закономерности накопления в организме и выведения радионуклидов йода, теллура, молибдена, бария и других, получены коэффициенты пропорциональности между поступлением смеси в организм животных и содержанием радионуклидов в продукции животноводства. Установлена связь между поступлением смеси продуктов ядерного деления в организм коров с кормом, дозовыми нагрузками на критические органы и степенью лучевого поражения животных. На основе приводимых в докладе результатов рассчитаны минимальные значения плотности радиоактивного загрязнения посевов сельскохозяйственных культур, лугов и пастбищ смесью радиоактивных продуктов деления разного возраста, вызывающие радиационное поражение пастбищных животных и растений.

ACCION BIOLOGICA Y COMPORTAMIENTO DE LOS PRODUCTOS DE FISION RADIACTIVOS EN LAS CADENAS ALIMENTARIAS.

Se consideran los problemas agrícolas que plantearía la situación radiológica que puede producirse como consecuencia de la contaminación del medio ambiente por una mezcla de productos de fisión de edades diversas y por la activación neutrónica del suelo. Se presentan datos experimentales, obtenidos como resultado de investigaciones realizadas, en condiciones naturales, en zonas experimentales. Se ha establecido una relación entre la densidad de contaminación radiactiva de los terrenos agrícolas por una mezcla de productos de fisión nuclear recientes, las magnitudes de la acumulación de radionúclidos en la cosecha de los cultivos agrícolas, en caso de que se contaminen en distintas fases de su desarrollo, las dosis de irradiación gamma y beta, ésta por contacto, que reciben las plantas, y el daño radiológico que originan en los sembrados. Se han determinado los valores de los coeficientes de proporcionalidad entre precipitaciones, aisladas y contínuas, de productos de fisión radiactivos, y sus concentraciones en los productos hortícolas, en función de la composición de la mezcla de radionúclidos, de la fase de desarrollo de las plantas en el período de precipitación, y del tiempo transcurrido desde la contaminación de los sembrados.

En experimentos de campo se han obtenido valores de los coeficientes de proporcionalidad entre la densidad de contaminación de los suelos por productos de fisión, productos de activación neutrónica y materiales fisibles, y su grado de acumulación, en función de las propiedades del suelo y de las particularidades biológicas de las plantas. Se estudia el papel de la vía, a través del suelo y extrarradical, de introducción de los radionúclidos en las plantas, en la contaminación de los productos hortícolas por productos de fisión y de activación neutrónica.

En experimentos sobre la introducción, en el organismo de vacas lecheras, de una mezcla reciente de productos de fisión nuclear del uranio-235, se han estudiado las reglas de acumulación en el organismo y de eliminación de los radionúclidos yodo, telurio, molibdeno, bario y otros; se han obtenido coeficientes de proporcionalidad entre la entrada de la mezcla en el organismo de los animales y el contenido de radionúclidos en la producción ganadera. Se ha establecido la relación entre la entrada de una mezcla de productos de fisión nuclear en el organismo de las vacas con el pienso, las dosis a órganos críticos y el grado de daño radiológico de los animales domésticos. Basándose en los resultados presentados en esta memoria se han calculado los valores mínimos de la densidad de contaminación radiactiva de los suelos destinados a cultivos agrícolas, prados y pastizales, por una mezcla de productos de fisión radiactivos de edades diversas, que producen daño radiológico a las reses que pastan y a las plantas.

ВВЕДЕНИЕ

Многими странами мира намечена программа широкого развития атомной энергетики и использования атомных взрывов в мирных целях. В процессе эксплуатации предприятий атомной промышленности, атомных энергетических установок, а также при проведении экскавационных атомных взрывов во внешнюю среду могут поступать некоторые количества радионуклидов. Однако переоценка опасности радиоактивного загрязнения внешней среды может привести к неоправданному завышению затрат на строительство и эксплуатацию устройств и сооружений для улавливания радиоактивных сбросов. В связи с этим возникает необходимость научного обоснования уровней поступления радионуклидов во внешнюю среду, при которых отсутствует радиационная опасность для человека, животных и растений. Решение этой задачи требует изучения количественных соотношений между уровнями поступления радионуклидов во внешнюю среду и содержанием их в сельскохозяйственной продукции.

Высокая надежность атомных энергетических установок все же не исключает вероятности возникновения аварийных ситуаций [1-5]. Для оценки последствий радиационных аварий и разработки системы специальных мероприятий необходимо установить критические уровни содержания радионуклидов во внешней среде, при которых возможно поражение сельскохозяйственных растений и животных.

За последние два десятилетия накоплена обширная информация о поведении радионуклидов в окружающей человека среде [4,6,7]. Итоги изучения этой проблемы опубликованы в материалах предыдущих Женевских конференций и докладах Научного комитета ООН по действию атомной радиации [8,9,10].

В то же время многие вопросы этой проблемы требуют дальнейшего изучения. Это относится, в частности, к оценке возможного вклада различных путей поступления радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию, а также к прогнозу их концентрации в этой продукции в зависимости от уровня поступления радиоактивных веществ во внешнюю среду. Недостаточно изучены вопросы биологического действия продуктов ядерного деления на организм растений и животных.

В настоящем докладе обсуждаются результаты наблюдений за глобальными выпадениями, а также многолетних полевых и лабораторных экспериментов по изучению миграции радионуклидов по биологическим цепочкам при корневом и внекорневом путях их поступления в растения и биологического действия продуктов деления на организм сельскохозяйственных животных и растений. При проведении опытов использовали растворы нитратов отдельных радионуклидов и смеси молодых продуктов деления ^{235}U 10-часового возраста, которые в составе корма вводили в организм животных или распыляли с помощью специальных устройств на делянках площадью 50-200 м^2.

ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИЮ СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ

Внекорневое поступление радионуклидов в сельскохозяйственные растения

Значительная часть выпадающих на поверхность Земли радионуклидов попадает непосредственно на растения, минуя почву. При этом содержание радионуклидов в урожае при одной и той же плотности выпадений оказывается во много раз выше, чем при поступлении радионуклидов из почвы через корневые системы. В случае непрерывных выпадений содержание радионуклидов в растениях определяется темпами выпадений за вегетационный период, поэтому целесообразно относить содержание радионуклидов в продукции не к сумме выпадений за год, а к среднемесячной их интенсивности, приходящейся на вегетационный сезон (табл.I). Из данных, представленных в табл.I, видно, что при глобальных выпадениях долгоживущих продуктов наибольшим содержанием радионуклидов характеризуется продукция растениеводства, которая по концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs более чем в 10 раз превосходит молоко и мясо. Из рассмотренных радионуклидов наибольшей подвижностью в пищевой цепочке отличается ^{137}Cs.

В табл.II приведены данные о содержании радионуклидов в урожае пшеницы и картофеля при разовом загрязнении посевов на разных этапах развития растений смесью продуктов деления ^{235}U 10-часового возраста.

ТАБЛИЦА I. СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ ПРИ ГЛОБАЛЬНЫХ ВЫПАДЕНИЯХ[a]

$$\frac{\text{нКи/кг воздушно-сухого вещества}}{\text{мКи/км}^2 \cdot \text{месяц}}$$

Радионуклиды	Сено трав	Пшеница(зерно)	Молоко	Мясо
^{90}Sr	4,1	0,34	0,03	0,08
^{106}Ru	2,0	0,14	–	–
^{137}Cs	5,0	0,52	0,17	0,54
^{144}Ce	3,3	0,03	–	–

[a] средние значения за 3 года, $\sigma \leq \pm 50\%$.

ТАБЛИЦА II. СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В УРОЖАЕ ПОЛЕВЫХ КУЛЬТУР ПРИ РАЗОВОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОСЕВОВ СМЕСЬЮ ПРОДУКТОВ ДЕЛЕНИЯ ^{235}U 10-ЧАСОВОГО ВОЗРАСТА[a]

нКи/кг продукта
мкКи/м^2

Радионуклиды	Фаза развития в момент загрязнения					
	Пшеница (зерно)				Картофель (клубни)	
	3-4 листа	Выход в трубку	Молочная спелость	Восковая спелость	Активное цветение	Увядание ботвы
$^{89,90}Sr$	0,19	1,1	57	2,1	1,0	0,02
^{137}Cs	0,35	1,0	37	1,1	0,17	0,06
^{95}Zr	0,31	2,6	18	1,5	6,7	0,09
^{140}Ba	0,02	0,44	2,0	2,1	0,07	0,006
$^{141,144}Ce$	0,30	0,22	0,2	6,6	0,41	0,11
$^{103,106}Ru$	0,09	0,19	1,5	7,1	0,23	0,12

[a] средние значения за 2 года, $\sigma \leq \pm 30\%$.

Как показали наши исследования, важными факторами, определяющими интенсивность и размеры включения радионуклидов из выпадений в растения, являются видовые особенности растений, фаза развития их в момент загрязнения и химическая природа радионуклидов. Влияние указанных факторов на размеры загрязнения столь значительно, что при равной плотности выпадений радионуклидов в различные моменты вегетационного периода содержание их в сельскохозяйственных продуктах может различаться в сотни раз.

Наиболее значимыми факторами являются видовые различия и фаза развития растений в период выпадений. Максимальное содержание радионуклидов в урожае наблюдается при загрязнении посевов в период формирования продуктивных органов, когда в них с током питательных веществ интенсивно перемещаются и радионуклиды. Интенсивность перемещения радионуклидов в растении в значительной мере определяется наличием стабильных нуклидов – химических аналогов, играющих определенную роль в минеральном питании растений.

В случае загрязнения посевов полевых культур смесью молодых продуктов деления значительная часть короткоживущих радионуклидов распадается к моменту потребления урожая и в нем, в основном, могут присутствовать лишь долгоживущие радионуклиды ^{90}Sr, ^{137}Cs и некоторые другие. Продуктивные органы овощных растений потребляются в пищу в свежем виде без сколько-нибудь значительной выдержки или переработки, в результате чего овощи могут быть, наряду с молоком, основным поставщиком в организм человека короткоживущих и весьма опасных в биологическом отношении радионуклидов йода, молибдена, бария и других.

ТАБЛИЦА III. СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В УРОЖАЕ ОВОЩНЫХ КУЛЬТУР ЧЕРЕЗ 1 И 10 ДНЕЙ ПОСЛЕ РАЗОВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

$$\frac{\text{нКи/кг продукта}}{\text{мкКи/м}^2}$$

Культура	^{99}Mo		^{131}I		^{140}Ba	
	1 день	10 дней	1 день	10 дней	1 день	10 дней
Лук	240	40	280	110	130	17
Капуста, листья	440	52	770	130	430	62
Редис	400	96	530	160	370	100
Салат	490	140	800	310	450	84
Шпинат	600	300	940	320	500	100

$\sigma \leq \pm 30\%$

ТАБЛИЦА IV. СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В УРОЖАЕ ПРИ ВНЕСЕНИИ ИХ В ПОЧВУ В РАСТВОРИМОЙ ФОРМЕ[а,б]

$$\frac{\text{пКи/кг продукта}}{\text{мкКи/м}^2}$$

Радионуклид	Пшеница (зерно)	Картофель (клубни)	Сеяные злаковые травы (сено)
^{90}Sr	300	270	1200
^{137}Cs	66	370	74
^{144}Ce	1,9	11	3,5
^{106}Ru	7,4	10	7,6
^{147}Pm	0,09	1,0	0,9
^{90}Y	0,1	24	0,33-19
^{95}Zr	11	13	18-270
^{65}Zn	$3{,}6\cdot10^4$	$1{,}7\cdot10^4$	$0{,}9\cdot10^4$
^{185}W	460	1100	1200
^{55,59}Fe	250	42	58
^{239}Pu	0,02-1,5	2,5	1,0
^{235,238}U	1,4	1,3	2,9

[а] Средние значения за 3 года, $\sigma \leq \pm 30\%$.
[б] Почва – чернозем выщелоченный мощный, содержание обменного Ca – 44 м-экв/100 г почвы.

В табл.III приведены данные о содержании этих нуклидов в урожае широко распространенных видов овощных культур. Продуктивная часть большинства овощей представляет собой вегетативные органы, и поэтому содержание радионуклидов в овощах значительно выше, чем в продуктивной части урожая полевых культур.

Из данных табл.III видно, что содержание радионуклидов в урожае овощей через 10 дней было в 2-7 раз ниже, чем в момент нанесения радиоактивных растворов. Столь значительное уменьшение концентрации радионуклидов объясняется, в основном, потерями их растениями и, в меньшей степени, разбавлением за счет прироста биомассы. Многолетними исследованиями было установлено, что процесс потери радионуклидов растениями описывается экспоненциальным законом. Величина периода полупотерь для большого числа изученных нуклидов и растений составляет 0,5-3,0 суток при внесении растворов в фазе интенсивного развития биомассы и от 7 до 100 дней – в фазе созревания [11].

Усвоение радионуклидов сельскохозяйственными растениями из почвы

Независимо от продолжительности выпадений, радионуклиды в конечном счете попадают на поверхность почвы, проникают в корнеобитаемые слои и становятся доступными для усвоения корневыми системами растений. В табл.IV приведены размеры корневого усвоения радионуклидов (делящиеся материалы, продукты их деления и продукты нейтронной активации грунтов и конструкционных материалов). По способности к накоплению растениями из почвы исследованные радионуклиды могут быть расположены в следующий ряд:

Содержание в растении пКи/кг продукта / мкКи/м^2	$n\cdot10^4$	$n\cdot10^3$	$n\cdot10^2$	1-10	$n\cdot10^{-1}$-10
Радионуклид	^{65}Zn	^{185}W	^{137}Cs ^{90}Sr, ^{59}Fe	^{144}Ce ^{106}Ru, ^{95}Zr	^{239}Pu, ^{235}U ^{147}Pm, ^{91}Y

При корневом усвоении из почвы размеры накопления радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений определяются, в основном, химическим состоянием нуклидов в почве и характером их взаимодействия с почвой. Немаловажное значение в процессах усвоения радиоизотопов играет также роль стабильных нуклидов – аналогов в физиологических процессах.

Сопоставление представленных данных о содержании радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур (табл.I-IV) показывает, насколько важную роль играет внекорневой путь поступления радионуклидов в растения. Так, содержание радионуклидов в зерне пшеницы при внекорневом пути поступления при равной конечной плотности загрязнения почвы в десятки раз выше, чем в случае усвоения их из почвы. Для вегетативных органов растений эта разница во много раз больше. В то же время содержание радионуклидов в клубнях картофеля, которые не подвергаются непосредственному загрязнению выпадениями, примерно одинаково как при корневом, так и при внекорневом путях поступления.

ТАБЛИЦА V. МАКСИМАЛЬНАЯ КОНЦЕНТРАЦИЯ ($C, \frac{нКи/кг}{мкКи}$) РАДИОНУКЛИДОВ В МОЛОКЕ, МЯСЕ И ПЕЧЕНИ КОРОВ ПРИ ОДНОКРАТНОМ ПОСТУПЛЕНИИ ИХ С КОРМОМ И ЭФФЕКТИВНЫЕ ПЕРИОДЫ ПОЛУВЫПАДЕНИЯ НУКЛИДОВ ($T_{эфф}$, день)

Продукты	Молоко		Мясо		Печень	
Радионуклиды	C	$T_{эфф}$	C	$T_{эфф}$	C	$T_{эфф}$
^{131}I	13	1,0	0,40	1,5	4,0	0,41
^{99}Mo	0,9	0,78	0,32	0,59	93	0,23
^{89}Sr	0,3	2,0	0,012	2,2	0,004	2,9
^{140}Ba	0,05	0,92	0,003	2,0	0,016	4,2
^{132}Te	–	–	0,022	0,57	4,3	0,32

$\sigma \leq \pm 20\%$

ТАБЛИЦА VI. ПРЕДЕЛЬНЫЕ УРОВНИ ВЫПАДЕНИЙ РАДИОИЗОТОПОВ И СОДЕРЖАНИЕ ИХ В ПОЧВЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ, ПРИ КОТОРЫХ ГОДОВОЕ ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ОРГАНИЗМ ЧЕЛОВЕКА С РАЦИОНОМ НЕ ПРЕВЫШАЕТ ВЕЛИЧИНУ ПГП

Радионуклид	Содержание радионуклидов в почве[а], Ки/км^2	Интенсивность непрерывных выпадений[б], мКи/месяц·км^2
^{90}Sr	2	1,5
^{137}Cs	250	50
^{131}I	–	0,5[в]

[а] Черноземные почвы; критические продукты – хлеб и молоко;
[б] Средняя полоса территории Союза; критические продукты – хлеб и овощи;
[в] мКи/км^2·сутки.

Переход радионуклидов из кормов в продукцию животноводства

Растения являются основным источником поступления радионуклидов в организм животных и в продукцию животноводства. В табл.V приведены максимальные концентрации радионуклидов в молоке, мышцах и печени коров после однократного поступления их в организм в составе смеси молодых продуктов деления. Представленные результаты находятся в хорошем соответствии с данными других исследований [4,12].

Располагая значениями максимальной концентрации радионуклидов в молоке и эффективных периодов их полувыведения, можно сделать прогноз содержания нуклидов в молоке и мясопродуктах в различные сроки после разового потребления загрязненных кормов. По концентрации в молоке и мясе исследованные радионуклиды образуют убывающий ряд

$^{131}I > ^{99}Mo > ^{89}Sr > ^{140}Ba$. В печени наблюдается аномально высокое накопление, обусловленное, по-видимому, участием Мо в окислительно-восстановительных процессах организма.

Рассмотренные выше экспериментальные данные о поведении радионуклидов в пищевых цепочках (почва – растения и выпадения – растения – животные – продукция животноводства) могут быть использованы для определения допустимых уровней поступления радионуклидов во внешнюю среду. На основании данных о потреблении основных пищевых продуктов населением СССР и пределах годового поступления (ПГП) радионуклидов через органы пищеварения, установленных действующими в СССР "Нормами радиационной безопасности (НРБ-69)", нами рассчитаны предельные уровни выпадений радионуклидов и содержания их в почве сельскохозяйственных угодий (табл.VI). Анализ опубликованных данных [1-5] показывает, что уровни выпадений радионуклидов в районах расположения действующих атомных электростанций значительно ниже значений, приведенных в табл.VI.

ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА ОРГАНИЗМ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ

Действие излучений на сельскохозяйственные растения

Рядом исследований [1,3] показано, что дозы облучения растений и животных в окрестностях атомных энергетических установок значительно ниже критических величин. Однако в аварийных ситуациях плотность радиоактивных выпадений может оказаться настолько высокой, что вызовет радиационное поражение биологических объектов.

К настоящему времени накоплен определенный объем информации о действии хронического и острого облучения на рост и развитие вегетирующих растений [4,13,14], полученной в экспериментах на γ-полях. Для целей прогнозирования ущерба, который возможен при выпадении радиоактивных продуктов деления на посевы сельскохозяйственных растений, необходимо располагать данными о связи между величиной дозы облучения растений и животных и плотностью загрязнения территории.

Полевые эксперименты с искусственным загрязнением посевов пшеницы, ячменя и картофеля смесью продуктов деления ^{235}U 10-часового возраста и ^{90}Y, физические характеристики которого близки к смеси молодых продуктов деления, позволили установить количественные соотношения между плотностью радиоактивного загрязнения посевов и величиной поглощенной растениями дозы.

Установлено, что степень радиационного поражения зерновых злаков обусловлена, в основном, величиной дозы, поглощенной наиболее радиочувствительным органом – конусом нарастания или формирующимся колосом. Отношение поглощенных этими органами доз β- и γ-излучения составляет 30-80. Из-за малой проникающей способности β-частиц величина дозы β-излучения, поглощенной критическими органами растения, зависит от фазы его развития в период облучения.

В процессе роста и развития растений можно выделить три этапа, различающихся по величине поглощенной критическим органом дозы. Первый период – от начала прорастания до начала кущения – характеризуется тем, что конус нарастания находится под поверхностью почвы, не экс-

ТАБЛИЦА VII. ПОГЛОЩЕННЫЕ ДОЗЫ В КРИТИЧЕСКИХ ОРГАНАХ КОРОВ ПРИ ПОСТУПЛЕНИИ В ОРГАНИЗМ СМЕСИ ПРОДУКТОВ ДЕЛЕНИЯ ^{235}U 10-ЧАСОВОГО ВОЗРАСТА В СОСТАВЕ КОРМА (мрад)

Поглощенная доза	При однократном поступлении 1 мКи	При 4-кратном (раз в сутки) поступлении, когда величина первой порции равна 1 мКи
Средняя тканевая γ-излучения	15	35
β-излучения в тонком отделе кишечника	50	70
β-излучения в толстом отделе кишечника	100	140
β-излучения в щитовидной железе	$12 \cdot 10^3$	$35 \cdot 10^3$

понируется на дневной поверхности и практически экранирован от β-излучения. Второй период – от начала кущения до выколашивания – характеризуется надземным расположением критического органа, который экранирован от β-излучения только стеблевой трубкой и прилегающими к стеблю листьями. Третий период – от выметывания колоса до полного созревания зерна – отличается от предыдущих периодов тем, что критическим органом в данном случае является зародыш формирующегося зерна, который экранирован от β-излучения цветковой и колосковой чешуйками.

При разовом загрязнении посевов смесью продуктов ядерного деления 10-часового возраста с плотностью в 1 Ки/м^2 величина поглощенной критическим органом дозы составляет для 1,2 и 3 периодов развития 0,1; 10 и 60 крад, соответственно.

Угнетение роста и значительное (до 50%) снижение урожая зерна пшеницы и ячменя наблюдается при облучении растений в 1 и 2 периоды в дозах 1,5-3,0 крад. Полная стерильность имеет место при величине поглощенной дозы 12-15 крад. Полученные результаты подтверждаются результатами опытов по облучению вегетирующих растений на γ-источниках [13,14].

Третий период характеризуется наименьшей радиочувствительностью. Так, в опыте с ячменем при величине поглощенной созревающим зерном дозы более 60 крад урожай в год облучения снижался не более чем на 10-15%.

Анализ приведенных результатов показывает, что посевы зерновых злаков наиболее чувствительны к загрязнению в период от начала кущения до выколашивания. Величина поглощенной критическим органом растения дозы, вызывающей повреждения посевов для этого периода составляет 3,0 крад, что соответствует плотности выпадения смеси молодых продуктов деления 300 мКи/м^2. Величина критической поглощенной дозы для других сельскохозяйственных культур определяется их относительной радиочувствительностью. В соответствии с результатами наших исследований и данными [13] критическая доза для бобовых не отличается существенно от дозы для злаковых; поражение посевов картофеля, для которо-

го критическим является период начала формирования клубней, можно ожидать при плотности загрязнения смесью молодых продуктов деления в 600 мКи/м^2.

Действие излучений на организм животных

Радиоактивное загрязнение посевов и пастбищ при радиационных авариях может привести к поступлению в организм животных значительных количеств продуктов деления. В связи с этим представляет интерес изучение поведения радиоизотопов в организме животных и возможностей поражения молочного скота, так как известно, что молоко и молочные продукты являются важным компонентом диеты человека, а коровы могут снизить или утратить молочную продуктивность задолго до того, когда доза внешнего облучения достигнет летальной величины.

Рядом исследователей изучено биологическое действие внешнего γ-облучения на молочный скот [12,15]. Однако, при попадании в организм коров смеси молодых продуктов деления распределение доз отличается большой неоднородностью по сравнению с внешним облучением. Это обстоятельство делает невозможным непосредственное перенесение результатов опытов с внешним облучением животных на случай внутреннего облучения при поступлении продуктов деления в организм с кормом.

Изучение распределения поглощенных доз в организме лактирующих коров при поступлении молодых продуктов деления было проведено в опыте на 10 животных. Смесь продуктов деления 10-часового возраста вводили с кормом однократно и в течение четырех дней раз в сутки.

В табл.VII приведены значения поглощенных доз в критических органах подопытных животных. Основная часть поглощенной дозы (80-90%) формируется в течение первых трех суток и поэтому характер облучения соответствует острому облучению. Наибольшему облучению подвержен желудочно-кишечный тракт и щитовидная железа, нарушение нормальной функции которой вследствие аккумулирования радиойода приводит к снижению лактации. Это позволяет предположить, что снижение молочной продуктивности является одним из наиболее чувствительных показателей лучевого поражения при поступлении в организм смеси продуктов деления.

Нарушение функции щитовидной железы, сопровождающееся снижением удоя, может иметь место при облучении в дозе выше 3 крад [16]. В соответствии с данными табл.VII облучение щитовидной железы в такой дозе возможно при поступлении примерно 100 мКи смеси продуктов деления. Можно предположить, что поступление в организм коров смеси молодых продуктов деления в количестве, превышающем 100 мКи, может привести к снижению молочной продуктивности.

Рассмотренные данные дают возможность оценить уровни радиоактивного загрязнения пастбищ при разовом выпадении смеси молодых продуктов деления, которые могут привести к потере молочной продуктивности. В среднем однодневный рацион коров составляет 50 кг свежей травы, что соответствует поеданию растительности с площади 160 м^2 [4]. Значение коэффициента первоначального удерживания радионуклидов может быть принято равным 25% [11]. Тогда суммарное поступление 100 мКи продуктов деления будет иметь место при плотности загрязнения пастбища, равной примерно 2 мКи/м^2.

Рассмотрение данных о лучевом поражении сельскохозяйственных растений и животных при загрязнении угодий продуктами ядерного деле-

ния показывает, что поражение пастбищных животных может иметь место при значительно меньшей плотности радиоактивных выпадений, чем поражение посевов.

ЛИТЕРАТУРА

[1] BEATTIE, J.R., UKAEA Rep. AHSB (S)-R64 (1963).
[2] КОНСТАНТИНОВ, Ю.О., ИЛЬИН, Л.А., ЛИХТАРЕВ, И.А., в сб. "Распределение, кинетика обмена и биологическое действие радиоактивных изотопов йода", под ред. Л.А.Ильина и Ю.А.Москалева. Медицина, М., 1970, стр.7.
[3] ДАНСТЕР, Х.Дж. и др., в сб. "Избранные доклады иностранных ученых на 2 Международной конференции по мирному использованию атомной энергии", 9, Госатомиздат, М., 1959, стр.56.
[4] RUSSEL, R.SCOTT, Radioactivity and Human Diet. Pergamon Press, 1966.
[5] АЛЕКСАХИН, Р.М., Радиоактивное загрязнение почвы и растений. Изд. АН СССР, М., 1963.
[6] КЛЕЧКОВСКИЙ, В.М., О поведении радиоактивных продуктов деления в почве, их поступлении в растения и накоплении в урожае. Изд. АН СССР, М., 1956.
[7] KLECHKOVSKY, V.M., GULYAKIN, I.V., In: "Radioisotopes in Scientific Research". 4. Ed. by R.C. Extermann. Lond., Pergamon Press, 1968.
[8] Document UN No.17(A/3838), 1958.
[9] Document UN No.16(A/5216), 1962.
[10] Document UN No.14(A/5810), 1964.
[11] КЛЕЧКОВСКИЙ, В.М., ФЕДОРОВ, Е.А., ПРИСТЕР, Б.С. и др., Тезисы докладов "Миграция радиоактивных элементов в наземных биогеоценозах". Изд. АН СССР, М., 1968, стр.25.
[12] КАРАВАЕВ, В.М., КОЛЯКОВ, В.М., КОРЖЕВЕНКО, Г.Н., ИЛЬИН, В.Г., Защита животных от поражения ядерным оружием. Колос, М., 1970.
[13] SPARROW, A.H., PUGLIEBLY, L., Radiation Botany 9 2(1969).
[14] HERMELIN, Th., Hereditas 65 2(1970) 203.
[15] McCLELLAN, R.O., BUSTAD, L.K., Ann. New-York Acad. Sci. III 2(1964).
[16] GARNER, R.J., SANSON, B.F. et al., J.Compar.Path. 71 1 1961.

СОЮЗ СОВЕТСКИХ СОЦИАЛИСТИЧЕСКИХ
РЕСПУБЛИК
A/CONF. 49/P/685

МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСАХ И ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА ЛЕСНЫЕ НАСАЖДЕНИЯ

Ф.А.ТИХОМИРОВ, Р.М.АЛЕКСАХИН,
Е.А.ФЕДОРОВ
Министерство высшего и среднего специального образования СССР, Москва,
Союз Советских Социалистических Республик

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

MIGRATION OF RADIONUCLIDES IN FORESTS AND THE EFFECT OF IONIZING RADIATIONS ON TREE PLANTATIONS.

The paper considers the initial distribution and subsequent migration of the main radioactive fission fragments (^{90}Sr, ^{95}Zr, ^{137}Cs and ^{144}Ce) in tree plantations under conditions of single and continuous precipitations of radionuclides from the atmosphere. Quantitative parameters are estimated to describe the interaction of the precipitated aerosols with forest vegetation and the vertical migration of radionuclides in the forest cenosis (coefficients for the initial retention of radionuclides by the tree crowns, the radionuclide half-loss period for the forest canopy, the rate of vertical migration of radionuclides in the forest soil profile, and the uptake of radionuclides by forest vegetation and soil). Quantitative relations are established between the content of radionuclides in the different wood plant components and the radiation doses they receive. It is shown that when a mixture of radioactive fission products is precipitated from the atmosphere the main part of the absorbed dose to the meristem tissues of wood plants is due to β-radiation. A description is given of the radioecological effects of irradiation of a forest by precipitated aerosols, whether due directly to the irradiation or taking the form of secondary changes resulting from radiation damage to the biogeocenotic relationship between the various components of the forest cenosis (changes in forest growth and development, in the species structure of plantations and in the soil cover, in the forest microclimate, etc.). The paper investigates the possibility of recovery of a forest suffering from the effects of ionizing radiations with an increased content of long-lived radionuclides in the soil.

MIGRATION DES RADIOELEMENTS DANS LES FORETS ET ACTION DES RAYONNEMENTS IONISANTS SUR LES PLANTATIONS FORESTIERES.

Les auteurs étudient la distribution initiale et la migration consécutive des principaux produits de fission (^{90}Sr, ^{95}Zr, ^{137}Cs, ^{144}Ce) provenant de retombées radioactives sur les forêts en exploitation. Ils évaluent les paramètres qui permettent de décrire quantitativement l'interaction des retombées et de la végétation forestière, et d'autre part la migration verticale des radioéléments dans la cénose forestière (coefficient de rétention initiale des radioéléments dans le feuillage, période de désintégration des radionucléides aux différents étages du milieu forestier, vitesse de leur migration verticale dans le sol et leur degré de pénétration dans la végétation et dans le sol). Ils calculent la relation quantitative qui existe entre la concentration des radioéléments dans les divers composants de la végétation forestière et la dose d'irradiation. Au moment de la retombée d'un mélange de produits de fission radioactifs, c'est le rayonnement β qui constitue l'apport principal de la dose absorbée et accumulée dans le méristème des plantes ligneuses. Ils décrivent les conséquences sur l'écologie forestière de la retombée des aérosols, tant qu'en ce qui concerne l'irradiation directe que les modifications secondaires résultant de la destruction des liens biogéocénotiques entre les différents composants de la cénose forestière à la suite de l'action du rayonnement (modification du processus de croissance et du développement de la forêt, changement de la structure de la forêt et de son tapis végétal du point de vue des espèces, modification du microclimat, etc.). Ils étudient la possibilité de remettre en état la forêt endommagée par le rayonnement dans le cas de la présence en grande quantité de radioéléments à longue période dans le sol forestier.

МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСАХ И ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА ЛЕСНЫЕ НАСАЖДЕНИЯ.

Рассмотрены вопросы первичного распределения и последующей миграции основных радиоактивных осколков деления (^{90}Sr, ^{95}Zr, ^{137}Cs, ^{144}Ce) в лесонасаждениях при разовом и продолжительном выпадении из атмосферы радиоактивных аэрозолей. Оценены количественные параметры, описывающие взаимодействие выпадающих аэрозолей с лесной растительностью и вертикальную миграцию радионуклидов в лесном ценозе (коэффициенты

первичного задерживания радионуклидов кронами, период полупотерь радионуклидов ярусом древесных растений, скорость вертикальной миграции радионуклидов в профиле лесных почв и размеры поступления радионуклидов в лесную растительность и почвы). Установлены количественные зависимости между содержанием радионуклидов в различных компонентах лесной растительности и дозами их облучения. Показано, что при выпадении из атмосферы смеси радиоактивных продуктов деления основной вклад в поглощенную дозу, накапливаемую меристематическими тканями древесных растений, вносит β-излучение. Описаны радиоэкологические последствия облучения леса при выпадении аэрозолей, обусловленные как непосредственно облучением, так и вторичными изменениями, связанными с нарушением биогеоценотических взаимосвязей между отдельными компонентами лесного ценоза в результате действия ионизирующей радиации (изменение хода роста и развития древостоев, изменение видовой структуры лесонасаждений и напочвенного покрова, микроклимата под пологом леса и т.д.). Изучена возможность восстановления поврежденного действием ионизирующих излучений леса в условиях повышенного содержания долгоживущих радионуклидов в лесных почвах.

MIGRACION DE LOS RADIONUCLIDOS EN LOS BOSQUES Y EFECTOS DE LAS RADIACIONES IONIZANTES SOBRE LAS PLANTACIONES FORESTALES.

Se discuten ciertas cuestiones relativas a la distribución inicial y migración ulterior de los fragmentos de visión radiactivos más importantes (^{90}Sr, ^{95}Zr, ^{137}Cs and ^{144}Ce) las plantaciones forestales en los casos de precipitación única y de precipitación continuada de aerosoles radiactivos procedentes de la atmósfera. Se estiman los valores de determinados parámetros cuantitativos que representan la interacción de los aerosoles que se precipitan con la flora forestal, y la migración vertical de los radionúclidos en la cenosis forestal (coeficientes de retención inicial de radionúclidos por las copas de los árboles, período de pérdida de la mitad de radionúclidos por el estrato de plantas arbóreas, velocidad de migración vertical de los radionúclidos en un corte vertical de los suelos forestales y grados de receptividad de los radionúclidos en la vegetación forestal y en las tierras). Se establecen ciertas dependencias cuantitativas entre el contenido de radionúclidos en las diferentes componentes de la flora forestal y las dosis de irradiación. Se demuestra que cuando desde la atmósfera cae una mezcla de productos de fisión radioactivos, la radiación β representa la contribución más importante a la dosis absorbida, acumulada por los tejidos meristemáticos de las plantas lignícolas. Se describen las consecuencias radioecológicas de la irradiación de un bosque por precipitación de aerosoles, consecuencias determinadas tanto por la irradiación directa, como por las modificaciones secundarias ligadas con la violación de los vínculos biogeocenóticos entre las componentes individuales de la cenosis forestal, como resultado de la acción de la radiación ionizante (cambio del proceso de crecimiento y de desarrollo de los bosques, cambios de estructura en especies de las plantaciones forestales y de la capa superior del suelo, del microclima por debajo de la cubierta del bosque, etc.). Se estudia la posibilidad de restablecer un bosque, dañado por la acción de las radiaciones ionizantes, cuando el contenido de radionúclidos de vida larga en las tierras forestales es elevado.

ВВЕДЕНИЕ

Изучение закономерностей распределения и миграции искусственных радиоактивных веществ в различных компонентах внешней среды и действия ионизирующих излучений на сообщества растений и животных представляет важную в практическом и теоретическом отношениях задачу. Среди природных сообществ особое место принадлежит лесным биогеоценозам. Леса как ландшафтные образования, занимающие значительную часть суши, оказывают большое влияние на распределение и миграцию радиоактивных веществ в биосфере в глобальном масштабе, препятствуя развитию процессов ветрового и водного переноса радионуклидов на земной поверхности, а круговорот искусственных радионуклидов в них характеризуется своеобразными особенностями, специфичными только для лесных ценозов.

Лес – система очень чувствительная к ионизирующим излучениям: его радиационное повреждение происходит под действием таких доз, которые не вызывают заметных нарушений в фитоценозах других типов, в частности в сообществах травянистых растений. Поэтому исследование

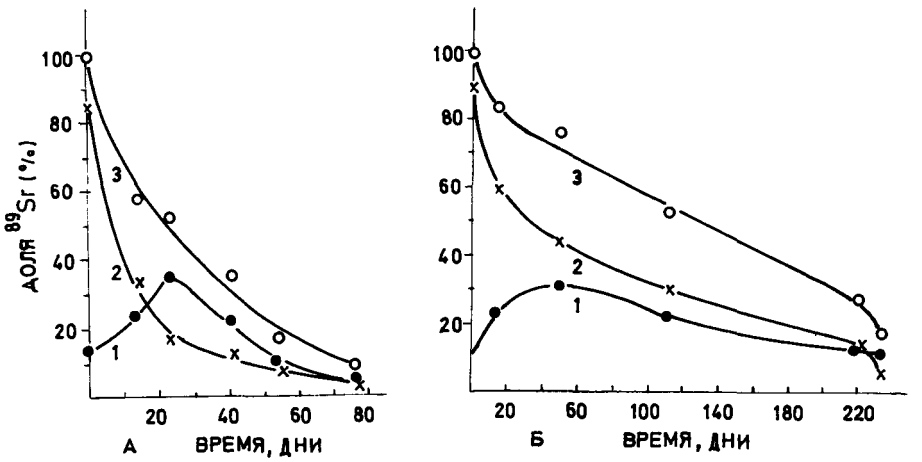


Рис.1. Изменение содержания ^{89}Sr в кронах сосны при внесении радионуклида в летний (А) и осенний (Б) периоды (в % от общего содержания): 1) ветки, 2) хвоя, 3) хвоя+ветки.

закономерностей миграции искусственных радионуклидов в лесах и действия ионизирующих излучений на лесные ценозы представляет важный практический интерес с точки зрения как оценки радиационных эффектов при выведении во внешнюю среду радиоактивных веществ, так и изучения возможности хозяйственного использования лесной продукции с повышенным содержанием радионуклидов. Кроме того, исследование процессов передвижения радионуклидов в лесах открывает возможность более полного познания механизмов и закономерностей биогеохимических процессов и круговорота химических элементов в лесных биогеоценозах, а изучение лучевых эффектов несомненно поможет более глубокому пониманию особенностей структуры и функционирования лесных ценозов как саморегулирующихся систем.

В данном докладе представлены результаты многолетних экспериментальных исследований по лесной радиоэкологии, проводимых в СССР и направленных на решение двух основных задач – анализа закономерностей распределения и миграции радионуклидов в лесных ценозах и изучения последствий облучения леса, слагающихся из эффектов, обусловленных непосредственно облучением и вторичными явлениями, связанными с изменением структуры и биогеоценотических связей в облученном ценозе [1]. Эти результаты обобщают информацию, полученную в серии экспериментов с введением радионуклидов в лесонасаждения путем опрыскивания крон радиоактивными растворами и внесения их под полог леса, а также данные наблюдений за распределением и миграцией в лесу искусственных радионуклидов в глобальных и разовых локальных выпадениях.

МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСАХ

Первичное взаимодействие лесного насаждения с радиоактивными выпадениями

При ветровом переносе радиоактивные частицы наиболее эффективно улавливаются опушечными деревьями. По нашим наблюдениям, коли-

чество радионуклидов, оседающих в кронах опушечных деревьев, в 2-5 раз выше, чем выпадения на прилегающие безлесные участки: "опушечный эффект" прослеживается на расстоянии 15-20 м от кромки леса.

Количественно взаимодействие радиоактивных выпадений с растительным покровом принято выражать через коэффициент задерживания, равный доле радионуклидов, задержанной надземной частью растений. Величина этого коэффициента зависит от типа и возраста древостоя, сезонных и метеорологических условий, а также физико-химической формы выпадающих нуклидов. По нашим наблюдениям, коэффициент задерживания варьирует в зависимости от конкретных условий в следующем диапазоне:

Сосновый подрост в возрасте 6-10 лет, сомкнутость крон 1,0	Опрыскивание крон растворами ^{89}Sr	90-100%
Сосновое насаждение в возрасте 60 лет, сомкнутость крон 0,9	Выпадения частиц с размерами до 50 мкм	80-100%
Сосновое насаждение в возрасте 25 лет, сомкнутость крон 0,8	Выпадения частиц с размерами до 100 мкм	70-90%
Сосновое насаждение в возрасте 30 лет, сомкнутость крон 0,8	Выпадения вторичных (почвенных) частиц, поднятых с поверхности земли ветром	40-60%
Березовое насаждение в возрасте 40 лет до распускания листьев, сомкнутость крон 0,8	Выпадения вторичных (почвенных) частиц, поднятых с поверхности земли ветром	20-25%

Таким образом, древесная растительность характеризуется более высокой задерживающей способностью в отношении радиоактивных выпадений по сравнению с травянистой (для которой коэффициент задерживания составляет в среднем 25% [2]). Это обусловлено большой биомассой крон, их лучшей расчлененностью и большим отношением поверхности листьев и хвои к их весу, благодаря чему древесный ярус выполняет роль фильтра, способного задерживать значительное количество радиоактивной пыли. Так как сухие радиоактивные выпадения поступают на земную поверхность в относительно небольших весовых количествах, не достаточных для полного насыщения крон, то коэффициент задерживания радиоактивных выпадений ярусом древесных растений, по-видимому, можно принять равным степени сомкнутости крон, за исключением лиственных лесов в период, когда деревья лишены листьев. Задерживающая способность древесного яруса в этом случае оказывается примерно в 3 раза ниже.

Круговорот радионуклидов в лесах

Непосредственно после выпадения радионуклидов начинается их вертикальная и горизонтальная миграция под действием ветра и атмосфер-

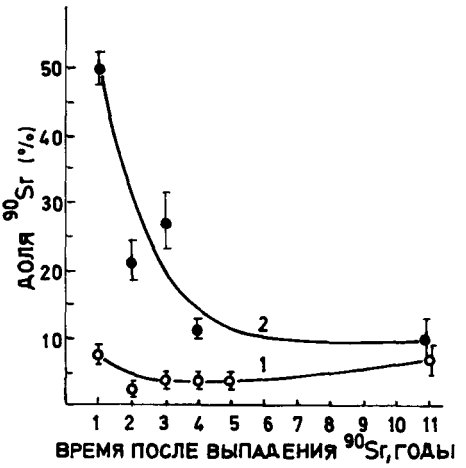


Рис.2. Изменение содержания ^{90}Sr в надземной части березового (1) и соснового (2) лесов (% от общего содержания в ценозе) после разового выпадения.

ных осадков, а также с лесным опадом, в результате чего радионуклиды постепенно перемещаются из верхних частей крон в нижние, а затем – под полог леса.

Важным фактором, влияющим на скорость очищения крон от радионуклидов, являются сезонные условия, роль которых выявлена нами в опытах с опрыскиванием крон подроста сосны растворами ^{89}Sr. При внесении ^{89}Sr в кроны летом (в июне) очищение крон, несмотря на сухую погоду (за первые две недели выпало 3 мм дождя), происходит относительно быстро. Период полупотерь ^{89}Sr, отнесенный ко всей надземной биомассе, составляет в этих условиях около трех недель. При внесении ^{89}Sr осенью (октябрь) скорость самоочищения крон значительно меньше: период полупотерь для кроны в целом (без учета радиоактивного распада) составляет около 4 месяцев, т.е. в 5,5 раз больше, чем при летнем опрыскивании (рис.1).

Экспериментальные данные о распределении радионуклидов, поступивших в кроны деревьев в составе твердых частиц, свидетельствуют о том, что очищение надземной части древостоя в этом случае также зависит от того, в какое время года происходят выпадения. Так, по нашим наблюдениям, при выпадении радиоактивных частиц весной период полуочищения крон сосновых древостоев составил 4 месяца, а при осенних выпадениях – 10-12 месяцев (рис.2). Таким образом, очищение надземной части взрослых древостоев происходит в 10-25 раз медленнее, чем очищение травянистой растительности, для которой период полевых полупотерь наиболее важных продуктов деления, поступающих в составе радиоактивных выпадений, составляет 12-14 дней [3].

При осенне-зимних выпадениях скорость перехода радионуклидов под полог крон зависит от типа леса. В лиственных лесах, по нашим данным, свыше 50% радионуклидов, поступивших в кроны, перемещается в лесную подстилку после окончания осеннего листопада.

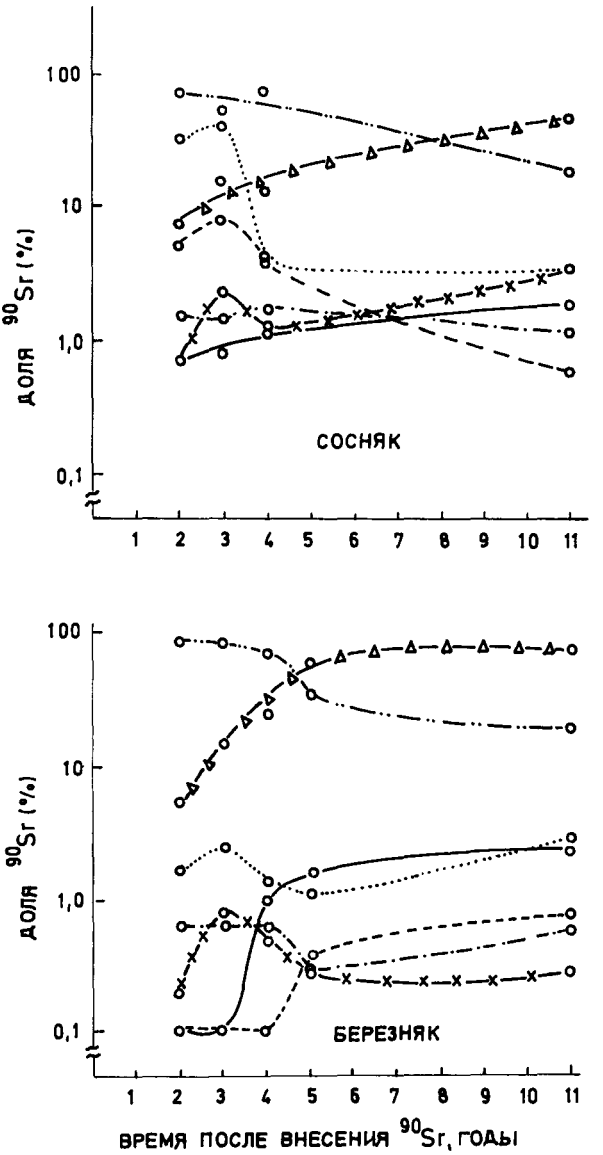


Рис.3. Изменение содержания ^{90}Sr в различных компонентах лесного ценоза (% от общего содержания) после разового выпадения:
0 – Экспериментальные данные, –·· – подстилка; – Δ – почва; —— древесина; –·– кора; – – – листья (хвоя); ··· ветки; – x – травянистая растительность.

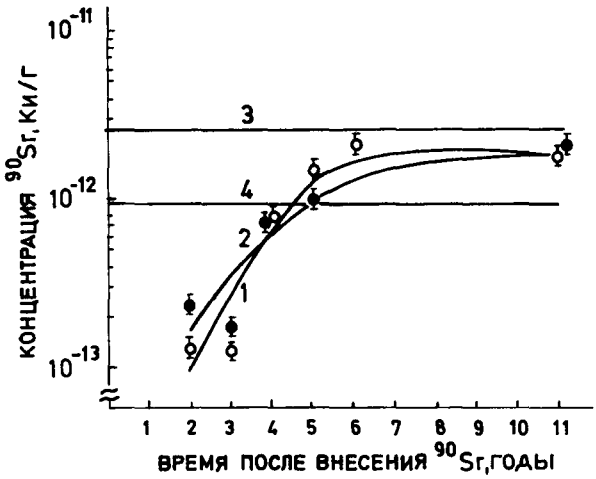


Рис.4. Накопление ^{90}Sr в древесине березы (1) на черноземе и сосны (2) на подзоле. Содержание ^{90}Sr в ценозе 1 мКи/м^2. 3 и 4 – расчетные максимальные концентрации ^{90}Sr в древесине березы и сосны, соответственно.

Одновременно с вертикальным перемещением радионуклидов из крон в почву происходит их перераспределение по высоте крон. Радионуклиды из верхнего яруса поступают в нижний ярус крон, где действие дождя и ветра проявляется в меньшей степени, вследствие чего через некоторое время содержание радионуклидов в нижней части крон становится в несколько раз выше, чем в верхней. Спустя некоторое время основная часть радионуклидов сосредотачивается в лесной подстилке и почве. Этот начальный этап перераспределения радионуклидов в лесном ценозе в значительной степени является необратимым. Экспериментальными многолетними исследованиями круговорота ^{90}Sr во взрослом березовом и сосновом лесах после разового выпадения радионуклида показано, что продолжительность этого этапа, в течение которого до 90% радионуклида перемещается под полог леса, составляет в березовых насаждениях около 1 года, в хвойных – от 3 до 5 лет, что связано с большей продолжительностью жизни хвои и более шероховатой поверхностью ветвей (рис.3).

После завершения этого этапа основным источником поступления радионуклидов в надземную часть древесных растений становится почва. Период, в течение которого 50% выпавшего ^{90}Sr в процессе перехода радионуклидов под полог леса и минерализации лесной подстилки поступает в почву и становится доступным для корневого усвоения, в березовом лесу составляет, по нашим наблюдениям, около 4-5 лет, в сосновом лесу – 8-9 лет, что обусловлено различиями в темпах самоочищения крон и скорости минерализации подстилки в лиственном и хвойном лесах. Для прогнозирования максимальных уровней накопления радионуклидов в надземных многолетних частях древесных растений мы воспользовались тем, что при достижении равновесного распределения отношение концентрации

радионуклида в биомассе к его концентрации в почве должно быть равно соответствующему отношению концентраций стабильных изотопов данного элемента:

$$\frac{C_{\text{рад. растение}}}{C_{\text{рад. почва}}} = \frac{C_{\text{стаб. растение}}}{C_{\text{стаб. почва}}}$$

Получено хорошее соответствие между расчетными и фактически наблюдаемыми максимальными концентрациями ^{90}Sr в древесине, которые в сосновых и березовых древостоях достигаются через 5 лет после радиоактивных выпадений (рис.4) [4].

Через 10 лет после радиоактивных выпадений распределение радионуклидов в лесном ценозе приближается к состоянию относительного динамического равновесия, при котором ежегодный перенос радионуклида из почвы в надземную часть превышает обратный перенос лишь на величину, соответствующую содержанию этого нуклида в биомассе, прирастающей в текущем году.

ДОЗИМЕТРИЯ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ В ЛЕСАХ ПРИ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЯХ

В случае радиоактивных выпадений на лес наибольшие дозы облучения получают ассимилирующие органы древесных растений и ткани апикальной меристемы. Это обусловлено, с одной стороны, тем, что эти органы являются открытыми по отношению к выпадениям: именно на них осаждается основная часть радионуклидов. С другой стороны, размеры этих органов сравнимы с длиной пробега β-частиц, испускаемых продуктами деления, и все клетки этих тканей оказываются доступными для γ-излучения; в них поглощается большая часть его энергии. Поэтому основной вклад в дозу облучения листьев, хвои и тканей апикальной меристемы дает β-излучение, которое не играет существенной роли во внешнем облучении камбиальной меристемы и спящих почек, защищенных от радиоактивных выпадений слоем коры.

Для установления зависимости между содержанием радионуклидов в кронах и дозами облучения были поставлены специальные опыты с внесением растворов ^{89}Sr в кроны путем опрыскивания [5]. Дозы β-излучения измеряли фотодозиметрами, размещаемыми в различных частях крон. Поглощенные дозы внутри меристематических тканей (в частности, в почках) определяли расчетным путем – на основании данных о распределении радионуклида по объему этой ткани, при этом доза на поверхности почек была нормирована к величине дозы, измеренной фотодозиметрами. Так, полная доза, накопленная в хвое в расчете на 1 мКи $^{89}Sr/м^2$, составила при внесении радионуклида летом около 170 рад, а в меристеме почек – 90 рад; при внесении ^{89}Sr осенью – соответственно 550 и 300 рад, т.е. в 3,2 раза больше. Снижение поглощенной дозы в меристеме почек обусловлено тем, что эти ткани в значительной мере защищены от внешнего β-излучения покровными чешуйками почек; внутрь почек через поверхность чешуек проникает лишь незначительная часть нанесенного на них радионуклида.

ЛУЧЕВОЕ ПОВРЕЖДЕНИЕ ЛЕСА ПРИ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЯХ

Основные закономерности воздействия ионизирующих излучений на лес в случае радиоактивных выпадений имеют много общего с действием на лесные насаждения сильнопроникающих излучений (γ-кванты, нейтроны) точечных источников, подробно описанным в выполненных в США исследованиях с облучением отдельных участков леса [6,7]. Вместе с тем, картина лучевого повреждения леса при радиоактивных выпадениях характеризуется некоторыми специфическими особенностями, связанными с изменяющимся во времени и пространстве распределением источников излучений, а следовательно, и соответствующим изменением дозных полей в лесном биогеоценозе.

Действие радиоактивных выпадений на древесные растения

Радиологически наиболее уязвимым компонентом лесного ценоза по отношению к радиоактивным выпадениям являются древесные растения. Это обусловлено, с одной стороны, большой интенсивностью β-излучения в кронах в начальный период, с другой – относительно высокой радиочувствительностью древесных растений, особенно хвойных. Лучевые эффекты, вызванные β- и γ-излучением выпавших на кроны радионуклидов, наиболее детально изучены нами у сосны обыкновенной (Pinus silvestris) и березы бородавчатой (Betula verrucosa). Как и при внешнем γ-облучении, у них наблюдается сокращение прироста, торможение роста хвои и побегов, отмирание хвои и почек и образование новых почек и побегов, двойной прирост, нарушение моноподиального ветвления, фенологические сдвиги, проявляющиеся в запаздывании распускания листьев у поврежденных деревьев.

Специфика лучевого повреждения леса в случае выпадений состоит в том, что при поступлении радионуклидов в составе относительно крупных частиц (до 100 мкм) повреждение листьев, хвои и тканей апикальной меристемы проявляется в первую очередь в нижней и верхней частях крон, особенно с наветренной стороны. Верхние побеги сохраняют свою жизнеспособность при отмирании до 95% кроны, при этом апикальная меристема главного побега, хотя она и относится к наиболее радиочувствительным тканям дерева, остается неповрежденной. Это обусловлено относительно быстрым очищением верхушечных побегов под действием ветра и атмосферных осадков. В отличие от этого при внешнем γ-облучении древесных растений от точечных источников сначала повреждается апикальная меристема, и усыхание кроны начинается с верхушечного побега.

Сравнение устойчивости к выпадениям хвойных и лиственных древесных растений показывает, что при выпадениях в летний период различия в устойчивости определяются в основном видовыми различиями в радиочувствительности (береза в 5-7 раз устойчивее сосны). Если же в качестве критерия устойчивости принять уровни выпадений, то в условиях осенне-зимних выпадений различия между сосной и березой оказываются еще больше (примерно в 20 раз), в связи с уменьшением задерживающей способности крон лиственных деревьев по отношению к выпадениям (а следовательно,и дозы облучения) после листопада.

Устойчивость древесных растений к облучению существенно зависит от физиологического состояния. Так, при внесении ^{89}Sr в кроны сосны

в период, когда деревья находятся в состоянии физиологического покоя, летальные дозы облучения (поглощенная доза в хвое 3200 рад) оказались в 1,6 раз выше, чем в опытах с внесением радионуклида в период вегетации (2000 рад). По данным Спэрроу [8], сезонные различия в радиочувствительности древесных растений обусловлены увеличением объема клеточных ядер меристемы (в среднем в 1,6 раза) при переходе из состояния зимнего покоя к активному росту.

Полученные нами соотношения между содержанием радионуклида в кроне и мощностью дозы β-излучения и сравнение наблюдаемых лучевых эффектов с дозами позволяют представить общую картину лучевого повреждения леса в условиях радиоактивных выпадений смеси продуктов деления. В соответствии с нашими данными, величина вклада β-излучения в полную дозу, накапливаемую в листьях и хвое, в несколько раз больше, чем γ-излучения, так как основная часть энергии β-излучения радионуклидов, находящихся в кронах, поглощается в биомассе крон, в то время как доля энергии γ-излучения, поглощаемой надземной частью древостоя, составляет не более 10% его полной энергии. При этом полная энергия β-излучения смеси осколков деления в возрасте до 100 дней близка к полной энергии γ-излучения, а для более старой смеси она может быть в несколько раз выше.

Таким образом, наши результаты свидетельствуют о важной роли β-излучения в лучевом повреждении леса. Например, в случае выпадений на лес свежей смеси продуктов деления в период вегетации соотношение вкладов β- и γ-излучения в поглощенную дозу в листьях, хвое и тканях апикальной меристемы может достигать 9 : 1, а с увеличением возраста смеси величина вклада β-излучения будет еще больше. Если же выпадения произойдут поздней осенью или зимой, то уровни выпадений, вызывающие летальный исход у древесных растений, будут значительно выше (у вечнозеленых хвойных – в 1,5-2 раза), так как летальные дозы в этих условиях в 1,5-2 раза выше, чем в летний период. Для древесных растений, сбрасывающих на зиму листья (или хвою), соответствующие сезонные различия в летальных уровнях выпадений, очевидно, будут еще больше (в 5-6 раз), так как основная часть радионуклидов при выпадении в зимний период поступит непосредственно под полог леса, не задерживаясь в кронах.

Действие радиоактивных выпадений на организмы под пологом леса

После перемещения радионуклидов под полог леса они сосредотачиваются в тонком слое лесной подстилки, создавая в ней и в прилегающих слоях почвы и воздуха достаточно большие дозы облучения. Именно сюда попадают семена растений, здесь же обитает множество видов различных животных – черви, насекомые, паукообразные и мелкие млекопитающие (мышевидные грызуны и насекомоядные). В опытах по изучению действия β-излучения ^{90}Sr и ^{90}Y на всходы хвойных пород – сосны, ели и лиственницы показано [9], что необратимое повреждение сеянцев изучаемых древесных пород начинается при мощности поглощенной дозы 10-15 рад/сутки, что соответствует содержанию в верхнем слое почвы 6-9 мКи $^{90}Sr + {}^{90}Y/м^2$. При этих уровнях сеянцы на третий год жизни прекращают свой рост и погибают. При мощности поглощенной дозы 4 рад/сутки (3 мКи $^{90}Sr + {}^{90}Y/м^2$) облучение, хотя оно и сопровождается снижением прироста, не вызывает необратимого повреждения. На четвертый год жизни сеянцы начинают давать удовлетворительный прирост.

При достаточно высоких уровнях выпадения, когда кроны древесных растений повреждены облучением, непосредственное воздействие ионизирующих излучений на организмы, обитающие под пологом леса, сочетаются с влиянием изменившихся микроклиматических условий (увеличение освещенности, повышение температуры верхнего слоя почвы и т.п.), обусловленным изреживанием крон под действием облучения. Поэтому результирующий эффект радиоактивных выпадений на популяции этих организмов определяется не только их радиочувствительностью, но и возможностью приспособления к изменившимся условиям окружающей среды.

В качестве иллюстрации комбинированного действия этих факторов рассмотрим изменения в составе напочвенного травяного покрова после выпадения на лес долгоживущих радионуклидов. В насаждениях, где сосна погибла от облучения, а береза сильно повреждена (усохло 30% деревьев), биомасса травяного покрова возросла в 3-5 раз. Одновременно изменился и видовой состав сообщества. По данным Е.Г.Смирнова, через 2-3 года после выпадений доминирующим видом в составе сообщества становится вейник наземный (Calamagrostis epigeios) – растение, способное к вегетативному размножению от корневищ, защищенных от β-излучения слоем почвы. Этот вид достаточно широко распространен и под пологом контрольного насаждения. С течением времени доминирующими становятся также такие растения как Chamaenerium angustifolium, Centaurea scabiosa, Cirsium setasum, – светолюбивые высокорослые виды – пионеры с мощной корневой системой, вытесняющие хотя и радиоустойчивые, но относительно низкорослые растения Eragaria vesca, Carex precox и некоторые другие.

Длительное обитание популяций растений и животных в среде с повышенным фоном ионизирующих излучений приводит в действие адаптационные механизмы, направленные на приспособление организмов к этим изменившимся условиям. Одно из проявлений адаптации – увеличение радиорезистентности организмов (радиоадаптация). По нашим данным, при дополнительном "провокационном" γ-облучении семян растений, произраставших в течение 7-10 лет на участке с повышенной концентрацией ^{90}Sr (0,3 мКи/м^2), частота аберраций хромосом в клетках проростков и молодых растений ниже, чем при облучении семян растений с контрольной площади (рис.5). Можно предположить, что в условиях хронического воздействия повышенного фона ионизирующих излучений на гетерогенную по радиочувствительности популяцию организмов происходит элиминация более радиочувствительных особей и отбор более радиорезистентных форм.

Непосредственное облучение и изменение структуры лесного ценоза и микроклимата в результате радиоактивных выпадений оказывает заметное влияние и на лесную фауну. Эти изменения могут быть проиллюстрированы результатами наших наблюдений над непарным шелкопрядом (Lymantria dispar) – широко распространенным первичным вредителем в лесах умеренной зоны (рис.6).

Хроническое облучение яйцекладок в дозах $n\cdot10^1 - n\cdot10^2$ рад стимулирует выход гусениц, более высокие дозы ($n\cdot10^2 - n\cdot10^3$) вызывают заметное снижение выхода гусениц из яичек. На выживаемость гусениц, обитающих в тех же участках леса, облучение не оказывает отрицательного влияния, так как дозы облучения в кронах, где питаются гусеницы в этот период, были значительно ниже, чем у поверхности земли. Более того, выживаемость гусениц оказывается тем выше, чем больше содер-

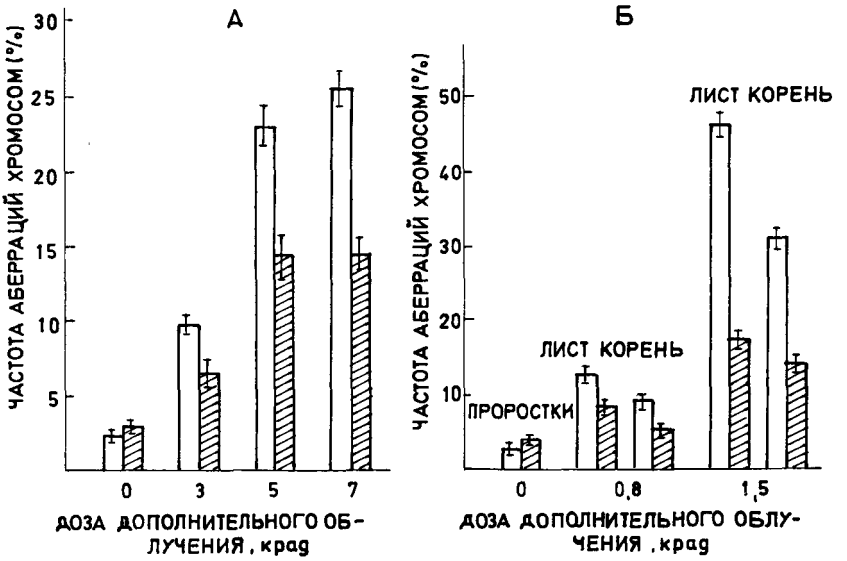


Рис.5. Изменение частоты аберраций хромосом в зависимости от дозы провокационного облучения у растений с контрольного (□) и экспериментального (▨) участков. А – Vicia crocca L (проростки), Б – Agrimonia eupatoria L.

жание радионуклидов на данном участке. Это обусловлено снижением под действием облучения численности мух-тахин – паразитов непарного шелкопряда. Высокая чувствительность мух-тахин к радиоактивным выпадениям обусловлена тем, что они зимуют в лесной подстилке (в стадии куколки), где создаются достаточно высокие дозы облучения (мощность поглощенной дозы достигает 30 рад/сутки) и где протекает их метаморфоз.

Аналогичное, хотя и менее выраженное соотношение между степенью зараженности паразитами и выживаемостью "хозяина" в зависимости от уровня выпадений наблюдается у непарного шелкопряда и в стадии куколки. Кроме облучения и деятельности паразитов, заметное влияние на численность популяции шелкопряда в поврежденном лесу оказывают и другие факторы (изменение притока тепла и света под полог леса, увеличение продуваемости крон, нарушения пищевых связей, проявляющиеся в нарушении согласованности между сроками распускания листвы и выхода гусениц из яичек, и др.). В качестве интегральной характеристики, отражающей комбинированное действие всех факторов, влияющих на численность непарного шелкопряда в поврежденных облучением лесах, мы приняли численность яйцекладок на единице площади. Оказалось, что с увеличением уровня выпадений численность отложенных яйцекладок снижается, причем это уменьшение не связано со снижением количества пищи, так как повреждение листьев гусеницами на участках с высоким содержанием радионуклидов было меньше, чем на участках с низким содержанием, хотя запасы пищи в расчете на одну яйцекладку в первом случае были значительно ниже.

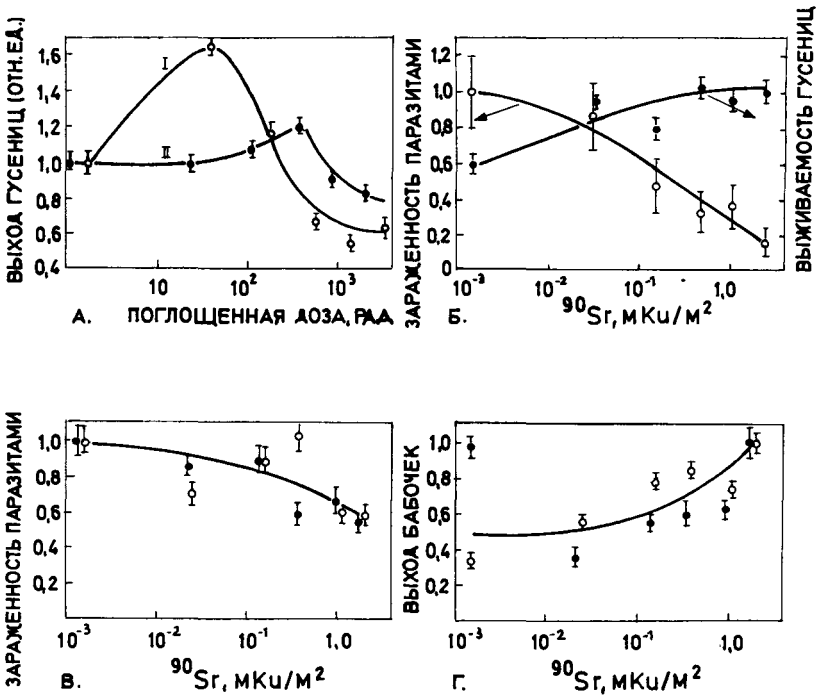


Рис.6. Действие разового выпадения ^{90}Sr на популяции непарного шелкопряда и его паразитов – мух-тахин;
А – зависимость выхода гусениц от дозы облучения,
Б – зараженность гусениц личинками тахин и выживаемость гусениц в зависимости от уровня выпадений ^{90}Sr;
В – зараженность куколок личинками тахин;
Г – выход бабочек в зависимости от уровня выпадений ^{90}Sr.
I, II – экспериментальные данные по двум последовательным генерациям непарного шелкопряда.

Другим примером влияния радиоактивных выпадений на животных в лесах могут быть изменения в популяциях растительноядных мышевидных грызунов. Вследствие развития мощного травяного покрова под пологом поврежденного насаждения создаются благоприятные условия для массового размножения грызунов, которые способны выживать при достаточно высоком содержании радионуклидов в лесу. Так, Ильенко [10] установил, что внесение под полог леса ^{90}Sr в количествах 0,6-3,4 мКи/м^2 не оказывает заметного влияния на продолжительность жизни мелких грызунов. Облучение приводит лишь к увеличению изменчивости морфологических, краниологических и других признаков в популяциях, что расширяет потенциальные возможности приспособления популяции к существованию в условиях с повышенными уровнями ионизирующего излучения.

Восстановление леса

Способность древостоев к восстановлению после повреждения ионизирующими излучениями зависит от типа леса и степени повреждения. В условиях наших экспериментов лиственные насаждения – береза и осина – сохраняют способность к восстановлению путем образования корневой или пневой поросли при полном усыхании крон деревьев. Так, на участке, где в результате радиоактивных выпадений погибло 70% подроста и около 30% деревьев березы верхнего яруса, через 1,5 года появилась обильная пневая поросль, вполне жизнеспособная и развивающаяся в течение последующих многих лет. При неполном повреждении древесных растений они восстанавливаются через 8-10 лет даже после усыхания 95% кроны. Так как верхушечные побеги в этом случае, как правило, остаются неповрежденными, деревья после восстановления кроны по внешнему виду не отличались от нормальных.

Таким образом, результаты выполненных исследований показывают, что лес как компонент ландшафта относится к одной из наиболее чувствительных к радиоактивным выпадениям биологических систем. Ионизирующие излучения вызывают исключение из состава лесного биогеоценоза наиболее радиочувствительных видов и дальнейшие нарушения его структуры, обусловленные изменениями биогеоценотических связей между отдельными составляющими ценоза. Изучение реакций ценоза на радиоактивные выпадения находится пока в начальной стадии. Более глубокое познание закономерностей распределения радионуклидов в лесах и действия ионизирующих излучений на лесные биогеоценозы представляет задачу дальнейших исследований.

ЛИТЕРАТУРА

[1] АЛЕКСАХИН, Р.М. и др., Экология 1 (1970) 27.
[2] RUSSELL, R.S., Health Phys. 11 12 (1965) 1305.
[3] MILBOURN, G.M., TAYLOR, R., Radiation Botany 5 4 (1965) 337.
[4] АЛЕКСАХИН, Р.М. и др., Доклады АН СССР, 193 5 (1970) 1192.
[5] ТИХОМИРОВ, Ф.А. и др., Лесоведение, 1 (1971).
[6] PLATT, R.B., In "Radioecology". Ed. by V. Schultz and A.W. Klement. Reinhold Publ. Corp., New-York, 1963, p. 243.
[7] SPARROW, A.H., Radiation Botany 6 5 (1966) 377.
[8] SPARROW, A.H. et al., Radiation Botany 8 2 (1968) 149.
[9] КАРАБАНЬ, Р.Т., ТИХОМИРОВ, Ф.А., Лесоведение, 2 (1968).
[10] ИЛЬЕНКО, А.И., Зоологический журнал XLVII 9 (1968) 1370.

NUCLEAR OPERATIONS IN RURAL INDIA AND CONSERVATION OF THE AQUATIC ENVIRONMENT

P.R. KAMATH, I.S. BHAT, A.K. GANGULY
Health Physics Division,
Bhabha Atomic Research Centre,
Trombay, Bombay, India

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

NUCLEAR OPERATIONS IN RURAL INDIA AND CONSERVATION OF THE AQUATIC ENVIRONMENT.

There is great enthusiasm for nuclear power in the less developed but populated regions in India. There exists at the same time a genuine concern about the possible deleterious effects accruing from releases of radioactivity. Proper site selection and careful safety evaluations are a pre-requisite of a nuclear project. Safety criteria exist to ensure that the population is not exposed above the permissible levels and that the environment is not adversely affected. Development of nuclear resources in the widely scattered operational sites in the country also pose problems of disposal of effluents. There are sulphates, manganese and radium from uranium ore milling and tailings disposal; nitrates, fluorides and ammonium salts from fresh fuel manufacture, and fission products from fuel reprocessing. The enforcement of controlled releases is checked by the site Environmental Survey Laboratory (ESL), working independently of the operating organization.

Field investigations are conducted to determine dilution, dispersion and ecological reconcentration of pollutants and to determine safe recipient capacity of an environment. Studies made in India have shown that local conditions, for example dietary intake, may differ markedly from results obtained in national surveys. Details are presented of particular studies on the aquatic media around the Bhabha Atomic Research Centre, the Tarapur Atomic Power Station, and the Uranium Corporation of India Ltd at Jaduguda, and a discussion is given on water problems of the Rajasthan Atomic Power Station and the Nuclear Fuel Complex, Hyderabad, both of which are due to enter operation in 1971. The part played by the Environmental Survey Laboratory in surveillance and publication of information is outlined.

L'ENERGIE NUCLEAIRE DANS LES REGIONS RURALES DE L'INDE ET LA CONSERVATION DE L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE.

Dans les régions de l'Inde peu développées mais à grande densité de population, l'énergie nucléo-électrique suscite un grand enthousiasme et provoque en même temps des préoccupations réelles à cause des effets nuisibles des évacuations radioactives. Sans aucun doute, un choix approprié du site et une évaluation approfondie des risques sont les préalables de tout projet nucléaire. Il existe des critères de sécurité qui permettent d'avoir la certitude que la population n'est pas exposée à des doses de radioactivité dépassant les niveaux admissibles et que l'environnement n'est pas en péril. Le développement des ressources nucléaires dans des sites très dispersés à travers le pays pose également des problèmes d'évacuation des déchets. Il s'agit de sulfate et d'autres résidus contenant du manganèse et du radium qui proviennent du traitement des minerais d'uranium et de l'évacuation des résidus; de nitrate, de fluorure et de sels d'ammonium provenant de la fabrication du combustible; de produits de fission dus au retraitement du combustible. L'application des règlements concernant l'évacuation des déchets est contrôlée par le Laboratoire de surveillance de l'environnement, qui est indépendant de l'organisme exploitant.

On procède à des études sur le terrain pour déterminer la dilution, la dispersion et la reconcentration écologique des polluants et déterminer la capacité d'un environnement donné à recevoir en toute sécurité des effluents. Des études effectuées en Inde ont montré que les conditions locales, par exemple la dose interne provenant de la consommation d'aliments, peut différer considérablement des résultats obtenus dans d'autres pays. Les auteurs présentent un certain nombre d'observations détaillées sur des ensembles hydrologiques situés dans le voisinage du Centre de recherches atomiques Bhabha, de la centrale nucléaire de Tarapur et de la Société indienne de l'uranium à Jaduguda. Ils étudient les problèmes particuliers posés par l'évacuation des déchets de la Centrale atomique du Rajasthan et du Centre du combustible nucléaire de Hyderabad dont l'exploitation a commencé en 1971 (évacuation en eau douce). Ils décrivent succinctement le rôle joué par le Laboratoire de surveillance de l'environnement, tant en ce qui concerne les travaux effectués que les publications.

РАБОТЫ В ОБЛАСТИ АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ В СЕЛЬСКИХ РАЙОНАХ ИНДИИ И ПРОБЛЕМА СОХРАНЕНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ.

Для менее развитых, но густонаселенных районов Индии характерен большой интерес к использованию атомной энергии. В то же время,у населения наблюдается искреннее беспокойство относительно вероятных вредных влияний радиоактивных выбросов. Это налагает ответственность при выборе соответствующей строительной площадки и требует тщательной оценки безопасности при разработке проекта. Критерии безопасности существуют для того, чтобы дать гарантию, что население не подвергается облучению выше допустимых доз и что на окружающую среду не оказывается вредное воздействие. Разработка ядерных ресурсов в различных местах, разбросанных по стране, также приводит к возникновению проблем в области удаления жидких отходов. К ним относятся: сульфаты, марганец и радий – из отходов переработки и хвостов урановой руды; нитраты, фториды и соли аммония, получаемые при изготовлении новых тепловыделяющих элементов, а также продукты деления, получаемые при переработке облученного топлива. Осуществление контролируемых выбросов проверяется Лабораторией по наблюдению за окружающей средой (ESL), проводящей работы независимо от организации, осуществляющей эксплуатацию атомной электростанции.

Проводятся полевые исследования для определения растворения, рассеяния и экологической реконцентрации загрязняющих веществ, а также для определения их безопасного количества для окружающей среды. Исследования, проведенные в Индии, показали, что данные, полученные в каждом отдельном случае (например, при попадании радиоактивных изотопов в организм с пищей),могут значительно отличаться от данных, полученных в общенациональном масштабе. Излагаются результаты конкретного изучения водной среды около атомного исследовательского центра им. Баба, Тарапурской атомной электростанции и урановой электростанции Индии в Тадугуда, а также проводятся дискуссии по проблемам воды, используемой Раджастанской атомной электростанцией, и комплекса ядерного топлива в Хайдарабаде, – они должны вступить в действие в 1971 году. Излагается роль, которую играет Лаборатория по наблюдению за окружающей средой при публикации информации.

ACTIVIDADES NUCLEARES EN LA INDIA RURAL Y CONSERVACION DE LAS AGUAS DEL MEDIO AMBIENTE.

La energía nuclear ha suscitado gran entusiasmo en las regiones menos desarrolladas pero más pobladas del país, a la vez que una auténtica preocupación por los posibles efectos nocivos de la liberación de la radiactividad. Una selección adecuada de los emplazamientos y cuidadosas evaluaciones de la seguridad son requisito previo para los proyectos nucleares. Se han fijado criterios de seguridad para que la población no sufra exposiciones superiores a los niveles permisibles y para que el medio ambiente no quede afectado de manera perjudicial. El desarrollo de los recursos nucleares en las diversas instalaciones, que se encuentran dispersas por el país, plantea también problemas de eliminación de efluentes que contienen sulfatos, manganeso y radio en las fábricas de tratamiento de minerales de uranio, así como la eliminación de residuos; nitratos, fluoruros y sales amónicas procedentes de la fabricación de combustibles nuevos y productos de fisión en el tratamiento de combustibles irradiados. El cumplimiento del control de las emisiones corre a cargo del Environmental Survey Laboratory (ESL), que trabaja con independencia de la organización explotadora.

Se llevan a cabo investigaciones in situ para determinar la dilución, dispersión y reconcentración ecológica de los contaminantes, así como para determinar la capacidad receptiva de un determinado ambiente en condiciones de seguridad. Los estudios realizados en la India demuestran que las condiciones locales – por ejemplo, la captación por los alimentos – puede variar de una manera pronunciada con respecto a los resultados obtenidos en estudios nacionales. La memoria contiene detalles de distintos estudios efectuados sobre medios acuáticos alrededor del Centro de Investigaciones Atómicas Bhabha, la Central Nuclear de Tarapur, la Uranium Corporation of India Ltd de Jaduguda, y examina problemas hídricos en la Central Nuclear de Rajasthan y en el complejo de combustible nuclear de Hyderabad, que entrarán en servicio en 1971. Se indica el papel desempeñado por el ESL en materia de detección y publicación de datos.

1. INTRODUCTION

All nuclear installations require large supplies of water. Safe exploitation of the aquatic medium calls for investigations on water movement, reconcentration of pollutants and utilization of water resources. Discharge of effluents, can be made only after the suitability of discharge practice and outfall is established. Discharges to the sea do not raise as much

concern in the mind of the public as do those to fresh waters. In India, sea food is just one minor component of a largely vegetarian diet and is not consumed regularly in quantity except by the fishermen. The daily intake of sea salt per capita is only 15 g. In addition, the sea offers high isotopic dilution because the sea contains almost all the elements whose radio-isotopes are present in trace quantities in effluents.

The trace element distribution studies in environmental matrices and daily diet are required for the following reasons:

(a) Isotopic dilution depends on equilibration between discharged radionuclides and elements present in the discharge 'sink', and is guided by the chemical behaviour of introduced activity; and
(b) metabolic uptake of radionuclides is considerably influenced by the daily intake of the stable elements or chemical homologues.

Uptake processes are assessed from the ratio of the activity present in the aquatic medium to that in the item of interest. Where the ratio remains significantly and consistently high, the item (organism, tissue, sediment) can be taken as an "indicator" of contamination considered in the environment.

The significance of (b) is observed from dietary measurements. Demographic studies at the Tarapur Atomic Power Station (TAPS) site have shown considerable variations in dietary data from data of national surveys [1]. Per capita daily fish intake by fishermen in the neighbourhood is 4 to 5 times higher than the average for the region. The calcium intake of 500 mg/day comes mostly from cereals. Milk consumption is 40 to 100 ml/day. Zinc and manganese, stable components of typical activation products, are ingested by individuals at a rate of about 10 mg of each per day.

Nuclear installations located inland have limited fresh water resources and hence permitted discharges of radionuclides and chemical toxins are very restrictive. Priorities of water utilization demand conservation of water quality for irrigation, drinking and fish life. The user of the environment is enjoined not only to control releases within the authorized limits, but also to establish any mechanisms of dispersal and reconcentration through surveillance, and then to indicate areas or matrices of potential hazards. Periodical reviews of surveillance data may indicate the need to alter disposal practice because of:

(a) Operational diversifications and larger inventories of radioactive and chemical pollutants generated for discharge; or
(b) Release over a period of years, resulting in a build-up that shows trends towards unacceptable contamination if the discharge procedures are not modified.

^{137}Cs and ^{131}I near a BWR power station, ^{106}Ru, ^{137}Cs and ^{144}Ce near a fuel reprocessing plant and ^{226}Ra and manganese near a uranium mill, are typical nuclides that are found to be limiting in the environment. To a lesser extent, ^{65}Zn, ^{54}Mn, $^{50,60}Co$ may prove to be important in this way, due to high accumulations in oysters and clams.

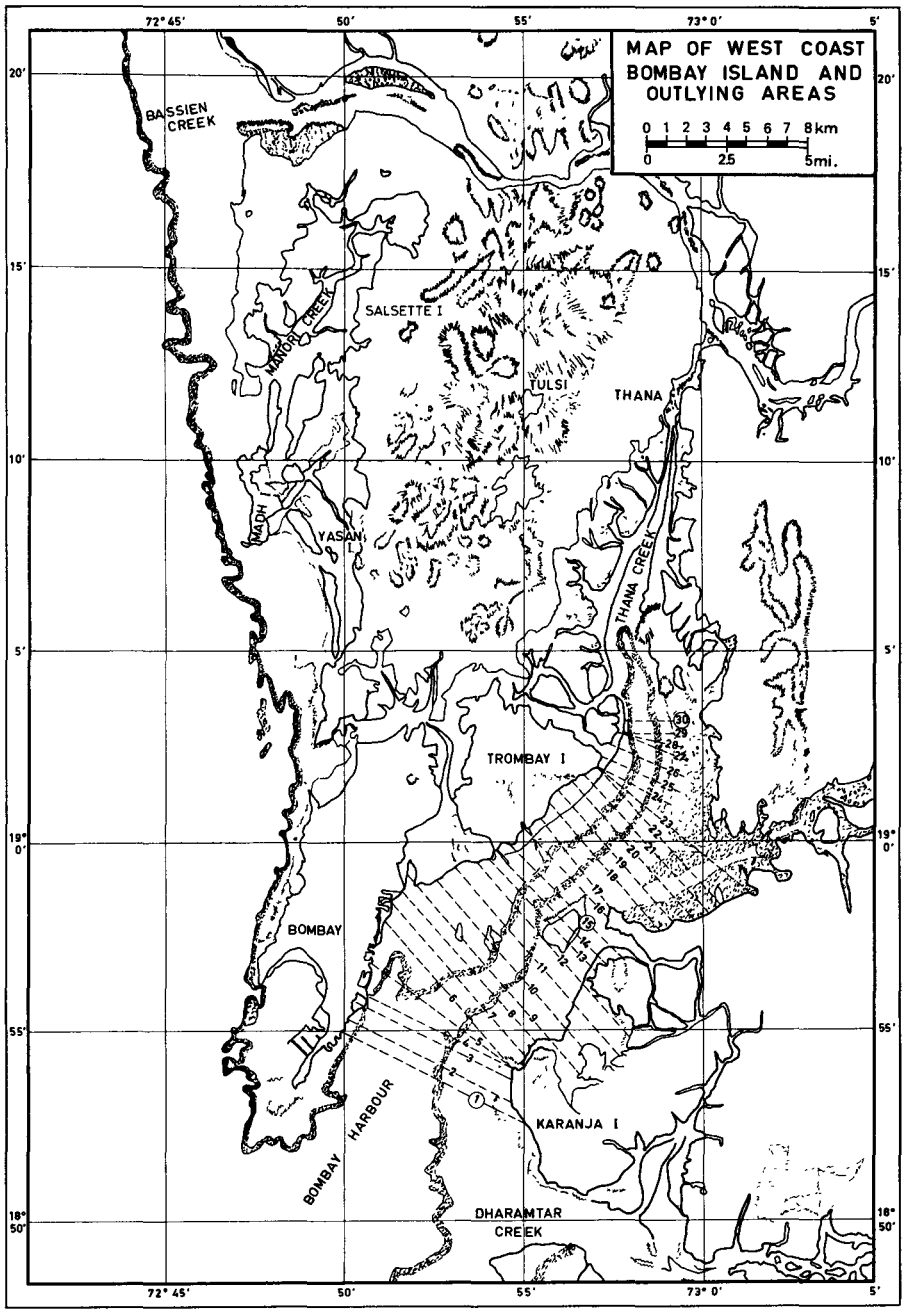


FIG. 1. Map of west coast: Bombay Island and outlying areas.

2. OPERATING INSTALLATIONS AND EVALUATION OF OUTFALLS

2.1. Bhabha Atomic Research Centre, Trombay, Bombay

Installations producing effluents are mainly the CIRUS, 40 MW research reactor, the Fuel Reprocessing Plant and the Radiochemical and Radioisotope Laboratories. Only low-level effluents are released, after treatment, to the Bombay Harbour Bay, within an authorized limit of 4 curies ^{90}Sr equivalent activity per day.

2.1.1. The bay

The bay is funnel-shaped with its narrow end fed in the north by a fresh water river, while the broad southern end receives tidal waters from the Arabian Sea (Fig. 1). The bay is subject to semi-diurnal tides. Total volumes of water at mean sea-level as calculated from sounding data is 9.1×10^{11} litres. The average tidal volume is 4.8×10^{11} litres.

The pattern of water movement and dilution availability in the bay were determined with a tracer discharge in 1959, before CIRUS was commissioned. A total of 4 Ci of ^{24}Na were dissolved in 18 000 litres of sea-water and discharged through a pipeline at the peak of high tide for about 180 minutes [2]. The movement of the radioactivity was traced with underwater probes, and the dilution was measured in water samples collected at intervals. The observations were:

(a) Discharged activity returned to the outfall on reversal of the tide;
(b) There was an immediate dilution by factors of 10^4 to 10^5 for a 0.3 litre/sec discharge; and
(c) Patches of activity remained close to the shore.

In a second experiment conducted after CIRUS was commissioned [3], 20 Ci ^{42}K dissolved in 81 000 litres of sea-water were released in 180 minutes through the CIRUS outfall (7×10^2 litre/sec) in low tide. Observations confirmed the earlier pattern of dilution and tidal oscillations.

Fresh water discharge into the bay from the river on the eastern shore does not mix with the Trombay discharge. River water in-flow from the northern tip of the bay was measured [4] in the 3.5 months of monsoon and in the pre-monsoon months of 1960, from a bridge across the tip. The net flow of fresh water into the bay was computed, using the variation in salinity in ebb and flood tides. During monsoon months, the volumes of in-flow were adequate to renew the water of the bay completely. However, in non-monsoon months, the in-flow was insignificant compared to tidal waters. From studies of tidal movements, the exchange of bay waters at the discharge location with the sea waters outside the southern end was calculated as 35% per tide cycle in non-monsoon months. The safe recipient capacity was calculated on the basis of water renewal and consumption of fish caught in the bay [5].

2.1.2. Uptake in fish and salt

The bay is no longer important as a commercial fishing area, due to the chemical pollutants that are discharged into the bay from shipping

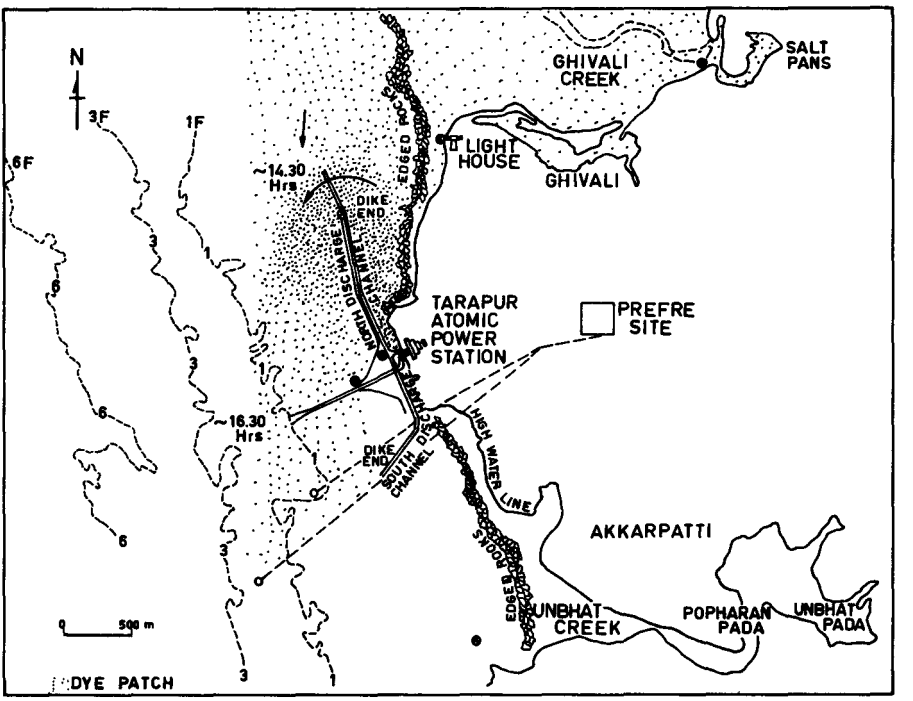


FIG. 2. Water movement studies offshore at Tarapur: Rhodamine-B dipersal (1.6.69) [6].

activities and various industries. The bay catch is only a small fraction (less than 10%) of the marketed supply. Strontium and caesium are poorly concentrated in sea foods. ^{137}Cs, ^{106}Ru and ^{144}Ce have been detected in benthic organisms in the neighbourhood of the outfalls, but no discernible damage to these creatures could be observed.

About 25% of the total salt produced in Greater Bombay is obtained from the bay waters. The concentration ratios in common salt are very low compared with fish and, as such, salt does not contribute to the daily intake of radionuclides to any significant extent.

Low-level effluents are discharged after treatment and dilution with CIRUS coolants (700 litre/sec). The Fuel Reprocessing Plant located at some distance north of CIRUS became operational in 1965, and effluents containing low-level radioactive nuclides, predominantly ^{106}Ru, ^{144}Ce and ^{137}Cs, are released to the bay through a pipeline.

The total discharge has remained well within the authorized limits and there has been no need to look for extra discharge capacity in the environment. However, build-up of activity in the sediment was observed near the two outfalls:

Background	Gross β-activity	22 - 37 pCi/g in 1961
CIRUS outfall	Gross β-activity	115 - 160 pCi/g in 1970
FRP outfall	Gross β-activity	325 pCi/g in 1970

The increase near the Fuel Reprocessing Plant is greater because the discharge area remains submerged only during periods of high water. It has now been recommended that the pipeline be extended further into the bay, to beyond the low water line.

2.2. Tarapur Atomic Power Station, Tarapur

This is located about 100 km north of Bombay. Two BWR units generate a total of about 400 MW(e). The location [1] is on a headland jutting out from a receding coast line on either side (Fig. 2). Halfway between the high and low water lines two discharge canals have been dug on either side of the central intake canal, with dykes separating them from the sea; the north canal is designed to operate at high tide – when the waters move northwards, and the south canal operates at low tide.

Pre-operational studies [1] carried out at the site between 1965-69 established background radiation levels and the following findings:

(a) The coastal region has fishing villages located close to the site. Within 5 km, there are oyster farms and salt pans; two large fish landing centres are within 20 km on the two sides of the station;

(b) Farmers and fishermen form the major sections of the population. There is not much variation in the daily intake of minerals although there are differences in the amounts of milk and fish intake;

(c) Oysters and clams are useful as indicators for activation products, seaweeds for radioiodines; goat thyroid and spinach are terrestrial indicators for iodine and iron, respectively; betel and plantain leaves are good collectors of fall-out ^{90}Sr and ^{137}Cs.

(d) Sea water contained silt loads of 500 - 1000 ppm in the region of discharge and heavy deposition of fine silt is seen in the two canals;

(e) There were eddies near the shore, and shoreline water movements appeared unpredictable. Bottle floats discharged at some distance from shore, returned to the shore after a few tide cycles.

Systematic evaluation of the suitability of the dual discharge canals was carried out only after the station sea water pumps were commissioned in 1969.

The station uses sea water for the condenser flow of 28 000 litre/sec, which also serves to dilute reactor waste effluents of 135 000 litre/d to $10^{-7}\mu$Ci/ml. In acutal practice, reactor waste effluents are discharged in 4 to 6 hours (6 litre/sec) depending on activity content.

Initial investigations of sea water movement were undertaken to answer an enquiry from the State Government as to whether expansion of the salt industry can be permitted and whether there was any objection to developing fish landing and curing centres in the 5 to 8 km region from the site. It was necessary to determine the tidal range of effluents. Water movements were followed with bottle and vaned floats, and dye patches. It was found that at high tide, particularly in spring, the salt pans may receive a

considerable part of the effluent in about 180 minutes after discharge. The proposed fish landing centres were well outside the range of tidal reach of any significant concentration of effluents.

Dye discharge studies were also undertaken to examine the suitability of the outfall location. Rhodamine dye (25 kg) was dissolved in sea water and discharged through the north canal, mixed with the condenser outflow at the point of efflux for about 100 minutes at the beginning of high tide.

In the prevailing high tide condition, the low lying land between the canal and high water line got progressively submerged. Soon afterwards, the canal was flooded and the entire mass of pink water spread on to the land between the high water line and the canal dyke. On tide reversal, the pink waters moved out, came around the dyke end, and a part of the flow entered the intake canal, though diluted further with the returning low tide waters. Recirculation of effluent in the condenser coolant was established in one tide cycle [6] and was observed in high and low tidal flows on following days. The water renewal rate per tide cycle was about 40%.

The coastal stream therefore, presented the following problems:

(a) Contamination of shore sands and sediments, and of intertidal organisms; and

(b) Search for a suitable location of a discharge point for piped discharges to avoid recirculation in the condenser coolant, or direct contact of discharges with the shore.

The problems received priority as a decision had been taken to locate a fuel reprocessing plant at Tarapur to treat power reactor fuel.

The waters beyond coastal stream, i.e. between 3 and 8 fathoms, contained a low silt load (3 - 5ppm) and lay between regions of intertidal fishing (nearshore) and offshore fishing (beyond 10 f). During dye movement studies, it had been observed that a dye blotch discharged beyond the 3 f contour, tended to move away from the shore at high tide. Advantage of this observation was taken to examine movement of discharges made beyond the 3 f contour in some detail (cf. Fig. 2). Rhodamine dye (25 kg) was dissolved in sea water and discharged beyond the 3 f contour at a point to the south of the intake canal at the beginning of a high tide for 30 minutes, midway between neap and spring levels. The tidal movement during the experiment favoured a movement of the dye patch towards the intake and the shore except for depth and distance. The dye patch was followed in a boat for the full duration of the high tide and samples of water were also taken for determinations of dye concentration. The experiment was repeated on a subsequent day, discharging the dye at low tide at the point where the dye plume had reached at the termination of the high tide in the previous experiment. Thus, the flow pattern beyond 3 f was marked out for a full tide cycle. On both the days, samples of water were taken at 30 minute intervals at the intake for a period of 36 hours from the beginning of the experiment. Dye was not detected in any intake samples.

These studies gave clear indications of adequate dilution capability beyond the 3 f line for the low-activity effluents discharged from the two installations even without dilution with condenser discharges. The main advantage of piping the discharges to beyond the 3 f line over a shore-based discharge, as now practised, is the drift of the effluents away from shore.

Condenser discharges are at a temperature some 7 to 8°C higher than the intake waters. The long traverse through the canals lowers the temperature of waters by 3°C before they meet the sea water. Observations made in the summer of 1970, when the reactors were operating at near full power and the ambient air temperatures were about 33°C, showed that the thermal effect of the discharges were not discernible beyond 1.5 km from the shore. The ecological effects of thermal discharges will probably not be significant at Tarapur.

Shore-line fishing practice is likely to transport contamination to homes. Oysters, clams and mud skippers are collected by hand by women and children from creeks, shallow pools of back waters and the mud flats. Creek fishing is done, standing waist high in the water and casting nets or sifting through basket nets (locally called 'Bokshis'). The entire fishing family often lives and works on beach.

2.3. Uranium Corporation of India Ltd., Jaduguda

This is located in the mineral belt of India in Bihar, under typically rural conditions of habitation. Near the uranium mine and mill are small villages with populations of less than 100. There are larger villages beyond 3 km. The drinking water supply to the public is mainly from wells and surface streams, the Juria Nallah and Gara River (Fig. 3).

The uranium mill processes 1000 tons per day of low grade uranium ore and discharges nearly 4000 tons of slurry as wastes in a tailings barrage, called the tailings pond (TP). The total radioactivity in the waste due to the uranium daughter products (^{230}Th, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po, etc.) is about 2 to 3 Ci/day of which ^{226}Ra is estimated at 200 mCi.

The process effluents from the mill contain soluble manganese from pyrolusite used to oxidize and leach uranium from the ore in a sulphuric acid medium. These effluents are mixed with fines from ore residues,

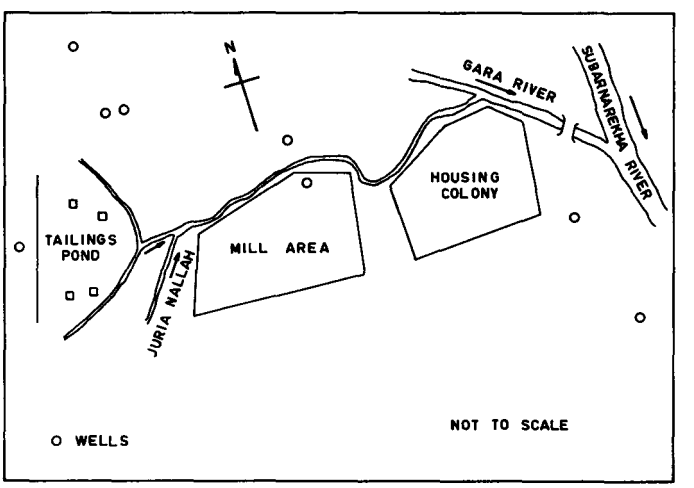


FIG. 3. Surface and ground water supply at Jaduguda uranium mill area.

TABLE I. POLLUTANT CONCENTRATION IN SURFACE AND GROUND WATERS IN THE ENVIRONMENT AT JADUGUDA, BIHAR

Location	U (μg/l)	^{226}Ra (pCi/l)	Mn (mg/l)
SURFACE STREAMS			
1. Juria Nallah water upstream (mine waters)	3.66	1.11	0.33
2. Combined overflow from tailings pond	53.26	95.80	6.24
3. 15 m upstream in Juria Nallah before Gara junction	169.26	20.38	3.99
4. Gara river upstream to junction	2.47	0.52	0.18
5. 50 m downstream of Gara-Juria junction (close to shore)	80.66	13.75	3.05
GROUND WATERS			
1. Well, adjacent to tailings pond	2.2	0.3	0.02
2. Well, near market, downstream	0.37	0.16	0.14
3. Well, inside plant area	5.0	0.52	0.01
4. Well, beyond estate	0.52	0.27	0.02

TABLE II. PILOT STUDIES FOR RADIUM AND MANGANESE CONTROL

	Ra (pCi/l)	Mn (ppm)
Before treatment	169	475 - 637
Chlorination and aeration, pH raised with soda to 9.6 at discharge	92	Nil
Lime-soda treatment and chlorination at pH 10	118	Nil
Chlorination, pH raised with Na_2PO_4	50 - 78	-
After treatment with sodium phosphate	1.5 - 5.0	-

made alkaline with lime to pH 10, and pumped out to TP. As the tailings residues settle down, liquid effluents containing chemical toxins and radioactive components flow out through decantation wells.

The mine waters, TP effluents and a few effluent streams join the Juria Nallah which flows into the Gara River, about 2.5 km from the TP. It can be seen from Table I that dilution available for pollutants in Juria and Gara river waters is not adequate [1]. Well waters in the region show seepage of pollutants ^{226}Ra, SO_4^{2-} and manganese from mixed slurries held in TP. It is necessary, therefore, to develop suitable treatment methods to contain ^{226}Ra and manganese and prevent pollution of surface and ground waters.

Pilot plant studies were undertaken at Trombay and Jaduguda to discover suitable treatment methods [8]. The trial experiments aimed at fixing manganese in the insoluble Mn^{IV} state by oxidation with hypochlorite (in presence of sodium carbonate or phosphate), and to reduce the radium content by co-precipitation in the presence of excess SO_4^{2-} with hydrous manganese dioxide. Table II shows that the manganese content is rapidly brought down by chlorination and aeration, followed by raising the pH-value to 9.6 to 10.0. Radium is not suitably fixed unless neutralization is effected with sodium phosphate instead of soda ash.

3. PRELIMINARY STUDIES AT NEW SITES

In the course of the year, two more installations at two different sites are expected to become operational. These are Rajasthan Atomic Power Station at Kota, where one unit of 200 MW(e) of the twin CANDU-type reactor station will be commissioned, and the Chemical-Metallurgical Complex at Hyderabad.

3.1. Rajasthan Atomic Power Station (RAPS), Kota

This is the first Indian power station that will use a fresh water reservoir as the recipient of station effluents. The station is located 10 km upstream of Rana Pratap Sagar Dam. The effluents will be discharged together with hot condenser coolant waters into the reservoir, Rana Pratap Sagar, from here they flow out through a penstock towards Kota along the Chambal river flow. Flow into the reservoir is controlled by a dam upstream.

Authorization of discharges to the aquatic environment for planning purposes was computed differently from procedures adopted at Trombay. The MPC_{DW} was derived on the basis of the most limiting factors, viz. fish intake and concentration ratio [3]. Exposure to the critical population group through drinking-water and uptake in agricultural products appear less significant, if heavy-water leakage can be maintained at the design value.

Examples of concentration ratios ( ) in Chambal waters from trace element studies were the following: ^{65}Zn (860), ^{90}Sr (11), ^{54}Mn (140), ^{60}Co (67), ^{51}Cr (54), ^{59}Fe (8) and $^{35}SO_4$ (31). These were used to calculate the derived MPC-values for water on the basis that the average fish intake is about 33 g/d. The derived MPC-value on the above basis was of the order of 10^{-7} μCi/ml for the most toxic radionuclide [3]. These limits

are tentative and need reassessment and review. Treatment of reactor effluents before discharge will be essential since there is no adequate mechanism for dilution, dispersion or adsorption (the silt load being very low downstream of the dammed river) in the river.

3.2. Nuclear Fuel Complex (NFC), Hyderabad

This is a group of chemical and metallurgical plants designed to fabricate the fuel for the atomic power stations already described. There are chemical plants for production of fuel cladding and hafnium from zircon, UO_2 from magnesium diuranate and enriched UO_2 from UF_6 (3% enriched in ^{235}U). High-purity chemicals are prepared, from which some toxic pollutants are released in small quantities. Examples of chemical pollutants produced daily, and the volumes of water required to dilute them to safe concentration levels are: NO_3^- 2.9 tons (58 m^3); F^- 0.4 tons (27 m^3); NH_4^+ 1.25 tons (250 m^3); Cu^{++} 2.5×10^{-2} tons (500 m^3), whereas the total process effluent arising in the complex are only 53 m^3. Effluents from sewers and public health drains are treated separately.

The site is landlocked, ground water being the only on-site source, which is plentifully used for farming and domestic purposes. Except in rains, averaging 770 mm/yr, there are no surface streams in the neighbourhood. Evaporation ponds have been, therefore, designed in which plant effluents will be received and exposed for solar evaporation. The ponds will be constructed to minimize seepage and prevent flooding from surface flow in rains. Each pond is duplicated so that the operational availability is ensured and residue recovery and evaporation of solutions can proceed side by side. It has been possible to develop this method of disposal only because the radioactivity concentration of the effluent streams is not significant. This is an example where pollution abatement from industrial operations is designed to be achieved through recovery of residuals. The process effluent streams are calculated to yield, on evaporation, chemical residues (ammonium nitrate, calcium fluoride, sodium nitrate) which can be disposed of commercially or reused after purification.

4. SURVEILLANCE PROGRAM AND PUBLIC RELATIONS

Briefly, the control on pollution of the aquatic environment at the locations described (Fig. 4) is exercised through an Environmental Survey Laboratory on site, who conduct:

(a) Demographic studies and surveys of utilization of the aquatic environment;
(b) Studies of dispersion and reconcentration processes;
(c) Assessments of the recipient capacity of the effluent receiving medium;
(d) Studies on the proper location of outfalls;
(e) Environmental surveillance and reviews of the program;
(f) Publications of data and results of investigations.

The Indian program is 'indicator oriented' for radiotoxins, which means critical samples with high concentration ratios are taken up for analysis, rather than a large number of low-level samples. Sea weeds concentrate radioiodine released from BWRs at Tarapur by a factor of 1000. Oysters

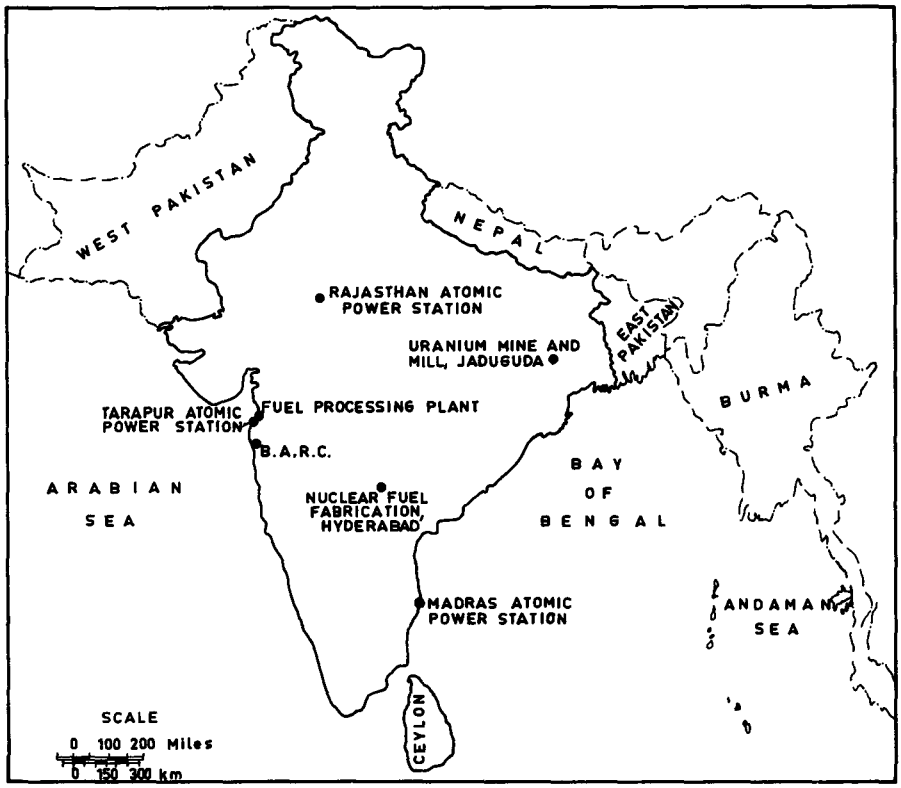


FIG. 4. Location of nuclear fuel production and power plants in India.

and clams accumulate activation products to 500 times the concentration present in sea water. Algae (chlorophyta) present in Juria Nallah have been found to concentrate uranium by a factor of 100 and radium by a factor of 1000. Sediments are as a rule, good accumulators of pollutants. However, silt can release the activity back into the waters through bacterial action in certain seasons.

Contamination may reach the environmental population through dietary uptakes and from occupational activities. In rural areas, people are not particularly conscious of the associated health problems. Body contamination is, therefore, likely through physical contact with contaminated nets, fish catch, sea sand and boats. At Tarapur and Jaduguda, shadow shield whole-body monitors are installed for measuring the in-vivo body activity of selected individuals of the public. There is good response among the rural population for carrying out body-burden measurements, and there is an enthusiastic cooperation in the surveillance program.

REFERENCES

[1] KAMATH, P.R., BHAT, I.S., GANGULY, A.K., "Preoperational search for baseline radioactivity, critical food and population group at the TAPS site", Proc. 1st IRPA 2, Pergamon Press (1968) 1111.

[2] KAMATH, P.R., PILLAI, K.C., GANGULY, A.K., Operation saw dust, BARC publication, India, AEET/HP/RWD/5 (1960).

[3] PILLAI, K.C., "Aquatic pollution control systematics for discharge of radioactive effluents", Seminar on Pollution and Human Environment, BARC, India, Aug. 1970 (in press).

[4] KAMATH, P.R. et al., Tidal movement studies at Thana creek, BARC Publication, India, AEET/HP/RWD/6 (1961).

[5] PILLAI, K.C., GANGULY, A.K., Transport and diffusion of radioactivity from Bombay Harbour Bay, BARC Publication, India, AEET/HP/R-12 (1961).

[6] KAMATH, P.R., BHAT, I.S., GANGULY, A.K., "Environmental behaviour of discharged radioactive effluents at Tarapur Atomic Power Station", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations, (IAEA/USAEC Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 475.

[7] IYENGAR, M.A.R., MARKOSE, P.M., "Monitoring of the aquatic environment in the neighbourhood of Uranium Mill at Jaduguda, Bihar", Nat. Symp. on Radiation Physics, BARC, India, Nov. 1970 (in press).

[8] IYENGAR, M. A. R. et al., "Environmental contamination – surveillance and control at UCIL, Jaduguda, DAE Symp. on Uranium in India, Jan. 1971.

СОЮЗ СОВЕТСКИХ СОЦИАЛИСТИЧЕСКИХ
РЕСПУБЛИК
A/CONF.49/P/684

ВОЗМОЖНОСТЬ ШИРОКОГО МИРНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ ПРИ ОБЕСПЕЧЕНИИ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ

Ю.А. ИЗРАЭЛЬ, Е.Н. ТЕВЕРОВСКИЙ
Главное управление гидрометеорологической службы СССР, Москва,
Союз Советских Социалистических Республик

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

PROSPECTS FOR EXTENSIVE PEACEFUL UTILIZATION OF ATOMIC ENERGY WITHOUT RADIATION RISK TO THE POPULATION.

Extensive development of the peaceful uses of atomic energy may result in the release of small amounts of radioactive products into the environment. Such releases must be strictly controlled in accordance with ICRP regulations and national standards for radiation safety of the population. Calculations are performed to show the amount of air needed to dilute to the maximum permissible concentration (MPC) the various isotopes and impurities which are formed during operation of power plants using nuclear and chemical fuels. It is shown that for each unit of energy obtained through fission reactions in atomic power stations the amount of air required to dilute such releases to the permissible concentrations is at least 10^3-10^4 times less than that required for power stations operating on conventional fuels. Estimates are given of possible contamination levels for wide areas extending over countries and continents. If it is assumed that by the year 2000 nuclear plants will be generating between 3 and 5 TW of electricity, the result, even if realistic allowance is made for the possibility of emergency situations, will be average concentrations less than 1% of the MPC (with uniform mixing) in the lower reaches of the earth's atmosphere; if chemical fuels were employed, the MPC would be exceeded by a factor of approximately 10. Consequently, the development of atomic power ensures that the environment will be maintained sufficiently pure. More than that, the replacement of conventionally generated power by nuclear power will reduce contamination of the environment by toxic substances and return the environment to a healthier state.

POSSIBILITE D'UTILISER LARGEMENT L'ENERGIE ATOMIQUE A DES FINS PACIFIQUES SANS DANGER POUR LA SECURITE RADIOLOGIQUE DE LA POPULATION.

L'extension rapide des applications pacifiques de l'énergie atomique peut entraîner le rejet dans l'environnement de quantités insignifiantes de produits radioactifs, rejet qui devra être strictement réglementé conformément aux recommandations de la CIPR et aux normes établies dans les divers pays pour la protection radiologique de la population. Les auteurs calculent la quantité d'air indispensable pour diluer les différents isotopes et impuretés qui se forment dans les installations utilisant un combustible nucléaire ou chimique, de façon à ne pas dépasser la concentration maximale admissible (CMA). Ils montrent que pour chaque unité d'énergie produite par fission dans les centrales nucléaires, la quantité d'air nécessaire à la dilution des déchets jusqu'aux CMA est pour le moins 10^3 à 10^4 fois inférieure à celle qu'il faudrait pour une centrale utilisant un combustible classique. Ils évaluent les risques de contamination pour des zones étendues englobant des pays et des continents. Le développement de la production d'énergie d'origine nucléaire, qui atteindra 3 à 5×10^6 MW vers l'an 2000, entraînera en moyenne dans la couche atmosphérique inférieure, même si l'on tient compte des risques effectifs d'accidents, des concentrations inférieures à 1% des CMA (en présence d'un brassage uniforme), alors que l'emploi de combustible chimique provoquerait une pollution à peu près dix fois supérieure aux CMA. Il s'ensuit que l'usage croissant de l'énergie d'origine nucléaire permet de maintenir l'environnement dans un état de propreté satisfaisant. De plus, en remplaçant par cette forme d'énergie celle qui est produite à l'aide de combustible classique, on contribue à diminuer la pollution du milieu environnant par les produits toxiques et, partant, à améliorer sa salubrité.

ВОЗМОЖНОСТЬ ШИРОКОГО МИРНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ ПРИ ОБЕСПЕЧЕНИИ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ.

Широкое развитие мирного использования атомной энергии связано с возможным выходом незначительного количества радиоактивных продуктов во внешнюю среду, который должен строго регламентироваться правилами МКРЗ и национальными нормами радиацион-

ной безопасности для населения. Приводится расчет количества воздуха для разбавления до предельно допустимых концентраций (ПДК) различных изотопов и примесей, образующихся при работе установок на ядерном и химическом топливе. Показывается, что на единицу энергии, получаемой в результате реакции деления в атомных электростанциях, необходимо, по крайней мере в $10^3 - 10^4$ меньшее количество воздуха для разбавления выбросов до допустимых концентраций, чем при работе электростанций на обычном топливе. Приводятся оценки возможного загрязнения для обширных зон, охватывающих страны и материки. Развитие атомной энергетики к 2000 году по мощности до $3\text{-}5\cdot10^6$ МВт приведет, даже с учетом реальной возможности аварийных ситуаций, в среднем в приземной атмосфере к концентрациям менее 1/100 ПДК (при равномерном перемешивании); при использовании же химического топлива ПДК будут превышены примерно в 10 раз. Следовательно, развитие атомной энергетики обеспечивает сохранение достаточной чистоты внешней среды. Более того, замена энергии, вырабатываемой на обычном топливе, атомной энергией приведет к уменьшению загрязнения окружающей среды токсичными веществами и к ее оздоровлению.

PERSPECTIVAS DE UNA AMPLIA UTILIZACION DE LA ENERGIA ATOMICA CON FINES PACIFICOS, CONSIDERANDO LA SEGURIDAD RADIOLOGICA DE LA POBLACION.

El amplio desarrollo de la utilización de la energía atómica con fines pacíficos implica la posible dispersión de cantidades insignificantes de productos radiactivos al medio ambiente, dispersión que debe regularse estrictamente, conforme a las recomendaciones de la CIPR y a las normas nacionales de seguridad radiológica para la población. Se efectúa el cálculo de la cantidad de aire necesaria para diluir, hasta la concentración máxima admisible (CMA), los diversos isótopos e impurezas, originados como consecuencia del funcionamiento de las centrales de combustible nuclear y químico. Se demuestra que, por cada unidad de energía producida en las centrales nucleares por fisión, la cantidad de aire necesaria para diluir los desechos hasta una concentración admisible es, como mínimo, de 10^3a 10^4 veces inferior a la que precisa una central alimentada con combustibles corrientes. Se evalúan los riesgos de contaminación de grandes zonas que abarcan países y continentes. El desarrollo de la energía nucleoeléctrica, hasta alcanzar una potencia instalada de 3 a 5 x 10^6 MW en el año 2000, originará por término medio en la capa atmosférica próxima al suelo, incluso teniendo en cuenta los riesgos efectivos de accidente, una concentración inferior a 1% de la CMA (suponiendo una distribución uniforme), mientras que, si se emplease combustible químico, la contaminación sería unas 10 veces mayor que la CMA. En consecuencia, la expansión de la energía de origen nuclear es garantía de que el medio ambiente se mantendrá suficientemente puro. Además, la sustitución de la energía de origen tradicional por la de origen nuclear hará que disminuya la contaminación del medio ambiente por productos tóxicos y, por tanto, contribuirá a hacerlo más salubre.

Энергия, освобождаемая при превращении атомных ядер, используется человечеством все шире и шире. Атомная энергетика становится новым крупнейшим направлением в развитии энергетики [1].

В настоящее время основой атомной энергетики являются атомные электростанции (АЭС), использующие деление ^{235}U тепловыми нейтронами. Будущее развитие ядерной энергетики связано с реакторами на быстрых нейтронах, использующими ^{238}U.

Ожидается, что общее потребление энергии к 2000 году достигнет $2{,}1\cdot10^{10}$ тонн условного топлива, причем мощность электростанций возрастет до $1{,}1\cdot10^7$ МВт [3,2]. Доля мощности электростанций в общей мощности всех электростанций повысится с 1-3% примерно до 50% [2] и достигнет $3\cdot10^6$, а по некоторым данным $5{,}5\cdot10^6$ МВт [2,3].

Коэффициент полезного действия (к.п.д.) атомных электростанций (электрический) сейчас достигает 25-30%, в дальнейшем он может повыситься до 42-45% [2].

Кроме того, в ближайшие годы следует ожидать развития новых видов использования атомной энергии в промышленности и строительстве.

Чрезвычайно важно, чтобы развитие ядерной энергетики не привело к вредным или даже опасным последствиям за счет возможного выделения некоторого количества радиоактивных продуктов ядерных реакций во внеш-

нюю среду. Этот фактор может оказать существенное (а, может быть, и решающее) влияние как на развитие ядерной энергетики в целом, так и на развитие отдельных ее направлений. Вопросам влияния ядерной энергетики на внешнюю среду уделяется все больше внимания [3,4].

Ни одна отрасль промышленности не имеет таких средств защиты против возможного загрязнения внешней среды, как ядерная энергетика [3]. Несмотря на это, принимаются все более эффективные меры защиты, приводятся оценки доз от возможных выбросов в непосредственной близости от станции, сравнивается вред от выбросов атомных станций и предприятий, работающих на обычном топливе (учитывается даже естественная радиоактивность в выбросе таких предприятий и т.д.) [3]. В некоторых случаях (в отдельных зонах) доза, обусловленная естественной радиоактивностью при работе на обычном топливе, может быть сравнима и даже превышать дозу от радиоактивных продуктов, выбрасываемых АЭС [5].

Однако, чтобы оценить перспективы развития ядерной энергетики, необходимы оценки глобального масштаба – для обширных зон, охватывающих страны и материки.

Понятно поэтому значение общих оценок радиационных последствий развития ядерной энергетики, а также сравнения вредности использования обычного топлива с возможной вредностью промышленного использования ядерной энергии.

Вредность при использовании обычного топлива связана, главным образом, с выбросом в атмосферу вредных веществ, образующихся при сгорании топлива. При работе электростанций и двигателей (использующих угли, мазут и другие продукты переработки нефти) – это, в основном, сернистый ангидрид и зола, углеводороды, окислы азота, окислы свинца и т.д.

В последнее время во всем мире выбрасывалось ежегодно 200-250 млн. тонн золы топлива и различных видов пыли и около 60 млн тонн сернистого ангидрида. Содержание токсичных веществ в воздухе ряда больших городов значительно превосходит допустимые значения ПДК [6].

Выброс сернистого ангидрида при сжигании угля в настоящее время составляет 160-2040 г на 1 тонну сожженного топлива. Количество золы (с учетом золоулавливания) может превышать указанные величины в несколько раз [6]. По данным работы [6] можно написать приближенную формулу для количества сернистого газа а (т/сут), выбрасываемого электростанциями в атмосферу при сжигании мазута:

$$a \simeq 0{,}09\ \rho\alpha \qquad (1)$$

где ρ – мощность станции, в МВт,

α – содержание серы в мазуте, в %.

Если принять среднее значение $\alpha = 2{,}5\%$, то сейчас ежегодный выброс сернистого ангидрида тепловыми электростанциями, в предположении одинакового выброса на единицу мощности, при работе на жидком и твердом топливе составляет (при общей мощности $\sim 10^6$ МВт) примерно 80 млн. тонн, а в 2000 году – составит (при мощности $5{,}5 \cdot 10^6$ МВт [2]) – около 450 млн.тонн SO_2 и около 1,5 млрд.тонн золы. Конечно, это количество может несколько снизиться за счет применения весьма дорогостоящих средств очистки.

Возможный вред или опасность использования ядерной энергетики связаны с образованием радиоактивных продуктов в результате реакций деления или синтеза, а также образования наведенной активности при взаимодействии нейтронов с ядрами элементов различных окружающих конструкций.

В настоящее время накопился большой опыт работы ядерных реакторов (не менее 10^3 реактор·лет работы) [3].

При работе атомных электростанций продукты деления постепенно накапливаются в активной зоне реактора; конструкция современных станций практически исключает попадание таких продуктов в окружающую среду при их нормальной работе [4] (проблема радиоактивных отходов в данном докладе не обсуждается). При этом в атмосферу может попадать лишь незначительное количество газообразных изотопов ^{41}Ar, ^{14}C, ^{3}H, ^{133}Xe и следы ^{131}I. Так, по данным работы [5], на некоторых атомных реакторах в США выбрасывается до 650 Ки/сут ^{41}Ar. По данным работы [7] доза облучения даже в зоне АЭС не будет превышать 1% от допустимой.

Необходимо отметить, что при растворении отработанных твэлов на радиохимическом производстве выход ^{85}Kr (единственного долгоживущего инертного газа) в атмосферу, по-видимому, неизбежен. В этом случае, в расчетах надо полагать образование $4{,}2\cdot10^5$Ки ^{85}Kr при полном делении 1 тонны ^{235}U (примерно на 800 МВт·год произведенной электроэнергии на АЭС).

При аварийной ситуации на АЭС возможен выброс в атмосферу изотопов йода и некоторых других относительно летучих изотопов. Наибольший выброс за всю историю реакторостроения при аварии в Уиндскейле, сопровождавшейся пожаром активной зоны, составил $2\cdot10^4$Ки ^{131}I; $1{,}2\cdot10^4$Ки ^{132}Te; $6\cdot10^2$Ки ^{137}Cs; 80Ки ^{89}Sr и 2Ки ^{90}Sr [8].

По оценкам, приведенным в работе [9], частота аварий на реакторах составляет менее 10^{-2} на 1 реактор·год. Вероятность больших выбросов ^{131}I чрезвычайно мала. В работе [10] считается наиболее вероятным, что крупная авария (с выбросом нескольких тысяч Ки ^{131}I) может произойти один раз за тысячу лет работы реактора. Кривая, оценивающая возможность выделения другого количества ^{131}I в зависимости от длительности работы реактора описывается законом $t^{0,6}$. Величина опасности – в числе несчастных случаев – рака щитовидной железы для районов с высокой плотностью населения (до 5000 человек/км^2) максимальна при выделении 10^3 Ки ^{131}I и составляет 3 случая [11].

Оценка радиационной обстановки и расчет опасности (риска) при работе атомных реакторов могут быть проведены с учетом имеющихся экспериментальных данных в каждом отдельном случае. Результаты расчета влияют на выбор места для организации работ, мер по безопасности, средств защиты и т.д. При этом в каждом случае должны соблюдаться рекомендации и нормы (международные или национальные) по защите населения от облучения, а также должна быть учтена разумная оценка соотношения пользы и риска.

Однако при бурном развитии ядерной энергетики необходимо иметь четкую точку зрения на возможность развития ядерной энергетики с учетом возможных радиационных последствий во всем мире, а также прогноз глобальной радиационной обстановки с учетом всех вероятных выходов при осуществлении возможных программ развития. Необходимо определить абсолютные количества радиоактивных продуктов, находящихся в природной среде, дозы, получаемые от этих продуктов, а также сравнить воз-

можные последствия данного загрязнения с последствиями загрязнения природных сред нерадиоактивными вредными веществами.

При расчетах глобальной радиационной обстановки при развитии ядерной энергетики будем исходить из следующего:

– к 2000 году будет введено в действие около $5 \cdot 10^3$ реакторов со средней мощностью 10^3 МВт каждый;

– распределение реакторов по территории суши более или менее равномерно;

– количество значительных аварий с выходом около 10^3Ки ^{131}I составляет около 5 (1 авария на 10^3 реактор·год) или меньших аварий с выходом 10^2Ки ^{131}I – около 30 в год.

Таким образом, в атмосферу будет выбрасываться в год, в зависимости от времени работы реактора, до $5 \cdot 10^3$Ки ^{131}I, 30-140Ки ^{137}Cs, 4-7Ки ^{89}Sr, 0,1-1,0Ки ^{90}Sr [8].

Указанные выше изотопы будут в течение нескольких дней осаждаться на поверхность суши (с учетом скорости эффективного осаждения, равной 0,1-1 см/сек), не успев распространиться по всему земному шару. При расчетах можно полагать также, что все эти изотопы осядут либо на площади всей суши, либо в зоне действия этих аварийных реакторов (около 10^7 км^2 без учета возможного перекрытия).

Наиболее опасным изотопом при аварии (за счет ингаляционного поступления и поступления с молоком) является ^{131}I; остальные изотопы представляют опасность главным образом за счет внешнего облучения (^{137}Cs) или за счет попадания в организм с водой и пищей (^{89}Sr, ^{90}Sr). Согласно нашим расчетам и данным работы [8], загрязнения земной поверхности, приводящие к пределу дозы облучения для населения (за год), составляли: для ^{137}Cs – 1,0-2,0 Ки/км^2, для ^{90}Sr – 0,06-0,6 Ки/км^2, а для ^{131}I – 50 мКи/км^2 (для детей).

При работе реактора в атмосферу могут поступать ^3H и ^{14}C. Тритий образуется в реакторах за счет деления и нейтронного захвата в дейтерии и литии-6 (примерно в равных количествах) и поступает в атмосферу до 10-30 Ки/МВт·год [12].

При растворении твэлов в атмосферу может поступать около $3 \cdot 10^9$Ки ^{85}Kr в год (по уровню работ АЭС к 2000 году). Долгоживущие тритий и ^{85}Kr будут равномерно перемешиваться в нижнем слое атмосферы всего земного шара. Доза от трития значительно ниже, чем от ^{85}Kr и составит для всего населения в среднем к 2000 году 10^{-3} мР/год [13].

Осредненные по площади локального воздействия (10^7 км^2) данные для различных изотопов (наиболее опасных) приведены в табл. I в долях пределов дозы или предельно допустимых поступлений для населения [14]. Данные для ^{85}Kr и ^3H осреднены по всей площади земного шара.

При расчетах мы предполагали, что распространение (перемешивание) относительно короткоживущих изотопов происходит в нижнем 200-метровом слое атмосферы. Для долгоживущих – ^{85}Kr и ^3H – принимался 500-метровый слой перемешивания, ввиду длительности пребывания их в атмосфере. При расчетах загрязнения атмосферы обычными токсичными веществами предполагали их равномерное размешивание также в 200-метровом нижнем слое атмосферы. Принимая для SO_2 время жизни, равное 4 дням [15], и количество, ожидаемое для выброса в атмосферу к 2000 году – $4,5 \cdot 10^8$ т/год, получаем, что в воздухе в среднем на суше будет иметь постоянное десятикратное превышение среднесуточной предельно-допустимой концентрации, равной 0,05 мг/м^3. Аналогичные цифры получаются для

ТАБЛИЦА I. МАКСИМАЛЬНЫЕ ОСРЕДНЕННЫЕ ЗНАЧЕНИЯ КОНЦЕНТРАЦИЙ В ВОЗДУХЕ (ИЛИ УРОВНЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ) РАЗЛИЧНЫХ РАДИОАКТИВНЫХ И ТОКСИЧНЫХ ВЕЩЕСТВ ПРИ РАБОТЕ ОБЫЧНЫХ И ЯДЕРНЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ (в долях предельных количеств: предела дозы, предельно допустимых поступлений для населения или предельно допустимых концентраций, – осредненных за год)

	Атомные электростанции					Обычные электростанции	
Изотопы и вещества	Обычная работа		Аварийная ситуация			SO_2	Летучая зола
	^{3}H	^{85}Kr	^{131}I	^{90}Sr	^{137}Cs		
На земной поверхности				10^{-6}	10^{-5}		
В воздухе	$5 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-3}$	$7 \cdot 10^{-4}$			10	10
Максимальная величина для данного вида энергетики	$3 \cdot 10^{-3}$		$\sim 10^{-3}$				10

летучей золы. Близкие цифры (по отношению к ПДК) получаются при расчете концентрации и других токсичных веществ.

Данные, приведенные в табл. I, показывают, что при работе обычных предприятий потребуется в $10^3 - 10^4$ раз бóльшее количество воздуха для разбавления токсичных веществ до допустимого уровня, чем при работе атомных электростанций (при осуществлении работ в объеме, указанном выше). Причем это отношение не зависит от принятой высоты слоя перемешивания, в отличие от величин превышения допустимой концентрации.

Хотя предельные уровни загрязнения для радиоактивных веществ и нерадиоактивных токсичных веществ базируются на несколько различных основах, однако следует иметь в виду, что выбросы токсичных веществ (радиоактивных и нерадиоактивных) могут привести как к непосредственному вредному эффекту у части населения, так и к генетическим эффектам [16].

Отметим также, что использование атомной энергии не требует расхода кислорода, необходимого для сжигания обычного топлива, и не ведет к непрерывному росту содержания углекислого газа в атмосферном воздухе.

Таким образом, можно сделать вывод, что развитие атомной энергетики обеспечивает сохранение достаточной чистоты внешней среды. Более того, замена энергии, вырабатываемой на обычном топливе, атомной энергией приведет к значительному уменьшению загрязнения окружающей среды токсичными веществами и к ее оздоровлению.

ЛИТЕРАТУРА

[1] АЛЕКСАНДРОВ, А.П., Атомная энергия 25 5 (1968) 356.
[2] ФЕЙНБЕРГ, С.И., Атомная энергия 25 5 (1968) 363.
[3] Nuclear power and the environment, IAEA Bulletin 12 5 (1970) 9.
[4] ПЕТРОСЯНЦ, А.М., От научного поиска к атомной промышленности. Атомиздат, М., 1970.
[5] MARTIN, J.E. et al., "Radioactivity from fossil-fuel and nuclear power plants", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 325.
[6] Загрязнение приземного слоя атмосферы при температурных инверсиях, под ред. БУРНАЗЯНА А.И. Изд. "Медицина", М., 1969.
[7] ПЕТРОСЯНЦ, А.М., Атомная энергия 23 1 (1967).
[8] U.S. Reactor Containment Technology 1 1 (1969).
[9] СИВИНЦЕВ, Ю.В., Радиационная безопасность на ядерных реакторах. Атомиздат, М., 1967.
[10] FARMER, F.R., "Siting criteria - a new approach", Containment and Siting of Nuclear Power Plants (Proc. Symp. Vienna, 1967) IAEA, Vienna (1967) 303.
[11] BEATTIE, J.R., "Testing of reactor filter systems in the United Kingdom Atomic Energy Authority", Containment and Siting of Nuclear Power Plants (Proc. Symp. Vienna, 1967) IAEA, Vienna (1967) 655.
[12] PETERSON, H.T., Jr. et al., "Environmental tritium contamination from increasing utilization of nuclear energy sources", Environmental Contamination by Radioactive Materials (Proc. Seminar Vienna, 1969) IAEA, Vienna (1969) 35.
[13] BOND, V.P., "Evaluation of potential hazards from tritiated water", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 287.
[14] Нормы радиационной безопасности (НРБ-69). Атомиздат, М., 1970.
Основные нормы безопасности при защите от излучения. МАГАТЭ, Вена, 1967.
[15] ЮНГЕ, Х., Химический состав и радиоактивность атмосферы. Перев. с англ. Изд. "Мир", М., 1965.
[16] БЕРГСТРЁМ, С.О.В., ХОЛЬМКВИСТ, К.Э. Доклад Р/611 на 3-й Женевской конференции по мирному использованию атомной энергии, 1964. Атомиздат, М., 1967.

STUDIES OF THE EXPOSURE OF THE POPULATION IN CZECHOSLOVAKIA TO IONIZING RADIATION

E. KUNZ, Z. BŘEZÍK, D. BŘEZÍKOVÁ, J. CHYSKÝ
Department of Radiation Hygiene,
Institute of Hygiene and Epidemiology,
Prague, Czechoslovak Socialist Republic

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

STUDIES OF THE EXPOSURE OF THE POPULATION IN CZECHOSLOVAKIA TO IONIZING RADIATION.

A radiation protection system appropriate to actual risks requires a knowledge or an estimate of exposure of population groups to different sources of radiation. Studies have shown that X-ray diagnostics are the predominant source of radiation exposure in Czechoslovakia. In 1966, the genetically significant dose amounted to 37 mrad, the per capita bone marrow dose being probably within 70 to 190 mrad. Practically every citizen is exposed, individual doses differing considerably. To estimate exposure from radioactive fall-out a system was sought by which food contamination by ^{90}Sr and ^{137}Cs could be followed. The chosen system comprised a follow-up of milk on a national scale and analysis of selected foodstuffs in selected localities. Contamination of milk was found not to be an adequate indicator of contamination of food as a whole. Representative data on exposure were gained by long-term follow-up of ^{90}Sr in human bones. Mean bone doses did not exceed several millirads per year, the range of values observed being comparatively narrow. The ratio of ^{90}Sr concentrations in compact and spongious bone, required for data evaluation, depends significantly upon age, and changes with time. Systematic monitoring of external exposure and selective determination of internal contamination in professionally exposed persons have disclosed low mean values. Data show that risk of higher exposure in different types of work with radiation sources varies with the work. The effect of such work on the general population burden is small, though special groups might be affected to a greater extent. A radiation protection system must comprise differentiated monitoring of workers' exposure, and studies of the consequences of specified programs on population exposure. Progress towards dose reduction in medical procedures and the influence of new techniques are both necessary to reduce medical exposure. These various studies require administrative coordination: in Czechoslovakia the participation of the Public Health Authorities has played an important role.

ETUDE DE L'EXPOSITION DE LA POPULATION TCHECOSLOVAQUE AUX RAYONNEMENTS IONISANTS.

Un système de radioprotection correspondant aux risques réels exige une connaissance ou tout au moins une estimation suffisante de l'exposition de groupes de population à différentes sources de rayonnement. Les enquêtes effectuées ont montré que le diagnostic aux rayons X constitue la source principale de l'exposition aux rayonnements en Tchécoslovaquie. En 1966, la dose significative du point de vue génétique s'est élevée à 37 mrads et la dose dans la moelle osseuse par habitant se situe probablement entre 70 et 190 mrads. Pratiquement, tout citoyen est exposé, mais les doses individuelles diffèrent considérablement. Pour évaluer l'exposition provenant des retombées radioactives, on a cherché à mettre au point un système permettant de suivre la contamination des denrées alimentaires par le ^{90}Sr et le ^{137}Cs. Pour cela, on suit tous les mouvements du lait à l'échelle nationale et on analyse certaines denrées alimentaires dans certaines localités. On a constaté que la contamination du lait n'était pas un indicateur suffisamment exact de la contamination de l'ensemble des aliments. On a obtenu des données représentatives en suivant sur une longue période de temps le dépôt de ^{90}Sr dans des os humains. La dose moyenne dans le tissu osseux ne dépasse pas plusieurs millirads par an, la dispersion des valeurs observées étant relativement faible. Le facteur de la concentration du ^{90}Sr dans l'os compact et spongieux, dont on a besoin pour l'évaluation des données, dépend d'une manière significative de l'âge et varie avec le temps. Des mesures systématiques de l'exposition externe et une détermination sélective de la contamination interne chez les personnes professionnellement exposées ont permis de constater que les valeurs moyennes sont faibles. Les résultats des observations montrent que le risque d'une exposition plus considérable dans différents types de travaux effectués en utilisant des sources de rayonnement varie avec le travailleur. La contribution de l'exposition professionnelle à la dose reçue par l'ensemble de la population est faible, mais des groupes spéciaux peuvent être affectés dans une plus grande mesure. Un système de radioprotection doit comporter un contrôle radiologique différencié de l'exposition des travailleurs et l'étude

des conséquences de certains programmes sur l'exposition de la population. Il faut perfectionner les mesures prises pour diminuer la dose reçue au cours des interventions médicales et mettre au point de nouvelles techniques pour diminuer l'exposition médicale. Il importe que les diverses études soient coordonnées sur le plan administratif: la participation des autorités de santé publique a joué un rôle important en Tchécoslovaquie.

ИЗУЧЕНИЕ ВЛИЯНИЯ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА НАСЕЛЕНИЕ ЧЕХОСЛОВАКИИ.

Система радиационной защиты, отвечающая действительному уровню риска, требует определения или оценки облучения популяционных групп различными источниками излучений. Исследования показали, что преобладающим источником облучения в Чехословакии является рентгеновская диагностика. Годовая генетически значимая доза в 1966 году была 37 мрад, популяционная доза в костном мозгу находилась, вероятно, в пределах 70-190 мрад. Практически каждый житель подвергается этому виду облучения; индивидуальные дозы значительно варьируются. Для оценки облучения радиоактивными осадками искали систему контроля загрязнения продуктов питания ^{90}Sr и ^{137}Cs. По выбранной системе осуществляется контроль молока на территории всей страны и анализ некоторых продуктов питания в определенных районах. Было установлено, что концентрации в молоке недостаточно характеризуют загрязнение пищи в целом. Показательные сведения о дозах облучения населения получены систематическим наблюдением ^{90}Sr в человеческих костях. Средние дозы в кости не превысили несколько миллирад в год; индивидуальные концентрации варьировали относительно мало. Отношение концентраций ^{90}Sr в плотных и губчатых костях, знание которых необходимо для оценки данных, в значительной степени зависит от возраста и изменяется со временем. Систематический контроль внешнего облучения и выборочные данные внутреннего загрязнения у работников с источниками излучений показывают низкие средние уровни доз. Контроль показал, что риск большого облучения изменяется в зависимости от вида работы с источниками излучения. Влияние такой работы на общую популяционную нагрузку незначительно, хотя особые группы могут подвергаться гораздо большему облучению. Система радиационной защиты должна включать дифференцированный контроль облучения работников и изучение последствий облучения популяции в результате конкретных мероприятий. Снижение лучевой нагрузки при медицинских процедурах, а также влияние новых технических методов являются необходимыми факторами для уменьшения облучения медицинскими источниками. Важная роль в координации этих исследований в Чехословакии принадлежит органам народного здравоохранения.

ESTUDIO DE LA EXPOSICION DE LA POBLACION EN CHECOSLOVAQUIA A LA RADIACION IONIZANTE.

Un sistema de protección contra las radiaciones adecuado a los riesgos reales requiere el conocimiento o la estimación cualificada de la exposición de grupos de población a diversas fuentes de radiaciones. Los estudios realizados revelan que la exploración médica con rayos-X constituye la fuente principal de exposición en Checoslovaquia. En 1966, las dosis genéticamente significativas alcanzaban un valor de 37 mrads, la dosis per capita de la médula ósea se mantiene probablemente entre 70 y 190 mrads. Todos los ciudadanos están prácticamente expuestos, pero las dosis individuales varían considerablemente. Para estimar la exposición procedente de las suspensiones atmosféricas radiactivas se consideró un método satisfactorio para seguir la contaminación de alimentos por el ^{90}Sr y el ^{137}Cs. El sistema incluía la inspección a nivel nacional de la leche, y el análisis de productos alimenticios seleccionados en determinadas localidades. Se descubrió que la contaminación de la leche no servía como índice representativo de la contaminación del resto de los alimentos. Se obtuvieron datos significativos sobre la exposición mediante la investigación durante un largo período de la presencia del ^{90}Sr en huesos humanos. Las dosis medias en los huesos no excedían de varios milirads por año, siendo la amplitud de los valores observados relativamente pequeña. El coeficiente de concentración de ^{90}Sr en huesos compactos y esponjosos, necesaria para la valoración de datos, depende considerablemente de la edad, y cambia con el tiempo. La detección sistemática de la exposición externa y la determinación selectiva de la contaminación interna en personas expuestas por motivos profesionales revelan valores medios bajos. Los datos ponen de manifiesto que los riesgos de mayor exposición en diversos tipos de trabajo con fuentes radiactivas varían según los trabajadores. El efecto de estos trabajos sobre la carga general de la población es pequeño, aunque algún grupo pequeño podría verse afectado en mayor escala. Un sistema de protección radiológica debe comprender una vigilancia de la exposición de los trabajadores y estudios de las consecuencias de programas concretos sobre la exposición de la población. Los progresos conseguidos en la reducción de las dosis en los procedimientos médicos y la influencia de las nuevas técnicas son necesarios para reducir la exposición en medicina. Estos distintos estudios requieren una coordinación administrativa; en Checoslovaquia ha desempeñado un papel importante la participación de las autoridades de salud pública.

The determination of the exposure of different population groups from various sources of radiation as the basic information on a possible impact on the population of the further use of radiation sources enables us to define priorities in radiation protection. The analysis of factors influencing the exposure is important for the prediction of exposures under different possible conditions and for the choice of the appropriate methods of protection.

For these reasons the Institute of Radiation Hygiene, in cooperation with the field facilities of the Public Health Service of the CSSR, directed its attention some years ago to investigating the exposures among the population of Czechoslovakia to artificial radiation.

In Czechoslovakia, full and free medical care is available to the entire population. The emphasis lies on preventative medicine, and this has led to a high frequency of X-ray examinations, with the consequent possibility that the exposures from this source form an important part of the overall exposure of the public. For this reason, in the years 1958 to 1964, a study was made in various localities in the country of the doses delivered to patients during different types of X-ray examinations. Ionizing chambers were used for measurements. Skin doses were measured by placing the chamber on the patient; gonad doses were determined directly at the scrotum in the case of male patients and, in the case of female patients, on a phantom in a simulated X-ray examination which followed directly after the actual examination. A total of about 13 000 measurements were taken during 5000 individual examinations. The data obtained (geometrical means) characterize the doses to gonads and to the skin in the area of the primary beam for the main types of X-ray examination, persons being grouped by age and sex. Table I gives the mean values of gonad doses for groups of individual types of examinations obtained by weighting the dose in different age groups. These data may be considered representative for the exposure of X-rayed people in Czechoslovakia in the 1960s.

In 1965 to 1966, a study was made on the rate of X-ray examinations in 3 regions, comprising more than 30% of the population of the CSSR. For each type of X-ray facility a specific technique was used for collecting the data on the total number of examinations performed, on the type (object) and technique of the examination, and on the person examined. The data collection was based for the greater part on the existing registration system, which was somewhat modified for the purpose of the study. The sample analysed comprised 253 000 examinations, i.e. approximately 6.4% of all examinations carried out in the regions that had been followed-up during the study period. Repeated random checks on the completeness of registration of all examinations were performed in many facilities; statistical tests verified that the selected samples were representative for the whole set. Analysis of the available data that are related to the rate of X-ray examinations (e.g. the consumption of X-ray films, the equipment in medical facilities, occurrence of diseases of different types), as well as an analysis of demographic and economic data, made it possible to conclude that the data obtained in the three regions gave a sufficiently reliable picture of the situation appertaining to the whole country. The results of the study showed that, on average, the citizen of the CSSR is X-rayed approximately once per year. Examinations of the lung and heart (Table I) are carried out in more than half of the cases by mass radiography; this accounted for almost 60% of the total number of X-ray examinations.

TABLE I. ANNUAL GENETICALLY SIGNIFICANT DOSE FROM DIAGNOSTIC X-RAY EXPOSURE (1966)

Type of examination	$\left(\frac{N_j^x}{N}\right) \times 1000$		Percentage of $\sum_{j,x} N_j^x$		d_j^x (mR)		D_j^x (mR)		Percentage of $\sum_{j,x} D_j^x$	
	Male	Female	Male	Female	Male	Female	Male	Female	Male	Female
Leg	35	21	3.8	2.3	1.9	0.4	0.08	0.01	0.2	<0.1
Hip, pelvis, femur	17	20	1.8	2.1	824.1	285.6	10.80	3.47	30.8	9.9
LS spine	9	8	1.0	0.9	487.2	1576.6	2.63	3.80	7.5	10.8
Dorsal spine	3	3	0.3	0.3	62.2	99.8	0.23	0.27	0.6	0.8
Head and neck	24	20	2.6	2.1	0.6	0.5	0.02	0.01	<0.1	<0.1
Arm	34	18	3.7	1.9	0.9	0.3	0.05	0.01	0.2	<0.1
Intra or retrograde pyelography, cystography	4	5	0.5	0.5	328.9	1074.3	2.27	1.66	6.4	4.7
Salpingography, abdomen, obstetrical abdomen	5	5	0.6	0.6	129.3	560.1	0.64	1.06	1.8	3.0
Lower GIT[a] and cholecystography	6	11	0.7	1.1	209.1	728.7	1.06	1.44	3.0	4.1
Upper GIT	15	10	1.7	1.1	17.5	666.9	0.29	3.43	0.8	9.8
Chest	118	101	12.8	11.0	3.5	5.4	0.55	0.50	1.5	1.4
Chest-photofluorography	172	157	18.7	17.0	0.3	3.2	0.06	0.38	0.2	1.1
Chest-tomography, bronchography	9	4	1.1	0.5	7.1	63.7	0.03	0.34	0.1	<1.0
Dental	37	49	4.0	5.3	0.9	0.1	0.03	0.01	0.1	0.1
Total	488	432	53.3	46.7			18.74	16.39	53.3	46.7
	920		100.0				35.13		100.0	
Foetal contribution							1.39			

[a] Gastrointestinal tract

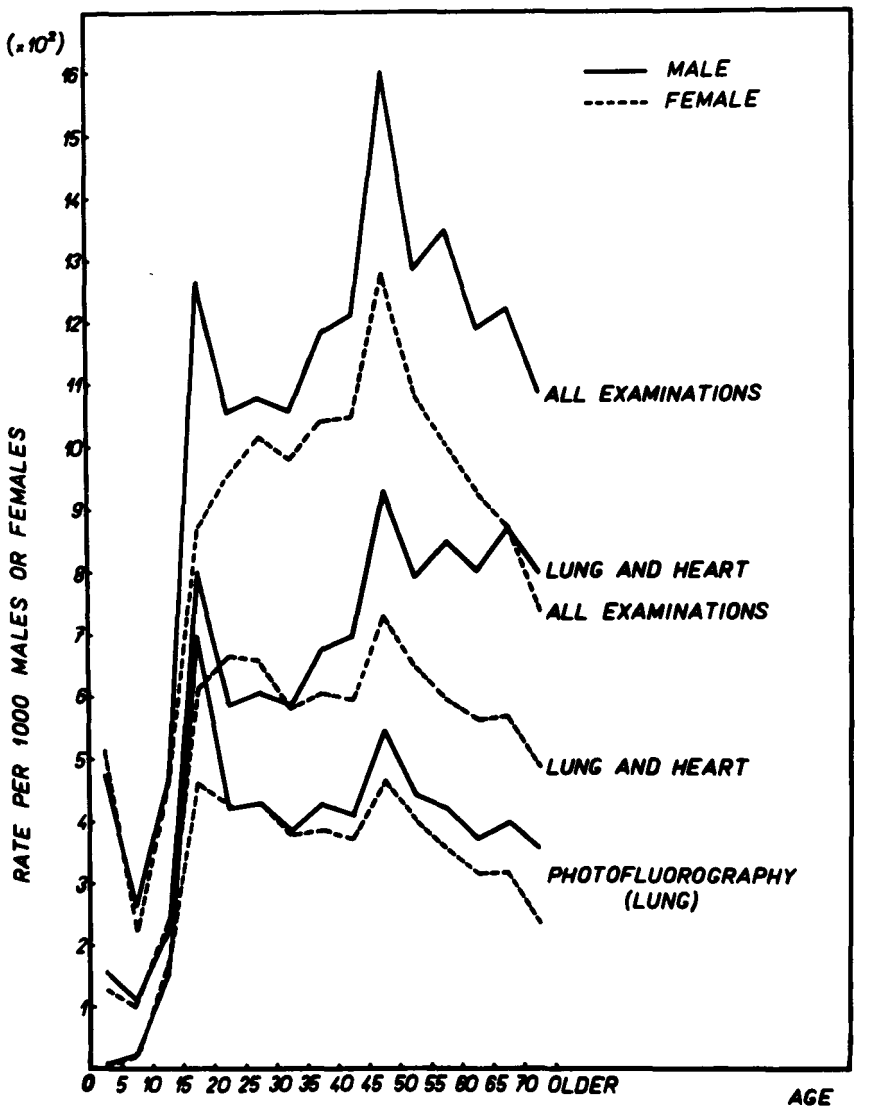


FIG.1. Estimated annual rate of X-ray examinations, by age and sex, Czechoslovakia, 1966.

Figure 1 shows the rate for all X-ray examinations, while Fig. 2 gives the rate by type of X-ray examination for men in individual age groups. The pattern for women does not differ much. Results of both parts of the study were used to calculate the genetically significant dose to the population, carried out by the methods recommended by the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation [1]. An estimate of the per capita bone marrow dose was made with the help of data from a study of doses to bone marrow during X-ray examinations performed in Great Britain [2].

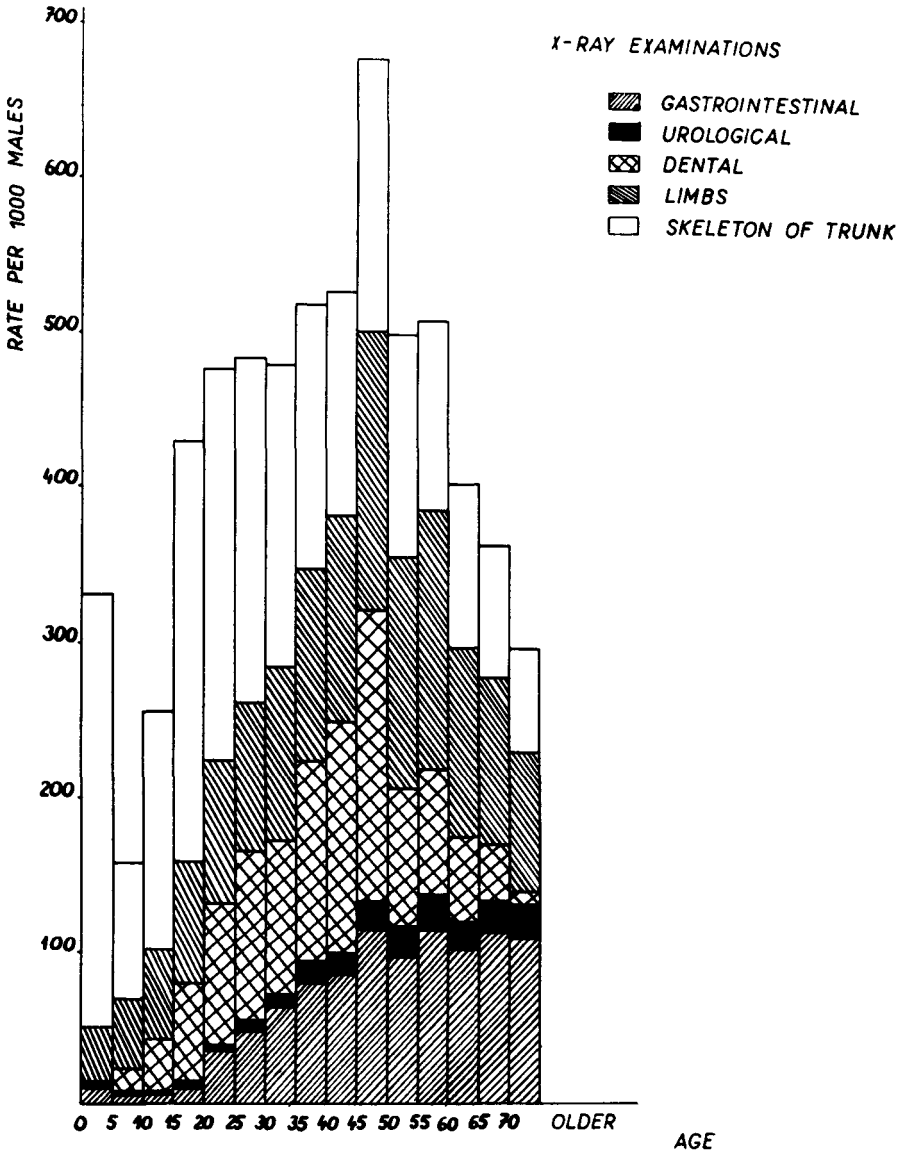


FIG. 2. Estimated annual rate of X-ray examinations (chest examinations exluded) of males by age, Czechoslovakia, 1966.

The annual genetically significant dose D_j^x from specific types of X-ray examinations was calculated as:

$$D_j^x = \frac{\sum_k d_{jk}^x \cdot N_{jk}^x \cdot w_{jk}^x}{N \cdot w} \qquad (1)$$

where:

D_j = annual genetically significant dose from the exposure of individual undergoing class j examination;
d_{jk} = mean gonad dose per individual of age class k, undergoing class j examination;
N_{jk} = number of persons in age class k, undergoing class j examination;
N = number of inhabitants of the CSSR;
w_{jk} = future number of children expected by persons in age class k subsequent to class j examination;
w = future number of children expected by an average individual of the present population in the CSSR;
x = sex index.

The total genetically significant dose, characterized as to the contribution of individual types of examinations in Table I, amounted in 1966 to 37 mrem. The per capita dose to bone marrow was likely to lie within the range of 70 to 190 mrem. The mass miniature radiography contributed substantially to this population dose (30 - 40%).

The increase of radioactive contamination of the environment in the period of intensive nuclear weapons testing at the beginning of the nineteen sixties gave the impulse for trying to estimate the doses to the population at large from this source. The follow-up was based mainly on determinations of ^{90}Sr concentrations in human bones. The bodies of lumbar vertebrae (and in infants of thoracic vertebrae also) were taken from deceased inhabitants of Prague and Middle Bohemia whose medical history did not exhibit calcium deficiency. The results obtained were then compared with data on ^{90}Sr concentrations in bones of still-born infants and adults from Southern Moravia and Middle Slovakia (approximately areas Nos 17 and 18, and 25 and 27, respectively, in Fig. 5). The comparison did not reveal statistically significant differencies. The determinations of ^{90}Sr in bone ash was carried out by the method of Bryant [3], the ^{226}Ra was separated out by precipitation as the chromate from a homogeneous solution together with a barium carrier. Chemical yields of carriers (Sr, Y), as well as of calcium were determined by complex titration. Figure 3 shows the results of ^{90}Sr determinations in about 1500 samples of vertebrae for twelve age groups, carried out from 1964 to 1969. The results are expressed in picocuries of ^{90}Sr per gram of calcium. The diagram shows the well-known relationship between ^{90}Sr concentration and age, as well as the decrease in concentrations in the younger age groups since 1964. The distribution of values for the concentration in individual years shows a log-normal distribution. More recently, it has been our aim to relate the ^{90}Sr concentrations in individual bone types to the average concentration in the whole skeleton; to this end, the ratios (V/D) of ^{90}Sr concentrations in vertebrae (spongious bone) versus that in femoral diaphysis (compact bone)

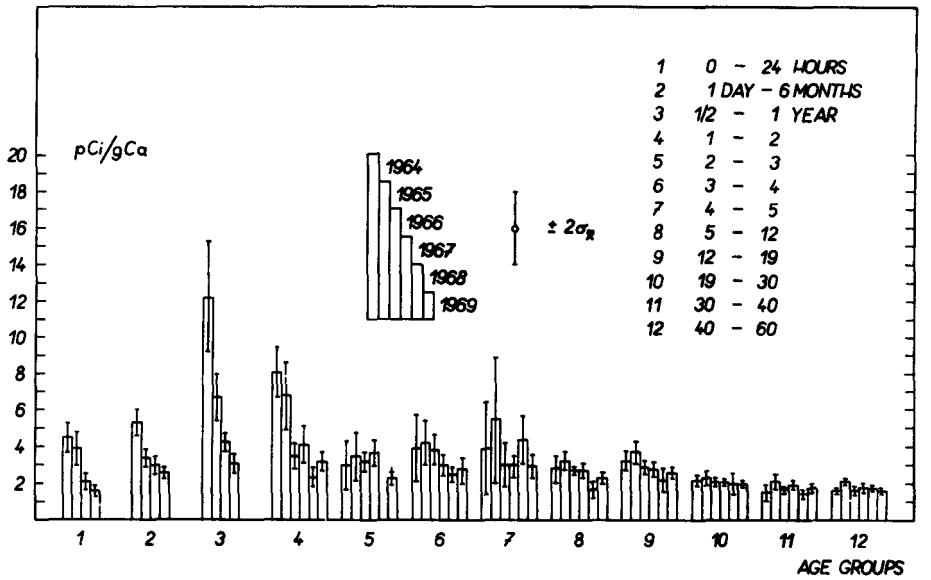


FIG.3. ^{90}Sr/Ca ratios in human vertebrae for different age groups of the population, Czechoslovakia, 1964 to 1969.

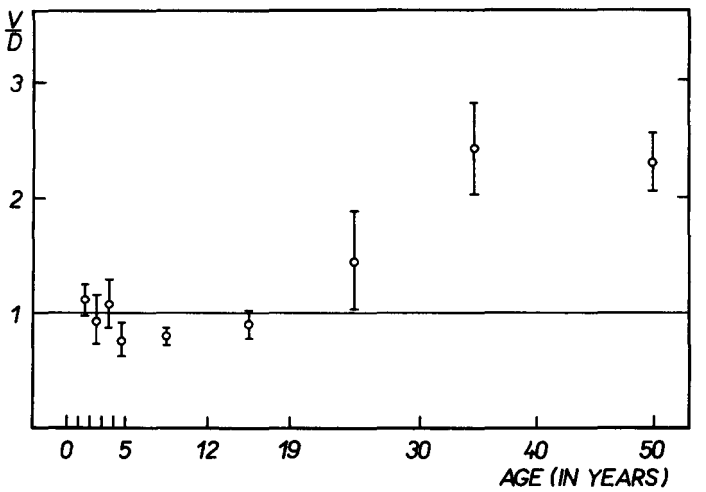


FIG.4. Ratios of ^{90}Sr in vertebrae to ^{90}Sr in femoral diaphysis (V/D) in different age groups, Czechoslovakia, 1969.

have been determined. Figure 4 gives the values of this ratio for individual age groups in 1969. The relationship between the ratio V/D and age is evident. The decrease of values for this ratio found in adults in 1969 as compared with values for 1968 is not statistically significant at a 95% confidence level. The results of this part of the study, which is still in progress, will be the subject of future analysis.

FIG. 5. Siting of dairies and production areas followed up for concentrations of ^{90}Sr and Ca in milk, Czechoslovakia, 1966 to 1967.

Information on actual changes in ^{90}Sr concentrations in various foodstuffs were mainly obtained from investigations carried out by other institutes. Since these studies did not allow of estimation of the average intake by the population, we attempted to find a method that would supply us with this significant information. In the year 1966, ^{90}Sr and calcium concentrations were determined in monthly samples accumulated from daily samples of milk, the amounts of which were kept in relation to the daily milk production. The location of the 31 dairies followed up can be seen in Fig. 5. In 1967, the milk of six dairies (in the figure under numbers 1, 5, 9, 18, 26 and 27) was followed up in the same way. In 1966 the ^{90}Sr and calcium contents were also determined in samples of flour, bread and various kinds of vegetables in three smaller districts that corresponded approximately to the milk production areas of dairies Nos 9, 18 and 27 (Fig. 5). Leaving out the vegetables, similar determinations were made in two areas (Nos 18 and 27) in the year 1967. The samples of bread and flour were bulked together from aliquot amounts sampled at 14 day intervals from 4 or 5 of the most important shops of each district. The relative consumption by the population of the various kinds of flour was taken into account in the sample sizes. Samples of cabbage, carrots and onion, the vegetables which, in the CSSR, make up more than 50% of the contribution of vegetables to the total intake of calcium, were taken three times a year directly from the local market. Determinations of ^{90}Sr in milk and in the other foodstuffs involved a modification of the Volchok method [4]. The yield of ^{90}Sr was determined using added ^{85}Sr as an internal standard. The yield of yttrium carrier and of calcium was determined by a method similar to that used for bone analysis.

The concentrations of ^{90}Sr found in milk showed the usual seasonal variations, and in the main they were in agreement with the data published in other countries lying in the same geographical zone. The yearly mean value of ^{90}Sr concentration in milk in 1966 amounted to 16.0 pCi per litre of milk or 13.7 pCi/g (Ca) (arithmetic means) and to 14.66 pCi/l (milk)

TABLE II. CONCENTRATIONS OF ^{90}Sr IN FOODS IN SELECTED DISTRICTS (pCi(^{90}Sr)/g(Ca))

Districts / Year	Hodonín (18)[a]			Louny (9)[a]			Lipt. Mikuláš (27)[a]		
	Milk	Flour	Bread	Milk	Flour	Bread	Milk	Flour	Bread
1966	6.8	106.2	104.5	7.3	84.1	77.2	20.1	97.4	83.2
1967	4.6	49.2	44.3	5.4			14.9	43.6	47.5

[a] The numbers in parentheses refer to areas numbered in Fig. 5, enabling the reader to get an approximate idea of the location of the districts.

or 12.55 pCi/g(Ca) (means weighted by the production of individual dairies). In the year 1967 the annual mean values (arithmetic means) amounted to 11.35 pCi(^{90}Sr)/l(milk) or 9.6 pCi(^{90}Sr)/g(Ca); due to the limited extent of the survey the weighted means were not determined. Table II shows the yearly mean values of the ^{90}Sr/Ca ratio in milk, flour and bread from the three areas followed up in 1966, and from the two areas in 1967. The values for the ^{90}Sr/Ca ratio in various kinds of vegetables analysed in 1966 lay in the ranges:

carrots: 26.1 to 150.2, average of 64.8 pCi(^{90}Sr)/g(Ca)
cabbage: 14.4 to 24.1, average of 19.4 pCi(^{90}Sr)/g(Ca)
onion: 15.5 to 96.8, average of 40.1 pCi(^{90}Sr)/g(Ca)

Relatively low and high values of this ratio appeared in all areas studied.

The dairies followed up in 1966 produced 41% of the total, national, annual production of consumers milk in the CSSR. From this, as well as from the analysis of the distribution of values for individual dairies, it can be deduced that the mean concentrations found give a good picture of the situation in the country. As the proportion of concentrations among individual dairies did not alter substantially in the course of the two years, the simplified system used for checking the milk in 1967 also provides sufficient information. Comparison of ^{90}Sr concentrations determined from weekly samples that had been made up from daily samples, with concentrations determined from samples taken only once a week, over the course of 9 weeks, showed that the differences in results did not affect the accuracy of the information.

It is very difficult to obtain samples of individual foodstuffs other than milk that could be considered as representative for a nation-wide consumption from the point of view of ^{90}Sr intake. This led us to a method based on a more detailed knowledge of the characteristics of several localities. The data obtained on ^{90}Sr concentrations in bread and flour can be considered as representative for the total consumption in those areas. These values did not vary significantly between individual areas a considerable distance apart, which is probably related to a system of distribution that draws on mainly non-local sources. These data may be considered as a pointer, but no more, to the probable situation in the entire country. However, the levels of ^{90}Sr in the milk that was of local origin differed con-

siderably from place to place. In the case of vegetables, it was not possible to draw any conclusions as to the representativeness of the results of the follow-up of vegetables when the entire area was studied, since the concentrations varied widely, depending among other things on the kind of plant, the period and time of cultivation, and on the growing area, which we could not determine in all cases.

In spite of these shortcomings, we feel that the idea of following up foodstuffs other than milk, based on a more precise characterization of the consumption pattern in small areas in various parts of the country has some practical advantages and can provide data portraying the intake of ^{90}Sr by the population with a reliability appropriate to the significance and applicability of the information obtained.

In a country such as the CSSR, where other foodstuffs, such as flour products and vegetables, contribute significantly ($\sim 20\%$) to the intake of calcium, knowledge of ^{90}Sr concentrations in milk does not provide sufficient information on the intake of ^{90}Sr by the population. Even when a series of partial results showed that the ratio of the $^{90}Sr/Ca$ ratio in the whole diet to that in milk was slightly greater than 2 in the first year of this study, it is necessary to remember that the extensive (and variable as to time) import of foodstuffs, mainly of corn, can affect the data considerably. For example, the decrease in the ratio observed in the areas that were followed up in the second year of the study might be associated with this very effect.

The measurement of film badges in the CSSR is undertaken by three laboratories that work in cooperation with the Public Health Service. One of these three laboratories, the Institute for Research into Production and Application of Radioisotopes perform such measurements for all places of radiation work, except the nuclear research centre, the uranium mines and the uranium mills, and our institute is engaged in a systematic evaluation of their results. Statistical assessment of measurements is carried out in relation to the character of work and the places of work, the source of radiation used, the qualifications and the ages of the workers, etc. Analysis of the results enables one to draw conclusions about the relative risks of individual branches or types of work with ionizing radiations, enables one to study changes in exposure owing to changes in technology or in radiation protection, and gives an impulse to the making of more detailed analyses of the relation between exposure and working conditions. Systematic investigations of all individual monthly exposures exceeding 400 mR, in relation to the dose actually delivered and to working conditions, are made at the appropriate places of work by the field facilities of the Public Health Service. Hence, the causes of high exposures can be determined, and an effort made to change the conditions of work. The occupational exposure from external sources of radiation is, on an average, relatively low. In the years 1964 to 1968, the average annual exposure did not exceed 0.5 R for more than 80% of the persons studied [5, 6].

Estimation of the exposure due to the intake of radioactive materials is at present only done systematically for certain types of work; in other cases studies are selective, as for instance in the case of a suspected accidental intake. Although the results are preliminary, they suggest that in most types of work the doses from internal exposure are substantially lower than the limits set. Hence the contribution of occupational exposure to the overall population burden is still low.

The exposure of the Czech population due to the natural radioactive background was not subjected to an investigation in depth. On the basis of data obtained by small-scale and local studies carried out by our Institute, by the Public Health Service, by the water inspectorate, and from data drawn from geological surveys, it can be assumed that the average exposure of the population does not differ substantially from the average for the rest of the world [7]. Variations of a local nature are mainly due to geological and hydrogeological conditions.

A similar situation was also shown by a study of exposure rates in houses built of different building materials in various parts of the country. These findings are not directly relevant to radiation protection; they are, however, of practical import for estimating changes in the environment owing to its different use, in connection with the production of raw materials for instance.

CONCLUSIONS

These studies, similar to studies performed in other countries, have made it possible to evaluate the impact of different sources of radiation on the total population exposure. They have shown that in Czechoslovakia X-ray diagnostics is the main source of population exposure from man-made sources, the average population exposure from this source being comparable with that from the natural background. And although X-ray exposure cannot be limited by the same criteria (dose limits) as the exposure from other sources of radiation, its existence must be given due weight in all discussions of radiation protection. Measures that aim at reducing the population burden from X-rays must be, and in Czechoslovakia are, directed towards improving examination techniques in X-ray diagnostics. The basic evaluations of X-ray equipment, and the operating inspections on both Czech-made and imported items of such equipment are made by the Public Health Service. The information is used to ensure compliance with national standards and is fed-back to manufacturers to aid development in this field. In particular, training medical personnel to respect the importance of keeping dose levels low, as a particular aspect of X-ray diagnostics, is a pre-requisite for success. Analyses of departures from correct procedures and techniques, carried out in X-ray facilities by the Public Health Service in cooperation with the specialist in roentgenology, would appear to be of particular value.

Evaluation of changes in the net exposure of the population from the medical uses of radiation sources would in future be based on such studies as are carried out by the local authorities, and with allowance being made for the effect of new examination techniques, including radioisotope techniques, rather than on a repetition of the initial extensive and time consuming studies.

The estimate of the dose commitment from nuclear weapons tests already made (cf. information from UNSCEAR [8]) makes a further following up of the concentrations of ^{90}Sr and other nuclides in foodstuffs and bones of small value. However, studies performed with the aim of gaining more information on the kinetics of individual nuclides in the environment or in the human organism are of importance for determining the impact of future programs in atomic energy on the population exposure.

We consider it useful to continue to evaluate the results of the obligatory personnel monitoring of occupational exposures, especially in this period of

expansion of nuclear energy, which is accompanied by an emergence of new professional groups and, hence, new types of occupational exposure. It is necessary, however, to bear in mind that such monitoring, and even more specifically monitoring of population exposure for evaluation of specific new projects is, above all, conceived as a check of compliance with the radiation exposure standards (dose limits), and that it covers usually only a part, though, hopefully, that part of the population receiving the highest exposure. And we assume that the information obtained when selecting persons or critical groups of persons for such monitoring, together with possible complementary investigations enables us to estimate the contribution to the whole population exposure with sufficient accuracy. In this connection, the question of central filing of all data from studies on any portion of the population and the details of the monitoring carried out is of great assistance in obtaining an overall picture of population exposure. Coordination between projects is also of value. In our case, such aims were furthered by having the participation of not only the main offices but also the field stations of the Public Health Service in all the foregoing studies. These stations supervise the protection and monitoring of workers and of the population against ionizing radiation. Participation of the field station personnel in these studies contributed in a great measure to our obtaining a complete and many-facetted view of the problems.

REFERENCES

[1] Report of the UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UN, New York (1962) 389.
[2] Committee on Radiological Hazards to Patients, Final report, HMSO, London (1966).
[3] BRYANT, F.J. et al., UKAEC Rep. AERE HP/R-2056 (1956).
[4] VOLCHOK, H.L. et al., Determination of ^{90}Sr and ^{140}Ba in bone, dairy products, vegetation and soil, Ann. New York Acad. Sci. 71 (1957) 293.
[5] CHYSKÝ, J. TROUSIL, J., The occupational exposures to ionizing radiation in Czechoslovakia (1964-1966) (Abstract only), Health Phys. 19 1 (1970) 131.
[6] CHYSKÝ, J. et al., Occupational exposure of workers to ionizing radiation in ČSSR (1966-1968), Radioisotopy, Prague 11 4 (1970) 479 (in Czech).
[7] Report of the UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UN, New York (1966) 5.
[8] Report of the UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UN, New York (1969) 4.

PUBLIC HEALTH IMPLICATIONS OF RADIOACTIVE WASTE RELEASES*

WORLD HEALTH ORGANIZATION
Geneva

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY
Vienna

Abstract–Résumé–Аннотация–Resumen

PUBLIC HEALTH IMPLICATIONS OF RADIOACTIVE WASTE RELEASES.

The public health impact of the environmental aspects of peaceful uses of atomic energy is particularly difficult to evaluate because of the small amounts of activity in the environment due to such uses. The human dosages due to present usage are low, often masked by dosages due to naturally occurring radioactive material and fall-out from nuclear weapons testing and are frequently determined as an upper limit only. In only a few cases have the doses been determined, and in even fewer cases have the data been published for a power reactor installation alone. A determination of the total dosage and effects on the environment requires knowledge of the radioactive materials released from all operations of the nuclear industry. In addition, knowledge is required of the form of the material released, its mode of travel, and the quantity ingested or inhaled. These conditions, obviously, cannot be met for most cases. Consequently, a number of assumptions have been made in order to calculate on a conservative basis the expected dosages for the world population. Since no two environmental situations are quite alike nor are the responses to the perturbations in the normal environment, the results should not be assumed to fit any one site precisely. The assumptions are varied in order to test the sensitivity of the resulting dosages to changes. The major assumption is that the dose is integrated for populations over entire regions and around plants to a distance where the dose is less than 0.01% of the maximum permissible dose. The results of the computations show that at the present time, peaceful uses of atomic energy have had little effect on the health of man and on his environment. In the future, however, more effective removal and containment will be required to keep human dosages to acceptable levels.

LES DECHETS RADIOACTIFS ET LA SANTE PUBLIQUE.

Il est particulièrement difficile d'évaluer les effets qu'entraîne, dans le domaine de la santé publique, la modification du milieu résultant de l'utilisation de l'énergie atomique à des fins pacifiques, parce que cette utilisation n'introduit dans l'environnement que de faibles quantités de radioactivité. Chez l'homme, les doses reçues du fait de l'utilisation actuelle sont faibles, et souvent masquées par celles qui proviennent des substances radioactives naturelles et des retombées consécutives à des essais d'armes nucléaires. Il est fréquent qu'on ne détermine que la limite supérieure. Rares sont les cas où les doses ont été déterminées et plus rares encore ceux où les données ont été publiées spécialement pour un réacteur de puissance. Pour déterminer les doses totales reçues et les effets sur le milieu, il faut connaître les substances radioactives libérées par toutes les opérations de l'industrie nucléaire et savoir sous quelle forme ces substances sont libérées, quel en est le mode de transport et quelles quantités ont été ingérées ou inhalées. Il est bien évident que, dans la plupart des cas, ces conditions ne peuvent être remplies. En conséquence, on a formulé un certain nombre d'hypothèses afin de calculer, d'une manière prudente, les doses présumées pour la population mondiale. Etant donné que les situations écologiques ne sont jamais tout à fait identiques et que les réponses aux perturbations qui surviennent dans le milieu normal ne le sont pas non plus, on ne peut supposer que les résultats s'appliqueront parfaitement à une localisation donnée. On fait varier les hypothèses de façon à éprouver la sensibilité aux changements des doses correspondant à chaque hypothèse. La principale de celles-ci est que la dose est intégrée pour la population de toute une région et autour des installations jusqu'à une distance où elle représente moins de 0,01% de la dose maximale admissible. Les résultats des calculs montrent qu'actuellement l'utilisation de l'énergie atomique à des fins pacifiques a peu d'influence sur l'homme et son milieu. Toutefois, à l'avenir il faudra assurer une élimination et une protection plus efficaces des sources si l'on veut maintenir les doses pour l'homme à des niveaux acceptables.

* The contributions of the WHO Consultant, F.L. Parker, Department of Environmental and Water Resources Engineering, Vanderbilt University, Nashville, Tenn., United States of America, and the IAEA Consultant, H.D. Bruner, Division of Biology and Medicine, United States Atomic Energy Commission, Washington, D.C., to the preparation of this paper are gratefully acknowledged by WHO and IAEA.

УТЕЧКА РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ И ЕЕ ВЛИЯНИЕ НА ОБЩЕСТВЕННОЕ ЗДРАВООХРАНЕНИЕ.

Влияние аспектов окружающей среды, связанных с мирным использованием атомной энергии, на общественное здравоохранение трудно оценить ввиду небольших количеств радиоактивных веществ, попадающих в результате этого в окружающую среду. Дозы облучения человека, связанные с современными масштабами применения атомной энергии, невелики и зачастую не отделимы от доз облучения, вызываемого наличием естественных источников радиоактивных веществ, а также выпадений от испытаний ядерного оружия; нередко определяется лишь верхний их предел. Такие дозы были определены пока только в немногих случаях. Еще реже публикуются данные, относящиеся непосредственно к какой-либо ядерной энергетической установке. Для определения общей дозы и влияния радиоактивности на окружающую среду необходимо знать, какие радиоактивные вещества попадают в нее в результате работы всех предприятий атомной промышленности. Кроме того, должно быть известно, в какой форме радиоактивные вещества попадают в окружающую среду, как они перемещаются, какое их количество поглощается. Эти условия, разумеется, не могут быть соблюдены в большинстве случаев. Поэтому с целью применения известных сейчас для расчета ожидаемых доз облучения населения земного шара сделан ряд допущений. Как не может быть двух совершенно похожих друг на друга участков окружающей среды, так не может быть и аналогичной реакции на ее изменение. Поэтому результаты таких расчетов не следует рассматривать как точно отражающие положение в районе каждой конкретной атомной установки. Сделанные допущения варьировались с целью проверки чувствительности получаемых доз к изменениям условий. Основное допущение заключается в том, что население целых районов получает одинаковую дозу; при этом исследуются районы, находящиеся на таком расстоянии от установок, где величина этой дозы составляет менее 0,01% максимально допустимой. Обобщенные результаты вычислений показывают, что в настоящее время мирное использование атомной энергии лишь незначительно влияет на здоровье человека и на окружающую среду. Однако в будущем потребуются более эффективные методы удаления и хранения радиоактивных веществ, для того чтобы сохранять дозы облучения человека на приемлемом уровне.

LA DESCARGA DE DESECHOS RADIACTIVOS Y SUS REPERCUSIONES PARA LA SALUD PUBLICA.

Resulta bastante difícil evaluar los efectos que en el dominio de la sanidad pública causan las modificaciones del medio ambiente producidas por la utilización de la energía atómica con fines pacíficos, dado que esta utilización sólo introduce en el ambiente pequeñas cantidades de radiactividad. En el hombre, las dosis recibidas como consecuencia de la utilización actual son débiles y aparecen frecuentemente enmascaradas por las que provienen de sustancias radiactivas naturales y de precipitaciones radiactivas resultantes de los ensayos de armas nucleares. Es frecuente que en las mediciones sólo se determine el límite superior, siendo raros los casos en que se han determinado las dosis, y más raros todavía aquellos en que se han publicado los datos referentes a un solo reactor de potencia. Para determinar las dosis totales emitidas y sus efectos sobre el medio ambiente es necesario conocer las sustancias radiactivas liberadas en todas las operaciones de la industria nuclear y saber en qué forma se desprenden y se desplazan esas sustancias, así como las cantidades ingeridas o inhaladas. Evidentemente, tales condiciones no pueden cumplirse en la mayor parte de los casos; por consiguiente, se ha formulado un cierto número de hipótesis con el fin de calcular sobre una base prudencial las dosis a que se supone sometida la población mundial. Dado que las condiciones ecológicas no son jamás idénticas, como tampoco lo son las respuestas a las modificaciones ambientales normales, no cabe suponer que los resultados puedan aplicarse exactamente a una localización determinada. En este trabajo se presenta una variedad de hipótesis con objeto de probar la sensibilidad a los cambios de las dosis correspondientes a cada hipótesis. La hipótesis principal consiste en que la dosis está integrada para la población de toda una región y alrededor de las instalaciones hasta una distancia en que la dosis represente menos del 0,01% de la dosis máxima admisible. Los resultados de los cálculos demuestran que, en la actualidad, la utilisación de la energía atómica con fines pacíficos ejerce poca influencia sobre el hombre y su medio ambiente. No obstante, en el futuro habrá que asegurar una más efectiva eliminación de las fuentes radiactivas y una protección más eficaz contra las mismas si se quieren mantener las dosis para el hombre a niveles aceptables.

1. INTRODUCTION

It is the object of this report to attempt to assess what the impact of radioactive environmental contamination from normal operations may be upon public health in the year 2000. The items of concern are not only radiation doses to man or to other living organisms but also the impairment of

present and potential natural resources. Since this is only a preliminary review, and since estimating the various effects of environmental radioactive contamination is both complex and difficult, this report will concentrate on the most important public health aspects, namely, whole-body radiation doses to man from reactor and fuel reprocessing plants. It is recognized, however, that this may not be the most important aspect in some local situations; there, specific analyses should be carried out to determine what the most important public health effects are. In such situations there is a need for specific information on, for example, environmental pathways, so that the various public health effects as well as the radiation exposure of specific organs can be evaluated. Often the critical group, the critical vector, the critical nuclide and the critical organ are different [1].

A proper evaluation of the environmental effects of radioactive contamination requires representative figures of pollutants released from all the major sources. These include the various processes of nuclear power production, namely, mining, milling, fuel production, fuel transportation, power production, fuel reprocessing and management of the resulting wastes. They also include environmental contamination from the fall-out of nuclear detonations, the peaceful uses of nuclear explosives, the production and uses of radioisotopes, and waste management. The figures should attempt to take future trends into account, including changes in nuclear technology and in the rules restricting the release of pollutants. Representative figures are difficult to obtain for the nuclear industry, which is still in its early stages, and future trends are difficult to evaluate because of the effects of whatever technical changes may occur on the release of pollutants.

The study should be viewed primarily as a sensitivity analysis to estimate what are liable to be the important activities contributing to whole-body population doses. These may not necessarily be most restrictive. It is obvious that the individual numbers derived may be incorrect by an order of magnitude or more, depending upon the assumptions made. For public health estimates the assumptions, of course, must be conservative. It is equally obvious that the social (i.e. political) and economic decisions made between now and the year 2000 will have far greater impact on the results than will changes in the sophistication of the model used to calculate the doses.

To make such a study, one may begin by ranking the major sources of radioactive material and then considering their availability in the environment. The major amounts of radioactive materials will be in the waste storage and burial areas. The second major source will be in the reactors and the third is in the fuel reprocessing plants. All other sources of wastes are small in comparison. From an environmental point of view, if one assumes that the wastes are converted to some slightly leachable solid, then the probability of routine waste releases from the storage sites is small. Consequently, one should first examine the releases from reactors and their public health implications.

2. NUCLEAR POWER

The radiation dose to man appears to be related to the amount of nuclear power generated. Therefore, it is necessary to have some indication of the growth of nuclear power in order to make some estimate of the likely future

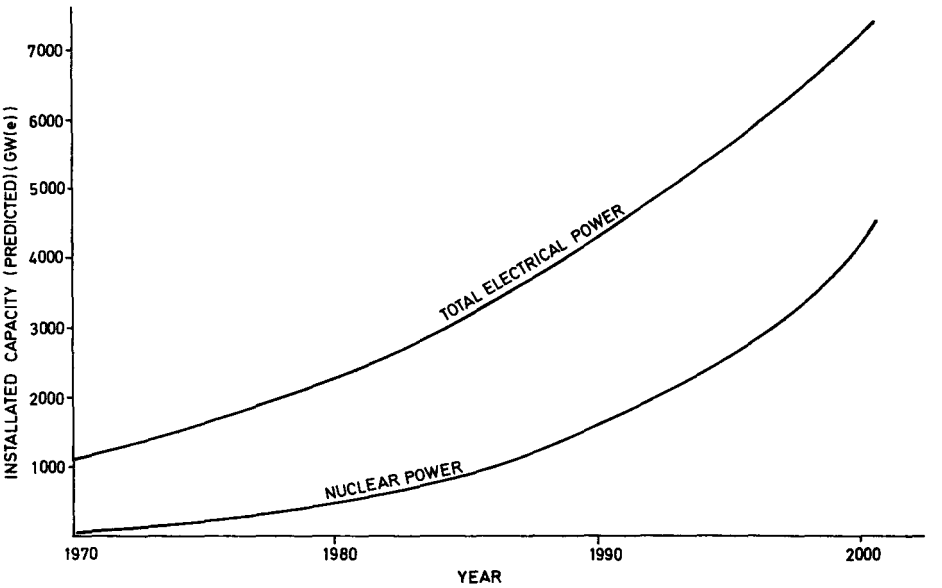


FIG. 1. Predicted world power requirements (adapted from Refs [2, 3]).

dose. There are a large number of forecasts, but for this study we shall use the data presented in Fig. 1, which indicates a capacity of 4000 GW(e) from nuclear power stations in the year 2000 [2, 3].

While it is difficult to forecast all of the types of reactors that will be used during the rest of the century, it now seems clear that fusion reactors will not be common and that breeder reactors will only come into use during the mid-1980s. It is not expected that new forms of commercial power production will be in major use before the end of the century.

We have therefore also made the conservative assumption that the types of reactors built in the future will be in the same proportion as those in operation or under construction in 1970. For an order of magnitude study such as this, even that refinement could have been ignored.

On the assumption of such a reactor mix, deductions can be made about the environmental effects and the whole-body human dosage likely to be incurred. It is anticipated, however, that future changes in reactor technology will result in a change in the design from those in operation at present to reactors with different environmental consequences.

3. REACTORS

3.1. General

Nuclear power stations produce radioactive material directly from the fission process and in addition from the neutron activation of the structural, coolant and moderator materials. Ordinarily, if the fuel elements remain

intact and there is no leakage from the coolant system, the amounts of radioactive waste released at the reactor site are small. By far the greatest releases of radioactive material occur at the fuel reprocessing plant.

The principal radionuclides in reactor effluents are ^{3}H, ^{24}Na, ^{41}Ar, ^{51}Cr, ^{54}Mn, ^{55}Fe, ^{58}Co, ^{60}Co, ^{65}Zn, ^{85}Kr, ^{89}Sr, ^{90}Sr, ^{99}Mo, ^{124}Sb, ^{129}I, ^{131}I, ^{131}Xe, ^{133}Xe, ^{134}Cs, ^{137}Cs, and ^{140}Ba-La.

The amounts released as gaseous or liquid effluents depend on the type of reactor, and for a given type of reactor the effluents vary widely because of the individual design and operation.

In 1970 pressurized water, boiling water and gas-cooled graphite-moderated reactors comprised about 90% of all power reactors in operation, under construction and planned. (Of the total, pressurized and boiling water reactors accounted for 72%.) There are major operating differences between the different types of reactor plants and their radioactive waste releases. It should be noted, however, that actual operating experience with large central power plants is still relatively meagre. If we look at stations over 500 MW(e) we find that so few stations of that size have been in operation that each one must be considered as a special case. In the future, however, a significant proportion of the nuclear power generated is expected to be produced by these or larger stations. Past experience has indicated that the ratio of waste release per unit of installed power is often less for the larger installations [4].

3.2. Pressurized light-water reactors

The most prevalent type of reactor in operation, under construction, or planned is the pressurized water reactor. It is light-water moderated and cooled. The coolant passes through the core and is heated to high temperatures but does not boil because of the high pressure under which it is kept. It then passes to another light water system, is converted to steam, passes to a condenser, then returns to the heat exchanger steam generator. Large volumes of gases are not generated and gas holders are used to permit decay of the isotopes with a short half-life before the long-lived fission gases are discharged to filters and to the atmosphere. The reactor coolant is purified by ion exchange and filters. The steam is also purified by ion exchange [5].

3.2.1. Pressurized water reactor liquid waste release

Table I shows the experience of liquid waste discharges from United States pressurized water reactors. Corrosion products and fission products from "tramp" uranium and tritium from the boron and lithium in the coolant are the major radioactive wastes under normal operating conditions. The source of radioactivity in the coolant is through hairline cracks or pinhole defects in the fuel cladding [6].

The preliminary results of the comprehensive United States Public Health Service analysis of the effluents from the Yankee Nuclear Power Station are available. They indicate that the aqueous wastes released from that plant are overwhelmingly tritium (1000 Ci/yr) with ^{14}C, ^{51}Cr and ^{58}Co next most abundant at about 0.01 Ci/yr each. Tritium releases might be reduced by recirculation of the primary coolant.

TABLE I. WASTE DISCHARGES FROM REACTORS GREATER THAN 50 MW(e)

Reactor type	No. of reactors	Liquid wastes		Tritium		Gaseous wastes; noble and activation	
		av.	max.	av.	max.	av.	max.
Pressurized water (Ci/yr)		9.8	12	2100	3700	96	264
(United States Experience 1967-69)[7] (% of permissible limit)	4	2.9%	4.3%	0.7%	1.0%	0.8%	1.0%
Boiling water (Ci/yr)		5.6	7.9	14	16	3.6×10^5	3.8×10^5
(United States Experience 1967-69)[7] (% of permissible limit)	4	20.7%	27.8%	0.5%	1.0%	12.9%	15.0%
Gas-cooled – graphite-moderated (Ci/yr)		10.8	27.2	206	401	2.2×10^5	3.8×10^5
(United Kingdom Experience 1966-67)[8] (% of permissible limit)	8	6.3%	13.6%	12.7%	23.9%	-	-

3.2.2. Pressurized water reactor gaseous waste releases

The detailed experience of gaseous releases from United States pressurized water reactors is shown in Table I. The gaseous nuclides discharged at Yankee have been measured and are approximately five curies, of which four are of krypton and xenon, with a short half-life. The other major nuclides released, all at rates of less than one curie per year, are ^{14}C, ^{135}Xe, ^{3}H and ^{133}Xe [6].

3.2.3. Dosages from pressurized water plant releases

From the results of the detailed United States Public Health Service investigation, based largely on single samples, it was found that the air at the perimeter of the site would be at about 10^{-5} X permissible concentrations for ^{14}C and ^{135}Xe. The external radiation was not significantly different from background levels at 0.4 km from the reactor; it was 30 mrem/yr at 0.3 km, and 40 mrem/yr at 0.2 km.

3.3. Boiling light-water moderated and cooled reactors

The boiling water reactor is the second most popular type of power reactor now in use. The water passes through the reactor core, cooling it, and boils under high pressure. The steam then goes directly to the turbine where it expands, passes through a condenser and then goes back to the reactor core. With present technology the entrapped air and non-condensable (noble) gases from the condenser are ejected through a stack together with the gases from the turbine gland seal. The ejector pipeline is designed to allow 20 to 30 minutes delay between the time of ejection and the removal from the stack. This allows some of the short-lived radioactive material to decay. Provisions can be made to allow for longer delay times, thus minimizing releases of short-lived noble gases which presently constitute the major contribution to gaseous effluents. An absolute filter is placed in the line to remove particulate matter. The condensate goes through a filter-demineralizer system to remove make-up water impurities [5].

3.3.1. Boiling water reactor liquid waste release

Table I shows the experience of liquid waste discharges from United States boiling water power reactors. The corrosion products discharged are derived from the construction materials of the reactor and power plant components. In addition, coolant activation products, fission products from fuel leaks and small leaks in the process systems, excess water, backwashing of filters and equipment decontamination are major sources of wastes. For the Dresden plant, taken as typical of boiling water reactors, isotopic analysis of averages of five single samples taken during 1967 and 1968 shows that most of the discharge waste is tritium, which is both a fission product and an activation product [9]. It should be emphasized that these are single samples and may not be representative of total discharges during an entire year.

In most discharges from boiling water reactors the concentrations are so far below the permitted limits that detailed isotopic analysis is not carried out. Goldman notes for United States experience that, "in general, this

design objective (i.e. maintain average radiation doses beyond the plant boundary from routine plant operation to 1% or less of permissible releases) has been achieved in the boiling water plants operating at the present time"[10].

3.3.2. Boiling water reactor gaseous waste releases

The experience of gaseous releases from boiling water reactors is also shown in Table I. The gaseous nuclides discharged from Dresden have been measured in a series of single samples and show, on a curie basis, that the noble gases account for almost the entire gaseous release and tritium and the activation products for a negligible percentage.

3.3.3. Dosages from boiling water power plant releases

Most light water reactors release so little radioactivity to the environment that actual dosages to the people in the surrounding area are not measured but calculated. In 1969 releases were less than 10% of the permissible releases.

During the comprehensive United States Public Health Service study of the environs of the Dresden reactor the dosages at the perimeter of the exclusion area were measured and it was found that "exposure to the surrounding population through consumption of food and water from radionuclides released at Dresden was not measurable" [9]. External dosage from stack releases averaged between 6 and 14 mrem/yr at distances of 1 to 2 km from the stack, and was due almost exclusively to releases of short-lived noble gases.

3.4. Gas cooled and graphite moderated reactors

3.4.1. Liquid wastes

There being no primary liquid coolant or moderator in gas cooled reactors, the major source of liquid waste is from ancillary activities. British experience with gas cooled reactors indicates that the major sources of liquid wastes are [8]:

(1) fuel element cooling ponds;
(2) the reactor pressure vessel cooling system;
(3) the reactor coolant drying plant;
(4) various low activity liquors.

The major isotopes concerned are those from neutron activation products of impurities in the fuel cladding: ^{124}Sb, ^{55}Fe, ^{60}Co, ^{65}Zn, ^{54}Mn and tritium recovered from the humidryers of the coolant flow circuits.

3.4.2. Gaseous wastes

The major sources of gaseous wastes in the United Kingdom gas cooled reactors are [8]:

(1) shield cooling air;
(2) main and ancillary CO_2 pressure circuits;
(3) contaminated areas ventilation system;
(4) pressure vessel cooling system;
(5) maintenance of total pressure circuit.

The primary radionuclide of concern in the shield cooling air discharge is ^{41}Ar, and the design estimate is about 2×10^5 Ci/yr per reactor. "No comprehensive and reliable data on measured gaseous activity discharges are available"[8]. Activation products of sodium, magnesium and steel corrosion products are generated and average a few tens of millicuries per year [11]. Reactor-produced fission products are not detectable (detection limits 10 μCi/day).

4. DOSAGES FROM NUCLEAR POWER PLANTS IN THE YEAR 2000

The dosages calculated are directly dependent upon the assumptions made. For one set of conditions the assumptions were:

(1) All plant sites will have an electrical capacity of 3000 MW(e);
(2) The world population in the year 2000 will be 7 000 000 000;
(3a) Nuclear power plants and populations will be uniformly distributed; or
(3b) The nuclear power plants will be distributed, USA 25%, Western Europe 25%, USSR 25%; and the remaining countries 25%. Populations will be considered uniformly distributed as will the power plants;
(4) Only man rems will be calculated;
(5) Dosages up to 80 km from the reactors will be considered;
(6) Based primarily on Roger's and Gamertsfelder's [12] and Wright's [13] analyses of dosages from light water reactors presented at the August, 1970, IAEA Symposium on Environmental Aspects of Nuclear Power Stations, the average dose to the population residing up to 8 km from the plant was 15 mrem, from 8 to 32 km, 1.6 mrem, and 32 to 80 km, 1.4 mrem. These values are higher than the average values reported from the USA where experience at the 13 nuclear power plants in operation in 1969 indicates that the average exposure of the total population living within a radius of 50 miles (80 km) of the plants to the noble gases was less than 0.01 mrem; there was no detectable exposure to radio-iodine and particulate matter; and the activity of the radionuclides in liquid wastes was too small to result in any significant exposure of the public [12].

The dosage calculated then can be considered to be conservative for normally operating reactors. Under the new USAEC regulations these dosages may be greatly reduced.

The dosages then incurred for the two plant and population distributions cited above are shown in Table II for the year 2000 and are 0.3 mrem/yr per capita for the first case and 0.4 mrem/yr per capita for the second case, though, of course, there are wider variations than that among the countries.

5. FUEL REPROCESSING PLANTS AND PROJECTED DOSAGE

The total capacity of all the fuel element reprocessing plants is not known, since some of them also service reactors primarily operated for plutonium production. The major plants servicing power reactors of capacity greater than one tonne per day are Windscale, United Kingdom; Cap de la Hague and Marcoule, France; and Nuclear Fuel Services, United States of America.

TABLE II. DOSE FROM NUCLEAR POWER EFFLUENTS IN THE YEAR 2000

	Area 10^6 miles^2 (10^6 km^2)	Population (millions)	People/mile^2 (people/km^2)	Miles^2 or (km^2) per plant	(10^6 man·rem/yr)	(mrem/yr·capita)
World	50.9 (131.8)	6222	122 (47)	38000 (98000)	2.04	0.3
USA	2.977 (7.710)	300	100 (39)	9000 (23000)	0.42	1.4
Europe	1.85 (4.79)	527	285 (110)	5550 (14400)	1.19	2.3
USSR	8.6 (22.3)	360	42 (16)	25800 (66800)	0.18	0.5
Rest of world	37.45 (97.00)	5035	134 (52)	113000 (293000)	0.56	0.1

Limited experience at Nuclear Fuel Services indicates that airborne releases have not caused problems whereas liquid discharges have at times resulted in higher than permissible concentrations of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the waterways on site and higher than desirable concentrations of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the local fish and deer [14].

Because newer plants are already coming on line the dosages from reprocessing plants were calculated without reference to present experience, with the following assumptions:

(1) Fuel reprocessing plants will have 1500 tonnes (metric) capacity per year;
(2) The number of tonnes available for processing per year will be proportional to the rise in power capacity with a time lag, of course;
(3) There will be a total capacity of 150 000 tonnes capacity per year in the year 2000;
(4) The same methodology used in calculating the dosages around the power plants will be used for calculating the dosages around the fuel reprocessing centres;
(5) The world-wide dosages from tritium; krypton-85 and iodine-129 will be calculated separately.

The dosages from fuel reprocessing plants neglecting world-wide ^{85}Kr, ^{3}H and ^{129}I will be 0.03 mrem/yr per capita.

Though at present the biological hazards from the world-wide concentrations of ^{85}Kr, ^{3}H and ^{129}I are negligible, their concentrations in the biosphere may be expected to build up because of their long half-lives and their chemical and physical properties. It has been calculated that tritium from reactor and fuel reprocessing operations will build up in the food and water and will result in a dose to the United States population of 0.04 mrem/yr per person in the year 2000 [15].

Krypton-85 is produced naturally but the major production is from reactors. It will accumulate to 7000 MCi in the year 2000 which will result in a dose world wide by the year 2000 of 0.04 mrem/yr per person [15].

Iodine-129 is a fission product formed with a yield of about 1% and is released to the environment together with its counterpart iodine-131. It has been estimated that there will be 63 000 Ci in the environment by the year 2000, leading to a thyroid dose of 0.2 mrem/yr per person [15].

Summing up the various doses, the whole-body count is estimated to be about 0.1 mrem/yr per person, or less than the dosages from power reactors. The difference is not significant and could be even greater (plus or minus) depending upon the assumptions made.

6. OCCUPATIONAL DOSAGES

The world wide dosages due to occupational exposure to ionizing radiation, from other than medical usage, are difficult to ascertain. The annual dose commitment of 200 mrem/yr for the British Central Electricity Generating Board Stations is taken as a first approximation [16]. This dose is not dissimilar to that at other reactor sites. There were approximately 3500 employees at the 7 stations. Extrapolating from this data and assuming that fuel reprocessing stations have the same number of employees and are subject to the same dosages, then one calculates an average world-wide dose due to occupational exposures of 0.02 mrem/yr per person.

7. OTHER SOURCES OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION

7.1. Isotope usage

The rate or increase of use of isotopes in medicine, industry and research will be steady. One of the pioneers in the field of the use of isotopes and one of the most vigorous proponents for the large-scale uses of radioisotopes no longer foresees the exponential growth expected in the early days of the industry [17]. The use of megacurie quantities of isotopes for radiation processing and power are very much price dependent and will be a function of the processing economics, competitive devices, and safety regulations.

In 1969 the USA sales of radiochemicals and radiopharmaceuticals increased 25% over those of 1968 [18] and is expected to increase at that rate for the next several years. Also, in the USA in 1969, 2 to 4 million patients underwent procedures using radioisotopes; about 98% of the medical procedures were diagnostic. About 8 million individual diagnostic and therapeutic treatments are given annually of which about 50% involve ^{60}Co, 33% ^{131}I and 7% ^{99m}Tc. A rough estimate of the dose received can be gained from average whole-body doses for each of the isotopes: ^{60}Co – 120 mrads; ^{131}I – 27 mrads; and ^{99m}Tc – 100 mrads for the common diagnostic procedures [19]. This resulted in the USA in 1969 in about 3.5 mrem/yr per person from diagnostic uses of isotopes (or about 7×10^5 rems/yr on the basis of the whole USA population). If we assume a quadrupling of these procedures by the year 2000 in the USA and about a quarter of this number in the rest of the world, then one might expect a dose of in the order of 0.6 mrem/yr per person from the diagnostic use of isotopes (or about 4×10^6 rems/yr for the predicted whole-world population of about 7×10^9).

7.2. Radioisotopic power

Growth in the use of radioisotopic power has not been as rapid as visualized a few years ago because of withdrawal of space and military support, and uncertainty as to availability and cost of isotopes. Reliable forecasts are therefore difficult to make. In any case, the environmental impact of such use should be small.

7.3. Radiation processing

Radiation processing of foods and other products also does not seem to create any obvious environmental hazards.

7.4. Peaceful uses of nuclear explosives

The peaceful uses of nuclear explosives could give rise to large-scale environmental effects but the rate of usage is a big question. Perhaps the best summary of the status is that of Wilson: "Much has been accomplished but much remains to be done. A rising world population and the rapid depletion of the easily won reserves of some resources provide compelling reasons for pressing ahead with the development of a viable PNE technology"[20].

8. CONCLUSIONS

Preliminary estimates have been made of the order of magnitude of the radiation doses that might occur in the year 2000. Conservative assumptions have been made in each case for the doses received for normal, and not accidental, operations. For such a preliminary analysis and with such low population doses it is believed that more sophisticated analyses are not warranted at this time. Based on the assumptions outlined, one can estimate what the trends appear today to be for the year 2000, as shown in Table III.

The dose to individuals from the normal operation of nuclear power plants, fuel reprocessing plants, diagnostic applications of isotopes, occupational exposure and other miscellaneous sources appear to be small. The dosages to individuals still remain far below permissible values and amount to only about 1% of the dose due to natural background radiation; these doses are small even in comparison with just the variations in natural background that occur within most countries; based upon the assumptions in this paper, the dose from the diagnostic use of isotopes is the largest, while reactor operations and fuel reprocessing are not very dissimilar. The dosage from occupational exposure and other exposures appear to be an order of magnitude less. However, any increase in environmental radiation results in a proportional increase of the various lethal or other deleterious effects of natural radiation. This has to be balanced with the benefits from peaceful uses of atomic energy.

Because nuclear power usage will grow so rapidly, it is necessary to check continuously the discharge and build-up of isotopes in the environment and the dosages to man and other organisms. To that end, and to ensure

TABLE III. POSSIBLE DOSAGES[a] IN YEAR 2000

Activity	Man·rem/yr	mrem/yr per capita
NUCLEAR POWER[b]		
(i) Uniformly distributed	2×10^6	0.3
(ii) Regionally distributed	2×10^6	0.4
FUEL REPROCESSING[b]	0.6×10^6	0.1
DIAGNOSTIC USE OF RADIOISOTOPES[b]	4×10^6	0.6
OCCUPATIONAL[b]	0.1×10^6	0.02
OTHERS	negligible	0
BACKGROUND	700×10^6	100

[a] Numbers rounded up to 1 significant figure.
[b] Dosages are strongly dependent upon the assumptions made; see text.

that the total man·rems incurred are limited, five general 'action' proposals have been suggested jointly by WHO and IAEA:

(A) The nuclear power industry must continue to operate safely. Internationally agreed guidelines and codes of practice are therefore needed for the siting, design, construction and operation of nuclear power plants and associated facilities. These should also refer to preventive measures to exclude or minimize accidents, as well as refer to the plans needed and the equipment necessary to control the effects of any accidents and to protect the public.

(B) There is also a need for the expansion of the existing international network of services for data collection and the assessment of discharges of radioactive pollutants from the nuclear industry and of their concentration in the environment.

(C) New and improved methods of collecting, reducing, and disposing of radioactive wastes from nuclear facilities, with special emphasis on critical long-lived radionuclides such as ^{3}H, ^{85}Kr and ^{129}I, need to be developed.

(D) There is a need to create an international register of radioactive waste releases into the environment; this is already being considered by IAEA and WHO.

(E) Research concerning the environmental behaviour of long-lived critical radionuclides should be developed.

The International Atomic Energy Agency and the World Health Organization are fully aware of these needs and have jointly submitted some related proposals for action to the United Nations Conference on the Human Environment to be held in 1972 in Stockholm.

REFERENCES

[1] PRESTON, A., "Aquatic monitoring programmes", Environmental Contamination by Radioactive Materials (Proc. FAO/IAEA/WHO, Seminar Vienna, 1969), IAEA, Vienna (1969) 309.

[2] International Atomic Energy Agency Board of Governors' Annual Report to the General Conference for 1970/71, IAEA, Vienna document GOV/1460 (1971).

[3] SPINRAD, B.I., "The role of nuclear power in meeting world energy needs", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 57.

[4] LOGSDEN, J.E., CHISSLER, R.I., Radioactive Waste Discharges to the Environment from Nuclear Power Facilities, US Department of Health and Welfare, BRH/DER 70-2 (1970) pp.11.

[5] Civilian Nuclear Power, Current Status and Future Technical and Economics Potential of Light Water Reactors, Division of Reactor Development and Technology, US Atomic Energy Commission (March 1968) pp.48.

[6] KAHN, B. et al., Field Trips to Yankee Nuclear Power Station, Summary Report, US Department of Health, Education and Welfare, Public Health Service, Environmental Health Service (Oct. 1970).

[7] EISENBUD, M., "Review of USA power reactor operating experience", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 861.

[8] DOUGALL, I., "The management of radioactive wastes from commercial nuclear power stations in the United Kingdom", Management of Radioactive Wastes at Nuclear Power Plants, IAEA Safety Series No. 28, IAEA, Vienna (1968) 95.

[9] KAHN, B. et al., Radiological Surveillance Studies at a Boiling Water Nuclear Power Reactor (1970), US Department of Health, Education and Welfare, BRH/DER 70-1 (1970); also in Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 535.

[10] GOLDMAN, M.I., "United States practice in management of radioactive wastes at nuclear power plants", Management of Radioactive Wastes at Nuclear Power Plants, IAEA Safety Series No.28, IAEA, Vienna (1968) 147.

[11] PRESTON, A., "Site evaluations and the discharge of aqueous radioactive wastes from civil nuclear power stations in England and Wales, Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters (Proc. Symp. Vienna, 1966) IAEA, Vienna (1966) 730.

[12] ROGERS, L., GAMERTSFELDER, C.C., "USA regulations for the control of releases of radioactivity into the environment in effluents from nuclear facilities", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 127.

[13] WRIGHT, J.H., "Environmental radiation from pressurized water reactors, Environmental Effects of Producing Electric Power, Hearings before the Joint Committee on Atomic Energy Congress of the United States, Part 2, Volume 1, 27-30 January, 24-26 February (1970) 1527.

[14] KELLEHER, W.J., Environmental Surveillance Around a Nuclear Fuel Reprocessing Installation (1965-67), Radiological Health Data and Reports (Aug. 1969).

[15] Estimates of Ionizing Radiation Doses in the United States 1960-2000, Special Studies Group, Environmental Protection Agency, Rockville, Md. USA, June 1971. (Draft)

[16] PEPPER, R.B., CARTER, P.A., "Radiological conditions and effluent releases at CEGB nuclear stations: A comparison between forecasts and operational experience, these Proceedings, Paper 505, Vol. XI (this volume).

[17] RUPP, A.F., Radioisotopes – 1980, Isotopes and Radiation Technology, 5 2 (1967-68) 89.

[18] The Nuclear Industry, 1969, US Atomic Energy Commission, pp.182.

[19] BRILL, A.B., JOHNSTON, R.E., "Exposure of man to radiation", Late Effects of Radiation, Proceedings of the Colloquium, Centre of Continuing Education, The University of Chicago, Chicago, Illinois, May, 1969.

[20] WILSON, A.R.W., "Current status of civil engineering and mineral resources development applications of peaceful nuclear explosions", IAEA, Invited Review Paper, these Proceedings, Paper 762, Vol. 7.

DISCUSSION ON AGENDA ITEM 3.3

Environmental effects and public acceptance

DISCUSSION ON THE FOLLOWING GROUP OF PAPERS:

P/160	*Canada*	*Presented by A.M. Marko*
P/671	*South Africa*	*Presented by J.O. Tattersall*
P/676	*Switzerland*	*Presented by P. Feuz*
P/681	*France*	*Presented by J. Renou*
P/723	*USA*	*Presented by C.E. Larson*

Yu.A. IZRAEHL': Could Mr. Marko (P/160) tell us whether upper limits are set in Canada for the radiation doses released in nuclear power plant accidents?

A.M. MARKO: Yes, before approving the construction and operation of a nuclear power plant, the licensing authority in Canada carries out a safety analysis and issues guidelines to the designers for various types of accident, and the calculated doses for the different types of accident must be below the levels laid down in these guidelines.

R.F. FOSTER: What is the reason for the "thyroid-rem per year" limit?

A.M. MARKO: The "thyroid-rem per year" is the integrated population dose and is stipulated by the licensing authority in addition to the individual thyroid dose for routine operations. Both limits must be observed by the operator. In areas of high population density, the population dose becomes more limiting than the individual dose.

R.F. FOSTER: The last slide shown by Mr. Tattersall in his presentation of paper P/671 indicated that it might be desirable to limit ^{131}I releases of the order of 1 Ci/yr to a frequency of 10^{-3} events per year. This would seem to be a very slow release to consider in relation to an accident. Would Mr. Tattersall care to comment?

J.O. TATTERSALL: The curve shown on the last slide is the result of the assumptions I outlined in the presentation. In this connection, let me repeat what I said during the presentation – we are not attempting to justify these assumptions at this stage. The slide showed incremental probabilities for one-curie bandwidths, and our purpose in presenting it was mainly to draw attention to the assumption underlying such curves – that the full spectrum of accidents will arise. Because of this, there is a need to interpret the criteria in a practical manner, particularly when considering very large accidents.

Since we were concerned principally with middle-range and larger accidents, it was perhaps inappropriate to display a curve extending to the one-curie region without corresponding discussion. When we come to formalize our release criteria, we shall perhaps consider that some of the assumptions appropriate to large accidents are too restrictive in the case of low releases. However, when establishing criteria for accidents in general, one has to take account of risks to site personnel as well as

to the public at large. Our slide relates to ^{131}I, and it should be remembered in this connection that a one-curie release to the atmosphere as a result of a reactor accident could represent, in many instances, a very much larger release within the plant.

Controlled, operational releases would, of course, be limited by different criteria.

V. KNAPP: While I commend Mr. Tattersall's attempts to quantify the "acceptable" or "tolerable" risk as regards loss of human life in different activities, I would also understand any public reluctance to accept an argument which justifies the risk to human life in one activity on the grounds of the loss of life in another. Moreover, such an argument does not emphasize sufficiently the excellent safety record of nuclear power reactors.

Unless society is willing to face the consequences of a power scarcity, and there are no signs of that, the alternative to nuclear power is power generated by burning fossil fuels, with the attendant loss of thousands of lives each year in coal mining. On the basis of the facts concerning fatalities in coal mining (as distinct from speculation regarding radiation effects) one can argue that the introduction of nuclear power generation reduces the loss of life and hence the overall risk to society. A study aimed at expressing this – in my opinion – stronger argument in quantitative terms might be of value.

J.O. TATTERSALL: I think Mr. Knapp and I are largely in agreement. Our purpose in quantifying risks from other sources is to ensure that the safety status of nuclear power generation is as superior to that of other activities as we may wish it to be.

I agree that a mere comparison of risk levels is not ideal, and it is for this reason that we are pursuing the development of cost-benefit analysis techniques. However, as I stated in my presentation, we have difficulty at present with comparative quantification of some of the factors involved in cost-benefit analyses, and so, until our techniques improve, we are leaning rather more heavily on a simple comparison of risks.

A. AFSHAR-BAKESHLOO: There is mention in paper P/676 of the fact that, in future, cooling towers will be required for nuclear power stations built on the rivers Aare and Rhine. How will this effect the cost of building nuclear plants?

P. FEUZ: It will lead to an increase of about 10% in capital costs and about 8% in the cost per kWh.

S.I. AUERBACH: I should be interested to know from Mr. Renou (P/681) whether there are provisions in French law enabling the individual or groups of individuals to contest through established legal channels the construction of a nuclear power plant on public safety or environmental grounds?

J. RENOU: Perhaps Mr. Gauvenet, a co-author of our paper, would care to answer this question.

A. GAUVENET: The decision to construct a nuclear power plant is taken by the Minister for Nuclear Power only after studying the findings of an inter-ministerial committee on which the Ministry for Public Health and the Ministry for the Environment are represented.

Yu.A. IZRAEHL': Could Mr. Larson (P/723) tell us to what extent radiation safety standards have changed during recent years in the United States of America?

C.E. LARSON: Since 1957, the radiation safety standards of the United States Atomic Energy Commission have been based on and consistent with the recommendations of the ICRP and the NCRP; that is to say, the exposure limit for an individual in the population should not exceed 500 mrem/yr from all normal radiation sources and the average (per capita) exposure limit for any population group should not exceed 170 mrem/yr. In fact, of course, reactors have been operated with so much care that exposure doses to individuals and population groups have been far below these limits.

In 1970, the Commission adopted rules which formally require, in keeping with ICRP recommendations, that the radioactivity levels of effluent be kept "as low as practicable" and that waste-handling equipment and procedures developed within the framework of established technology for this purpose be not only incorporated into plant designs, but also maintained and used. In 1971, moreover, the Commission provided numerical guidance on what should be considered "as low as practicable", publishing a proposed rule which sets as a design goal for waste-handling equipment an exposure limit, for either gaseous or liquid effluent, of 5 mrem for individuals both off-site and involved in plant operation; the proposed rule also provides for the consideration of action, first by the licensee and then by the Commission, to reduce effluent levels if the exposure limit is exceeded by a specified amount. Of course, the urgency of the need for power would have to be taken into account when such action is considered.

G. CANTILLON: Have estimates been made of the additional costs which will be incurred by nuclear power stations under construction if the proposed rule enters into force?

C.E. LARSON: Rough estimates have been made and figures as high as US $1 million have been mentioned. In the case of many stations under construction, however, provision has been made for the installation of some or most of the equipment which will be necessary for complying with the proposed new requirements. Where provision has not been made for the installation of the necessary equipment, the additional costs will depend largely on the stage of construction reached and on the type of plant.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING GROUP OF PAPERS:

P/253 Japan Presented by Y. Sumiya

P/087 USA Presented by B. Kahn

P/085 USA

P/399 FRG

P/457 USSR Presented by Yu. A. Izraehl'

P/086 USA

P/451 USSR

There was no discussion on these papers.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING GROUP OF PAPERS:

P/686 USSR Presented by R.M. Aleksakhin

P/685 USSR

P/536 India

E. IRANZO GONZALEZ: Could Mr. Aleksakhin (P/686) tell us the minimum amounts of ^{90}Sr, ^{137}Cs and other artificial radionuclides permitted in food sold on the Soviet market?

R. M. ALEKSAKHIN: In the Soviet Union, we find it convenient to base our standards on the recommendations of the International Commission on Radiological Protection. In addition, however, we do have our own statutory limits.

DISCUSSION ON THE FOLLOWING GROUP OF PAPERS:

P/684 USSR Presented by Yu.A. Izraehl'

P/550 CSSR Presented by E. Kunz

P/652 WHO Presented by F.L. Parker

E.A. EZZ: I fully agree with the excellent reasoning of Mr. Izraehl' (P/684). The comparison between the hazards of conventional fuels and nuclear fuels is excellent. Usually, however, there are two points raised against this reasoning: hazards from fossil-fuels are generally local and never global, and they are not permanent; no genetic effects from fossil-fuel waste have been recorded.

I would be interested to hear Mr. Izraehl's comments on these points.

Yu. A. IZRAEHL': As regards the first point, I would emphasize that, just like the non-gaseous waste products from conventional plants, most non-gaseous radioactive waste products entering the atmosphere remain there for only a few days at the most, the spread of radioactive products taking place mainly in the ground.

With respect to the second point, we based our calculations on permissible concentrations both of radioactive and of non-radioactive products, regardless of whether they produce genetic effects.

F. D. SOWBY: Estimates have been made in several countries of the population doses (in man-rads per megawatt-year) deriving from nuclear power plants. Could Mr. Izraehl' give the corresponding figures for nuclear power stations in the USSR?

Yu. A. IZRAEHL': There are no such estimates in the paper. However, it is safe to say that the radioactivity situation in the vicinity of nuclear power stations in the Soviet Union is very satisfactory.

R. M. ALEKSAKHIN: I should like to ask Mr. Kunz what, according to his data, were the doses received in Czechoslovakia during the period covered by the investigation reported in paper P/550 from X-ray diagnostics, global fall-out and cosmic radiation?

E. KUNZ: The per capita bone marrow dose from X-ray diagnostics tended to keep within the range 70 to 190 mrem in 1966. In the same year, the per capita gonad dose was 66 mrem, the genetically significant dose amounting to 37 mrem.

The bone marrow dose to adults from fall-out ^{90}Sr did not exceed on average 10 mrad per year even during the years of highest fall-out; these findings are based on dose calculations performed in accordance with the recommendations made by UNSCEAR in 1969. As regards the total dose from radioactive fall-out following nuclear weapons tests, the UNSCEAR estimate probably applies to Czechoslovakia also.

We have not yet attempted to calculate the dose for cosmic radiation.

P. VYCHYTIL: Have you assessed the doses to patients from radionuclides used in diagnosis and therapy?

E. KUNZ: We are in the course of making such assessments, but we do not have any data available yet.

A.K. GANGULY: In paper P/652, Mr. Parker has evaluated the total exposure of humans to radiation arising out of the normal operation of all nuclear facilities. An incident involving a major release of activity to the environment, however, could increase the total exposure of humans by orders of magnitude. Has an assessment been made of the impact of such an incident?

F.L. PARKER: I agree with Mr. Ganguly. Unfortunately, however, time did not permit the analysis of accident conditions with the same degree of confidence as that with which one is able to carry out calculations for normal operation.

P. HUBLET: Could Mr. Parker tell us something about the International Register of Radioactive Waste Releases into the Environment, which is being discussed by the International Atomic Energy Agency and the World Health Organization?

F.L. PARKER: Perhaps Mr. Nishiwaki, of the IAEA, would care to answer this question?

Y. NISHIWAKI: In 1958-59 the IAEA convened a panel of experts which produced a report entitled "Radioactive Waste Disposal into the Sea". One of the panel's recommendations was that the IAEA should maintain an adequate register of radioactive waste disposal into the sea.

In August 1961, the Director General of the IAEA invited Member States to provide information on disposals made in 1959 and 1960. In December 1967, a further letter was sent to all Member States with a view to obtaining information on disposals into the sea. Replies were received from 22 countries, of which eight stated that they had made such disposals and a further eight indicated that they would provide information about any disposals that they might make. The remaining replies were non-committal.

However, since the Symposium on Environmental Aspects of Nuclear Power Stations[1] held at UN Headquarters in New York in August 1970, it has been suggested that the Agency should establish an international register of significant releases of radioactive wastes from the peaceful uses of nuclear energy not only into the sea but also into the environment as a whole.

---

[1] Environmental Aspects of Nuclear Power Stations (Proc. Symp. New York, 1970), IAEA, Vienna (1971) 970pp.

In the light of the various suggestions and proposals made, a consultants' meeting on a Register of Releases of Radioactive Wastes into the Environment was convened by the IAEA in co-operation with WHO; the meeting was held in Vienna from 28 to 30 July 1971. The consultants were of the opinion that the establishment within the United Nations system of an international register of releases of environmental pollutants, of which the register of radioactive releases might become a part, should be encouraged. They recommended that a register should be established by IAEA in co-operation with WHO for the collection, on an international basis, of information on radioactive waste releases and their locations. Based on these recommendations, possible procedures to be employed in establishing and maintaining such a register are now being discussed at the IAEA. If the IAEA's Board of Governors approves the establishment of such a register, the IAEA Secretariat will prepare detailed drafts for comments by the consultants.

Panel – Groupe d'étude –
Совещание экспертов – Grupo de expertos

Ecological aspects and
public acceptance of nuclear energy

Energie d'origine nucléaire:
aspects écologiques et information du public

Экологические аспекты и
общественное признание ядерной энергии

Los aspectos ecológicos
y la aceptación pública de la energía nucleoeléctrica

Moderator

D. BENINSON, Argentina

Scientific Secretaries

J.D. McCULLEN, IAEA
A.R. PALMER, IAEA

PANEL ON THE ECOLOGICAL ASPECTS AND PUBLIC ACCEPTANCE OF NUCLEAR ENERGY

The Panel was composed of the following members:

Moderator: D. Beninson (Argentina)

E. Kunz (CSSR)
M. Dousset (France)
A.K. Ganguly (India)
G. Botta (Italy)
Y. Sumiya (Japan)
E. Iranzo González (Spain)
P. Courvoisier (Switzerland)
Yu.A. Izraehl' (USSR)
H.J. Dunster (UK)
J.T. Conway (USA)

D. BENINSON (Moderator): The subject is one of very great current interest. We have heard several papers on this topic (see Agenda Item 3.3); we know that the demand for energy is increasing, and also that the atom is one of the sources that will increasingly be tapped to meet it. The environmental question is now in the public eye, and in addition to the basic scientific questions there is also the question of public acceptance and the methods of communicating present and future knowledge to the public. Before accepting questions from the audience, I shall ask each of the members of the panel to make some brief introductory remarks on some aspect of these problems of ecology and public acceptance. I shall call on Mr. Dunster of the United Kingdom to speak on general environmental considerations.

H.J. DUNSTER: For many people, change of the environment has become synonymous with damage, but I find it difficult to believe that this is a rational view of nature. Many organisms take steps to change their environment to suit their own particular purposes. For example, there can be few more complete environmental transformations than the construction of a major city. But anyone who knows Vienna, Paris, Rome, Bangkok, San Francisco, or even, Mr. Moderator, Buenos Aires, must feel that these changes have not been wholly deleterious. They have, however, been very substantial. Rome may not have been built in a day, but if there had been a Tiber Valley conservation authority it might never have been built at all.

The real problem is not that of preventing damage to the environment, but rather that of limiting damage to the environment. That is not to say that I am in favour of damaging the environment. I am in favour of treating man as a very important part of the environment. I, for one, do not want an undamaged environment, because even if I personally could survive at all in it, I should certainly go hungry. I think that what I ask of man is enlightened self-interest; we should use our environment as fully as we can, but let us not exploit it beyond reason or it will surely destroy us.

We clearly ought to be working towards a world strategy by which we make the optimum use of our environment and conserve our resources, for example, by recycling. One consequence of a strategy of this kind would be a substantial increase in the demand for energy. Almost all the energy sources we now use involve the consumption of indigenous resources. However, nuclear generation consumes these resources at a very slow rate and this will be even more true of thermonuclear generation, if it comes. I suggest, therefore, that the main aspect of nuclear power in this connection is that it provides the basis for solving our ecological problems, thus helping to avoid, or at least to minimize, the ecological disaster of which everyone speaks so freely.

D. BENINSON (Moderator): For a discussion of the ecological effects of nuclear plants as compared with those of conventional plants, I give the floor to Mr. Izraehl' from the Soviet Union.

Yu.A. IZRAEHL': When making a comparative evaluation of the advantages or disadvantages of nuclear and fossil-fuelled power stations from the point of view of their effect on the environment a number of factors have to be considered. First and foremost there is the accumulation and release into the environment of toxic substances; then there is the release of heat, which can have very undesirable effects and, if there is a large increase in overall utilization of energy, can even have an adverse effect on climatic conditions. Calculations which we have carried out have shown that, at the expected rate of increase in power production, by the year 2000 the quantity of non-radioactive toxic material released by conventional power stations will be such that the maximum permissible dose in air over all land areas will be exceeded, on the average, whereas if the same amount of energy is produced by atomic power stations, less than one per cent of the maximum permissible level will be reached, on the average. In the case of conventional power stations 10 000 times more air is needed to dilute the toxic material to the permissible level than in that of nuclear power stations. On the other hand, careful attention must be paid to the question of burying the accumulated radioactive waste and to making it impossible for it to penetrate the environment.

I should also like to point out that nuclear power production does not require the amounts of oxygen needed for the burning of conventional fuels, and does not give rise to a continuous increase in carbon dioxide in the atmosphere.

The conclusion is, therefore, that the development of nuclear power will ensure that the environment remains sufficiently clean. Indeed, a change-over from conventional to nuclear power will lead to a considerable decrease in pollution of the environment by toxic materials and will therefore lead to more healthy living.

D. BENINSON (Moderator): Let us now turn to an examination of some particular technical aspects. We shall start by asking Mr. Ganguly from India to give us a very brief description of the effluents from nuclear power stations and perhaps more generally an idea of the main range of activity problems at nuclear power stations.

A.K. GANGULY: There has been concern regarding the release of fission products, and great emphasis has rightly been laid on the control of fission products. However, attention should also be paid to the activation products mentioned in some of the papers. I have mentioned a few, such as cobalt, manganese, zinc and chromium, which are biologically

very significant. It is important to ascertain what happens to them and where they accumulate. Our major concern had always been radioactive releases, but the atomic energy industry also produces some conventional pollutants. Although the level at which they are produced is much lower than in conventional power plants, they include a number of toxic effluents, such as fluorides, chlorine, sulphur dioxide, etc. There is some confusion regarding the standards that should be applied and the degree of risk of damage that is acceptable as far as conventional pollutants are concerned. In the matter of radiation control, standards have been laid down and a certain rationale exists. To my mind, it would be worth while to develop a rationale with respect to the conventional pollutants with a view to applying or at least providing a target for control measures.

D. BENINSON (Moderator): I should like to make some comments on the question of radiation standards, about which I think there are some misunderstandings and some ideas that, at the least, do not reflect entirely the recommendations of some international organizations. First of all, we have heard during the Conference that in some places standards are more stringent than those recommended by ICRP. I should like to remind the audience that the basic recommendation of ICRP is to keep doses as low as readily achievable, taking into consideration social and economic factors. This follows directly from the assumption of no threshold and of a linear relationship between probability of effect and dose. Now, leaving social and economic factors out of account, there are certain values that should not be exceeded, and they are the values that have been recommended, but the first recommendation is to keep doses as low as readily achievable (I am sure we will have a lengthy discussion on the meaning of this later on).

The second question on which I should like to comment is the question of dose and risk. You know that numerical estimates of risk per rad have been derived from epidemiological studies on various irradiated groups. They have been derived, however, from higher dose ranges than those with which we are concerned here in the field of protection. ICRP has used a conservative approach assuming linearity and no threshold, and has extrapolated to obtain numerical risk estimates corresponding to lower doses. This means that the risk estimates given for low doses are really upper estimates of risk per rad. The real risk will lie in a range between zero and that upper estimate of risk. It is therefore misleading to multiply this risk number by the number of people involved and say that so many cancers will appear in a given population. The number may be anything from zero up to that number.

I will give the floor to Mr. Iranzo from Spain, who will discuss the pathways by which radioactivity can pass from the effluent to man.

E. IRANZO GONZÁLEZ: From some of the papers presented during the Conference we have learnt the practical results of relatively long-term experience in the operation of certain nuclear power stations, while at other symposia and in publications we have been told the results of the operation of a large number of nuclear plants.

Although these results are certainly important, we should not forget the theoretical values deduced from experiments and theory which help to give us an idea of the scale of the risk to the environment from such installations. Everybody is doubtless convinced of the validity of the standards and values laid down by the ICRP with respect to dose limits,

maximum permissible concentrations and the like for people exposed to radiation in the course of their work and for the public in general. On the basis of these standards, used in conjunction with accurate studies on the possible pathways of irradiation and contamination, it is possible to decide where a plant should be sited and what should be its characteristics, and also to quantify any risk to the population near the plant from river water or sea-water containing released radionuclides, and also the wider risks on a national, international or world scale which could arise from the release of gaseous waste.

There is no doubt that a thorough analysis of the critical paths for the transfer of radionuclides deposited in the environment will actually enable us to determine what we can expect from the waste disposed of, the order of magnitude of the amount that can be eliminated, and the arrangements and techniques that will be necessary from the point of view of safety in order to ensure that the doses received by the public are not only lower than those which, in the present state of our knowledge, have been set as limits, but also that they are as low as is practicable.

For this it is necessary from a psychological point of view to make the public understand that we can speak with a certain authority and knowledge of the facts, since, to take just one example, when choosing sites and types of plant and deciding on the amounts of effluent to be released to the environment, we have taken into account the radiotoxicity of the various radionuclides. We find the critical radionuclide and establish its behaviour in the environment and its effect on properly selected critical groups, taking into account factors associated with food, demography and occupational, spare-time and recreational habits so as to ascertain that no significant somatic or genetic damage can be caused. This is something that has to be checked subsequently by establishing environmental monitoring systems that will allow us to evaluate the consequences of operating the plant, and by carrying out periodic critical examinations in order to determine whether it is necessary to change the conditions established by modifying the natural processes of dilution, diffusion, sedimentation, absorption and biological concentration.

D. BENINSON (Moderator): Mr. Courvoisier, from Switzerland, will now say a few words about the engineering aspects of safety in nuclear power stations, with particular reference to environmental releases.

P. COURVOISIER: I am afraid, Mr. Moderator, that I am about to offer you a number of trivialities, but I hope that together they may help to clarify what the issue is. Protection of the environment is something that we must achieve by ensuring that the technical systems we build are adequately designed and operated. Protection must be almost complete at source, as corrective action is not very effective once a pollutant is present in the environment. In nuclear power stations the primary sources are strong to very strong compared with the quantities of radioactivity that may be released to their surroundings. The ratio is many orders of magnitude, not factors. The activity in the primary sources, which comprise the fuel and the primary circuits with their activation products, must therefore be contained. Reliable containment in a single stage seems difficult, if not impossible, to achieve; hence, multiple-barrier systems must be used. In this way we decrease the possibility of leakage out of the containment, and we introduce a multiplying effect. Clean-up systems for primary circuits are typical of this type of action. No defect, malfunction or

administrative error should lead to a breaching of more than one barrier at a time; otherwise one would in fact revert to the single-barrier system, which is inadequate. Clearly there is much scope and incentive for the engineer and for research and development work on efficient means of intercepting activity in the various stages of the multiple-barrier system. Present-day designs and the state of the art of interception techniques, such as filtering and the many sorption processes available, are adequate. They can provide more orders of magnitude as regards overall retention than would be necessary for the protection of the environment. There are even claims that the retention capacity of systems can be made exactly one hundred per cent. If this had been achieved at present, our panel would not have been convened. I think designers need clear guidance on the point at which they can cease their efforts to reduce releases still further.

D. BENINSON (Moderator): So far, we have had comments concerned directly or indirectly with risks in which the environment acts as a pathway or conveyor; the target organism is man and the environment is the pathway of the radioactivity from the station to man. We will now hear something about effects on the environment itself. I am referring to the vexed question of thermal effects, and Mr. Sumiya from Japan will summarize his views on this point.

Y. SUMIYA: We understand that the effect of thermal discharge on aquatic life is of great concern to fishermen living in the vicinity of nuclear plants. Extensive research has been carried out by oceanographic institutes, universities and utility companies. In Japan it has been the practice to pay compensation based on the size of the catch when an area of sea has been affected. However, as the size of nuclear power plants increases, the area affected becomes considerably greater and accordingly the problem is tending to become more and more difficult. On the other hand, experience indicates that the combination of a breakwater and a certain thermal discharge even contributes to the propagation of the fish. In response to requests from local government bodies and fishermen, it is now usual for utilities or some other organization to investigate the possibility of utilizing the thermal discharge, thereby lowering its temperature, before it reaches the sea. Unfortunately, it has not yet been possible to do this on a commercial scale. Plant owners and Government organizations in Japan are carrying out monitoring in order to accumulate data for an analysis of the thermal effects. Meanwhile an attempt is being made to obtain full understanding from the public.

D. BENINSON (Moderator): We have heard many speakers in the past week trying to assess the probability of different emergency situations and, as we all know, emergency plans and counter-measures have been designed to meet them should they arise. Mr. Dousset from France will make a very short summary of the environmental aspects of these emergency arrangements.

M. DOUSSET: Although nuclear plants are so designed as to make it highly unlikely that there will be any malfunctioning which could affect the environment, builders and public authorities must foresee incidents and accidents which have a non-negligible probability of occurring so that they can evaluate the consequences for the environment and for man. The study is carried out at the design stage so that, if necessary, changes can be made in the siting of the plant, in the natural surroundings or in the design of protection devices for use in case of accident. The consequences

for individuals and for the population as a whole are evaluated in terms of the doses that could be received and the number of people who could be affected, taking into account the nature and quantity of the radionuclides released, their dispersion in the environment, the use made of the environment by man and the various conditions and pathways for their transfer to man. This means that each plant and its site is a special case for which a special study has to be made. If the plant entails unacceptable consequences, the project is revised. Some consequences are deliberately accepted, but if they are still not negligible, certain types of action, generally of a minor nature, such as a restriction of milk consumption, are planned so as to ensure that any doses received are as low as possible. It is in this context that a monitoring system comprising mobile facilities is installed to detect the abnormal presence of radionuclides in the vicinity of the plant.

In conclusion, I think that it is worth recalling that up to now no accident in a nuclear plant has had serious consequences for people living in the neighbourhood. The Windscale accident, which is the only one that can be cited, did entail recourse to certain forms of action, but had no effect on the health of the population.

D. BENINSON (Moderator): We shall now change the subject slightly and consider more directly the question of public acceptance. We shall first hear the opinion of Mr. Conway from the United States of America, who will give us some examples of public reactions in specific cases.

J.T. CONWAY: It has been my privilege to have attended three of the four Geneva Conferences held to date. The one I did not attend was the first, but I have had the opportunity of reading summaries of that Conference. If I were to select one major difference between the first three and the present one, it is the concern that is now being expressed by participants as to the possible adverse effects of nuclear power and the adverse public reaction to atomic energy. Scientists, engineers and others associated with the nuclear field have for many many years spent time and effort in discussing uses of atomic energy with the public and pointing out its beneficial applications. We expected the public to be pleased with what we were accomplishing, so I think it comes as something of a surprise to us to be faced suddenly with a reaction contrary to what we had expected. I would suggest, however, that since we are not used to that type of reaction from the public, it is important that we do not over-react, that we keep everything in perspective ourselves. I should like to cite for you some of my experience to date. I work for an electric power company that serves approximately nine million people in the New York area. We have been operating a nuclear power plant for nearly 10 years. We have under construction two more large nuclear plants, one of which will go into operation very very shortly and the second one soon thereafter. We do have some opposition to nuclear power in the area that I serve. At the same time, however, we are also faced with public opposition to other types of power plant. For over seven years we have been attempting to build a pumped storage hydroelectric plant and have been delayed by environmentalists who claim that it would have an adverse effect on the ecology of the area. We have not been able to start construction during that period of time, although we are proceeding with a regulatory process in an attempt to accomplish the project. Within the last two years we have put forward plans for increasing the capacity of a fossil-fuel plant that we have

operating in the city. We wanted to install an additional 1.6 GW capacity of badly needed power; after a year's review, authorities within the city decided that we would not be permitted to proceed on the scale proposed. The present situation is that we are not yet certain whether we shall be allowed to install half of the desired additional capacity. I cite these examples in the hope of demonstrating that in the power-generating field, no matter what one proposes to do, one must anticipate problems and opposition. There are always people who desire to have the benefits of electricity and power but who prefer to have the power station built in someone else's area. They simply select the particular points they think will provide the best arguments on which to base their opposition. In order to put the situation in perspective for those in the nuclear field, however, I would add that recent professional surveys conducted in New York State, including New York City, have indicated that the general public prefers nuclear plants to fossil-fuel plants.

D. BENINSON (Moderator): It may be that the technical people who have to inform the public do not know exactly how to go about it and in many cases cannot convey the full picture emerging from the very involved studies of the environmental impact of a given site. I think this question of informing the public is extremely important and I would ask Mr. Kunz of Czechoslovakia for his ideas on this subject.

E. KUNZ: In my view there is no doubt that the population should be fully and correctly informed about the possible consequences of using nuclear energy in the various sectors of the economy, public health, science, etc. If the information is to be adequate, both the possible unfavourable consequences and the need for the program and the advantages expected to stem from it should be explained. A correct assessment by the population of the implications of the program as a whole is impossible, however, unless account is taken of the effect on man and his environment of all the technological factors affecting present-day life. There are, for example, the effects of the various means of transportation, of pollution of the atmosphere, water and the soil, of releases from nuclear plants, of an increase in noise levels in populated areas, etc.

The development of nuclear power has stimulated a quantitative assessment of the effects of other, more 'traditional' factors on the human environment. It seems to me that this is very important from a methodological point of view, because an understanding of the risk involved in accidents, which can only be expressed in terms of probability of occurrence, is psychologically something new for the population and is more easily grasped by it when it is able to compare it with known and accepted facets of life, such as car travel.

I also think that it is worth while to distinguish between two channels of information. One is directed towards the population as a whole, and is concerned with the overall program for the use of atomic energy. In this context, the main role is played by the principal mass information media, such as the press, television, etc. The other channel is used to explain all the aspects of specific nuclear developments, for example, the construction of a particular nuclear power station, to those people whose interests are directly involved. Naturally, in this case information will be disseminated primarily be means of direct contact with the population and its representatives. There is no doubt that the information must take into account the specific reaction of the population, the psychological aspect.

Papers P/681 and P/723, presented under Agenda Item 3.3, emphasized the importance of trust in authority for the acceptance of this type of information by the public. I might mention that in the case of Czechoslovakia a definitely positive factor is that radiation protection is in the hands of the public health authorities, whose role in improving the health of the population in general and in protecting the environment from other harmful effects is already recognized by the public.

D. BENINSON (Moderator): The last speaker on public information, Mr. Botta from Italy, will consider the role of the mass media.

G. BOTTA: I must frankly admit that I feel lonely on this panel. Its composition does fully correspond to what we might have in mind when we think of the environmental controversy. We have around this table radiation experts, ecologists, utility managers, physicists and public information experts. Although the combination is to my mind ideal, I feel that the representation of the various professions is somewhat out of proportion. We have seven or eight members of the medical profession, two or three physicists, one utility manager and only one mass media expert, myself. I may be wrong, but I firmly believe that the purpose of this panel is not to consider separately the two concepts which make up its title but rather the relationship existing or likely to exist between the two, that is between environment on the one hand and public acceptance on the other. We all feel today that nuclear power is safe and clean: there is no serious scientist likely to doubt this. Nuclear scientists and engineers, health physicists and even those we call technocrats, are fully aware today of the environmental problem and assure us of the scientific, technical and even the economic feasibility of producing electricity without further polluting the environment. Notwithstanding this general awareness, however, we are unable to convey the message to the public. I would say that the past few months have seen in the United States of America, and to an increasing extent in Europe, a kind of uprising, which is entirely unjustified, against nuclear power. We all know that in the recent past very minor mistakes have been made, particularly in connection with the progressive substitution of nuclear power for conventional fuels, but I frankly do not believe that those mistakes – I would call them "original sin" – are really the reason for the growing distrust on the part of the public. I will list very briefly, if I may, some of the components of that distrust. In the first place, there is the massive and unprecedented concern for the environment. As often happens, this concern has been blown up to gigantic dimensions, extending far beyond the actual impact of nuclear power on the ecological system. It results in extensive distrust of government and the decision-making bodies and in suspicion of industry and utilities, possibly owing to their careless and sometimes irresponsible altering of the environment in the past. Mass media are responsible only in part for the new emphasis on public participation in major decisions affecting the environment, or more generally, human life, and for conflicting information on scientific questions. A substantial part of the damage is being done, and here I apologize to my colleagues on the panel, by scientists and technological experts who are inclined to communicate their scientific truths without an adequate evaluation of the impact they may have on the public. Growing distrust of science and technology is a new feature in a world accustomed to regard science as the unique solution to all its problems. As you see, the number and magnitude of the contri-

buting factors mentioned go far beyond the competence of radiation experts or 'technocrats'. We in the information field are fully aware of the fact that the mass media are responsible for quite a share of the nuclear or environmental psychosis we are facing now. The mass media disseminate information gathered by whatever means modern technology makes available. They are not, however, in a position to evaluate scientific information unless they have the fullest co-operation from scientists. For the first time in the history of power, the information problem is taking precedence even over scientific, technological and economic problems. The mass media must be permitted to come into the picture in the early stages of the evaluation of such problems as the environmental one. The composition of this panel, if I may say so, is a clear indication that there are still some misconceptions on that score and that at least in the majority of atomic authorities the problems of mass communication and understanding by the public are only partially understood.

I do not want to overrate the relevance of information, but there will perhaps be agreement that one of the recurring causes of the emergency we are all facing today may be a wrong approach to and an underestimation of public concern.

D. BENINSON (Moderator): I shall now invite the panel to discuss some questions which have been submitted for its consideration. The first one reads simply "Do we need nuclear power?"

H.J. DUNSTER: Very definitely I think, the simple answer is yes. The fuller answer is that there are two main ecological problems which we are facing. One is the conservation of our resources and the other is the control of pollution. I think nuclear power is an obvious benefit in terms of conservation of resources. I think it also enables us to provide the power which we need to achieve control of pollution of all kinds and in fact to contribute to this power without contributing to pollution itself. As I see it, therefore, nuclear power is not just something that might possibly be an advantage, it is something that we positively must have. It has sometimes been suggested, if I might shift the point slightly, that there ought to be a so-called "nuclear moratorium", that is, that we should stop building power plants for perhaps ten years. My own view is that this would be perhaps the worst possible choice that we could make. We would have to pay for it heavily, first in hard cash and secondly in damage to our environment and consumption of our resources. Finally, we would have to start producing nuclear power again with a disrupted industry and a complete lack of continuity in the technology, and as a result we would almost certainly make some dramatic mistakes.

D. BENINSON (Moderator): I have been handed another question: "What is the role of the scientist in the process of public decision-making?"

J.T. CONWAY: As someone who is not a scientist I feel I must be particularly competent to answer that question. To paraphrase a very famous statement, policy decisions are too important to leave to the scientist. The scientist does have a role which, as I see it, is primarily to educate the administrators and to educate the public: he also has a social responsibility to participate in the discussions that lead to the decisions. However, in the case of major policies that affect large segments of the population, I would suggest that decisions cannot and should not be left to scientists, engineers, or even to attorneys. In such important matters it is the public that must make the decisions, and I suggest that they should make them through their duly elected representatives.

D. BENINSON (Moderator): I now come to two questions relating to radiation standards. One is simply: "What is as low as practicable?" and the other reads as follows: "National standards exhibit a steady downward trend in the limiting radiation dose to the public. For example, the USAEC has adopted a limit only one percent of that recommended by ICRP with respect to populations in the vicinity of water-cooled reactors. Does the panel see a logical limit to this trend or, in the absence of a logical limit, would public opinion force release standards down to zero?"

In the absence of other volunteers, I shall attempt to answer these questions myself. As I have already said, the statement "as low as readily achievable" is usually misunderstood, and it is the basic requirement of the recommendations for radiation protection. It is derived directly from the concept of no threshold and of a linear relationship between effect and dose. Now, we do have some levels which should not be exceeded irrespective of the social and economic considerations and below which the dose should be reduced as far as readily achievable, taking into account these considerations. For any dose, you can reduce the exposure further, but this involves an increase in costs. The cost-versus-dose curve exhibits regions of different slope. Beyond a certain point, you have to increase the costs very substantially in order to obtain a small reduction in the dose. An increase in the cost also has a deleterious effect on the community. The question is how far below the recommended dose limits should we go on reducing the dose, and this I think is different in each case. It depends on the cost of the reduction, not on the level, i.e. on the reduction increment, the decrement, which should then be compared with the benefit. This has been evaluated in several places. There is also the concept of the PQR developed by Lindell, and papers on the subject have been presented recently by several authors. The approach is a new one.

The USAEC standard, if I am not mistaken, is an interpretation of the clause "as low as readily achievable" applied to one particular type of reactor, a light-water reactor. It does not mean that the dose limit has been reduced by a factor of one hundred, it means that as the lower level is readily achievable, taking economic considerations into account, it should be achieved. This would not apply to other reactor types for which the same dose limits are required, as, for instance, the 500 millirem per year of operation would still be valid in all cases. Similarly, a reduction of the dose to zero will not be readily achievable and would not be implied by the basic recommendations on radiation protection. A reduction to zero, I would say, is almost out of the question.

Here is another question: "The basis for the standards pertaining to radioactivity is different from that for standards pertaining to other environmental pollutants. The panel is asked whether it discerns a common denominator that could be used to bring about the comparability of these various standards".

A.K. GANGULY: Standards for radiation, admissible levels, the acceptable dose, etc., were drawn up on a rational basis. This was probably due to the fact that radiologists were more fortunately placed than industrial hygienists. The acceptable damage standard, from which the acceptable risk or maximum permissible dose is derived, has undergone

several stages of evolution in radiation protection, and it has now reached a very refined stage, so that it is even possible to speak of the number of days by which a man's life may be shortened. In the conventional field, although the hazard has existed much longer than people have been thinking about it, a co-ordinated approach has not evolved. It is mostly based, as far as my information goes, on recognizable damage. When damage is recognized, safety factors are applied in some cases, being evolved predominantly for people in specific occupations. The concepts of occupational, non-occupational and acceptable damage or of the minimization of damage have not yet been widely adopted with respect to conventional toxins or pollutants. The task is very complicated. Possibly something along the lines of ICRP is needed before a target is set in terms of preventing damage from conventional pollutants.

D. BENINSON (Moderator): I might add that in many respects the real knowledge of other pollutants is very small compared with present knowledge of radioactive contaminants. I am thinking of radioecology, toxicology, etc. It is therefore understandable that the approach in the case of radioactive contaminants is more sophisticated.

Let us proceed to the next question, which reads: "Can the panel reconcile the following statements that are made from time to time: (1) nuclear energy is safe and clean, and (2) there is no threshold for radiation injury?"

H.J. DUNSTER: I am not certain that one has to reconcile statements of this sort, one of which is true and one of which is a hypothesis. I think that one would still have to introduce quantitative considerations, even if the statement about the absence of threshold were more than a hypothesis. Nothing that man does is safe or clean in the absolute sense. We must always talk in terms of relative hazard levels, and I think these statements match up because, although we do not know for certain whether there is a threshold, we know enough to be sure that the level of hazard is very low, and that it is considerably lower than levels normally accepted with respect to industries of other types. In my view it is also a good deal lower than the level we accept with respect to other types of power generation.

D. BENINSON (Moderator): The next question is: "What is the range of variation of the doses received by the population of the United States from natural sources, and how does it compare with the dose limits recommended by the USAEC?" We shall have to ask Mr. Conway.

J.T. CONWAY: Let me first say that I am not an official of the USAEC, so what I am about to say does not carry their official backing.

I can recall a few pertinent pieces of information. The one nuclear plant, for example, that my company operates in New York releases something in the region of one mrem equivalent per year and we are having a very difficult time in trying to detect any radiation off the site. Recently the environmental protection agency conducted a survey around some buildings in New York City and one in particular, the Grand Central Terminal, where our trains come in. At a number of places throughout the station the radiation level exceeds 300 mrem equivalent, and in fact at one place it was found to be in excess of 525 mrem equivalent, so that if someone were to stand there 24 hours a day for a year, in effect he or she would receive a dose in excess of the limits that have been recommended, as I understand, by the ICRP. In the light of this, the effects of our nuclear power plant can be put into perspective. We have tried to enable

the public to see the situation in perspective. The public, and very intelligent members of the public, have difficulty in understanding milliroentgens, nanocuries and various other units used. In fact many scientists carry little charts in their pockets so that they themselves can refer to these various units. A recently published guide (I believe that is what the USAEC calls it) suggesting a new level of 1 per cent has been circulated for comment. Some of us are not too happy about this figure because, even though it is only a guide – and we are now operating in accordance with various guides – it may well be exceeded at some time in the future, although the level involved would still be within the limits that have been recommended by ICRP. It is to be hoped that the regulating agencies will understand that the suggested USAEC levels are no more than guides and that if they are exceeded from time to time, it is not a catastrophe or a danger to the public as long as the internationally recommended limits are complied with.

P. COURVOISIER: I would like to come back to the apparent anomaly mentioned earlier, that on the one hand nuclear power is clean and safe and that on the other no radiation can be ignored. The explanation given by Mr. Conway pointed somewhat in that direction, too. I want to ask Mr. Botta a question to get him out of his isolation. These are black and white statements, whereas scientific statements are always qualified. Do we have to live with the fact that mass media cannot communicate to the people anything other than black and white statements?

G. BOTTA: I certainly want to dispel the impression that I think that a correct, soundly based scientific statement cannot reach general audiences. But it has been our experience in the mass media during the past few years that there is sometimes a lack of proper screening. Valid and completely acceptable statements made by scientists have occasionally been wrongly used by disseminators of public information. I feel I represent the views of a fairly large proportion of those responsible for public information on nuclear matters when I ask scientists to be a little more ready to collaborate with mass communication people. I certainly would not doubt the ability of a scientific expert of stature to communicate directly with the general public, but screening by and the co-operation of a mass communication expert is needed. We now have evidence from all over Europe that if we do not accept this fact, we will probably face a lot of trouble ahead. In the United States of America, of course, such evidence was there earlier.

D. BENINSON (Moderator): I shall now read out the next question: "Are the maximum permissible concentrations used to limit discharges to the environment?"

I shall attempt to answer this question. This time, too, we are facing a misunderstanding. The basic dose limits are dose equivalents in rems, and they refer to doses resulting from one year of exposure. A secondary "standard" based on the foregoing would be the intake of radioactivity by people; a given radioactivity in microcuries would imply a given total dose, so that a secondary standard would be a maximum permissible intake of activity in a year. Depending on how this material is taken in, several derived working limits can be calculated. For instance, if we assume that people take in all the radioactivity in drinking water evenly contaminated throughout the year, we can calculate a maximum, a derived working limit for water. In the past this was known – very

unfortunately, to my mind – as the "maximum permissible concentration". This value really applies to a concentration which, if maintained in drinking water all the year round, would cause the maximum permissible intake to be reached. In actual practice, the model is completely different and these derived working limits are entirely without meaning for the public. In any case, the maximum permissible concentration was derived for drinking water – it was never meant to be a standard for effluent before or after dilution by a stream. The same thing applies to another derived working level, known in the past as "maximum permissible concentrations in air". Again, there is an assumption of a continuous and constant contamination of the air, which is not the case. I would also mention the fact that even if a discharge contains concentrations lower than the now outdated maximum permissible concentrations, it need not necessarily be safe. One very clear example is discharges of iodine from a stack. If we assume that the concentration in air averaged over a year is the old maximum permissible concentration, then the doses incurred by people through the food chain (deposition in the ground, uptake by grass, intake by cows and the drinking of milk) would probably be two orders of magnitude above the permissible dose limit. The dose to the public depends very much on the ecological situation and the pathway of the activity to man, and it is meaningless to express safety or unsafe conditions in relation to the average concentration, which is a derived working limit for a stylized model.

Let us proceed to the next question. I think this is perhaps one for Mr. Botta. "What are the psychosocial considerations in siting nuclear installations?"

G. BOTTA: I think there is an established procedure as regards information activities and the enquiries and action to be taken in connection with the siting of a power station. I must say very frankly, however, that the experience gathered in the past few decades is very conflicting. A striking feature of the environmental controversy with respect to nuclear power is the minor dimension of the factors tending to increase alarm in the public. An attempt is being made by utilities and by the atomic energy authorities concerned to get an idea of the events that usually take place between the announcement of a decision to embark on a project and the start of implementation. For instance, we know that at a certain moment after the announcement of the decision by the utility certain groups of citizens will protest in a certain way. We know that a certain group of workers, certain local authorities, certain health officials will react in a definite way, and so we may be able to advise the utilities and atomic energy authorities on the best ways to meet these foreseeable reactions in time to avoid major conflicts.

D. BENINSON (Moderator): Here is another question. "The nuclear industry is already attempting to evaluate the environmental effects of nuclear power plants and the like, as well as the effects on the public and workers. What steps could be taken to have this approach extended to other major activities affecting the environment and/or the public, such as fossil-fuel power plants, large chemical plants, most processing plants, the pulp and paper industry, etc.?"

J.T. CONWAY: We are moving in that direction, even though we are in a state of flux right now in these other areas. The nuclear industry has been a leader, and for over two decades extensive research and development have been undertaken; tremendous sums of money have been

spent in trying to ascertain the effects of low levels of radiation, but it appears from papers presented at the Conference that further studies are required before definite conclusions can be drawn with respect to the technical details. In the nuclear business, after two or three decades of very intensive study, we recognize that we still have more to learn, but we are quantifying the effects. This process has not even really begun in the same sense in the other industries. However, in my country, and particularly in the area from which I come, attempts are being made by means of legislation and codes to set certain limits on nitrous oxides, sulphur dioxide and hydrocarbons, but this is being done without the detailed knowledge and experience that we have in the nuclear field. We are, therefore, making progress but it is going to be a long and slow process. In the meantime, unfortunately, decisions are being made and will continue to be made on a less firm basis than in the nuclear field.

D. BENINSON (Moderator): The next question is on the subject of cost-benefit analysis. It reads as follows: "We have heard much discussion on the need for evaluation of the cost to the environment as compared with the benefit of the activity. Recent United States regulations require such a cost-benefit analysis. I should like to hear the panel' s opinion on the scope of such an analysis and on the extent to which quantification is possible". I know that one member of the panel has done this sort of cost-benefit analysis. Perhaps Mr. Dunster would be willing to comment.

H.J. DUNSTER: It would take a very long time to discuss this question thoroughly. I think the main point is that for a long time this type of cost-benefit analysis is going to be based very largely on value judgements. One may be able to put assessments into quantitative terms, but in fact they are going to be essentially a matter of technical and social judgement and not strictly numerical equations. The techniques of cost-benefit analysis admit of considerable precision if the data are available to start with, but I do not think we yet know how to evaluate quantitatively the changes in our environment. For example, how much is the change in the skyline worth when a power station is constructed? It is worth something to somebody. You can assess it indirectly, perhaps by ascertaining afterwards how the price of houses has varied in the area, but you cannot do it in advance with any degree of certainty. I think we shall continue to make value judgements; after all, this is what the whole business of government and management is about.

P. COURVOISIER: I would like to make a comment on this question. I have always wondered why people want to compare cost and benefit and not the costs of different ways of achieving the same purpose. This is of course very much easier. The initial comparison was between nuclear and conventional power production. It might be extended to include other facets of the nuclear industry or the uses of ionizing radiation as such, including the medical applications.

D. BENINSON (Moderator): The panel is asked to comment on the following statement: "With the advance in nuclear technology we may expect the safety of atomic plants and the control of pollution to improve. Atomic power is the only solution for developing countries. I do not think that in these countries there is any antagonistic public opinion and I do not think they expect to have the benefits without paying the price".

J.T. CONWAY: I would like to ask the questioner how he was able to get his public to react in the way he describes because I could learn some-

thing that might be of assistance to me in my part of the United States of America. I congratulate him if the situation in his country is such that his public recognizes that they will have to pay something for the benefits they expect to receive. Unfortunately, not enough people in my country have the same reaction.

D. BENINSON (Moderator): Would the questioner care to amplify his statement.

E.A. EZZ: Developing countries need to increase not only their power resources but also their water resources; they also need to improve their food producing conditions. Of course, the only solution is atomic power and desalination plants. I think in my country (Egypt), in particular, public opinion is largely prepared to accept the risk, if there is any risk, in order to achieve a rapid increase in resources.

A.K. GANGULY: My feeling is that in view of the standards achieved in the nuclear industry the kind of penalty, or sacrifice, now involved may be said to be acceptable in the developing countries. The price to be paid is really in terms of money, not in terms of the standards of safety that could be achieved regardless of whether the power station is in a developing country or in a developed country.

D. BENINSON (Moderator): I have a choice between some technical and some philosophical questions. I shall start with a philosophical one. Here is a provocative statement: "Judgement is a very poor substitute for knowledge". Would the panel comment?

P. COURVOISIER: If we were to apply this statement to the topic of our panel, we would have to find the answers to a number of questions. What knowledge do we have of the effects of nuclear power on the environment? Is it adequate or not? If not, to what degree do we have to substitute judgement for lack of knowledge? And lastly, we must ask whether the statement is really true and raise the question of what is judgement? I should like to answer these questions in the reverse order.

Judgement, in my view at least, is a process of careful and valid comparison of something new or special with other things about which considerable knowledge or at least considerable experience has been accumulated. So it is rather a different thing from guesswork. One extremely important fact in our context is that there exists very considerable experience of the effects of low-level radiation accumulated by nature itself, which has exposed the biosphere of this globe to irradiation since the beginning of life. We therefore have a basis for comparison. I might point out that we also have experience of spontaneous fission. Considerable amounts of fission products are created continuously on the Earth and its crust and even in the biosphere; cases have been found of plutonium naturally formed in rock. So one cannot even say that the general character of natural irradiation is different from the irradiation which may result from the radioactivity produced by the use of nuclear energy. We do have to substitute judgement here and there when we lack knowledge of details. In my opinion, however, our knowledge is adequate to support the conclusion that we have a firm basis for judgements pertaining to the environmental effects of radioactivity, so that even if the statement "Judgement is a poor substitute for knowledge" may be philosophically true, it does not apply in all cases.

H.J. DUNSTER: I do not think judgement and knowledge are necessarily to be treated as alternatives. I do not think that knowledge without judgement is of much value.

D. BENINSON (Moderator): Let us now turn to a question half-way between the technical and the philosophical. "Do members of the panel feel it would be prudent to limit the number and size of nuclear power plants that may be installed either at one location or within an area in which the effluents could affect the same population and the same general environment?"

Y. SUMIYA: I am prepared to be cautious, but as long as we keep the total radioactive effluent discharge to the environment, and the resulting annual dose to people, within the prescribed limits, the number of units or the total capacity is immaterial. I believe that today we already have the technology to satisfy these requirements. For example, we know of a plant producing several million kilowatts; the estimated annual dose to individuals at the site boundary is less than a few millirem per annum. We can apply the limit to the biggest effluent discharge.

E. IRANZO GONZÁLEZ: I should just like to say that caution is not a bad thing in any aspect of life, and certainly not in the nuclear field. When consideration has to be given to installing one or more nuclear power stations at a particular place or when a site has to be selected, in my opinion the limitations at each particular site should be determined by the results of an analysis of the characteristics of the reactors concerned, the critical pathways and the critical groups of the population.

Yu.A. IZRAEHL': May I add a few words to what the previous speaker has said. I should like to define the word "caution" with particular care. It should imply an exact calculation, containing the smallest possible element of emotion. Responsibilities should be clearly allocated. There are the competent bodies, made up of doctors and biologists, which develop the standards. Then there are the physicists, who create the sources of radiation and contamination and who have a clear idea of how to decrease the amount of radioactivity released. There are also geophysicists, who have a good knowledge of the way in which radioactive products are distributed. I think that if we know enough about these factors, we can do our calculations properly. Then, if the results tell us we may do so, we can proceed confidently to build facilities relatively close to one another, particularly as the probability of some kind of abnormally large release from two neighbouring nuclear power stations simultaneously is practically zero.

D. BENINSON (Moderator): Let me read out a further question: "It is possible that one of the significant factors causing public concern about atomic energy is the lack of confidence in the independence of the regulatory authority, either because it is part of the development and promotional agency or because its personnel have obvious close relationships with those in the promotional agencies or in industry. Would members of the panel comment on whether or not they agree with this observation and, if so, could they suggest any way of remedying the situation?"

M. DOUSSET: From experience in France of dealings with those opposed to the development of nuclear energy, it seems to me that the questioner's observation is correct. In other words, very often people vigorously opposed to nuclear industry firmly believe that the majority of those entrusted with drawing up regulations, fixing limits and laying down standards are also entrusted with promoting nuclear energy. I think they are mistaken, particularly if one considers the composition of the highest-level organization in the regulatory sector, namely the International

Commission on Radiological Protection. One only has to look at the background of its members and at its history to see that it has always been and still is basically composed of scientists who are, more often than not, independent of organizations having the task of promoting nuclear energy in the various countries. It is essentially made up of biologists, university teachers working in hospitals, doctors and therapists who are primarily concerned with determining the action of radiation on cancerous tissue and who are therefore particularly qualified to ascertain and define quantitatively the action of radiation on tissues and organisms.

D. BENINSON (Moderator): We now have another question that I am sure will start a substantial discussion. "Several people have proposed and a few countries have adopted a standard based on the total man-rem per megawatt electrical contributed by nuclear power plants. Would panel members comment first on the reasonableness of this approach and second on the practicability of translating such a standard into operating limits for an individual plant."

H.J. DUNSTER: I dislike the concept of total man-rem dose because to me it implies too much faith in the linear relationship between dose and effect. If we add up man-rems, we imply that the total is in some way significant regardless of how it is distributed among a greater or lesser number of people. So I think at the very best a total man-rem concept of this sort must be a subsidiary aid. It can legitimately be applied, as it is in Government policy in the United Kingdom, to the total genetic dose to the country, but I do not think that is quite what the questioner had in mind. He asked about practicability. Given certain definitions, I do not think practicability is too difficult to achieve. The difficulty is, essentially, how to carry out the integration and in particular how to limit the integration because in general terms the number of people increases faster than the dose decreases as you move away from the station so that the integral is likely to rise in an almost meaningless way. In some way, therefore, the integral has to be cut off. Given that sort of definition the approach is quite feasible, but I do not think it is particularly valuable.

D. BENINSON (Moderator): The main point would be at what dose rate, for instance, would you cut off the integration. In connection with Agenda Item 3.3 there were suggestions based, for instance, on integration down to 5 millirems per year for the whole body or 30 millirems for the thyroid. Of course, if you take different end points for your integration, the values obtained will be different. My personal view, however, unlike that of Mr. Dunster, is that this type of approach will be adopted in the future for dealing with population doses from nuclear power stations and other radiation sources.

We now come to what will probably have to be the last question. "What criteria would have to be met before one could justify altering the present dose limits upwards or downwards?"

J.T. CONWAY: I will give a non-technical answer to a technical question. There could be a raising of the dose limits under the following circumstances: if pollution and contamination studies in the conventional power field were to reveal that the biological and other effects are very bad, possibly much worse than the effects of radiation at the levels now set as limits, I could foresee an analysis being made and a justification put forward for raising the limits that have been applied to date. That point has not yet been reached, however, and – if anything – we are being threatened with lower levels rather than the reverse.

D. BENINSON (Moderator): The present system of dose limits has some internal inconsistencies, but this is certainly not what bothers either the public or the regulatory agencies. It is primarily for reasons of scientific correctness that these inconsistencies have to be ironed out. The present system of dose limits, as far as I can see, is a compromise between an earlier approach based on the concept of tolerance, something of the nature of a threshold below which there is no risk and above which there is a risk, and a new approach entailing a continuous relation between dose and effect. This relationship is assumed to be linear and without threshold. So if we are to use the risk coefficients deduced from epidemiological studies in a consistent way in all cases, the present system of dose limits may have to be changed. Against this, you have to balance the practicability of first measuring a given limit or a number associated with it and establishing whether or not there is consistency. In many cases, as the studies have indicated, values may go up. In other cases they might be reduced. I think this matter is currently being considered by one or more of the international organizations, and that recommendations will be forthcoming.

We are very near our time limit. I was planning to summarize our discussion, but this is a very difficult task. We have touched on several aspects connected with power stations, with the environment and with man. The emphasis of the contributions has been on the fact that, at least as far as radioactivity is concerned, the limiting factors are radiation doses in man and not the effects on the environment, and that the environment acts in this respect as a pathway to man. We have analysed the pathway very briefly and have given some thought to the safety of plants and to how to inform the public. One point that emerged is the need for more extensive and deeper collaboration between the scientists and the public relations man in order to overcome a reaction which, in the Moderator's view at least, is unscientific.