



**Conseil Économique
et Social**

Distr.
GÉNÉRALE

EB.AIR/WG.1/2001/7
20 juin 2001

FRANÇAIS
Original: ANGLAIS

COMMISSION ÉCONOMIQUE POUR L'EUROPE

ORGANE EXÉCUTIF DE LA CONVENTION
SUR LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE
TRANSFRONTIÈRE À LONGUE DISTANCE

Groupe de travail des effets
(Vingtième session, Genève, 29-31 août 2001)
Point 4 *b* de l'ordre du jour provisoire

ÉVALUATION DES TENDANCES DES CONCENTRATIONS
ET DU RUISSELLEMENT DE L'AZOTE SUR LES SITES
DU PIC-EAUX (EUROPE ET AMÉRIQUE DU NORD)

Rapport technique du Centre du Programme international concerté d'évaluation
et de surveillance de l'acidification des cours d'eau et des lacs (PIC-Eaux)

Introduction

1. De vastes régions d'Europe ont reçu au XX^e siècle d'importants dépôts de composés azotés. Les émissions d'espèces d'azote (N) oxydé provenant de la combustion de combustibles fossiles et les émissions de composés d'azote réduit provenant de l'agriculture ont augmenté de façon spectaculaire en Europe au siècle dernier pour atteindre des sommets vers 1980. Elles se sont par la suite stabilisées pour ensuite diminuer légèrement dans la plupart des pays (Tarrason et Schaug, 2000).

Les documents établis sous les auspices ou à la demande de l'Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance aux fins d'une distribution GÉNÉRALE doivent être considérés comme provisoires tant qu'ils n'ont pas été APPROUVÉS par l'Organe exécutif.

2. On a longtemps considéré qu'un excès de dépôt d'azote constituait une menace pour l'équilibre nutritif et la santé des écosystèmes de forêt et des écosystèmes terrestres semi-naturels. L'azote est généralement le nutriment inhibiteur de croissance dans ces écosystèmes, et des dépôts excessifs chroniques de cet élément peuvent provoquer une saturation azotée, définie par Aber *et al.* (1989) comme étant «la présence d'ammonium et de NO_3 en quantité supérieure à la demande nutritionnelle totale combinée des plantes et des microbes». Selon cette définition, la saturation azotée est établie par un lessivage accru d'azote inorganique (généralement NO_3) en dessous de la zone racinaire. Le NO_3 étant un anion acide fort, son lessivage accru acidifie davantage les sols et les eaux de surface. Les concentrations accrues d'azote inorganique dans les eaux de ruissellement indiquent par conséquent une saturation azotée des écosystèmes de captage, à supposer, bien entendu, qu'il n'existe aucune source importante (telle qu'engrais ou eaux usées urbaines ou industrielles) d'azote dans le captage.

3. Le rôle du NO_3 dans l'acidification des eaux de surface a suscité à juste titre beaucoup d'intérêt dernièrement, d'autant que l'importance du SO_4 est en régression. Les résultats d'études menées par le PIC-Eaux ont montré que les baisses sensibles des concentrations de SO_4 sur les sites européens et nord-américains du Programme pouvaient s'expliquer par une diminution des dépôts de soufre qui tient à la bonne application de mesures de réduction des émissions (Stoddard *et al.*, 1999; Skjelkvåle *et al.*, 2000). On peut observer, dans de nombreux captages, des concentrations de NO_3^- en augmentation durant les années 80 et une baisse de ces valeurs durant les années 90 (Lükewille *et al.*, 1997). Ce schéma ne peut s'expliquer par le régime des dépôts ou d'autres changements survenus dans les captages ayant pour origine des sources fixes, l'agriculture, les coupes à blanc ou les feux de forêt. Il s'ensuit que la relation dose/réaction est beaucoup plus compliquée dans le cas de l'azote que dans celui du soufre. Les variations au niveau des dépôts d'azote ne sont peut-être pas toujours directement liées aux variations du ruissellement du NO_3 . Le «statut azoté» d'un écosystème, ou les variations de ce statut, semble être un important indicateur de saturation azotée.

4. On a commencé à signaler une augmentation des concentrations de NO_3^- dans le ruissellement dans les années 80. L'étude norvégienne «1 000 lacs» de 1986 a révélé que les concentrations de NO_3^- dans certaines zones du sud du pays avaient quasiment doublé depuis les enquêtes menées en 1974 et 1975 (Henriksen et Brakke, 1988). De même, des concentrations de NO_3^- en hausse ont été observées dans le cadre du projet de surveillance à long terme mené par l'Agence de protection de l'environnement (EPA) des États-Unis. Sur les 15 lacs de drainage étudiés dans la région des Adirondacks, 9 ont affiché des augmentations des concentrations de NO_3^- de 0,5 à 2 $\mu\text{eq l}^{-1} \text{an}^{-1}$ au cours de la période 1982-1990 (Driscoll et van Dreaseon, 1993). En outre, cinq des huit cours d'eau de la région des Catskills ont affiché de nettes tendances à la hausse des concentrations de NO_3^- , celles-ci étant passées de 1,3 à près de 3 $\mu\text{eq l}^{-1}$ pendant la période 1983-1989 (Murdoch et Stoddard, 1993). Ces tendances ont largement disparu dans les années 90 (Stoddard *et al.*, 1998), phénomène que l'on peut également observer sur de nombreux sites du PIC-Eaux. Même si les concentrations de NO_3^- sont relativement stables, le lessivage du NO_3 des captages forestiers aura pour effet d'enlever les cations basiques du sol et de mobiliser les ions aluminium et H^+ , contribuant ainsi à l'acidification des captages.

5. Le présent rapport a pour objet de dresser un bilan actualisé (depuis l'évaluation de Lükewille *et al.*, 1997) du NO_3 présent dans les eaux de surface des sites du PIC-Eaux d'Europe et d'Amérique du Nord, de fournir une évaluation plus détaillée des tendances de

l'azote dans les eaux de surface dans les sous-régions pour donner suite au rapport du PIC-Eaux sur 12 ans (Skjelkvåle *et al.*, 2000) et de corrélérer ces résultats aux tendances des dépôts d'azote.

I. MÉTHODES APPLIQUÉES ET SÉLECTION DES SITES

6. Les données relatives aux eaux de surface qui sont utilisées dans le présent rapport proviennent du PIC-Eaux, et les données relatives aux dépôts du Programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe (EMEP).
7. Les données du PIC-Eaux proviennent de 204 sites européens (Allemagne, Autriche, Bélarus, Espagne, Estonie, Fédération de Russie, Finlande, France, Hongrie, Italie, Irlande, Lettonie, Norvège, Pologne, République tchèque, Roumanie, Royaume-Uni, Suède et Suisse) et nord-américains (Canada, États-Unis). Tous ces sites ont été sélectionnés comme le prévoit le Manuel du Programme (Institut norvégien pour la recherche sur l'eau, 1996) afin qu'ils soient le plus représentatifs possible des terrains sensibles aux acides de chaque pays. Selon ces critères, ces sites sont des lacs et cours d'eau drainant des captages d'amont et sont à l'abri de toute perturbation locale. La fréquence de l'échantillonnage est variable, mais tous les sites retenus font au minimum l'objet d'un prélèvement en été et en automne (débit de base) et au printemps (ruissellement).
8. Les concentrations de NO₃ notifiées au PIC-Eaux sont mesurées à l'aide de diverses méthodes analytiques. La comparaison croisée de ces méthodes à laquelle procède annuellement le PIC-Eaux (Hovind, 2000) en utilisant des échantillons de vérification – dont la concentration est connue – montre une parfaite concordance entre tous les laboratoires nationaux participants. Les données utilisées pour évaluer les concentrations d'azote proviennent des années 1998 et 1999; les données de tendance se rapportent à la période 1989-1998.
9. Les données de la base qu'utilise le PIC-Eaux illustrent un problème commun aux grandes bases de données internationales qui reposent sur des contributions volontaires. Même si le programme est doté d'un manuel et que les données sont soigneusement vérifiées avant d'être stockées dans la base du Centre du Programme du PIC-Eaux, de nombreux sites ne disposent pas de suffisamment de données pour tous les types d'analyse. Le texte qui accompagne les figures présentées indique toujours le nombre de sites qui ont été utilisés dans chacune des analyses.
10. Les critères de sélection des sites utilisés pour évaluer les niveaux de saturation azotée étaient ceux qui avaient été appliqués par Stoddard et Traaen (1995), à savoir le prélèvement d'au moins trois échantillons pour l'année 1998, cette opération devant être étalée sur les saisons. Les critères de sélection des sites utilisés pour évaluer les tendances étaient ceux qui avaient été appliqués dans le rapport sur 12 ans (Skjelkvåle *et al.*, 2000), à savoir au minimum deux échantillonnages par an et l'obtention de données pour au moins 7 des 10 années 1989-1998.
11. Toutes les données de l'EMEP relatives aux dépôts qui ont été exploitées étaient fournies par le Centre de synthèse météorologique-Ouest (CSM-O) et le Centre de coordination pour les questions chimiques (CCQC) et ne couvrent que les sites européens. Elles représentent i) les dépôts mesurés dans les stations de l'EMEP situées dans la même région que les sites des eaux courantes (Barrett *et al.*, 2000); et ii) les dépôts modélisés pays par pays

(Tarrason et Schaug, 2000). Ces dernières données ont été calculées sur un maillage de 50 km x 50 km en Europe, à l'aide d'un modèle utilisant des estimations d'émission annuelles et des données météorologiques réelles pour chaque année afin d'obtenir la valeur des dépôts humides et secs de soufre, d'azote oxydé et de composés azotés réduits.

II. RÉSULTATS

A. Concentrations de nitrates dans le ruissellement

12. Près du tiers des sites du PIC-Eaux (situés principalement dans les pays nordiques, l'Irlande, le Canada et les États-Unis) présentent des concentrations annuelles moyennes de NO_3^- inférieures à $5 \mu\text{eq l}^{-1}$. Plus de la moitié des sites accusent des concentrations de NO_3^- supérieures à $10 \mu\text{eq l}^{-1}$. Étant donné le caractère épisodique des concentrations de NO_3^- sur de nombreux sites, l'importance de cet ion dans l'acidification est souvent supérieure à ce qu'indiquent les chiffres moyens. On rencontre des concentrations moyennes dépassant les $50 \mu\text{eq l}^{-1}$ sur 14 % des sites, principalement en Allemagne, en Lettonie, en Estonie, en Italie, en République tchèque, au Bélarus et en Hongrie. Au total, il ressort des résultats qu'une bonne partie des sites du PIC-Eaux accusent des concentrations de NO_3^- supérieures à ce que l'on pourrait attendre de captages indemnes de tout dépôt azoté (Stoddard, 1994). Tous les sites retenus figurent parmi ceux qui sont le moins perturbés dans chaque pays, mais les influences agricoles ne sont peut-être pas sans effet sur les concentrations de NO_3^- les plus élevées.

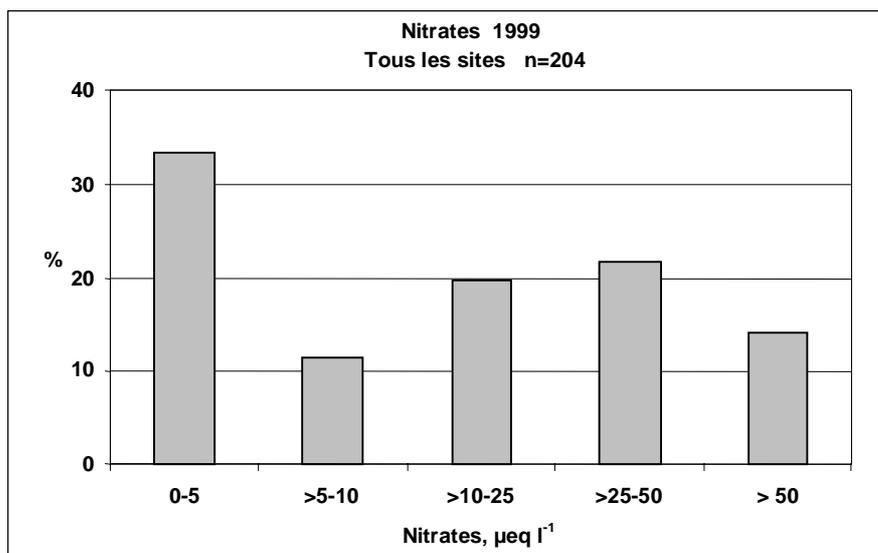


Figure I. Distribution de fréquence des concentrations annuelles moyennes de NO_3^- pour les 204 sites du PIC-Eaux (données de 1999)

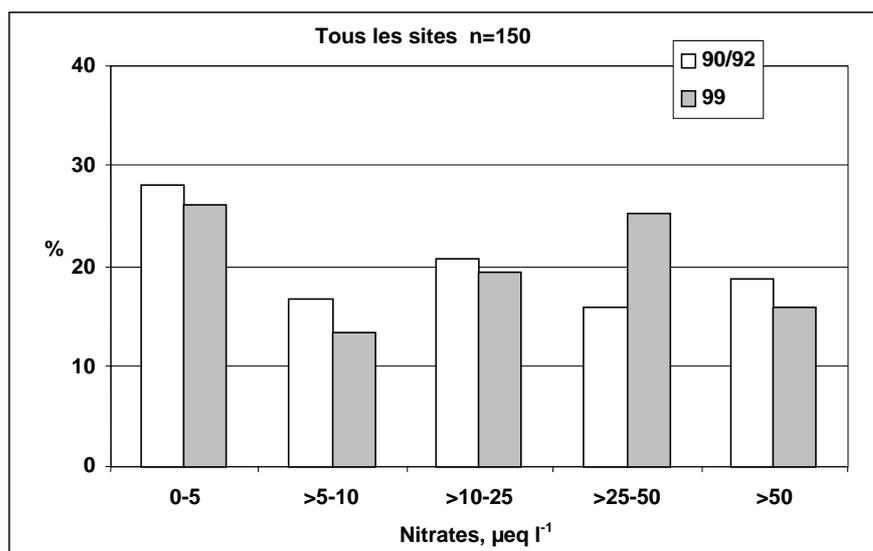


Figure II. Distribution de fréquence des concentrations annuelles moyennes de NO_3^- sur 150 sites du PIC-Eaux (données de 1999 et 1990-1992)

13. Les valeurs moyennes non pondérées utilisées dans la présente étude risquent de sous-estimer les valeurs annuelles réelles, notamment dans le cas des captages recevant d'abondantes fontes nivales au printemps. Il faudrait donc considérer que les résultats pour les sites du PIC-Eaux représentent des estimations prudentes des concentrations moyennes de NO_3^- .

14. La distribution de fréquence des concentrations de NO_3^- est sensiblement la même pour 150 sites utilisant des données de 1990/92 et 204 sites des données de 1999 (fig. I et II). Il s'est produit une certaine augmentation des concentrations dans les sites de la fourchette 25-50 $\mu\text{eq l}^{-1}$ et des baisses dans tous les autres groupes. Si l'on distingue les données pour l'Europe des données pour les États-Unis, on s'aperçoit que l'augmentation des concentrations de NO_3^- de 1990/92 à 1999 s'est produite pour une bonne partie aux États-Unis, tandis que les sites européens affichent une tendance à la baisse.

B. Importance relative des nitrates et des sulfates

15. L'importance de l'ion NO_3^- dans l'acidification par rapport à l'ion SO_4 peut être chiffrée par le rapport N/S, c'est-à-dire la concentration de NO_3^- divisée par la somme du SO_4 d'origine non marine (indiqué par un astérisque) et du NO_3^- ($\mu\text{eq l}^{-1}$), soit:

$$\text{N/S} = \text{NO}_3^- / (\text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-)$$

N/S est $> 0,1$ sur environ 55 % des 204 sites en 1999, tandis que 5 % seulement présentent des valeurs de N/S $> 0,5$. Sur ces sites, NO_3^- contribue davantage à l'acidification que SO_4 . Il s'agit de sites situés en Allemagne et en Italie. Il s'ensuit que pour la majorité des sites du PIC-Eaux et sur une base moyenne annuelle, SO_4 reste l'ion acidifiant dominant.

16. La comparaison de ces résultats avec la distribution de fréquence de N/S dans les données de 1990/92 sur 147 sites du PIC-Eaux montre qu'il s'est produit un glissement systématique vers des valeurs plus importantes (fig. III). NO_3^- joue un rôle plus important dans l'acidification en 1999 qu'en 1990/92. Ce phénomène s'explique très certainement plus par le déclin des concentrations de SO_4 au cours de cette période que par un accroissement des concentrations de NO_3^- .

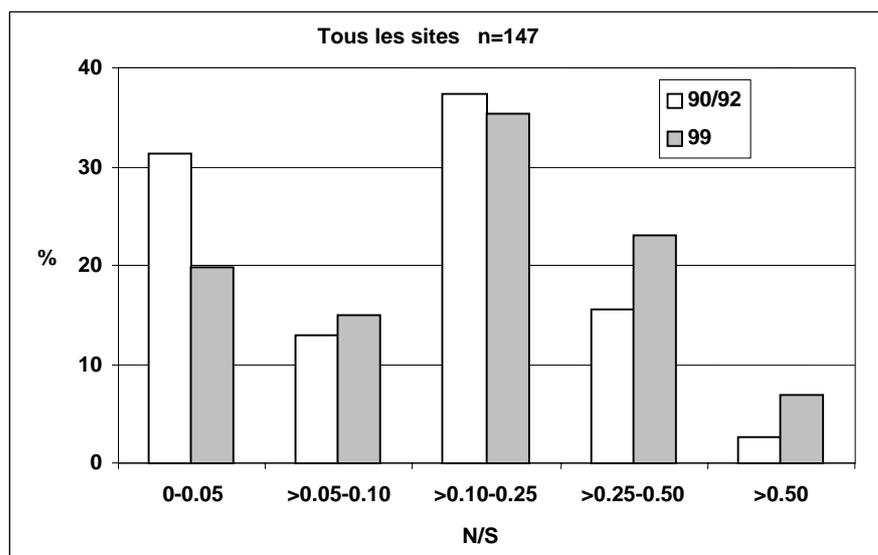


Figure III. Importance relative de NO_3^- dans l'acidification sur 147 sites du PIC-Eaux en 1999 par rapport à la période 1990/92 pour ces mêmes sites

17. Une distinction entre les données pour les États-Unis et les données pour l'Europe montre qu'il s'est produit, sur les sites des États-Unis, un glissement vers une élévation du rapport N/S, celui-ci passant d'une valeur médiane de 0,07 en 1990/92 à 0,16 en 1999, tandis que pour les sites européens, ce rapport est passé de 0,16 à 0,20 entre 1990/92 et 1999.

C. Dépôts d'azote et concentration d'azote inorganique dans le ruissellement

18. Les données empiriques provenant d'écosystèmes de forêt en Europe montrent l'existence d'une relation entre les dépôts et les pertes d'azote (Dise et Wrigth, 1995; Gundersen *et al*, 1998). Ces données indiquent qu'un très faible lessivage de NO_3^- se produit pour des dépôts d'azote inférieurs à $9-10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, qu'un lessivage peut se produire pour des dépôts intermédiaires (entre 9 et $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et qu'un lessivage significatif se produit sur la quasi-totalité des sites recevant des dépôts supérieurs à $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Ces seuils ont été établis sur la base de données provenant de placettes d'observation sur toute la largeur d'un gradient de dépôts azotés actuels en Europe, ainsi que de plusieurs sites expérimentaux.

19. On ne dispose pas de données d'entrée-sortie concernant NO_3^- pour la plupart des sites du PIC-Eaux. Cependant, on peut se faire une idée générale des fuites d'azote en comparant les concentrations dans le ruissellement ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) et les flux estimés des dépôts d'azote total

(humide et sec) (fig. IV). Les flux des dépôts sont des valeurs pour les mailles 50 km x 50 km de l'EMEP dans lesquelles sont situés les sites correspondants du PIC-Eaux. Les sites nord-américains ne sont pas visés dans la présente analyse.

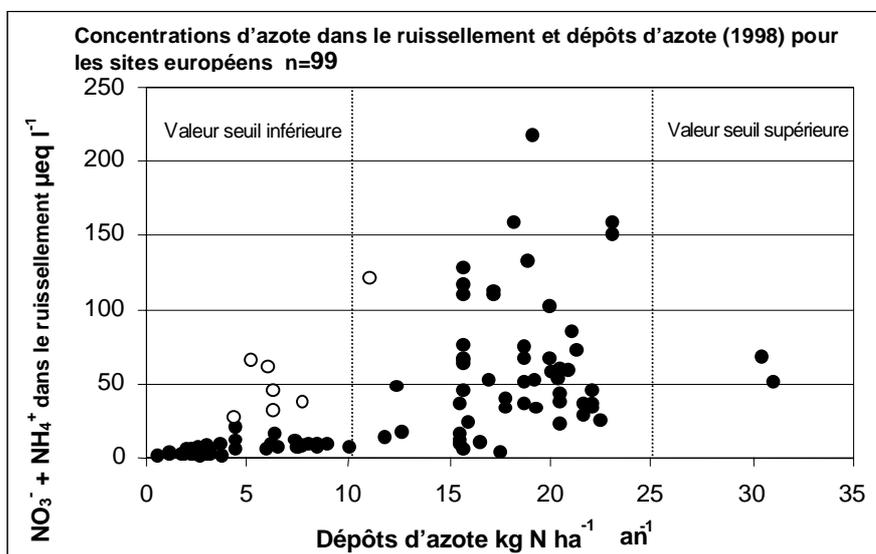


Figure IV. Concentrations d'azote ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) dans le ruissellement et flux des dépôts d'azote total (humide + sec) pour 99 sites du PIC-Eaux en 1999. Les données de dépôt sont des valeurs de 1998 pour les mailles 50 km x 50 km de l'EMEP dans lesquelles sont situés les sites correspondants (données provenant de Tarrason and Schaig, 2000). Les valeurs seuils de 10 et 25 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ proviennent de Dise and Wright (1995)

20. Les résultats corroborent l'idée générale selon laquelle des fuites accrues d'azote se produisent dans les captages recevant des dépôts azotés supérieurs à un seuil donné. Certains captages présentent des fuites prononcées de NO_3^- pour des dépôts d'azote total ne dépassant pas 5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Dans le cas des sites de Lettonie, d'Estonie et de Biélorussie (indiqués sur la figure par des cercles), l'influence de l'agriculture (des terres de pâturage, par exemple) sur la qualité de l'eau ne saurait être exclue. Pour les sites nord-américains, Stoddard (1994) a observé des fuites importantes d'azote pour des dépôts humides ne dépassant pas 2,5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, soit des dépôts humides + secs avoisinant les 5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. La différence éventuelle au niveau des valeurs seuils entre les continents européen et nord-américain est un phénomène intéressant pour lequel on n'a pas encore d'explication.

21. Les valeurs seuils absolues pour les sites du PIC-Eaux sont incertaines pour plusieurs raisons: les données de dépôt se sont pas sitespécifiques; la fréquence d'échantillonnage est faible sur de nombreux sites; l'importance des fuites d'azote est influencée aussi bien par la masse des dépôts que par leur durée; les concentrations d'azote dans le ruissellement (et non les flux d'azote) ont été comparées aux flux des dépôts d'azote; le choix des sites ne porte pas nécessairement sur les sites les plus sensibles aux fuites d'azote; le seuil peut être différent pour les écosystèmes non forestiers; et dans le cas des lacs, une rétention importante d'azote dans la

masse d'eau elle-même n'est pas exclue. Malgré ces incertitudes, les données présentées dans la figure IV concordent raisonnablement avec celles de Dise et Wright (1995) et Gundersen *et al.* (1998).

D. Classification des niveaux de saturation azotée

22. L'azote est le nutriment inhibiteur de croissance dans de nombreux écosystèmes terrestres. Des dépôts de longue durée d'azote atmosphérique peuvent provoquer une situation où l'azote inorganique disponible est supérieur aux quantités totales nécessaires à la croissance des plantes et des micro-organismes du sol. La saturation azotée est définie ici comme étant la perte persistante de NO_3^- et/ou NH_4^+ dans des eaux d'écoulement de surface ou souterraines qui peut s'accompagner d'augmentations de la minéralisation azotée et de la nitrification du sol (Stoddard, 1994). Stoddard (1994) employait le terme «persistant» par référence aux variations temporelles de courte durée du lessivage de NO_3^- des captages, tenant ainsi compte du caractère saisonnier des processus de renouvellement de l'azote biologique. Cet auteur désigne les différents niveaux dans un circuit temporel hypothétique par lequel les écosystèmes peuvent passer si les dépôts d'azote atmosphérique restent élevés ou augmentent.

23. Les critères de départ de Stoddard (1994) ont été adaptés à la gamme des fréquences d'échantillonnage qui ont prévalu à la collecte des données du PIC-Eaux (pour plus de détails, se reporter à Stoddard et Traaen, 1995; et à Traaen et Stoddard, 1995). Il a été élaboré des critères distincts pour les sites à échantillonnage fréquent et à échantillonnage sporadique afin de caractériser la majorité des sites du PIC-Eaux étudiés; la prise en compte de sites à échantillonnage relativement sporadique (moins de quatre fois par an) a rendu difficile la distinction entre les niveaux 0 et 1 et les niveaux 2 et 3, d'où l'existence de deux classifications (niveau 0/1 et niveau 2/3) en sus des niveaux 0 à 3 définis par Stoddard.

24. La distribution des niveaux de saturation azotée en 1998 entre tous les sites du PIC-Eaux est indiquée à la figure V. Près de la moitié des 108 sites ont affiché un niveau élevé (2 ou 3) de saturation azotée en 1998. Ces sites se rencontrent essentiellement en Europe centrale, encore que deux des sites suédois soient également représentés au niveau 2. La plupart des sites des pays scandinaves sont classés 0 ou 1. Trente-six d'entre eux ont également été classés en 1990/92, et 24 d'entre eux ont présenté une saturation azotée inchangée de 1990/92 à 1998 tandis que huit ont accusé une baisse et quatre une hausse.

E. Relation entre les dépôts d'azote et le niveau de saturation azotée

25. Il existe une relation manifeste entre les dépôts d'azote et la classification du niveau de saturation azotée sur les sites européens du PIC-Eaux (fig. VI). Les valeurs des dépôts d'azote sont toutes inférieures à $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ aux niveaux 0 et 1 tandis qu'au niveau 3 aucun site n'avait reçu de dépôt inférieur à $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Ce tableau général rejoint celui qui s'est dégagé de l'évaluation des données de 1990/92 (Traaen et Stoddard, 1995).

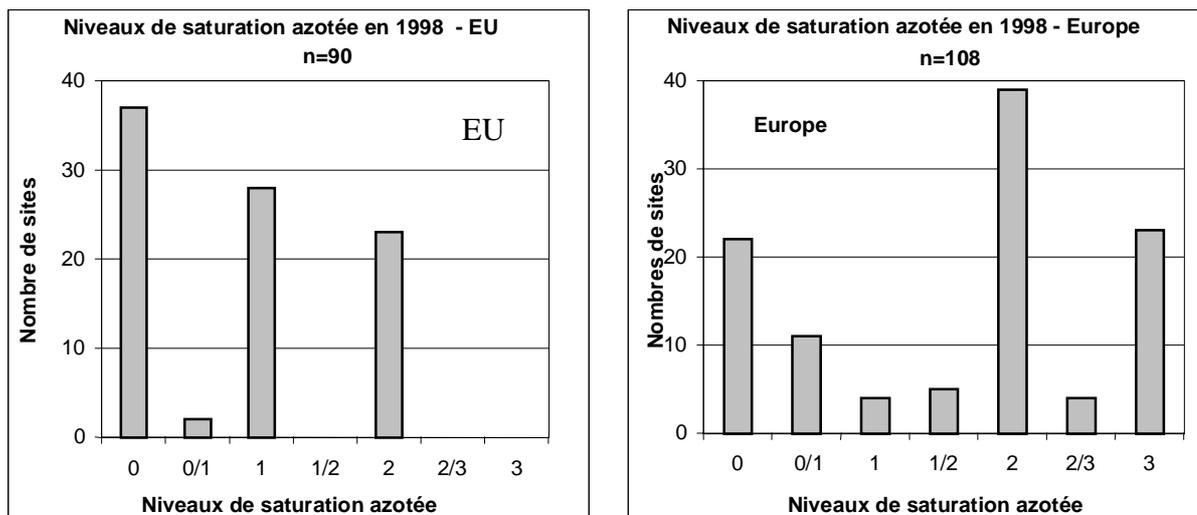


Figure V. Nombre de sites du PIC-Eaux à différents niveaux de saturation azotée en 1998 (niveaux modifiés par rapport à Stoddard, 1994; les critères d'assignation des niveaux aux différents sites sont expliqués dans Traaen et Stoddard, 1995) pour les sites du PIC-Eaux des États-Unis (EU) et d'Europe.

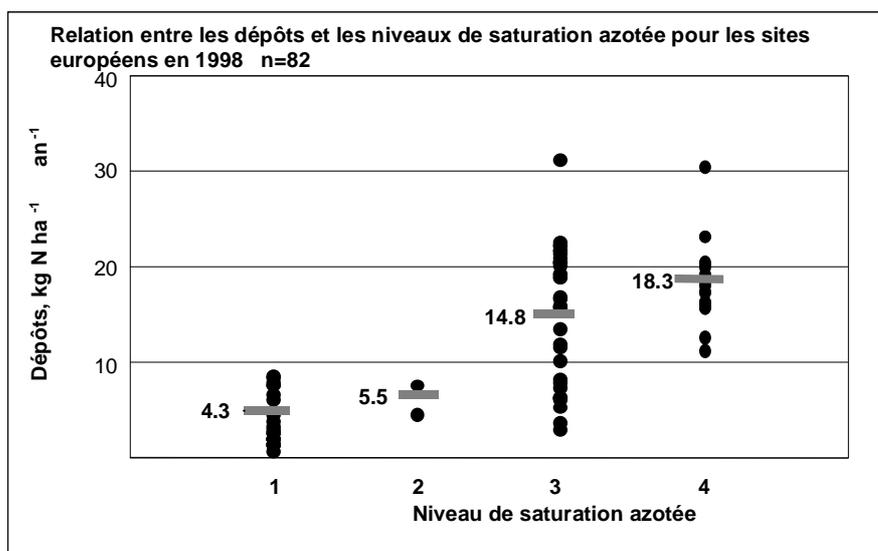


Figure VI. Relation entre les dépôts d'azote (humide + sec, estimés d'après des données de maillage de l'EMEP) et les niveaux de saturation azotée en 1998 pour 82 sites européens du PIC-Eaux (l'Amérique du Nord est exclue). Les valeurs moyennes sont indiquées par des barres horizontales et les chiffres renvoient à la valeur moyenne des dépôts en kg N ha⁻¹ an⁻¹.

F. Tendances des concentrations de nitrates dans les eaux de surface

26. La saturation azotée inspire actuellement des craintes fondées pour la plupart sur des éléments attestant des pertes croissantes de NO_3^- à partir de captages de zones d'Europe et d'Amérique du Nord à fort taux de dépôt dans les années 80 (par exemple Murdoch et Stoddard, 1993; Driscoll et van Dreason, 1993; Henriksen et Brakke, 1988). Des études plus récentes des tendances observées dans le nord-est des États-Unis ont paru indiquer que ces tendances ne se sont pas poursuivies dans les années 90 (Mitchell *et al.*, 1996).

27. Les données du PIC-Eaux ont servi à évaluer les tendances des concentrations de NO_3^- dans les eaux de surface dans les années 90 dans des régions plus vastes (Skjelkvåle *et al.*, 2000). Les sites pour lesquels des données ont été relevées avec une fréquence suffisante (au moins trois échantillonnages par an) et sur une durée suffisante (au moins sept des dix années 1989-1998) ont été utilisés (98 sites). L'importance des tendances dans le temps a été testée par la méthode statistique saisonnière Kendal Tau (SKT) (les méthodes statistiques sont exposées en détail dans Skjelkvåle *et al.*, 2000; et Stoddard *et al.*, 1999).

28. Sur les 96 sites du PIC-Eaux offrant suffisamment de données pour permettre une analyse de tendance, huit ont affiché des tendances significatives à la hausse pendant la période 1989-1999, onze des tendances significatives à la baisse tandis que les 77 autres n'ont présenté aucune tendance significative. Il est cependant intéressant de noter que des tendances à une baisse des concentrations de NO_3 ont été relevées dans cinq des six sites de la République tchèque (tableau 1).

29. Les sites ont été groupés par critère chimique et caractéristique de captage (Skjelkvåle *et al.*, 2000). Le seul groupe à afficher une variation significative est celui dont le pouvoir de neutralisation des acides (PNA) est faible, les données indiquant un accroissement significatif des concentrations de NO_3 dans les années 90. Ni le groupe de sites à faible concentration de NO_3 , ni le groupe à concentration élevée de NO_3 , n'a accusé de tendance significative au niveau des concentrations de NO_3 (ces deux groupes ont affiché une variabilité de tendance considérable).

30. Il ressort des résultats obtenus précédemment par le PIC-Eaux (Stoddard *et al.*, 1999; Lükewille *et al.*, 1997) que dans les années 80, pour le PIC-Eaux dans son ensemble, davantage de sites ont affiché des tendances à la hausse des concentrations de NO_3 (33 %) que de tendances à la baisse (8 %). D'après les données pour les années 90, il apparaît désormais que ce mouvement s'est résorbé.

Tableau 1. Nombre de sites présentant des tendances significatives ($p < 0,05$) à l'augmentation ou à la diminution des concentrations de NO_3 de 1989 à 1998

Pays	Nombre total de sites	Nombre de sites affichant des:	
		Tendances à la hausse	Tendances à la baisse
Allemagne	6		
Canada	14	4	
États-Unis	17		1
Finlande	22		
Italie	4		
Norvège	9	2	1
Pologne	2		
République tchèque	6		5
Royaume-Uni	6	2	
Suède	10		2
Total	96	8	10

G. Tendances des dépôts

31. Les dépôts d'azote oxydé et d'azote réduit en Europe ont augmenté au XX^e siècle, pour se stabiliser dans les années 70 et 80 et amorcer une baisse à la fin des années 90 en Europe centrale et septentrionale sous l'effet d'une timide régression des émissions (Tarrason et Schaug, 2000). Les analyses de tendance réalisées à partir des données de l'EMEP par Barrett *et al.* (2000a) et Barrett *et al.* (2000b) font ressortir une baisse d'environ 20 % des dépôts d'azote dans le centre de l'Allemagne et le sud de la Scandinavie au cours de la période 1989-1998, phénomène qui est attribué au recul des émissions de composés azotés dans les années 90.

32. Les tendances des dépôts de $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ pour la période 1989-1998 ont été calculées pour une sélection de sites de l'EMEP situés dans la même région que les sites du PIC-Eaux (tableau 2). Seuls les sites finlandais et suédois affichent des variations significatives des dépôts d'azote pendant cette période; en Suède, un site présente une tendance à la hausse et un autre une tendance à la baisse. La mesure des dépôts humides de composés azotés sur les sites de l'EMEP révèle des variations relativement importantes d'une année sur l'autre qui tiennent probablement aux variations naturelles des conditions météorologiques (l'importance des précipitations, par exemple). Le «bruit» qui affecte ce résultat signifie par conséquent que les variations des dépôts d'azote doivent donc être relativement importantes avant de devenir statistiquement significatives, ce qui explique sans doute pourquoi de nombreux sites de l'EMEP n'affichent aucune tendance significative au niveau des dépôts d'azote dans les années 90.

Tableau 2. Régression linéaire des dépôts annuels de $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ pour la période 1989-1998 sur 16 sites de l'EMEP dans neuf pays européens. Les tendances significatives sont indiquées en caractères gras. NS: tendance non significative. Unité: $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$

Pays	Site de l'EMEP	Pente	r^2	p
Allemagne	DE02 Waldhof	-0,10	0,05	NS
	DE03 Schauinland	-0,42	0,28	NS
	DE05 Brotjackriegel	-0,12	0,07	NS
Finlande	FI04 Ahtari	-0,24	0,66	<0,05
	FI09 Uto	-0,08	0,90	<0,05
Italie	IT04 Ispra	-0,52	0,20	NS
Norvège	NO01 Birkenes	-0,42	0,48	NS
	NO08 Skreådalen	-0,34	0,29	NS
Pologne	PL02 Jarczew	0	0	NS
République tchèque	CZ01 Svartouch	+0,05	0,04	NS
Royaume-Uni	GB 06 Lough Navar	-0,11	0,30	NS
	GB02 Eskdalemuir	+0,22	0,37	NS
	GB15 Strath Vaich	-0,05	0,29	NS
Suède	SE02 Rorvik	-0,43	0,70	<0,05
	SE12 Aspvreten	+0,23	0,64	<0,05
Suisse	CH01 Jungfraujoch	-0,23	0,42	NS

III. RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS

33. La base de données du PIC-Eaux renferme actuellement des données en provenance de 204 sites d'Europe et d'Amérique du Nord qui ont permis d'évaluer la situation et les tendances des concentrations de nitrates (NO_3).

34. Situation:

a) Près du tiers des sites du PIC-Eaux présentent des concentrations annuelles moyennes de $\text{NO}_3 < 5 \mu\text{eq l}^{-1}$, plus de la moitié des concentrations $> 10 \mu\text{eq l}^{-1}$. Il ressort de l'ensemble des résultats qu'une bonne partie des sites du PIC-Eaux affichent des concentrations de NO_3 supérieures à ce que l'on pourrait attendre de captages indemnes de dépôts azotés;

b) Dans près de 5 % des sites, l'acidification est imputable davantage aux nitrates NO_3 qu'aux sulfates (SO_4). Cela signifie que, pour la majorité des sites du PIC-Eaux, SO_4 reste, sur une base moyenne annuelle, l'ion acidifiant dominant;

c) SO_4 est l'anion acidifiant le plus important, mais NO_3 représente plus de 10 % des anions acides d'origine non marine sur 50 % des sites du PIC-Eaux;

d) Les données du PIC-Eaux corroborent l'idée générale, à savoir que des fuites accrues d'azote se produisent dans les captages qui reçoivent des dépôts azotés supérieurs au seuil de 5-10 kg N ha⁻¹ an⁻¹;

e) Près de la moitié des 108 sites européens du PIC-Eaux ont affiché un niveau élevé (2 ou 3) de saturation azotée en 1998. Ces sites se rencontrent essentiellement en Europe centrale. La plupart des sites des pays scandinaves sont classés au niveau 0 ou 1. Dans l'est des États-Unis, 26 % des sites présentent un niveau élevé (2) de saturation azotée et aucun n'est classé au niveau 3;

f) Il existe une relation manifeste entre les dépôts d'azote et le niveau de saturation azotée sur les sites européens du PIC-Eaux. Les dépôts d'azote sont tous inférieurs à 10 kg N ha⁻¹ an⁻¹ aux niveaux 0 et 1 tandis qu'au niveau 3, aucun site n'avait reçu de dépôt inférieur à 10 kg N ha⁻¹ an⁻¹.

35. Tendances:

a) La distribution de fréquence des concentrations de NO₃ est sensiblement la même pour 150 sites offrant des données pour la période 1990/1992 et pour 1999. Une distinction des données entre les États-Unis et l'Europe fait apparaître que l'augmentation des concentrations de NO₃ de 1990/1992 à 1999 s'est produite pour la majeure partie sur les sites des États-Unis tandis que les sites européens affichent une tendance à la baisse de ces concentrations;

b) Les nitrates ont joué un rôle plus important dans l'acidification en 1999 qu'en 1990/1992. Cela s'explique par la diminution des concentrations de SO₄ pendant cette période plutôt que par une augmentation des concentrations de NO₃;

c) Sur les 70 sites examinés en 1998, 36 étaient également classés en 1990/1992. Parmi ceux-ci, 24 n'ont accusé aucune variation du niveau de saturation azotée tandis que 8 ont affiché une régression et 4 une progression;

d) La majorité des sites du PIC-Eaux offrant suffisamment de données pour permettre une analyse de tendance en 1998 n'ont présenté aucune tendance significative concernant les concentrations de NO₃ pour la période 1989-1998. Une augmentation significative a été enregistrée sur 8 sites seulement et une baisse significative sur 11. Il ressort des résultats obtenus précédemment par le PIC-Eaux (Stoddard *et al.*, 1999; Lükewille *et al.*, 1997) que dans les années 80 et pour le PIC-Eaux dans son ensemble, davantage de sites (33 %) ont affiché des tendances à la hausse que de tendances à la baisse (8 %). Les données pour les années 90 indiquent à présent que ce mouvement s'est résorbé;

e) Les dépôts d'azote oxydé et d'azote réduit en Europe ont augmenté au XX^e siècle pour se stabiliser dans les années 70 et 80. Les analyses de tendance réalisées à partir des données de l'EMEP par Barrett *et al.* (2000a) et Barrett *et al.* (2000b) font apparaître une régression d'environ 20 % des dépôts d'azote dans le centre de l'Allemagne et le sud de la Scandinavie au cours de la période de 1989-1992, phénomène qui est attribué à la baisse des émissions de composés azotés dans les années 90;

f) Sur les 16 sites de l'EMEP qui sont situés dans la même région que les sites du PIC-Eaux, trois seulement affichent des variations significatives des dépôts d'azote au cours de la période décennale 1989-1998. La mesure des dépôts humides de composés azotés sur les sites de l'EMEP révèle des variations relativement importantes d'une année sur l'autre qui tiennent probablement aux variations naturelles des conditions météorologiques (l'importance des précipitations, par exemple). Le «bruit» qui affecte ce résultat signifie par conséquent que les variations des dépôts d'azote doivent donc être relativement importantes avant de devenir statistiquement significatives, ce qui explique sans doute pourquoi de nombreux sites de l'EMEP n'affichent aucune tendance significative au niveau des dépôts d'azote dans les années 90;

g) Dans l'ensemble, les données indiquent que la progression vers une saturation azotée est un processus lent qui s'échelonne sur des décennies.

Références

Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P., et Melillo, J. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* **39**: 378-386.

Barrett, K., Aas, W., Hjellbrekke, A. G., Tarrason, L., et Schaug, J. 2000. An evaluation of trends for concentrations in air and precipitation, p.41-58, In: Tarrason, L., et Schaug, J., Transboundary Acidification and Eutrophication in Europe. EMEP Summary Report 2000, Institut norvégien de météorologie, Oslo (Norvège).

Barrett, K., Schaug, J., Bartonova, A., Semb, A., Hjellbrekke, A. G., et Hanssen, J. E. 2000. A contribution from CCC to the reevaluation of the observed trends in sulphur and nitrogen in Europe 1978-1998. CCC Report 7/2000, Institut norvégien pour la recherche sur l'air, Kjeller (Norvège), 205 pp.

Dise, N. B. et Wright, R. F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For.Ecol.Manage.* **71**: 153-162.

Driscoll, C. T. et van Dreason, R. 1993. Seasonal and long-term temporal patterns in the chemistry of Adirondack lakes. *Water Air Soil Pollut.* **67**: 319-344.

Gundersen, P., Callesen, I., et de Vries, W. 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. *Environ.Pollut.* **102**: 403-407.

Henriksen, A. et Brakke, D. F. 1988. Increasing contributions of nitrogen to the acidity of surface waters in Norway. *Water Air Soil Pollut.* **42**: 183-201.

Lükewille, A., Jeffries, D. S., Johannessen, M., Raddum, G. G., Stoddard, J. L., et Traaen, T. S. 1997. The Nine Year Report: Acidification of surface water in Europe and North America - Long-term Developments (1980s and 1990s). ICP-Waters Report 41/97 NIVA-report SNO 3637-97, Institut norvégien pour la recherche sur l'eau, Oslo. 168 pp.

Mitchell, M. J., Driscoll, C. T., Kahl, J. S., Likens, G. E., Murdoch, P. S., et Pardo, L. H. 1996. Climatic control of nitrate loss from forested watersheds in the northeast United States. *Environ.Sci.Technol.* **30**: 2609-2612.

- Murdoch, P. S. et Stoddard, J. L. 1993. Chemical characteristics and temporal trends in eight streams of the Catskill Mountains, New York. *Water Air Soil Pollut.* **67**: 367-395.
- Norwegian Institute for Water Research. 1996. Programme Manual. NIVA-report SNO 3547-96, Institut norvégien pour la recherche sur l'eau, Oslo (Norvège) 37 pp.
- Skjelkvåle, B. L., Andersen, T., Halvorsen, G. A., Heegaard, E., Stoddard, J. L., et Wright, R. F. 2000. The 12-year report; Acidification of surface water in Europe and North America; trends, biological recovery and heavy metals. SNO 4208/2000, ICP Waters report 52/2000, Institut norvégien pour la recherche sur l'eau, 108 pp.
- Stoddard, J. L. 1994. Long-Term Changes in Watershed Retention of Nitrogen: its causes and aquatic consequences, p. 223-284, In: Baker, L. A., *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, ACS Advances in Chemistry Series no. 237., American Chemical Society, Washington, DC.
- Stoddard, J. L., Driscoll, C. T., Kahl, J. S., et Kellogg, J. H. 1998. A regional analysis of lake acidification trends for the northeastern U.S., 1982-1994. *Environmental Monitoring and Assessment* **51**: 399-413.
- Stoddard, J. L., Jeffries, D. S., Lükewille, A., Clair, T. A., Dillon, P. J., Driscoll, C. T., Forsius, M., Johannessen, M., Kahl, J. S., Kellogg, J. H., Kemp, A., Mannio, J., Monteith, D., Murdoch, P. S., Patrick, S., Rebsdorf, A., Skjelkvåle, B. L., Stainton, M. P., Traaen, T. S., van Dam, H., Webster, K. E., Wieting, J., et Wilander, A. 1999. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe 1980-95. *Nature* **401**: 575-578.
- Stoddard, J. L. et Traaen, T. S. 1995. The stages of nitrogen saturation: Classification of catchments included in "ICP on waters", p. 69-76, In: Hornung, M., Sutton, M. A., and Wilson, R. B., *Mapping and modelling of critical loads for nitrogen - a workshop report. Proceedings of the Grange-over-Sands Workshop 24-26 October 1994*, Institute of Terrestrial Ecology, Edinburgh, United Kingdom.
- Tarrason, L. et Schaug, J. 2000. Transboundary Acidification and Eutrophication in Europe. EMEP Summary Report 2000. EMEP/MSW 1/2000, Institut norvégien de météorologie, Oslo (Norvège) 264 pp.
- Traaen, T. S. et Stoddard, J. L. 1995. An Assessment of Nitrogen Leaching from Watersheds included in ICP on Waters. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution SNO 3201-95, Norwegian Institute for Waters Research, Oslo. 39 pp.
- Note: Ces références ont été reproduites telles qu'elles ont été reçues par le secrétariat..
