



联合国
粮食及
农业组织

2020

粮食及农业状况

应对农业中的
水资源挑战

本旗舰出版物系联合国粮食及农业组织“世界之状况”系列之一。

引用格式要求：

粮农组织。2020。《2020年粮食及农业状况：应对农业中的水资源挑战》。罗马。

<https://doi.org/10.4060/cb1447zh>

本信息产品中使用的名称和介绍的材料，并不意味着联合国粮食及农业组织（粮农组织）对任何国家、领地、城市、地区或其当局的法律或发展状态、或对其国界或边界的划分表示任何意见。提及具体公司或厂商产品，无论是否含有专利，并不意味着这些公司或产品得到粮农组织或环境署的认可或推荐，优于未提及的其它类似公司或产品。

地图中使用的名称和介绍的材料，并不意味着粮农组织或环境署对任何国家、领土或海区的法定或构成地位或其边界的划分表示任何意见。

ISBN 978-92-5-133647-2

ISSN 1020-7619 [印刷]

E-ISSN 2664-004X [在线]

© 粮农组织 2020年



保留部分权利。本作品根据署名-非商业性使用-相同方式共享3.0政府间组织许可（CC BY-NC-SA 3.0 IGO; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo/deed.zh>）公开。

根据该许可条款，本作品可被复制、再次传播和改编，以用于非商业目的，但必须恰当引用。使用本作品时不应暗示粮农组织认可任何具体的组织、产品或服务。不允许使用粮农组织标识。如对本作品进行改编，则必须获得相同或等效的知识共享许可。如翻译本作品，必须包含所要求的引用和下述免责声明：“该译文并非由联合国粮食及农业组织（粮农组织）生成。粮农组织不对本翻译的内容或准确性负责。原英文版本应为权威版本。”

任何与在此许可下出现的纠纷有关的调解，均应根据现行《联合国国际贸易法委员会仲裁规则》进行。

第三方材料。欲再利用本作品中属于第三方的材料（如表格、图形或图片）的用户，需自行判断再利用是否需要许可，并自行向版权持有人申请许可。对任何第三方所有的材料侵权而导致的索赔风险完全由用户承担。


销售、权利和授权。粮农组织信息产品可在粮农组织网站(www.fao.org/publications)获得，也可通过publications-sales@fao.org购买。商业性使用的申请应递交至www.fao.org/contact-us/licence-request。关于权利和授权的征询应递交至copyright@fao.org。

封面图片：©粮农组织/Giulio Napolitano

肯尼亚：在马加迪湖干旱地区，牧民将牲畜赶往水井前。

2020年 粮食及农业状况

应对农业中的
水资源挑战



联合国粮食及农业组织
罗马，2020年

目录

前言	v	灌溉系统 — 理解产量差异	57
方法	ix	可提高雨养和灌溉生产中水资源生产率的	
致谢	x	农场层面综合方法	65
缩略语	xi	动物生产中的水资源生产率	67
术语表	xii	水资源管理方法和对农场之外的影响	71
要点	xvi	利用非传统水源缓解水资源短缺问题	73
内容提要	xviii	人人可享的创新、通信和技术	76
		结 论	77
第1章		聚焦	
报告背景：人类、水资源、农业	1	粮食体系可持续用水背景下的水产养殖	79
要 点	1		
可持续发展面临的缺水问题 — 刻不容缓的挑战	2	第4章	
人类压力与水资源供应 — 失衡的等式	5	改善农业中的水资源管理治理	85
改善治理，确保公平获取水资源	13	要 点	85
水资源、粮食安全和粮食体系	14	治理在应对缺水问题时的作用	86
确定报告的范围	19	透明的水资源核算和审计	88
聚焦		灌溉农业中水资源短缺问题的管理工具	89
改善农村地区安全饮用水的获取	20	灌溉之外的思考 — 雨养系统和综合系统的水资源治理	99
		结 论	102
第2章		聚焦	
农业中的水资源不足和水资源短缺现状	25	水量过多？洪涝与农业	104
要 点	25		
水资源不足和短缺是一个全球性问题	26	第5章	
不断变化背景下的水资源不足和短缺问题	31	全面看待农业与水资源：	
气候变化影响	40	政策与重点	109
解决水资源不足和短缺问题 — 大背景	42	要 点	109
结 论	43	确保水资源、农业、粮食安全和营养政策	
聚焦		统一一致	111
农业、水污染和盐碱化	44	确立政策优先重点，缓解农业领域缺水问题	117
		结 论	125
第3章		技术附件	127
农业对缺水的响应	51	统计附件	130
要 点	51	参考文献	147
重新思考水资源不足和短缺问题的解决之道	52		
发挥雨养作物生产的潜力	54		

表、图和插文

表

1	部分食品的水足迹	11
2	部分食品类别的全球平均水资源生产率	58
3	各类灌溉系统的典型优缺点	63
4	部分动物产品的全球平均水资源生产率	70
5	水资源定价方法	96
6	灌溉治理的各方面对内陆渔业和水产养殖的影响	102
7	改进农业水资源管理的政策重点	121
A1	水资源不足和短缺的农业地区面积及居住人口，按国家或领土划分	132
A2	各类生产系统中水资源不足和短缺的土地面积及所占比例，按国家或领土划分	138

1	与水资源相关的可持续发展目标及相关具体目标	4
2	1997-2017年各区域人均可再生淡水资源	8
3	全球各部门取水量	8
4	2010年和2017年各区域人均总取水量	9
5	1984-2018年雨养农田历史干旱频率	28
6	1984-2018年雨养牧场历史干旱频率	29
7	可持续发展目标指标6.4.2: 灌溉区域的水资源压力程度, 2015年	30
8	2015年农业部门对水资源压力的影响, 按流域划分	31

9 干旱频率较高到极高的雨养农田比例及水资源压力较大到极大的灌溉农田比例，部分国家数据

10 不同生产系统缺水农田比例，部分国家数据

11 各区域按生产系统以及水资源不足和短缺程度划分的农田比例

12 不同收入水平和国家组别按生产系统以及水资源不足和短缺程度划分的农田比例

13 将水资源不足和短缺应对措施置于政策大背景下

14 从雨养到灌溉各类型农业水资源管理

15 2012年各区域蔬菜产量

16 雨养农业中主要水资源管理措施

17 部分灌溉作物的水资源经济生产率，按区域划分

18 部分灌溉作物实际水资源经济生产率以及水资源生产率差距，按区域划分

A1 1984-2018年高投入雨养农田历史干旱频率

A2 1984-2018年低投入雨养农田历史干旱频率

A3 可持续发展目标指标 6.4.2：国家层面水资源压力程度，2015年

A4 可持续发展目标指标 6.4.2：流域层面水资源压力程度，2015年

插文

1 1993年版《粮食及农业状况》——水政策与农业

	2	水循环与农业	6
	3	国家收入水平决定了对水资源的竞争性需求量	10
32	4	水因其固有特性而难以管理	15
34	5	“水、能源、粮食”三角关系和生物燃料生产	16
37	6	撒哈拉以南非洲灌溉和雨养农业土地生产率	35
	7	了解“空间生产分配模型”的不同生产系统	36
38	8	水贸易在应对水资源短缺问题中的潜在作用	39
43	9	补充灌溉在提高生产率和增强雨养农业系统抵御能力方面的作用	57
53	10	农民主导的灌溉 — 非洲撒哈拉以南地区的例证	64
55	11	现代灌溉的益处 — 中国、印度和美国的例证	66
56	12	作物管理对蒸散量、产量和水资源生产率的影响 — 阿根廷和印度的例证	67
59	13	多管齐下 — 雨养作物和灌溉作物的增产潜力	68
62	14	森林作为基于自然的解决方案	72
145	15	水资源生产率开放门户网站 — 水资源生产率遥感技术	77
145	16	水资源治理推动农业和粮食安全	87
146	17	摩洛哥水资源治理的演变 — 拜赖希德省胡萝卜生产	90
	18	探讨水资源权属	91
146	19	地下水市场对公平和用水效率的影响 — 中国和印度的例证	93

表、图和插文

20	美国的地下水管理	
21	用水者协会创造收益，但仍需关注治理 — 亚洲的例证	
95		
22	近东及北非区域的激励措施、水资源短缺问题和水资源生产率	
98		
23	面向小农的太阳能水泵 — 孟加拉国和印度的例证	
112		
24	虚拟水和贸易在确保水资源优化利用中的作用	118
25	政策协调的挑战 — 玻利维亚和智利的经验	119
116		

前言

我们的生存依赖水，人类饮水和作物生长都离不开水。农业需要河流、湖泊和含水层提供淡水支撑。雨养农业以及很多畜牧生产都依赖于有限的雨水。此外，与水相关的生态系统还能支撑内陆渔业和水产养殖，维系着生计、粮食安全和营养。清洁的淡水对于满足安全饮水要求不可或缺，也是确保符合卫生和食品安全标准进而保障人类健康的必要条件。此外，水还有很多其他用途，支撑着其他人类活动。

因此，毫无疑问，水是各项可持续发展目标的基石。可持续发展目标6特别注重确保所有人享有水和环境卫生，并对其进行可持续管理。遗憾的是，本报告显示，要想到2030年实现这一目标难度很大。我们需要“以较少的投入生产较多的产品”，这是因为过去二十年间，在人口不断增长的同时，人均淡水资源可供量减少了20%以上。随着需求扩大，淡水资源愈加稀缺，对淡水的竞争愈发激烈，而过度取水给与水相关的生态系统及其提供的生态系统服务都带来了威胁。农业在实现可持续发展方面发挥着重要作用，灌溉农业占全球总取水量的70%以上，且全球范围内41%的取水量都不利于长期维持生态系统服务。雨养农业被寄予厚望，用于补充依赖稀缺淡水资源的灌溉，但雨水也同样非常有限。此外，气候变化也在严重干扰着降雨模式。干旱频率增加导致雨养农业更加缺水，使人们的生计和粮食安全面临严重风险，特别是世界上最不发达区域的最弱势群体。

我们必须重视水资源短缺问题（淡水资源供需失衡）和水资源不足问题（降雨不足），

这两个问题已经成为我们面对的现实问题。联合国粮食及农业组织（联合国粮农组织）已经开展工作，帮助我们评估有多少人、多少农田正在面临水资源短缺和不足问题。据本报告估计，全球农业地区有12亿人面临水资源压力极大（影响灌溉区域）或干旱频率极高的问题（影响雨养农田和牧场），其中有5.2亿人生活在农村，6.6亿人生活在被农业用地环绕的小型城市中心。如果将面临水资源压力较大（除极大之外）和干旱频率较高的地区计算在内，那么受影响总人数可达32亿，其中14亿生活在农村。相比较而言，约11%的农田和14%的牧场经历着反复干旱，而超过60%的灌溉农田面临极大的水资源压力。有关可持续发展目标指标6.4.2水资源压力的初步估测数据以及雨养农业长期缺水的实证突出表明，要立即采取行动以确保水资源得到可持续管理。若不采取相应行动，水资源需求增加和气候变化影响加剧可能会使当前状况进一步恶化。

除可持续发展目标6外，解决水资源不足和短缺问题对实现《2030年可持续发展议程》（《2030年议程》）中其他目标也非常重要，尤其是零饥饿目标。距实现目标的最后时限还有十年时间，但如果我们不能更好、更高效地利用有限的淡水和雨水资源，实现目标就只能是纸上谈兵。农业是应对这一挑战的核心，不仅是因为农业受到水资源的严重制约，也因为农业是全球最大的用水部门。也就是说，农业使用淡水的方式对于确保其他活动的水资源供应以及保护与水相关的生态系统至关重要。世界正朝着向健康膳食转型的目标努力，而健康膳食通常由用水密集型食物构成，如豆类、坚

果、禽类和乳制品，因此，水资源的可持续利用将变得更为关键。雨养农业在全球粮食产量中做出的贡献最大，但要想继续保持下去，我们就必须改进对有限降雨资源的管理模式。

联合国粮农组织借由本报告传达出强有力的信息：我们要想切实履行对实现可持续发展目标做出的承诺，就必须刻不容缓、大刀阔斧地解决农业领域中的水资源不足和短缺问题。全球粮食安全和营养已处在紧要关头。水资源不足和短缺会给当前环境带来很多威胁，使我们无法确保世界多地的数百万饥饿人口能够获得粮食，也无法降低营养食物的成本，确保数十亿人能够负担得起健康膳食。对水资源的竞争在不断加剧，包括不同部门之间、不同使用者之间的竞争，有时也包括国家之间的竞争，这也会带来严峻挑战。如果缺乏适当的治理机制，竞争加剧会进一步放大水资源获取方面本就已经非常严重的不平等问题。同样，面临最大风险的仍是最贫困和最弱势人群，如小农和妇女。依赖与水相关的生态系统的社区和个人（如内陆渔民）也可能遭受损失，而这部分人常常被忽视。在最坏的情况下，竞争加剧可能会导致各层面（从地方到国际）以及不同群体之间产生冲突。

因此，本报告强调要改进水资源治理，确保有限的水资源得到最高效的利用，同时保护与水相关的生态系统服务，确保所有人公平获取水资源。农业领域的水资源治理侧重于灌溉，而本报告则拓展了治理的关注范围，将雨养农业（包括牧业系统）面临的挑战也纳入关注范围。报告进一步肯定了恢复和维护环境流

量、保障环境服务的重要性，将水资源核算和审计置于解决水资源问题的核心位置。本报告认为，水资源核算和审计的设计和实施要互为支撑，相辅相成。本报告将人及其与水资源的关系与水资源总体平衡联系起来，强调水资源权属在解决缺水问题、辅助审计和核算工作方面的潜力。本报告强调治理是基础，建议在三个不同层面采取行动：1）技术和管理；2）制度和法律；3）总体政策。

技术和管理层面的主要挑战是通过改进水资源管理来挖掘雨养农业的潜力。这需要加强水土保持，或采用雨水收集技术。投资新建灌溉系统、修复现有系统或对现有系统进行现代化改造都会极大地提高灌溉系统的生产率。无论在何种情况下，改进水资源管理在与其他农业改良措施相结合时成效最为显著，如使用耐旱品种。畜牧生产领域也存在提高水资源生产率的机遇，如改进放牧模式，加强动物卫生。然而，农场层面的行动必须根植于更广义的景观层面工作方法，以便照顾到集水区和流域的水平衡。

实现这一目标需要建立有效的制度和法律框架。此种框架一旦能够因地制宜地加以设计，就能推动水资源治理，从而形成创新型的管理策略。制定有效的水资源管理和治理策略应以水资源核算和审计作为切入点，随后，需要确立有效的制度和规范，推动各行动方相互配合，管理好相互竞争的水资源需求，确保公平获取，保护生态系统。该方法的基础是稳定的水资源和土地权属，再辅以水资源交易和定价机制，就可为高效用水提供激励机制。很多

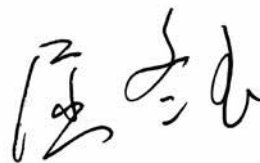
情况下，社区层面的用水者协会也可推动改善水资源管理。然而，解决方案必须因地制宜，由利益相关方开发制定或与其共同开发制定。

最后，在总体政策环境层面，政策的一致性与协调性非常重要。这项原则既适用于部门和地区之间，也适用于部门和地区内部。雨养型和灌溉型种植业、畜牧业、林业、内陆渔业和水产养殖等部门要制定协调一致的策略。激励机制是政策一致性的重要构成，有助于推动提高用水效率，保护生态系统。然而，投入物、能源和生产方面的补贴可能会刺激低效和不可持续的用水行为，如过度开采地下水。

解决水资源不足和短缺问题并无“放之四海而皆准”的良策。不同国家甚至一国之内不同地区的情况各异，面临的挑战也不尽相同。

因此，本报告提出的解决方案符合联合国粮农组织“手拉手”行动计划中采纳的地域方法，聚焦于地方层面的问题和挑战。本报告提出了不同生产类型中的潜在政策重点，可通过联合国粮农组织地理空间数据针对灌溉和雨养农业进行调整。

此处借用本杰明·富兰克林（同时也是一位杰出的科学家）的话，不要等到井水干涸才意识到水的价值。本报告强调了当前问题的迫切性，以及农业部门在应对日益严峻的水资源不足和短缺问题时必须发挥的重要作用。我恳请所有利益相关方本着《2030年议程》的精神，认真阅读报告，从各自的角度借鉴报告中提出的应对水资源相关挑战的有益方案，更为重要的是，要落实这些方案，以加强粮食安全和营养以及环境可持续性。



粮农组织总干事
屈冬玉



巴基斯坦

一名儿童从公共水泵饮水。

©粮农组织/Asim Hafeez

方法

2019年11月19日在位于罗马的联合国粮农组织总部召开的会议标志着《2020年粮食及农业状况》编制工作正式开始，联合国粮农组织相关部门专家出席了会议，并讨论了报告纲要。会后成立了顾问小组，代表联合国粮农组织各相关技术部门，并由联合国粮农组织农业食品经济司副司长主持，协助报告起草进程。各章初稿草案于2020年2月17-21日向顾问小组和外部专家小组进行了介绍。随后于2月26-27日召开研讨会，讨论了报告全稿草案。报告根据研讨会提出意见修订之后，向联合国粮农组织经济及社会发展部门管理团队做了介绍。经修订的草案还发送至联合国粮农组织其他部门、联合国粮农组织非洲、亚洲及太平洋、欧洲及中亚、拉丁美洲及加勒比、近东及北非区域办事处以及外部评审人员征求评审意见。评审意见被吸纳进报告后形成终稿草案，经过经济及社会发展部门助理总干事审查之后，于2020年11月3日提交至联合国粮农组织总干事办公室。在报告起草过程中，研究和撰写团队参考了联合国粮农组织和外部专家编写的背景文件。

致谢

《2020年粮食及农业状况》由联合国粮农组织跨学科团队在联合国粮农组织农业食品经济司副司长Marco V. Sánchez Cantillo与高级经济师、本出版物主编Andrea Cattaneo的领导下编写完成。经济及社会发展部门首席经济学家Máximo Torero Cullen提供总体指导。此外，经济及社会发展部门管理团队也提供了指导。

研究和撰写团队

Laura D'Ai etti、Paulo Dias、Giovanni Federighi、Theresa McMenomy、Fergus Mulligan（顾问编辑）、Jakob Skøt和Sara Vaz。

背景文件、数据和报告章节

K. H. Anantha（国际半干旱热带作物研究所）、Jennie Barron（瑞典农业科学大学）、Sreenath Dixit（国际半干旱热带作物研究所）、Kaushal Garg（国际半干旱热带作物研究所）、Mesfin Mekonnen（内布拉斯加大学）、Yulie Meneses（内布拉斯加大学）、Christopher Neale（内布拉斯加大学）、Mark Rosegrant（国际粮食政策研究所荣誉研究员）、Anna Tengberg（斯德哥尔摩国际水资源研究所）、Bing Wang（内布拉斯加大学林肯分校）和Anthony Whitbread（国际半干旱热带作物研究所）。

联合国粮农组织其他贡献者

Jiro Ariyama、Charles Batchelor、Riccardo Biancalani、Dubravka Bojic、Sally Bunning、Sara Casallas Ramírez、Piero Conforti、Marlos de Souza、Gianluca Franceschini、Simon Funge-Smith、Virginie Gillet、Leman Yonca Gurbuzer、Matthias Halwart、Sasha Koo-Oshima、李燕云、Michela Marinelli、Galimira Markova、Anne Mottet、Marcel Mucha、Douglas Muchoney、Oscar Rojas、Rodrigo Roubach、Ahmad Sadiddin、Austin Stankus、John Valbo-Jørgensen、Domitille Vallée、Louise Whiting和袁新华。

联合国粮农组织顾问小组

Mohamed Al-Hamdi、Fenton Beed、Dubravka Bojic、Riccardo Biancalani、Ruhiza Jean Boroto、Sally Bunning、Sara Casallas Ramírez、Camillo De Camillis、Marlos de Souza、Jean-Marc Faurès、Simon Funge-Smith、Kakoli Ghosh、Virginie Gillet、Matthias Halwart、Jippe Hoogeveen、Sasha Koo-Oshima、李燕云、Mohamed Manssouri、Michela Marinelli、Chikelu Mba、Patricia Mejias Moreno、Anne Mottet、John Preissing、Oscar Rojas、Ahmad Sadiddin、Nuno Santos、Elaine Springgay、Francesco Tubiello、Olçay Ünver、John Valbo-Jørgensen、Sylvie Wabbes-Candotti和Louise Whiting。

外部专家小组

Jennie Barron（瑞典农业科学大学）、Mesfin Mekonnen（内布拉斯加大学林肯分校）、Audrey Nepveu（农发基金）、Jean D'Amour Nkundimana（粮食署）、Cédric Pene（世贸组织）、Claudia Ringler（国际粮食政策研究所）、Mark Rosegrant（国际粮食政策研究所荣誉研究员）和赵兵（粮食署）。

统计附件

附件由Laura D'Ai etti、Giovanni Federighi和Sara Vaz编写完成。

行政支持

Edith Stephany Carrillo和Liliana Maldonado。

联合国粮农组织新闻传播办公室出版处为所有六种官方语言版本提供了编辑支持、设计和排版以及制作协调。

缩略语

2030 Agenda	2030年可持续发展议程
COVID-19	2019冠状病毒病
FAO	联合国粮食及农业组织
GAEZ	全球农业生态区
GDP	国内生产总值
GHG	温室气体
GLAAS	联合国水机制全球环境卫生与饮用水分析和评估
GMIA	全球灌溉区域地图
GPS	全球定位系统
HWTS	家庭水处理和安全存储
ICT	信息和通信技术
IFAD	国际农业发展基金
IFPRI	国际粮食政策研究所
IIASA	国际应用系统分析研究所
IMPACT	国际农产品与贸易政策分析模型
IWMI	国际水资源管理研究所
LEAP	畜牧业环境评估及绩效伙伴关系
LEGS	畜牧业应急准则和标准
LSMS-ISA	生活水平衡量研究-农业综合调查
m³	立方米
NENA	近东及北非
R&D	研究和开发（研发）
SDG	可持续发展目标
SIDS	小岛屿发展中国家
SPAM	空间生产分配模型
UN	联合国

UN DESA	联合国经济和社会事务部
UNICEF	联合国儿童基金会
USD	美元
WaPOR	水资源生产率开放门户网站
WASH	水、环境卫生和个人卫生
WHO	世界卫生组织

术语表

蓝水 (Blue water) 指湖泊、江河和含水层里的水。蓝水以两种形式存在：地表水体中的地表径流；含水层里的可再生地下水径流。¹

消耗性用水 (Consumptive water use) 指某一特定部门（如农业、工业或城市）从水源取用、因蒸发、蒸腾、融入产品、直接排入海洋或蒸发区或通过其他方式从淡水资源中消失而无法再利用的水。另见非消耗性用水（下文）。¹

环境流量要求 (Environmental flow requirements) 指维系生态系统以及依赖生态系统的人类生计和福祉所需的淡水流量和供水时间。¹

外部可再生水资源 (External renewable water resources) 指一国长期年均可再生水资源中非产自本国的那部分，其中包括来自上游国家的流量（地下水和地表水）以及边境湖泊和/或河流的部分水量。应考虑按照正式或非正式协议或条约留给上游（流入量）和/或下游（流出量）国家的那部分水量。¹

淡水 (Freshwater) 指地球表面的冰川、湖泊和江河中的水资源（即地表水）以及地下含水层中的水资源（即地下水）。其关键特征是溶解盐类浓度低。淡水一词中不包含雨水、土壤中储存的水（土壤水分）、未经处理的废水、海水和半咸水。¹

绿水 (Green water) 指储存在土壤中可满足植物生长所需的少量雨水。¹

内部可再生水资源 (Internal renewable water resources) 对一国而言指江河的长期年均流量以及内部降雨对含水层的补充。¹

土地权属 (Land tenure) 指人们（无论个人或群体）相互之间与土地相关的法律或习俗约定关系。²

非消耗性用水 (Non-consumptive water use) 指不消耗水资源的用水方式。取用后，几乎将全部返回到水系统中。非消耗性用水实例包括航行、捕捞渔业以及娱乐或文化用途。多数河道内用水活动都属于非消耗性。水力发电也被视为一种消耗性极低的用水方式，但在上游修建人工水库的情况除外，因为这会大幅扩大水体表面积，增加蒸发量。¹

非传统水源 (Non-conventional water) 指不会给初级可再生淡水资源增加负担的可用水资源，其中包括：1) 经过淡化的海水或半咸水；2) 直接使用（经过处理的）废水；3) 直接使用农业排水。¹

回流 (Return flow) 指从水源取用后未经消耗就重新返回水源或进入另一地表或地下水体的那部分流量。回流可分为不可回收流量（流入盐类沉积处的水、无经济用途的地下水或低质水）和可回收流量（流入江河的水或渗入地下含水层的水）。¹

可持续发展目标 (SDG) 指标6.4.1 — 用水效率随时间的变化 (Change in water-use

efficiency over time) 指某一特定经济部门中单位用水产生的增加值, 用美元/立方米表示(显示用水效率在一段时间里的趋势)。³ 这一指标为监测可持续发展目标具体目标6.4相关进展而专门设计, 尤其是监测其中的“大幅提高各部门用水效率”目标内容, 主要是将某经济体所生产的增值与所使用的水量进行比较, 包括输水网络中出现的损失。换言之, 这一指标对经济增长对水资源使用的依赖性进行估算, 说明应让经济增长与用水脱钩。该指标与水资源生产率的概念不同, 因为它并非将某项特定活动所使用的水资源生产率视为一种生产投入品。此外, 水资源生产率的计算方法是经济产出与所消耗水量之间的比率, 而不是单纯的用水量。³ 最后, 此项可持续发展目标指标的监测还就“用水效率”明确提出了清晰的定义(见下文)。

可持续发展目标(SDG)指标6.4.2 — 水资源压力程度: 淡水取水量占可用淡水资源的比例 (Level of stress: freshwater withdrawal as a proportion of available freshwater resources) 指在考虑环境流量要求的基础上, 所有主要部门(农业、工业和城市)淡水取水量占可再生淡水资源总量的比例。水资源压力由人为造成, 在水资源生态系统得以维系的情况下, 它是特定地区人类淡水取水量与可用水资源总量之间的函数关系。因此, 一个极度缺水的干旱地区如果没有人类对水的竞争, 就不会被视为面临“压力”, 只是“干旱”而已。水资源压力是一种客观的物理事实, 在不同地区 and 不同时间都可以用同样的方法加以衡量。

这一指标为监测可持续发展目标具体目标6.4相关进展而专门设计, 尤其是监测其中的“确保可持续取用和供应淡水, 以解决缺水问题”的环境目标。这一指标由原先的千年发展目标指标7.5“已用水资源总量所占比例”演化而来。⁴ 水资源压力反映的是淡水的物理可供量, 而非水是否适合使用。

可再生水资源总量 (Total renewable water resources) 指内部可再生淡水资源和外部可再生淡水资源的总和。它相当于一国在特定时间点理论上拥有的最大年均可用水量。¹

水资源核算 (Water accounting) 指在特定时空范围内对水资源的供给、需求、可获性和使用情况的现状及趋势开展系统性研究。⁵

水资源审计 (Water auditing) 比水资源核算更进一步, 在治理、体制、公共和私人支出、立法和更大范围的政治经济因素等背景下关注特定领域水资源的供给、需求、可获性和使用方面的趋势。⁵

水资源治理 (Water governance) 指水资源开发和管理以及水资源服务交付相关决策所涉及的过程、行动方和机构, 包括政治、行政、社会和环境各方面以及相关的正式、非正式制度和机制。⁶

水资源定价 (Water pricing) 指为某项水资源服务确定价格的行为。计算价格时, 可包含水资源服务的全部或部分成本, 或利用价

格诱导用水行为的改变，避免浪费。确定灌溉用水价格时，可按土地面积、作物类型或按消耗量计算。⁷

水资源生产率（Water productivity）指种植业、林业、渔业、畜牧业和混作系统产生的净收益与产生收益时通过蒸散所消耗的水量之间的比率。¹ 这些收益可通过以下方式表示：产量（千克）、营养含量（热量、蛋白质、钙等）、收入（美元）或其他用于衡量农业体系通过商品及服务所带来收益的公认衡量标准（如就业机会）。从最广义看，水资源生产率所反映的目标是在降低单位水资源消耗造成的社会和环境成本的前提下，产出更多的食物、收入、生计机会以及生态效益。在农业范畴内，水资源的物理生产率指农业产量与所消耗水量之间的比率，即“每滴水的作物产量”（每立方米水生产的产品千克数），而水资源的经济生产率则指所消耗的每单位水产生的货币价值（每立方米水产生的以美元计算的数额）。水资源的经济生产率一直被用作能将农业用水情况与营养、就业、福利和环境等联系起来的一项指标。

水资源风险（Water risk）在本报告中指某一地区面临水资源相关挑战的可能性。⁸ 这些挑战包括水资源短缺或不足（本报告中用水资源压力和干旱频率等指标衡量），但同时也包括由水量过多造成的洪水等自然灾害。

水资源短缺（Water scarcity）指某一特定地域（国家、区域、集水区、流域等）在现

有体制安排（包括价格）和基础设施条件下，因需求大于供给造成水资源供需失衡。水资源短缺的具体表现为：无法满足需求；用户之间关系紧张；用水竞争激烈；过度抽取地下水；流入自然环境的水量不足。人为或建设造成的水资源短缺指超越现有供水能力，过度建设水力基础设施造成的后果，导致水资源不足加剧。¹ 在本报告中，水资源压力（见上文可持续发展目标指标6.4.2）是衡量影响农业灌溉的水资源短缺严重程度的一项代用指标。

水资源服务（Water services）指为用户（家庭、工业和城市）抽取、储存、处理和输送水资源（包括废水）的活动。水资源服务的具体实例包括提供饮用水；为农业生产提供灌溉水；废水收集、处理和排放；排水活动，包括对雨水、地下水、地表水或土壤含盐度的管理；海水或半咸水淡化。

水资源不足（water shortage）指质量达标的水资源供给不足；特定地点、特定时间供水量低于设计供水水平。水资源不足的原因可能是气候因素或造成水资源不足的其他因素，如基础设施缺乏或维护不当，或其他水文或水文地质因素。¹ 在本报告中，干旱频率被用作衡量影响雨养农业的水资源不足问题的一项代用指标。

水资源权属（Water tenure）指人，无论是个人还是群体，相互之间与水资源相关的法律或习俗约定关系。²

水资源利用（Water use）指将水资源刻意用于某一特定目的。消耗性用水和非消耗性用水之间有着重要差别（见上文）。¹

用水效率（Water-use efficiency）指出于某一特定目的有效用水量与实际取水量之间的比率。在灌溉活动中，用水效率指估计灌溉需水量（通过蒸散）与实际取水量之间的比率。此项指标不受维度限制，可用于任何层面（植株、地块、灌溉系统、流域、国家等）。要想在农业生产中实现高效用水，可采用的措施包括减少输水环节的损失，或提高作物单产、改变种植日期、选用不同作物品种等等。然而，单靠提高农业用水效率不一定意味着真正做到了节水。¹ 在努力提高效率时，还必须拓宽思路（如在流域层面），认识到所谓“损失”可能是为其他用水者的生产率以及为水周期中其他环节做出的贡献。

用水权（Water-use right）在法律意义上指实施以下行为的一项合法权利：从某一特定自然水源抽水或引水使用；将一定量的水截留或储存在在水坝或其他水力结构后面的天然水源中；使用或维护自然状态下的水（江河中的生态水流以及用于娱乐、宗教信仰活动、饮用、清洗和洗浴、动物饮用等用途的水）。¹

取水量（Water withdrawal）指出于某一目的（农业、工业、城市）取用的水总量。¹ 其中包括源自可再生淡水资源的水、源自遭过度抽取的可再生地下水或地下化石水、直接利用（经过处理的）废水、经淡化的水、直接利用农业排水。

要点

→ 实现可持续发展面临一项重大挑战：32亿生活在农业地区的人口面临着严重到非常严重的水资源不足或短缺问题，其中12亿（约占全球人口的六分之一）生活在极端缺水的农业地区。

→ 人口增长是导致水资源短缺的重要因素，因为这意味着对水这一宝贵自然资源的需求在不断扩大。过去二十年间，人均年淡水可供量减少了20%以上。

→ 社会经济发展是导致用水需求扩大的另一重要因素，因为随着社会经济发展，人们的膳食结构中将包含更多用水密集型食物（如肉类和乳制品）。关注粮食体系层面可持续性的健康膳食有助于减少相关的水资源消耗。

→ 水资源竞争加剧和气候变化影响正在导致利益相关方之间出现紧张关系和冲突，进而加剧水资源获取的不平等，尤其是包括农村贫困人口、妇女和土著人民在内的弱势群体。

→ 目前距2030年还有十年，对有关水资源压力的可持续发展目标指标6.4.2的初步估计结果以及雨养农业长期缺水的事实表明，确保水资源可持续管理仍面临很大挑战。鉴于水与其他各项可持续发展目标密切相关，特别是零饥饿目标，因此管理好稀缺的水资源是全面实现可持续发展目标的关键决定因素。

→ 我们仍有望取得成功，但必须确保农业领域能够更高效、更可持续地使用淡水和雨水，因为农业是全球最大的用水部门，全球总取水量70%以上来自农业。

→ 提高农业用水的可持续性意味着要满足维系生态系统运转的环境流量要求，而这一因素常常被人们忽视。据估计，当前全球41%的灌溉用水以牺牲环境流量要求为代价。这意味着，在环境流量要求无法得到保障的集水区，应减少取水量，提高用水效率。

→ 水资源核算和审计当前鲜少开展，但任何应对水资源不足和短缺问题的有效策略均应以此为切入点。对于打算开展水资源核算和审计工作的各方来说，联合国粮农组织近期发布的资源手册提供了很好的切入点。

→ 1.28亿公顷（或11%）雨养农田反复遭遇干旱，在这些农田上劳作的生产者（其中很多为小农）可从集水和节水技术中获得极大收益。一项估测表明，此类措施能使雨养千卡热量产量提高24%，如果同时扩大灌溉，增幅将超过40%。

→ 对在6.56亿公顷（或14%）受干旱影响牧场上劳作的牧民来说，有多种畜牧措施可以缓解干旱影响，提高用水效率。很多此类措施并非直接与水资源相关，其中包括疾病防

控和动物卫生、牲畜饲喂和饮水管理以及旨在减少干旱地区放牧压力的流动放牧和分层放牧。

→ 对世界上1.71亿公顷（或62%）水资源压力较大或极大的灌溉农田来说，工作重点应落在鼓励实施有助于提高用水效率的措施上，包括现有灌溉基础设施的修复和现代化建设以及采用创新型技术。这些措施应与更加完善的水资源治理相结合，保证水资源得以公平分配和获取，同时满足环境流量要求。在撒哈拉以南非洲，灌溉面积预计到2050年将扩大一倍以上，数百万小农将从中受益。

→ 投资开发水资源的非消耗性用途（如水产养殖）和非传统水源（如水资源再利用以及咸水淡化）正在成为越来越重要的应对水资源短缺的策略；然而，本报告中的例证表明，

创新必须具有经济效率，能为社会接受，具有环境可持续性并切合本地实际情况。

→ 政策和法规在促进技术及创新落地方面发挥着重要作用，例如提供融资、能力建设方案以及执行环境流量要求。然而，政策和法规也要确保水权的合理分配，保障水资源权属，支持水资源的稳定、公平、可持续获取，特别是对最弱势人群而言，此外还要确保满足环境流量要求。

→ 各行政层级和各部门之间的政策一致性和治理机制对于水资源的高效、可持续和公平管理不可或缺。具体到农业领域，则需要在雨养和灌溉农田、畜牧生产系统、内陆渔业、水产养殖和林业等部门执行协调一致的包容性策略。

内容提要

全球水资源不足和短缺问题 — 我们了解多少？

世界范围内重要水资源正面临越来越大的压力

水资源的公平、可持续管理是可持续粮食体系的重要内容，也是实现零饥饿目标所不可或缺的。然而，水资源短缺（淡水供需失衡）和水质问题正在对粮食体系产生影响，从而进一步危及粮食安全和营养。从农业生产到粮食加工，再到家庭和消费者皆为如此。同时，气候变化导致干旱愈加持久频繁，雨养农业水资源不足问题日趋严峻，作物和家畜减产，给农村人口的生计带来更大的风险。如果不立即采取行动，当前状况只会进一步恶化。因此，《2020年粮食及农业状况》聚焦于影响农业和粮食生产的两大水资源相关挑战：水资源不足和短缺问题。

这不仅给实现零饥饿目标带来了挑战，也给实现其他多项可持续发展目标带来了挑战，因此《2030年可持续发展议程》（《2030年议程》）突出指出，迫切需要面向所有人保障可持续水资源管理。特别是可持续发展目标6（确保所有人享有水 and 环境卫生，并对其进行可持续管理）涉及到与水资源供应和管理相关的很多重要内容。对于水资源短缺和滥用的关切日益增多，主要体现在可持续发展目标具体目标6.4中，它呼吁提高用水效率，确保可持续取用和供应淡水，以应对水资源短缺问题。

联合国粮农组织已经开展工作，帮助我们监测具体目标6.4的进展情况，并评估有多少人、多少农田正在面临水资源短缺问题（通过有关水资源压力的可持续发展目标指标6.4.2）和水资源不足问题（通过历史干旱频率指标）。通过这些指标，本报告发现有32亿生活在农村地区的人口面临着较为严重到非常严重的水资源不足问题（影响雨养农业）或短缺问题（影响灌溉农业），其中12亿人（约占全球人口的六分之一）生活在极端缺水地区。

人口增长和社会经济发展加剧了水资源短缺

人口增长是导致水资源短缺的重要因素，因为随着人口增长，对水的需求也会不断扩大。过去二十年间，年人均淡水可供量减少了20%以上。这一问题在北非和西亚尤为突出，该地区的人均淡水资源减少了30%以上，年人均淡水可供量勉强达到1000立方米，而传统上这个数字是严重水资源短缺的阈值。

其他重要因素还包括收入增长和城市化。收入增长和城市化促使工业、能源和服务业的用水需求增加，同时还促使膳食结构发生变化。随着收入、城市化程度和营养标准不断提升，人们开始选择土地和水资源密集型膳食，特别是食用更多肉类和乳制品，而此类产品视生产方式不同，会产生完全不同的水足迹。一项在巴西、中国和印度开展的研究表明，居民的膳食结构中开始包括更多畜产品和谷物，因

此，人均日用水量增加了1000升。此外，世界必须转向健康膳食，其中包含多种不同的用水密集型营养食物，如水果和蔬菜、豆类、坚果以及适量的乳制品、蛋类和禽类，这使得可持续利用水资源变得更加重要。

气候变化将加剧水资源相关挑战

应对水资源不足和短缺相关挑战的同时，必须考虑到气候变化带来的预期影响，预计气候变化将加大发生极端天气事件的风险，如洪水和气候波动。这反过来又会给农业生产带来更大的压力，因为作物的生长和收成都对气候条件非常敏感。尽管具体地点和规模仍存在不确定性，但预计气候变化的影响将加剧水资源不足和短缺问题，给农业生产带来不利影响，特别是在低纬度和热带地区。气候变化还会影响淡水生态系统、鱼类和其他水生生物，此类生物缓冲能力弱，对气候相关冲击和波动非常敏感。

因此，在农业生产系统努力满足日益增长的人口对粮食的需求时，气候变化也给系统带来了额外的压力。城市和农村人口的粮食安全和营养都会受到波及，而农村贫困人口最为脆弱，可能受到的影响最大。鉴于此，尽管气候存在不确定性，为保险起见我们仍需立即采取行动，根据具体情况灵活制定策略，安排优先顺序。

多少人、多少农田正面临缺水问题？分布在哪些地方？

如开头部分所述，约12亿人生活在农业发展因严重的水资源不足和短缺而受到制约的地区，这些地区雨养农田和牧场旱灾频发，灌溉区域用水压力极大。这意味着，全球约六分之一的人口面临着严重的农业用水不足或短缺，约15%的农村人口面临风险。这些人中约有5.2亿生活在南亚，约4.6亿生活在东亚和东南亚。在中亚、北非和西亚，约五分之一的农业人口居住区面临着严重的水资源不足或短缺。在欧洲、拉丁美洲及加勒比、北美洲和大洋洲，仅1-4%的人口生活在面临极端缺水的区域。在撒哈拉以南非洲，仅约5%的人口生活在受影响区域。这里多数地区为雨养区域，表明缺水主要由严重干旱或缺乏灌溉造成。5%的比例看似无关紧要，却意味着在大约5000万人所生活的区域，严重干旱给农田和牧场带来了毁灭性影响。

从受影响农田看，1.28亿公顷雨养农田和6.56亿公顷牧场面临频繁干旱，1.71亿公顷灌溉农田面临较大或极大水资源压力。这意味着，约11%的雨养农田和14%的牧场反复经历干旱，超过60%的灌溉农田面临较大的水资源压力。超过6200万公顷的农田和牧场同时面临严重的水资源压力和频繁干旱，约3亿人深受其害。

在这些地区，除非需求和用户行为出现改变，或找到替代水源，否则人们只能被迫移

徙。虽然正常有序的移徙有助于经济增长和改善生计，但危机时期的移徙会造成极大干扰。另外，男性迁出可能会加重妇女的家务负担，使家庭内部职责分工发生变化，让妇女肩负起照料牲畜等额外负担。

对缺水问题开展空间分析非常重要，因为水资源压力和干旱频率甚至在同一国家内部都存在重大差异，且同样的区域也可能会经历不同程度的水资源压力和干旱。部分国家面临着干旱频发和水资源压力的双重挑战，这类国家全部集中在北非和亚洲，包括阿富汗、埃及、伊朗、哈萨克斯坦、沙特阿拉伯、乌兹别克斯坦和也门。国家层面的评估可能会掩盖此类信息，因此有必要开展空间分析，找出热点和最适当的干预措施。

农业生产系统通过多种方式应对缺水，也通过多种方式受其影响

雨养农业和灌溉农业中均有多种生产系统，它们如何受缺水影响以及应对缺水的能力也各有不同。事实上，从完全灌溉到完全雨养生产系统之间存在着多种生产技术。本报告列出三大类作物生产系统：1) 灌溉；2) 高投入雨养生产；3) 低投入雨养生产。这些模式在各国的分布情况反映出一国的农业发展水平以及应对水资源相关风险的能力。

欧洲和北美洲高收入国家的农业部门资本密集，生产效率高，用于农业研发活动的公共

支出比例也很高，很大比例的农田采用高投入雨养生产模式，因此，应对严重干旱频发相关挑战的能力更强。相比之下，撒哈拉以南非洲国家的农业部门资本密集度低，研发投入有限，80%以上的农田采用低投入雨养生产模式，灌溉农田仅占3%。这些国家的农民很难获取灌溉设备、现代投入物和技术，包括提高雨养农业用水效率的技术。好的一方面是，只有相对较小比例的雨养农田会受到严重干旱频发的影响。而相反，南亚国家约半数农田采用灌溉模式，使用现代投入物（尽管很多国家发展水平不高），而多数灌溉区域都面临着很大的水资源压力。

除农业生产外，水资源还以多种方式影响着粮食安全和营养

除农业生产外，与水资源获取和水污染相关的挑战也体现在整个食品供应链上，对粮食安全、营养和健康造成影响。例如，食品工业用水密集，且需使用优质饮用水，单位产品产出的污水量大。若不进行适当处理，排入水体的污染物就有可能让人类接触到有害物质，妨碍安全饮用水的获取。

食品供应链下游为消费者。对消费者来说，保障饮用、环境卫生和个人卫生所需的安全可靠水源是一项基本人权，也是粮食安全的主要决定条件。无法获得清洁的水是导致营养不良的重要因素之一。水相关疾病会削弱生产力，加剧深度不平等，让弱势家庭进一步陷入

贫困。所在地（如居家）基本饮用水获取难的问题在农村比城市更加突出，这意味着家庭成员要花很多时间远距离获取饮用水，这一活动通常由妇女完成。

可持续、高生产率的水资源利用需要哪些创新和投资？

更加完善的水资源管理策略，结合改良品种等农艺措施，可在减少水资源相关风险、促进农业产量增长方面发挥重要作用，进而改善粮食安全和营养。此类策略将有助于应对气候变化，尽管适应措施的影响和效果仍有很大的不确定性。农民是否愿意采纳水资源管理策略、改变水资源利用和管理行为取决于很多因素，包括水资源获取难度、水资源不足和短缺程度、气候变化背景下的不确定性以及包括劳动力和能源在内的其他投入物的供应和成本情况。

从完全雨养到完全灌溉，到为畜牧业、林业和渔业提供支持，再到与重要生态系统互动，水资源管理有多种选择。然而，并非所有的水资源风险都能单靠农民自己应对。有些可能需要公共部门进行干预，例如为农民提供投资、信息和支持，帮助他们克服应用技术时遇到的困难。

要想挖掘雨养农业的潜力，就需要改进水资源管理

雨养农业在农业中占主导地位，雨养农田约占农田总面积的80%。农民，尤其是小农，对作物所需水量和时间的影响有限。这方面的挑战主要是管理和适应天气变化，提高雨水利用效率。与采用低投入雨养模式的农民相比，采用高投入雨养生产模式的农民更有可能在改善水资源管理方面进行投资。

提高雨养农业产量有两种总体策略：1）收集更多的雨水，让雨水渗入到根区；2）通过提高植物吸收能力和/或减少根区蒸发或排水损失实现节水。两种策略结合使用能够事半功倍。一项研究显示，上述措施可将雨养系统的千卡热量产量提高24%，若能再扩大灌溉面积，则可提高40%以上。全球近20%的农田适于采用节水和集水策略，尤其是东非和东南亚的大片区域。

投资建设灌溉设施、提高水资源生产率是应对水资源短缺的关键

提高灌溉用水效率有助于使用较少的水生产出更多作物。可通过提高作物单产和/或减少蒸散实现这一目标。各国在水资源生产率方面的显著差异（单位用水的产出）由多种因素造成，包括农民能否获取现代农业投入物、灌溉系统效率以及水土管理策略。尽管近年来水资源生产率有所提高，但单产仍存在较大提升空间。缩小或弥合产量差距可显著提升粮食安全



马达加斯加

乡村水稻梯田与流域管理。

©粮农组织/Jeanette Van
Acker

全和营养以及生计水平，降低面对气候波动的脆弱性。

然而，要想做到这一点，就必须投资建设新的灌溉系统，或修复现有系统，使现有系统实现现代化。最合理的系统将取决于多重因素，包括气候条件、能源和价格、劳动力供应、地下水深度以及基础设施成本。例如，在撒哈拉以南非洲，很多小农正在自备小型灌溉设备，例如水桶、水罐和脚踏泵。与政府机构管理的灌溉设施相比，此类设备单位成本低，使用效果却更好。该区域在拓展盈利性小型灌溉方面有巨大潜力，使用电机泵的面积可再扩大最多3000万公顷的面积，数百万农民可从中受益。一项研究预测，2010–2050年间，撒哈拉以南非洲的灌溉面积会翻一番。然而，为确保节约用水，在推进灌溉设施现代化之前，政府必须出台相应政策，如水资源分配政策，以维持或减少采纳新技术之后整个流域的用水量。

提高畜牧生产的水资源生产率有助于缓解水资源压力

从物理和营养的角度来看，畜产品的水资源生产率普遍低于作物产品，且很大程度上取决于畜产品和生产系统的类别。例如，牲畜饲料可能来自雨养牧场，也可能来自灌溉农田，前者的水资源通常没有其他生产性用途。在混合生产系统中，牲畜可以食用作物残茬。因此，提高畜牧部门水资源生产率可采取多种措

施，包括适度控制放牧、改善动物卫生以及调整膳食和饮水系统。

另一个可提高生产率的领域是养鱼灌溉综合系统，该模式的潜力还有待进一步发掘。灌溉和渔业有着千丝万缕的联系。灌溉可改变水生环境的物理条件和养分条件，对渔业资源产生影响。在多数情况下，通过灌溉促进作物生产集约化都会带来渔业产量的下滑。然而，灌溉也能为鱼类生产创造新的机遇。例如，在孟加拉国的灌溉区域，稻农将水稻每年三个生产季中的一个换成生产鱼苗，这样做既减少了虫害问题，又增加了利润。然而，鱼类生产在多大程度上能与灌溉系统相结合仍在很大程度上取决于国家和区域政策以及治理结构。

农业水资源管理不仅要着眼于农场层面，还需要有更多的创新方法

农业生产系统会产生多种环境影响，其中有好有坏。例如，分散式水资源管理措施（如一些节水项目）会对集水区和流域的水资源平衡产生不利影响，进而波及江河渔业。然而，农业水资源管理策略也会带来有利的环境影响。例如，缩短或暂停漫灌时间可显著减少与水稻生产相关的排放，因为漫灌时间缩短或更加频繁的中断会减少细菌产生的甲烷量，减少甲烷排放。基于自然的解决方案是另一个可资借鉴的范例。这种模式运用自然过程改进水资源管理，保护或修复自然生态系统和过程。然而，采纳此种解决方案需要着眼于整个景观层

面，推动不同层级淡水监管部门转变对森林、泥炭地和其他生态系统的认知和管理方式。种植植被带以及水产养殖和作物综合生产系统等水资源管理措施可进一步控制过量养分，减少污染。基于自然的解决方案可抵消出于保护目的的闲置土地所造成的机会成本，这些土地本可用于生产作物或进行开发。

在严重缺水的地区，非传统水源（例如经处理的废水和淡化水）利用方面的创新在某些国家和地区方兴未艾。废水产量预计将大幅增加，确切数据尚不可知，但据测算，全球10%的灌溉区域已在利用未经处理或经部分处理的废水。废水按终端用户的要求处理后，可作为非传统水源加以利用。然而，农业部门水资源再利用的可行性取决于当地条件。咸水淡化是增加水资源供应的另一个理想方案。全球范围内现有约16000家咸水淡化厂，每日可产出约1亿立方米淡化水。咸水淡化的成本一直是限制农业领域采纳该项技术的主要障碍。然而，由于需求不断扩大和技术进步，咸水淡化的成本已大幅下降并将保持下降趋势，这将使该技术在农业活动中应用的可行性得以提高，特别是用于生产高价值作物。据测算，大型淡化厂的平均处理成本依据不同运营规模为0.5–2.0美元/立方米。淡化厂的成本效益估算结果因地而异，一些国家已在农业领域使用淡化水并获得效益，例如澳大利亚、中国、墨西哥、摩洛哥和西班牙。

既然能够找到有效的解决方案，为何这些方案未被采纳？

水资源管理创新受到总体制度和法律框架的广泛影响，包括用水权、许可、监管、激励措施以及机构设置。此外，它也受到总体政策环境的影响，包括社会选择、优先重点、部门政策和权衡取舍。应深入透彻地了解分散在各部门、地点和辖区的水资源政策和管理利益相关方的角色、态度和职责。其中需要考虑的一项关切是水资源的经济可负担性以及保障获取水资源的人权。另一项关切是确保环境流量、生态系统服务以及淡水资源的非消耗性使用，例如内陆渔业生产。

因此，完善的水资源治理非常重要，需要在集水区层面进行适应性管理，以期满足所有水资源用户的需要。反过来，这也需要各利益相关方、各地点和各机构之间开展复杂的合作。水资源治理既需要更好的纵向协调，即从部门、流域和灌溉系统一直到家庭层面开展协调，同时也需要农业、工业、城市和家庭等各方加强横向协调。在这方面，将农民集中起来管理共享灌溉系统的用水者协会可在规划和实施方面发挥重要作用。协会可统筹资源，用于运行和维护灌溉系统以及河流和流域。这方面的一个主要挑战是要保障权力小、影响弱但依赖生态系统服务的人群（如渔民）的利益，确保将其纳入考虑。

透明的水资源核算和审计以及明晰的水资源权属不可或缺

要想制定有效的水资源管理策略，首先必须更深入地了解现有多少水资源、水资源的使用情况以及当前模式能否持续。水资源核算对水资源的供给、需求、可获性和使用情况的现状及趋势开展系统性研究，对于实现这一目标十分关键。然而，水资源核算必须要置于更广泛的治理改善进程当中，才能真正发挥作用。水资源审计将水资源核算的结果纳入与水资源相关的更大范围的社会背景，因此将水资源核算与水资源审计相结合可提供基础，促进更加务实、可持续、有效和公平的水资源管理。

水资源核算和水资源审计计划的总成本受到多重因素影响，可能差异巨大。例如，影响因素包括：计划的规模和目标、执行团队的签约费用以及收集原始资料和二级资料的需求。遥感和计量技术的进步以及各类全球性和区域性开放数据库能够降低成本，使信息共享更加便捷。联合国粮农组织近期发布的资源手册对于打算开展水资源核算和审计工作的各方来说，是一个很好的切入点。

水资源权属（指人，无论是个人还是群体，相互之间与水资源相关的法律或习俗约定关系）若能建立在适当的水资源核算和公平的分配制度之上，就可发挥重要作用，推动高效用水以及公平、可持续地获取水资源。建立管理水资源分配的社区组织也有助于有效确立用

水权。明确的用水权可为使用者赋权，提高水资源的经济价值，同时鼓励农民投资于采纳高效用水或增加收入的技术，减轻资源退化。尽管水资源权属制度非常重要，且在任何缺水环境中基本都已经建立，但多数情况下，这些制度都没有得到正式认可和落实，水资源权属也未得到尊重。改进输水、引水和计量相关的灌溉技术有助于加强监测，进而提高合规性。

水资源市场和水资源定价能确保水资源的高效利用，但公平实施面临挑战

在已实行淡水资源分配的区域，可考虑引入市场化工具，允许在生产者内部流转手中的权利。水资源市场机制可成为水资源分配的有效途径，因其经济效率高，交易自愿，系统响应性好，能够鼓励用户实现水资源的最高效利用。例如，地下水市场对于帮助农民获取地下水用于灌溉是一个很有吸引力的方案，但同时需要对含水层的总取水量设置上限。不利的方面包括部分地区的水资源卖方可能形成垄断。从公平的角度来看，这类水资源市场只能发挥初始分配制度的作用。最重要的是，市场可能会助长部分利益相关方剥夺更为脆弱的水权持有者的权利，侵吞水资源租金，与水作为基本必需品和基本人权的理念背道而驰。到目前为止，经验积累时间足够长、真正能够正常运转的水资源市场寥寥无几。

不论用水权能否交易，如果水资源价格能反映出其真实经济价值，那么就能够建立适当

的激励机制，让水资源实现最佳的经济用途。水资源定价还可避免水资源过度使用、水资源耗竭和水质退化。实际上，水资源定价不仅越来越多地被视作是一种成本回收机制和确保经济效率的手段，还可以成为应对社会和环境问题的有效工具。公平实施定价制度需要将社会各方面纳入考量，包括水资源定价对低收入人群的影响。

要提高水价，应将时间线拉长到几年，让农民有时间适应。此外还应采用一体化管理，让社区参与，确保不落下任何人。鼓励实行水资源管理和服务付费时，除监管和惩处外，还需要持续提供优质的水资源服务，并清楚说明如何使用收入为付费用户谋福利。

雨养区域对治理问题关注不够而错失了 很多机会

到目前为止，农业水资源管理相关政策和治理都以灌溉为关注重点，导致在治理、政策、制度、措施和技术各方面的投入和创新都非常有限，无法为雨养区域（包括牧场）的小农以及内陆渔业等非消耗性用途提供支持。水资源规划要推动从雨养到灌溉农业整个链条上的不同投资方案，并涵盖会对集水区和流域层面产生影响的雨养区域的水资源管理。与灌溉系统一样，对土地权属、水资源所有权和市场准入也要加以关注，此外还要关注基于社区的集水区管理方法，以应对单靠农场层面无法解决的水资源不足和土地退化问题。这些方法要

推广到集水区层面的森林保护和恢复工作中。最后，改进雨养农业水资源管理还需要公共支持，政府要投资建设基础设施，确保道路通畅，将农民与市场联系起来，另外还要为集水和节水技术提供补贴，以减轻干旱的影响，推动农业总体发展。

还有多种制度和治理策略可改善畜牧部门的水资源管理，而牲畜是牧民和其他社区的核心资产。让社区代表和当地机构参与有助于确保干预措施的有效设计。同样，传统或土著机构在应急干预以及包括牧场和水资源在内的自然资源管理方面也可发挥重要作用。在部分国家，国家紧急状况下的牲畜相关干预指南已经出台，例如发生干旱时。这类指南可提供快速支持，保护和重建受危机影响社区的牲畜资产。最后，在干旱易发区域确定水源并绘制地图以及建立预警系统是面向未来的重要措施。例如，在肯尼亚，2000年的极端干旱造成部分区域牛群损失高达50%，然而由于没有相关信息可以引导及时采取行动，救援部门面对灾情束手无策。

加强各部门之间和农业部门内部的政策 一致性势在必行

不同行动方的行为会受到不同部门的政策选择影响，而不同部门之间的政策往往相互脱节。确保部门之间和政策领域之间的政策一致性是改进水资源管理的首要条件。这要求影响水资源管理和水资源供需的各项政策、法律、

财政措施之间相互协调，包括能源价格、贸易协议、农业补贴制度和减贫策略。此外，还要整合不同机构围绕水资源管理和相关政策做出的决策，包括有关灌溉以及水资源的工业和城市用途的决策。

建立适当的激励机制是政策一致性的重要内容。补贴就是一个例子，因为政府经常为私人商品提供大量补贴，如能源、肥料和信贷，而此种补贴可能会助长水资源的过量、低效使用，造成水污染。

农业子部门之间加强政策一致性也十分必要。很多情况下，政策对各农业子部门的影响不均，往往会以牺牲雨养农业或内陆渔业为代价发展灌溉农业。虽然扩大灌溉面积有助于提高低收入国家的粮食安全和营养，但也会导致内陆渔业损失、地下水抽取过量以及地表水流量和生态系统发生变化。然而，也存在很多机会促使各部门形成合力，提高灌溉农业的生产效率和营养成效，同时确保水资源的连通性、流量和生境保护。这方面的例子包括水产养殖和灌溉综合系统、森林保护和上游管理。提高雨养农业生产率的创新型做法也有助于减少灌溉的需要。

提高政策一致性需要推行改革

加强政策一致性、改善水资源管理首先需要理顺激励机制。为此，应取消一般性补贴，取而代之以专项补贴，以鼓励人们采纳新的灌

溉技术和提供环境服务，例如对鱼类友好的灌溉设施，减少灌溉开发和堤坝建设产生的影响。环境服务付费，即向同意管理自身土地或流域以加强环境保护的农民或土地所有者付费，也有助于确保生态系统的正常运转和合理估值。

除此之外，还要在水资源核算和审计的基础上实施更加综合全面的方法，将各类水资源用户都考虑在内。这方面的例子包括灌溉项目管理，使其既能维持粮食生产水平，也能同时提供其他环境和生态系统服务。

最后，要实现政策一致性，就必须建立有力的机制和进程，管理和协调政策、预算和监管。具体步骤包括加强公共机构的能力；协调各主管部门（水资源、农业和能源部门）；改进规划和监测工具；升级并整合数据库。改进灌溉投资的设计，将性别、卫生和营养结果纳入考虑，也有助于推动灌溉计划转型，使其成为减轻贫困、饥饿和营养不良策略的有机构成。■



越南

苗圃场员工浇灌金合欢幼苗。

©粮农组织/Joan Manuel
Baliellas



第1章 报告背景： 人类、 水资源、 农业

要点

→ 日益严重的水资源短缺和水质问题威胁着世界各地的粮食体系。过去二十年中，人均年淡水可供量减少了20%以上，这一问题在北非、西亚和南亚是一个严重的制约因素，亟需予以关注。

→ 农业必须适应人口增长、经济发展、消费者偏好变化和对水资源的竞争等复杂挑战。能关注整个粮食体系层面可持续性的健康膳食有助于减少相关的水资源消耗。

→ 在包括食品加工在内的整个食品供应链中，水资源获取和日益严重的污染问题非常突出。这两大挑战影响着粮食安全、营养、健康和生态系统服务，并对弱势人群构成重大风险。

→ 当前约41%的全球灌溉活动以牺牲环境流量要求为代价。处理好灌溉活动与对人类生存所依赖的生态系统至关重要的环境流量之间的关系将是实现《2030年议程》的关键。

→ 水资源获取不足和不稳定影响着几百万小农、渔民和牧民的生计，各国亟需采取公平、包容、可持续的办法来管理水资源。

→ 在最不发达国家，74%的农村人口无法获取安全的饮用水，这给每天花费大量时间取水的农村妇女造成了不利影响，农村贫困人口也因此面临水媒性疾病和营养不良的风险。

报告背景： 人类、水资源、农业

可持续发展面临的缺水问题——一刻不容缓的挑战

水资源及其管理方式是改善生计和实现可持续发展的核心。利用有限的淡水资源，满足人类对水不断增长的需求，是人们日益关注的挑战；与此同时，气候变化带来了降雨量和水资源供应不确定的威胁，影响了雨养农业和灌溉农业。这给整个粮食体系带来了影响，包括从雨养和灌溉种植业、畜牧业、内陆渔业和水产养殖业在内的农业生产，到食品加工，再到家庭和消费者，最终给粮食安全和营养造成严重影响。

本报告讨论了影响农业和粮食生产的两大水资源挑战：水资源短缺和水资源不足。“水资源短缺”指物理性缺少淡水，会严重影响灌溉农业的产量和生产率。“水资源短缺”不仅指淡水不足，还包括基础设施和机构能力不足，无法确保公平获取饮用水和灌溉用水等水资源服务。因降雨量不足和降雨时间不足造成的水资源不足会限制雨养农业的作物产量和牧场的畜牧产量。其他水资源相关风险包括自然灾害，如水量过多引发的洪灾（与水资源相关的术语定义参见术语表）。

淡水资源有限，而人类对水的需求量却在不断增长，以满足粮食生产、饮用水和环境卫生等基本需要：包括灌溉农业用水和整体粮食体系用水（含食品加工在内），也包括家庭饮用水以及环境卫生和个人卫生用水（WASH）。水资源的可持续管理必须与维系水生生态系统产品和服务的需要相协调，而水生生态系统产品和服务又取决于地下水和河流流量。保护并可持续地利用水资源不仅涉及水资源总量的问题，水质也是一个重大且日趋严重的问题。

降雨不足是雨养农业面临的更大挑战。随之产生的影响多种多样，包括干旱、洪灾以及极端降雨和天气事件。牧场降水异常也威胁着畜牧生产。

不断增长的淡水需求造成日益加剧的水资源短缺，而雨养地区出现干旱或降雨不足则会造成水资源不足，短缺和不足的双重挑战是本报告探讨的重点。《粮食及农业状况》上一次全面讨论水的问题还是在1993年（**插文1**）。令人震惊的是，1993年版的内容放在27年后的今天居然毫不过时，仍具有现实意义。水资源管理方面的挑战依然存在，这表明问题尚未得到充分解决。然而，如果说1993年版强调指出了“日益加剧的水资源短缺和淡水滥用对可持续发展构成严重威胁”这一共识，那么在今天，我们更应迫切解决这一问题。1993年版的重点是应对灌溉农业中淡水供应有限和多方竞争的挑战，而2020年版则扩大了范围，涵盖了

插文 1

1993年版《粮食及农业状况》——水政策与农业

1993年版《粮食和农业状况》第三部分“水政策与农业”提出的问题与做出的分析到今天依然具有现实意义。这虽然表明1993年版具有很强的前瞻性，但同时也表明，当时确定的许多问题至今仍悬而未决。

1993年版《粮食及农业状况》开宗明义指出了水是一种日益稀缺的宝贵资源，强调了日益加剧的水资源短缺和淡水滥用对可持续发展构成严重威胁。同时，报告还研究了水质及其对人类健康的影响。报告确定了造成水资源短缺的三大主要原因：人口增长、水资源滥用和获取不公平。报告还提请各方注意气候变化和全球变暖可能对水循环产生的影响，尽管当时的科学认识还远未得出明确的结论。

资料来源：粮农组织，1993。¹

1993年版报告主要关注农业用水，重点是灌溉农业及相关政策和制度。报告认识到，作为最大的用水部门，农业正面临着来自其他部门日趋激烈的竞争。报告认为，农业必须走可持续发展道路，节水增产，以确保未来的全球粮食安全。报告特别重视需求侧管理，以确保提高灌溉农业的用水效率和分配，而不是采取较为传统的供给侧办法来扩大灌溉农业。然而，在1993年发布时，尽管报告考虑了管理和扩大供给，海水淡化以及废水和排水的再利用却没有像现在这样被摆到突出地位，作为可靠的替代水源。

包括牧业系统在内的雨养农业中与水相关的挑战。2020年版报告将林业、内陆渔业和水产养殖业考虑在内，并认识到恢复和维持环境流量、保障水相关生态系统的环境服务的重要性。


与水资源相关的许多挑战在《2030年可持续发展议程》（《2030年议程》）中占据着突出地位。水与多项可持续发展目标（SDG）密切相关，是能否成功实现这些目标的关键。可持续发展目标6（确保所有人享有水 and 环境卫生并对其进行可持续管理）涵盖了水资源供应与管理的所有关键内容，包括公平获取饮用水、改善水质、提高用水效率、综合管理水资源以及

保护与水相关的生态系统。实现可持续发展目标6预计将产生多重经济、环境和社会效益，从而也有助于实现其他可持续发展目标，特别是可持续发展目标2（消除饥饿，实现粮食安全并改善营养，促进可持续农业）。能否在可持续发展目标2上取得进展主要取决于目标6的实现进度，因为粮食及农业生产高度依赖于水资源和生态系统提供的服务，而这些服务反过来又有赖于环境流量的维持。消除饥饿和营养不良也需要获取安全的饮用水（可持续发展目标6.1）以及公平的环境卫生和个人卫生（可持续发展目标6.2）。高产的农业体系（可持续发展目标2.3）需要有充足的供水（可持续发展目标6.4和6.6）和优质的水资源（可持续发展目标


图 1
与水资源相关的可持续发展目标及相关具体目标

受可持续发展目标6影响		对可持续发展目标6产生影响	
1 无贫穷 	1.1 消除极端贫困		
	1.2 贫困人口比例减半		
	1.4 保障平等的资源权利、对资源的平等获取和控制		
	1.5 加强面对极端气候事件和其他冲击时的抵御能力		
2 零饥饿 	2.1 确保粮食获取	2.3 实现小农生产力和收入翻番；2.4 确保可持续粮食生产	
	2.2 消除营养不良		
	2.3 实现小农生产力和收入翻番	2.4 确保可持续粮食生产	
3 良好健康与福祉 	3.3 防控水媒性疾病		
	3.9 减少因水和土壤污染而死亡和患病的人数		
5 性别平等 	5.1 消除歧视		
7 经济适用的清洁能源 	7.2 增加可再生能源	7.3 提高能源效率	
8 体面工作和经济增长 	8.1 促进可持续经济发展	8.4 提高资源使用效率	
9 产业、创新和基础设施 		9.4 提高资源使用效率	
10 减少不平等 	10.1 实现可持续收入增长		
	10.2 促进社会、经济和政治包容		
11 可持续城市和社区 	11.1 提供充足、安全和负担得起的住房和基本服务	11.6 减少城市的负面环境影响	
12 负责任消费和生产 		12.2 自然资源的可持续管理和高效利用	
		12.3 减少粮食损失和浪费	
		12.4 减少化学品和废物排入大气，渗漏到水和土壤	
13 气候行动 	13.1 加强抵御和适应能力	13.2 将气候变化纳入政策	
14 水下生物 	14.1 减少海洋污染	14.1 减少海洋污染	
	14.2 管理和保护海洋及沿海生态系统	14.2 管理和保护海洋及沿海生态系统	
	14.3 减少和应对海洋酸化		
	14.5 保护沿海和海洋区域	14.5 保护沿海和海洋区域	
15 陆地生物 	15.1 养护、恢复和可持续利用陆地和内陆的淡水生态系统	15.1 养护、恢复和可持续利用陆地和内陆的淡水生态系统	
	15.3 防治荒漠化，恢复退化的土地和土壤		

资料来源：粮农组织。


» 6.3)。改善水资源管理可能会对各项可持续发展目标产生广泛影响，而在其他可持续发展目标方面取得的进展则可能有助于实现可持续发展目标6。总结了可持续发展目标6和其他可持续发展目标之间的潜在联系。左栏为预计会主要受到可持续发展目标6影响的目标，右栏则描述了哪些可持续发展目标最可能会对可持续发展目标6产生影响。■

人类压力与水资源供应 — 失衡的等式

面对人口压力和不可持续的消费与生产，水资源正面临越来越大的压力，并日益退化。气候变化加剧了这些因素，预计将改变降雨模式、水文系统和淡水供应量。水资源短缺和水资源不足均与水循环密切相关（）。一方面，人类对水的需求不断增长，另一方面，再生淡水和降雨无法进入淡水系统导致水循环中资源有限，两者的不匹配现象不断加剧，造成了水资源短缺和水资源不足。这两大问题日益成为阻碍农业发展的制约因素，影响大、中、小型生产系统。水资源短缺和水资源不足还会限制环境服务和生态系统功能，而环境服务和生态系统功能对于维持水相关系统和人类生计至关重要；因此，不应继续认为留给环境使用的只能是残余的水资源。

随着人口不断增长，人类对不同用途的水资源的需求随之增长，因此人口增长是造成淡水资源短缺的主要原因。随着人均收入不断增长、社会的城市化程度日益提高，人类对水造成的压力也在增加，导致膳食结构发生变化，家庭、工业、能源和服务业的用水需求增加。这些趋势也意味着雨养农业面临越来越大的挑战，需要满足因人口持续增长、收入不断提高

带来的更大的粮食需求。气候变化加剧了与这些因素相关的挑战，可能会改变降雨模式，加大发生极端天气事件的风险。³ 极端天气事件和水资源供应的波动也会引发粮食价格波动，从而进一步加剧粮食不安全和营养不良。小岛屿发展中国家（SIDS）的地下水资源容易受到气候变化的影响，既会波及粮食价格，也会加深对粮食进口的依赖。^{4,5} 就造成水资源短缺的因素而言，人口增长的影响超过了气候变化。^{6,7}

养活日益增长的世界人口并满足其对水的需求，这一挑战目前比以往任何时候都更加艰巨。据联合国预测，2050年世界人口将达到97亿，相比2020年的约78亿。⁸ 如的历史趋势所示，随着人口数量增长，人均可用淡水资源在不断减少。1997年至2017年期间，撒哈拉以南非洲和北非及西亚的情况尤其如此，这两个区域的年人均可再生水资源分别下降了41%和32%。数据还显示出各区域水量的显著差异。在大洋洲，2017年的年人均供应量约为4.3万立方米，而在北非及西亚，则勉强达到1000立方米。在一些水文学家看来，低于1000立方米即表示水资源短缺。^{9,10} Falkenmark和Widstrand（1992）认为，⁹ 当年人均供应量低于1700立方米以下时，一国满足水资源需求的能力就会受到影响；^a 低于1000立方米时就会面临长期水资源短缺，低于500立方米就会面临极度水资源短缺。

人均供应量可以反映淡水供应情况，但对于具体国家而言，这一指标可能过于简单化。区域甚至国家层面的平均数对于存在较大内部差异的大国可能没有意义。在许多国家，水资源短缺在国家一级并不是问题，但在特定地区

a 这一数值最初定为每个流量单位600人，一个流量单位为每年100万立方米。⁹ 用一个流量单位除以竞争用水人数，得到的值为每人每年1700立方米。

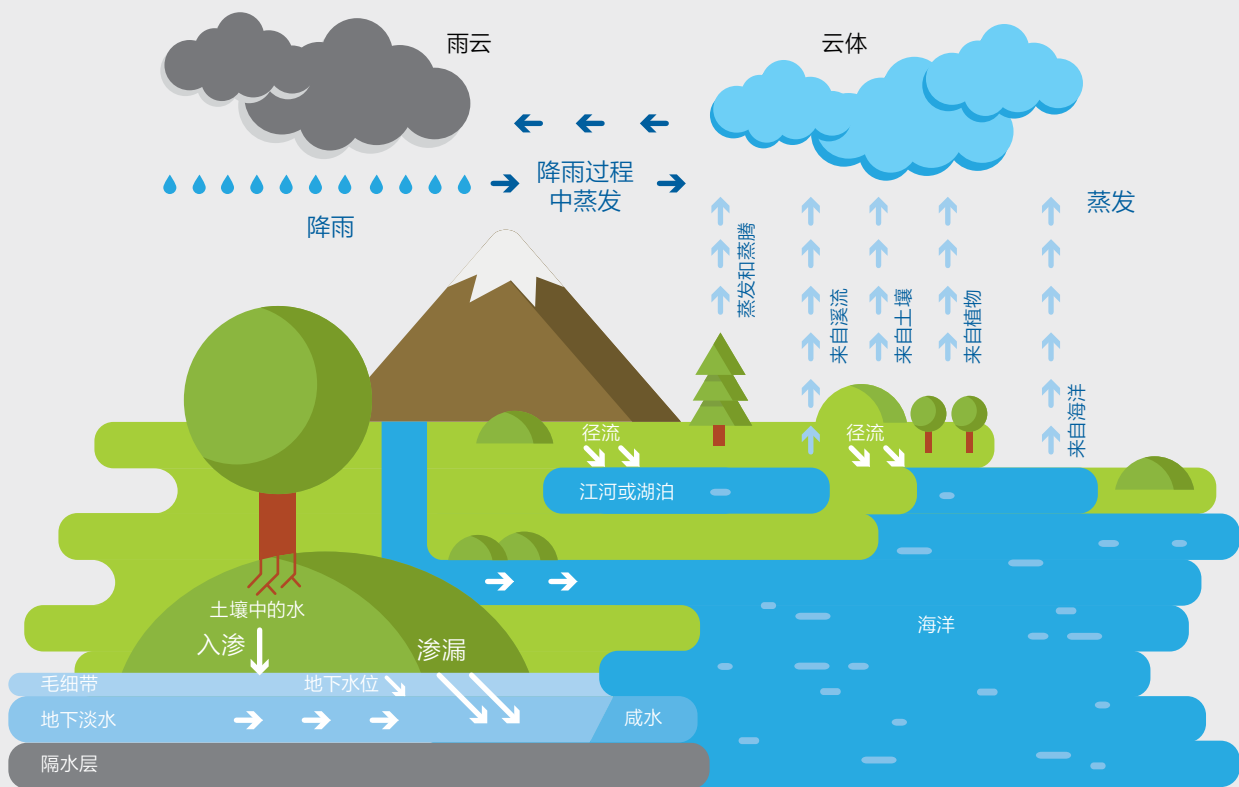
插文 2
水循环与农业

水是一种可再生资源，在地球上不断地循环流动。水汽从海洋进入大气，再通过地表和地下回到海洋，形成水循环（见图）。水循环中水的质量基本是恒定的；在任何自然水文过程中，水

都不会被创造或清除；在气候变化背景下，全球年可利用量会因气温升高而略有增加。

淡水指地球表面冰川、湖泊和河流中的水（地表水）和地下含水层中的水（地下水）。可

水循环



资料来源：粮农组织，1993，插文8。¹

和流域可能非常严重。巴西就是一个典型的例子。据估计，平均每个巴西人每年的可再生淡水供应量接近4.2万立方米。^{8,11} 虽然巴西经济活动（包括灌溉）集中的地区可能会面临水资源压力和使用量较大的问题，但在水源充裕的亚马逊流域，人们的用水量很少。因此，年人

均供应量忽略了决定用水量的当地因素以及不同国家和地区用水量各不相同的事实。

对水资源的竞争日益加剧

预计人口增长趋势将增加农业和其他领域（包括工业和家庭）用水对水资源造成的压

插文 2 (续)

利用的淡水很少：99%的水或是咸水（97%的水存在于海洋中），或是冰冻水（2%存在于冰盖和冰川中），其余（1%）大部分为地下水，淡水湖泊、土壤、河流和生物系统中的水所占比例很小。

雨养农业依赖于降水，这类淡水不以溪流（以及随后的河流和湖泊）的形式流过地表，也不渗入地下水库或含水层。灌溉农业依靠从地表水或地下水源汲取淡水，与其他部门和人类活动形成竞争关系。

水循环的以下方面至关重要：

- 本质上，只有一种水资源，只有采用系统化方法才能确保对水进行适当的管理。地表水、地下水和土壤水分之间的相互联系至关重要。地下水 and 地表水是同一种资源的组成部分，不能将其视为替代来源。如果不了解特定领域用水对系统性水平衡的影响就贸然推广高效用水方法，可能会导致意想不到或不希望看到的后果。例如，在冲积平原采集、补给地下水会减少河流的流量。

- 应在流域、集水区和含水层等水文系统层面进行水资源管理。同一系统中某环节的水管理将对其他环节产生影响。河流流域上游农业集约化用水会影响下游的地表水和地下水流量。
- 水生生态系统对污染物的净化和稀释能力是有限度的。过去许多城镇在处置污水时，依靠河流和海岸水域的自净和稀释潜力。然而，只有在人口密度极低和相关产业极少的地方，才有可能做到这一点。在许多地方，这些稀释功能已经达到了极限，现在必须对这种做法进行认真监管。
- 与水相关的生态系统能提供许多环境服务，其正常运转依赖于维持地下水位和河流系统中的流量。必须认识到环境流量要求（见术语表）。

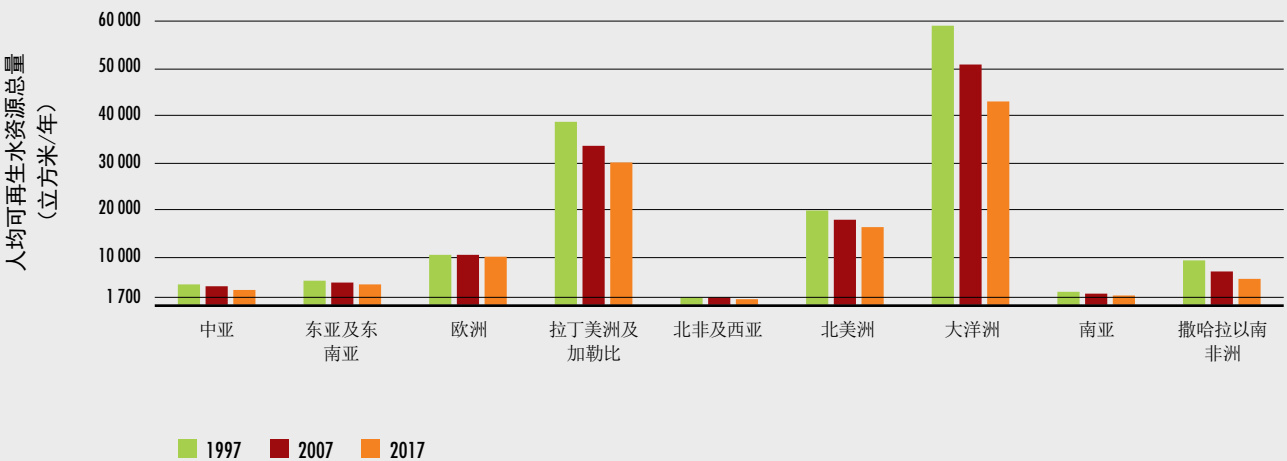
资料来源：粮农组织，1993；¹ 粮农组织，2012。²

力。**图3**显示了总取水量方面的数据。取水量与人口和经济增长保持同步，并随着时间的推移急剧增加，自20世纪中叶以来尤其如此。虽然近几十年来增长速度有所放缓，但增长仍在继续。农业仍然是迄今为止最大的用水部门，占全球取水量的70%以上，而且还在继续增加。农业面临着来自其他部门的更激烈竞争，因为

工业和城市取水量增长更快，自20世纪中叶以来尤其如此。在过去一二十年中，工业取水量有所下降，而城市取水量自2010年以来略有增加。农业取水量继续快速增长，虽然自1980年以来增速有所放慢，2000年以来农业取水量的比例略有增加。

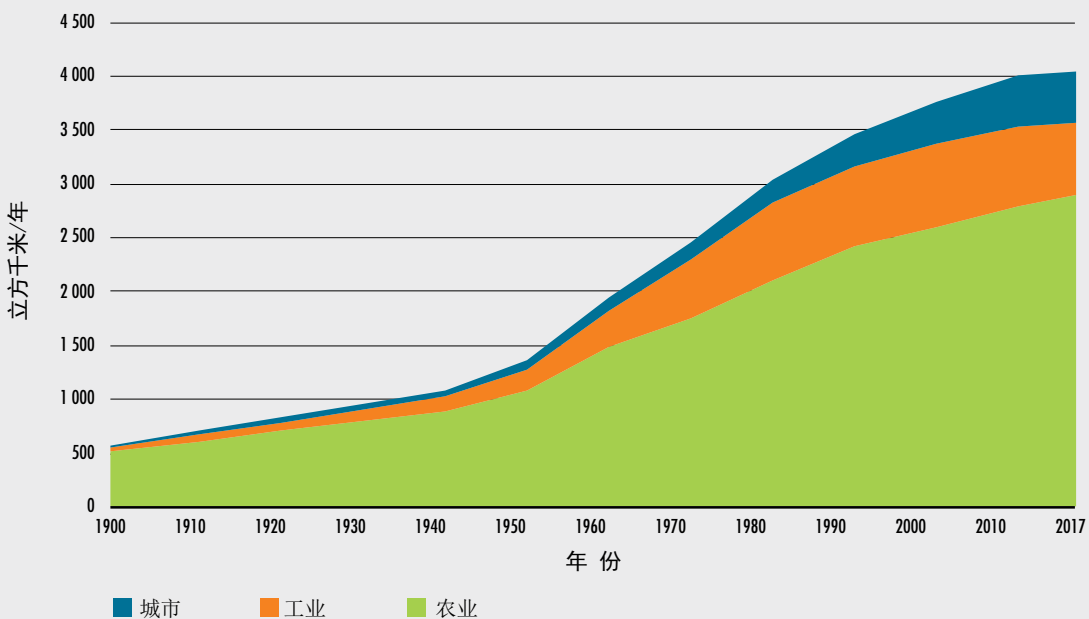
»

图 2
1997-2017年各区域人均可再生淡水资源



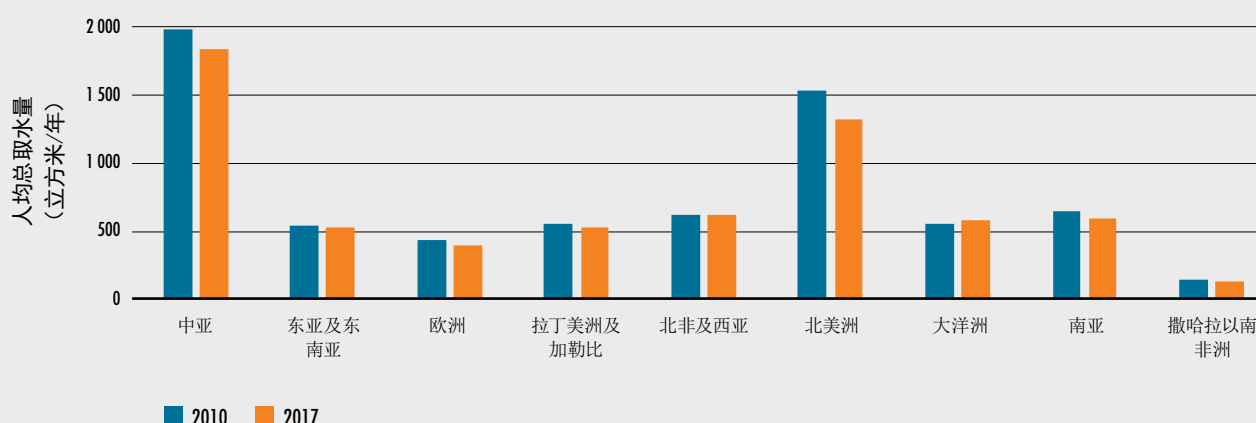
注：人均可再生淡水资源以每人每年立方米为单位。人口数据参阅联合国经济和社会事务部（联合国经社部）2019年《世界人口展望》修订版。⁸ 大洋洲包括澳大利亚和新西兰。
资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2020；¹¹ 联合国经社部，2019。⁸

图 3
全球各部门取水量



注：农业取水量指灌溉、畜牧、水产养殖的年自备用水量；工业取水量指热电厂、核电站（但不包括水电站）冷却用水等工业用水的年自备用水量；城市取水量指直接供居民使用的量。
资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2020；¹¹ Shiklomanov, 2000，表5。¹²

图 4
2010年和2017年各区域人均总取水量



注：总取水量指每年农业、工业和城市取水量。人口数据参阅联合国经社部2019年《世界人口展望》修订版。大洋洲包括澳大利亚和新西兰。
资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2020；¹¹ 联合国经社部，2019。⁸

» 图4综合列出了2010年和2017年的总取水量和人口数据。在过去十年中，人均取水量一直保持稳定或略有下降，具体因区域而异，这是人口增长速度超过取水量增长速度或与之持平的结果。各区域的实际数据差异较大，其中中亚的取水量最高，2017年达到近2000立方米/人。紧随其后的是北美，2017年超过1300立方米/人。撒哈拉以南非洲则主要因经济条件限制了淡水的获取，取水量勉强达到130立方米/人。取水比率也因收入水平不同而存在显著差异（插图3）。

图4反映了各区域的整体取水量情况，但未考虑到地方一级的水资源获取情况和部门之间的竞争。农业和其他部门需求的增长导致了对稀缺淡水的竞争，增加了当地农民与其他用水者之间发生纠纷的风险，在国际一级甚至会有跨境冲突的风险。在水资源严重短缺、获取

渠道有限的国家，对土地和水的竞争及引发的纠纷始终不断。在萨赫勒牧区，过度放牧和草场严重退化曾在2018年导致饲草减产甚至绝收。最终，牧民提前两个月开始举家迁徙，导致某些地区牧民更加集中，农牧民之间发生纠纷。¹³

内陆发展中国家和最不发达国家首当其冲受到潜在国际冲突的影响。这些国家往往共享跨境水体，如乍得湖、维多利亚湖和尼罗河，对灌溉用水等水资源的竞争始终不止，同时还深受污染的影响。¹⁴ 这些国家还高度依赖内陆渔业获取动物蛋白、营养素和维生素。¹⁵ 渔业等非主要部门经常被遗忘，部分原因是它们难以证明自身的真正经济价值，也无力与能源和灌溉等经济实力强大的利益相关方竞争。¹⁶ 在尼罗河沿岸，各部门之间的竞争也非常明显：埃塞俄比亚计划在青尼罗河上建造埃塞俄比亚

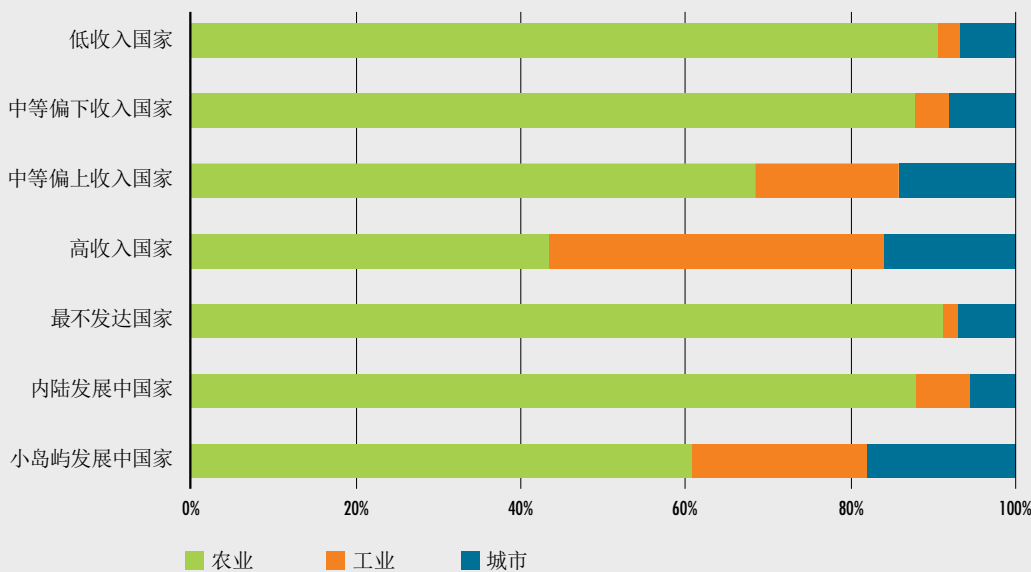
插文 3
国家收入水平决定了对水资源的竞争性需求量

对水资源的需求不断增长的一个特点是所有用户之间的竞争加剧。按收入组别和国家分类来看取水比率，可以大致了解这种竞争的激烈程度。下图显示了按收入组别分列的各部门取水量，对应的比例可能存在显著差异：就农业、工业和城市取水而言，低收入国家的比例分别为91%、2%和7%，而高收入国家分别为43%、41%和16%。随着人口和收入的增加，加上气候变化的影响日益严重，预计对水的竞争将进一步加剧，^{18,19} 尤其是在低收入和中等偏下收入国家。

在最不发达国家和内陆发展中国家，农业用水占总量约90%。在小岛屿发展中国家，农业用水的比例较低，约占总量的60%。

在农业用水方面，低收入国家的比例分别为91%、2%和7%，而高收入国家分别为43%、41%和16%。随着人口和收入的增加，加上气候变化的影响日益严重，预计对水的竞争将进一步加剧，^{18,19} 尤其是在低收入和中等偏下收入国家。

2017年各部门取水量，按收入和国家组别划分



注：农业取水量指灌溉、畜牧、水产养殖的年自备用水量；工业取水量指热电厂、核电站（但不包括水电站）冷却用水等工业用水的年自备用水量；城市取水量指直接供居民使用的量。
资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2020；¹¹ 联合国，1998；²⁰ 世界银行，2017。²¹

复兴大坝，以满足本国电力需求，但埃及则担心自己的主要灌溉用水来源受到威胁。为了防止国际冲突，来自埃及、埃塞俄比亚和苏丹的

水利和灌溉部长们举行了国际会谈，来自南非、美国和欧盟的观察员们也参加了会谈。¹⁷

表 1
部分食品的水足迹

食品	水足迹 (立方米/吨)				营养含量			单位营养价值的水足迹		
	绿水	蓝水	灰水	合计	热量 (千卡/克)	蛋白质 (克/千克)	脂肪 (克/千克)	热量 (升/千卡)	蛋白质 (升/ 克蛋白质)	脂肪 (升/ 克脂肪)
糖料作物	130	52	15	197	285	0	0	0.69	0	0
蔬菜	194	43	85	322	240	12	2	1.34	26	154
淀粉类块根	327	16	43	387	827	13	2	0.47	31	226
水果	726	147	89	962	460	5	3	2.09	180	348
谷物	1 232	228	184	1 644	3 208	80	15	0.51	21	112
油料作物	2 023	220	121	2 364	2 908	146	209	0.81	16	11
豆类	3 180	141	734	4 055	3 412	215	23	1.19	19	180
坚果	7 016	1 367	680	9 063	2 500	65	193	3.63	139	47
牛奶	863	86	72	1 020	560	33	31	1.82	31	33
鸡蛋	2 592	244	429	3 265	1 425	111	100	2.29	29	33
鸡肉	3 545	313	467	4 325	1 440	127	100	3.00	34	43
黄油	4 695	465	393	5 553	7 692	0	872	0.72	0	6
猪肉	4 907	459	622	5 988	2 786	105	259	2.15	57	23
绵羊/山羊肉	8 253	457	53	8 763	2 059	139	163	4.25	63	54
牛肉	14 414	550	451	15 415	1 513	138	101	10.19	112	153

注：蓝水足迹指生产过程中消耗的地表水和地下水（取用后蒸发）；绿水足迹指消耗的雨水；灰水足迹指根据现有水质标准吸收污染物所需的淡水。不同产品的蛋白质和脂肪种类各不相同。

资料来源：Mekonnen和Hoekstra, 2012, 表3。²⁴

膳食变化对用水的影响

由于膳食结构不断变化，预计对水的竞争将随之加剧。随着各国经济不断发展，膳食结构也会随之发生变化，这是公认的事实。膳食结构的变化还与财富的积累、低价食物获取渠道的拓宽、全球食品市场的扩大和城市化相关。^{22, 23} 膳食结构变化包括偏好从未经加工的谷物转向深加工食品、畜产品和高价值作物，如水果和食用油，预计消费量也将继续增加，特别是在低收入和中等偏下收入国家。这种变化会影响未来的农业用水需求，因为如表1所示，相比谷物、淀粉类块根、水果和蔬菜，生产畜产品和油类的需水量更大。²⁴

表1根据Mekonnen和Hoekstra (2012) 的研究，采用直接或间接用于生产产品的总用水量（雨水、地表水或地下水），计算出部分食品的年均水足迹。²⁴ 这些数据有助于为水资源短缺地区的决策提供参考，分析专注于生产一些产品而不是另一些产品、立足本地生产而不是选择进口的好处以及消费方式对水产生的影响。²

表1突出表明，膳食对水的影响非常复杂。第四栏显示，相对于种植业，每生产一吨畜产品（和每卡路里热量）的需水量高得多。唯一的例外是坚果：每生产一吨坚果的需水量仅次于牛肉和山羊肉。表1评估了生产蛋白质的需

水量，发现生产一克牛奶、鸡蛋和鸡肉中蛋白质与生产一克豆类中蛋白质的需水量相同。牛肉生产的需水量要高得多，表明畜牧生产中也存在较大差异；而黄油和油料作物每克脂肪的水足迹相对较小。从纯“核算”角度看，就淡水而言，从作物产品中获取热量、蛋白质和脂肪，其效率往往高于畜牧生产。这是所有用水类型的平均结论，包含不同的生产系统和营养挑战迥异的不同地区。在低收入国家，不同食物中蛋白质的质量和营养素的生物利用率对避免营养不良至关重要。高收入国家越来越多地过度消费畜产品，给水资源带来额外压力。有学者对高收入国家各种膳食水足迹的63份出版物开展了元分析，结果发现，如减少西式饮食中动物源性食物的消费量，则可以将用水量降低18%。²⁵

尽管基于全球平均数的研究得出了有趣的结论，但畜牧生产环境评估专家对这些结论提出了质疑。估算值往往因地而异，不能一概而论，因为不同物种和生产系统之间和内部使用的饲料不同。**表1**中列出的畜牧生产的部分水足迹与牧场的降雨有关，但由于牧场往往不能转化为耕地，因此畜牧业成为利用降雨进行食物生产、提高用水效率的唯一选择。²⁶ 研究也通常考虑人口层面对不同食物的摄入量，但一般不考虑特定群体的膳食需求，如儿童、妇女或老人。因此应谨慎看待这些研究结论，任何指导意见都应结合具体情况，并考虑人口的膳食状况、生产者面临的特定用水限制以及不同土地利用的可行性。

表1中并不包括海产品，因为对海产品生产用水的分析很少。鱼类是蛋白质、健康脂肪和营养素的重要来源，在营养方面发挥着至关重要的作用。¹⁵ 海产品产业非常多元，用水量差异很大，特别是（但不限于）水产养殖和捕

捞系统。在中国，淡水养殖中与饲料和蒸发相关的蓝水和绿水（见术语表）足迹从每吨产品3349立方米到21215立方米不等。²⁷ 海水养殖的蓝水和绿水足迹要小得多，而且只与饲料相关。捕捞渔业的消耗性淡水用量可忽略不计，但充足的水源仍然必不可少。内陆渔业可增加膳食多样性，并支撑着一些地区的粮食安全和营养，其用水量和用水时间主要取决于具体环境和物种。

随着收入的增加，预计人们将转而消费土地密集型 and 用水密集型膳食，特别是消费更多肉类和乳制品。²³ 全世界还必须向健康膳食转型，而健康膳食往往包含多种用水密集型营养食物，如水果和蔬菜、豆类、坚果以及适量乳制品、蛋和禽类。²⁸ 因此，预计全球淡水将面临更大压力，集约化畜牧生产对水质的负面影响也将增加（参见“聚焦：农业、水污染和盐碱化”，第44页）。²⁹ Gill等在2015年开展的一项研究报告了巴西、中国和印度1961–2011年间与膳食转型相关的用水量（蓝水、绿水和灰水）^b 变化。³⁰ 结果发现，上述国家之间存在极大差异。在巴西和中国，畜牧生产是水需求增长的主要原因，而在印度，主要原因则是谷物生产。在这三个国家，因为畜牧和谷物生产的原因，2019年总计30亿人口的人均日耗水量增加了1000多升，证明膳食转型能在农业用水需求方面发挥重大作用。关注粮食体系层面可持续性的健康膳食有助于减少相关的水资源消耗。²⁸ ■

b 本报告采用的蓝水、绿水和灰水足迹定义同Mekonnen和Hoekstra, 2012。²⁴（见表1注释）。

改善治理，确保公平获取水资源

水资源的日益短缺和气候变化有可能加剧水资源获取方面的不平等，这反过来又会影响环境卫生和个人卫生、农业、粮食生产和生态系统运转所需用水的份额和质量，进而破坏生计、抵御能力、粮食安全和营养，同时加剧不同群体及部门之间的分配不平等。³¹ 水资源获取在人权中的体现非常重要，2010年得到了联合国大会的承认。³² 虽然水权主要侧重于饮用水、环境卫生和其他个人和家庭用水，但通过与其他人权，特别是对农村妇女和土著人民尤为重要的食物权的联动，水权也延伸到了粮食和农业生产领域。

由于小农面临物理和/或经济限制，农村获取水源的机会特别不均衡。2公顷以下的小农场占全世界农场的大多数（84%），特别是在低收入和中低收入国家。³³ 由于获得灌溉技术和雨水收集方案的机会有限，这类农场尤其容易面临缺水问题。在南亚，60%以上的农场都是小型农场，³³ Li等（2011）发现干旱是制约作物产量的主要因素。³⁴ 改善农业用水的获取和管理是重要的扶贫手段。^{35, 36}

从事灌溉农业和雨养农业的小农面临着灌溉设施和集水方面的障碍。在撒哈拉以南非洲，虽然有水，而且扩大小规模灌溉有利可图，并能使1.13亿至3.69亿农村人口从中受益，³⁷ 但因缺乏获取水资源所需的资金而导致缺水。³⁸ 许多因素阻碍了灌溉技术的采用，包括权属以及资金和信贷获取等因素。³⁹ 在非洲和亚洲的半干旱地区，集水可以提高作物产量，但由于回报率低，平均回收期为4-5年，市场准入有限的小农可能不愿意在集水设施上

投资。⁴⁰ 为了进一步扩大水资源获取，农民和服务提供商需要掌握设计、操作、维护和修复灌溉技术和系统的技能，因为这些技术和系统利用不当将导致水资源流失和作物减产。⁴¹

在低收入国家，妇女占农业劳动力的一半。尽管如此，她们在获取自然资源特别是水资源方面也面临严重的限制。⁴² 妇女对其耕种的土地往往缺乏所有权，也缺乏灌溉田地所需的水，同时，对包括水在内的自然资源的使用也缺乏影响力。她们的劳动负担超过了男子，因为她们要承担更多的无偿家务劳动，如取水、采集燃料、烹饪。对妇女和女童而言，取水可能会使她们面临暴力风险，因此具有危险性。灌溉可以让妇女更多地参与创收、护理和社会活动。水务专业人员、推广人员和决策者仍然没有将妇女视为农民大军的成员，⁴³ 往往忽视了妇女和最弱势群体的知识、工作量和需求。消除对妇女歧视委员会的第34号一般性建议认为，妇女获得土地和水的权利是基本人权。⁴⁴

必须落实强有力的治理和水资源分配安排，如涉及不同用户的灌溉和水电分配，以此解决各部门之间的竞争和紧张关系，并确保可靠、优质的水流量。正如粮食安全和营养问题高级别专家组在2015年的报告中所指出的那样，在许多国家，用水部门的决定往往由不同的政府部门作出，“很少考虑到对水资源的累积影响”。³¹ 治理必须在提高用水效率与确保公平获取水资源并尊重人类水权之间取得平衡。分配效率的概念涉及特定自然资源基础能够产生多少财富，而公平则涉及财富在社会中如何分配。⁴⁵ 由于水务政策不力的问题根深蒂固，如定价过低或缺少监管，要想兼顾效率与公平可能并不容易。⁴⁶ 市场和效率方面的考虑可能会占主导地位，偏向于那些利用水资

源获取最大经济回报的投资者，为了追求效率牺牲了公平。^{47, 48} 农业除了生产商品外，还可以发挥多种功能，在社会、文化和环境层面发挥重要作用。提高农业用水效率、公平和生产力是为每个人提供充足、优质食物的关键，同时还要确保满足环境流量要求，因为这是维系生态系统、人类生计和福祉的基础。但据估计，当前约41%的全球灌溉活动以牺牲环境流量要求为代价。⁴⁹ 因此，处理好灌溉活动与环境流量之间的关系将是实现《2030年议程》的关键。

如果水资源丰富，管理需求的难度就会降低，因为可以用很低的成本满足需求。随着水资源日益短缺，对水资源的竞争会越来越激烈，因为一个用户用水会限制其他用户的潜在用水量。应将水视为一种有价值、有价格的经济商品，⁵⁰ 同时认识到水也是所有人赖以生存的生态系统的重要支柱。水是人类必不可少、不可替代但却有限的资源，也是一项基本人权，⁵¹ 正因为这些独特性，水资源的分配非常棘手（[插文4](#)），必须从经济和社会发展的角度对水资源进行管理。水资源分配不能仅仅依靠市场力量。然而，这并不意味着水作为一项基本人权必须是免费的，这是一种常见的认识误区。

有必要确定公平的定价，以收回成本为主要目标，同时既确保贫困人群有水可用，又满足环境要求。⁵² 制定合理的价格可向用户发出一个明确的信号，即必须合理用水。出于公平的考虑，可以实施交叉补贴政策（即一组消费者支付较高的费用来降低另一组消费者支付的价格），或者提供用水补贴（如灌溉）。运作有序、高效公平且可持续的市场有赖于这些标准。政府在这方面必须担负起主要责任。

随着水资源日益短缺、需求增长，政策重点已经从增加供应量转向采取经济、法律、制度和其他手段来管理需求（[插文1](#)）。开展水资源管理可以提供更多的水来满足社会需求，同时解决根源问题，如污染和过度开采含水层。要解决农业缺水问题，就必须以强有力的需求管理来控制供应量。■

水资源、粮食安全和粮食体系

粮食体系的概念有助于理解粮食安全和营养、粮食生产和消费以及水资源三者之间的关系。粮食体系涵盖参与生产、收集、加工、分配、消费和处置农、林、渔业粮食产品的所有行动方以及这些活动所处的更广泛的经济、社会和自然环境的相关部分。⁵⁹ 可持续粮食体系可为所有人提供粮食安全和营养，同时不损害粮食安全和营养所依赖的经济、社会和环境基础。可持续、公平的水资源管理对于粮食体系正常运转、实现粮食和营养安全以及消除饥饿都至关重要。

全球都在着力增加供水量，但从粮食安全的角度看，水质也同样重要。污染会影响经济活动所需淡水的可供量，⁶⁰ 包括粮食生产。⁶¹⁻⁶³ 受污染的水会带来食品安全和健康风险，损害健康和福祉。⁶⁴ 同时，受污染的水还会破坏渔业、土地和生态系统的可持续性，包括保障粮食安全和营养的能力。³¹（有关水质的进一步讨论，参见“聚焦：农业、水污染和盐碱化”，第44页。）

以下各小节探讨粮食体系的不同组成部分，以突出强调通过水资源管理影响粮食安全和营养的切入点。在粮食体系之外，争夺水资

插文 4 水因其固有特性而难以管理

历史惯例以及政治、文化和宗教观念一直将水视为免费商品，如市场不能有效地分配水资源，往往就会造成**市场失灵**。⁵³针对这种情况，我们仍有机会在不损害一部分人利益的情况下，改善其他人的用水条件。市场失灵的一个例子是，大型灌溉系统、城市供水或水电站一味地向用户收取高价，几乎没有创新的动力。¹水的使用也会产生**负外部性**，即一个人、一家公司或一个国家会对另一个人、另一家公司或另一个国家产生损害，而不提供补偿。其中一个例子是用水对水质和环境退化造成的破坏性影响。

考虑到水对社会的重要性，水资源服务往往得到大规模补贴，虽然水电、灌溉、排水等大多数水资源服务都需要公共基础设施和大量投资才能实现规模经济，但这也导致了自然垄断。在公共垄断还是私人垄断的选择上以及不受政府管控实现自主的程度上，各国存在很大差异。由于政治、文化和公平的原因，水资源服务的成本通常不向用户收取，这会威胁到水资源基础设施的有效维护和未来投资。政府需要进行干预，以纠正市场失灵和负外部性，同时确保环境流量。

在某些情况下，水是一种**共有资源**。一个群体（通常是当地社区或牧民）集体使用并管理水资源，不同成员可能拥有一些权利，其边界或固定或流动。当规则或社区管控较薄弱时，就会出现“开放使用”的现象，引发搭便车行为，导致资源的过度开发（也称为“公地悲剧”）。⁵⁴ Ostrom等（1990）的研究表明，集体行动和明确的规则对于管理共有资源至关重要。⁵⁵在共有资源为公共或国家所有而管控其使用情况的法律或社区机构未得到法律承认的情况下，往往会出现“开放使用”的现象。社区或群体可能被剥夺传统使用权和排斥外部使用者的权利。有关水的政策和法律需要考虑到水资源权属的复杂性、多样性和灵活性，并认可群体或社区管理资源的权利和责任。（例如，见联合国粮农组织，2016⁵⁶和Morgera等，2020。⁵¹）

土地权属和水权之间的相互关系可能会影响水资源的可持续管理。灌溉项目和牧民等群体的水源点可能会破坏水权，导致群体之间发生纠纷。^{57, 58}

源的一个日益重要的竞争因素是“水、能源、粮食”三角关系和生物燃料生产（**插文5**）。

水是初级生产的中心

农业用水约占全球总用水量的70%，但在低收入和中等偏下收入国家约占90%（见**插文3**中的图）。淡水的日益短缺和竞争的日益激烈是农业生产面临的一个严重制约因素，在干旱和半干旱地区尤其如此。雨养农业是全球粮食生产的主要来源，占耕地面积的80%以上（见

第2章）、全球种植业产量的60%。¹⁹提高雨养农业的生产率可以减少灌溉对稀缺淡水的压力。因此，需要提高雨水的生产率，尽管雨养和灌溉农业生产系统所面临的与水相关的挑战在很大程度上是不同的，但并非完全不同。

雨养农业完全依赖于降雨。气候变化导致降雨和温度不断变化，⁸⁵因此，雨养农业极易受到水资源管理相关挑战的影响。需要通过集水、土壤保墒和补充/亏缺灌溉来挖掘水资源 »

插文 5 “水、能源、粮食”三角关系和生物燃料生产

水资源竞争的一个特殊方面是“水、能源、粮食”三角关系。具有灌溉和水电功能的水库或水坝是这一特殊关系的范例，反映出水电和灌溉两大部门之间的相互依存关系和其中的权衡取舍。灌溉放水会降低水库水位，减少水力发电量，而水力发电则会减少灌溉粮食生产的用水。全球54%的水电装机容量（约50.7万兆瓦）与灌溉活动存在水资源方面的竞争，特别是在美国中部、北欧、印度、中亚和大洋洲。⁶⁵ 多种原因在很大程度上取决于水的时空分配，包括水力发电和灌溉的时间不一致以及流量偏低。中亚锡尔达里亚河流域上下游频发用水冲突，很好地说明了时空因素如何在“水、能源、粮食”三角关系中发挥作用。上游国家吉尔吉斯斯坦控制着大部分调节河水流量的水库，并在夏季储水，供冬季用于水力发电，这就与下游各国夏季的灌溉需求发生冲突。⁶⁶ 当水坝控制放水、影响流量时，内陆渔业也会遭受影响或损失。^{67, 68, 69, 70}

当水库增加用于粮食生产的水量时，水电和灌溉就可以相互补充。^{65, 71} 最近对喜马拉雅流域进行的一项研究表明，水力发电增加了灌溉作物的产量，并改善了洪涝灾害防控。⁷² 对湄公河一条支流上几个多用途水库的水、粮食和能源关系的评估显示，该支流具有巨大灌溉潜力和较小的水电的损失。⁷³ 然而，该研究并未考虑到桑河上的渔业损失，而桑河是当地渔业和粮食安全的重要支柱。如今，许多水库为多种目的而建造，例如非洲的电气化建设，因为人们认识到在气候变化的大背景下，为加强水资源、能源和粮食安全而制定政策时，应考虑到空间和部门之间的相互依存关系。^{65, 74}

“水、能源、粮食”三角关系的另一个重要例子是生物燃料需求与农业用水之间的联系。生物燃料作为化石燃料的清洁替代品已得到推广，在2000年后的几年内产量激增。全球生物燃料产量不断增加，但同时人们也不禁对生物燃料生产所使用的土地和水资源及其对粮食安全的影响表示担忧。^{75, 76, 77, 78} 在土地和水资源有限的地方，种植生物燃料作物可能会减少粮食产量。⁷⁹

限制生物燃料原料产量的因素也许是水资源，而不是土地。⁸⁰ 生物燃料生产所需的水资源是其所替代的化石燃料所需水量的70–400倍，⁸¹ 尽管需水量因种植的原料和地点而存在差异。Xie等（2017）发现，由于气候和土壤的差异，木薯乙醇、甜高粱乙醇和麻风树籽生物柴油（均在中国的不同地区种植）的生命周期水足迹差异很大。⁸²

从原料种植到工业生产阶段，生物燃料产业链各个环节都会消耗水资源。大部分用水发生在种植环节，确定应该在雨养系统下还是在灌溉系统下种植原料非常重要。⁸³ 生物质雨养生产并不会大幅改变水循环，但在灌溉土地上生产生物质可能会对地下水和地表水资源产生负面影响。美国一项研究发现，利用通过灌溉生产的原料生产生物燃料耗水量最大，比通过雨养生产的原料的耗水量高出两个数量级。⁸⁴ 生物燃料工业加工用水对当地用水形成了有力的竞争。尽管这些水被使用后可以用于其他用途，但由于化学和热污染，回流往往会产生负面影响。⁸³

生物燃料的未来取决于合理选择能产生更多生物燃料能量的作物，同时减少农业用地、肥料和水的使用量。

» 潜力，同时也需要更好地利用水资源。⁸⁶ 改善雨水管理和农作措施有助于在土壤中保持水分。缺少降雨也会影响灌溉农业，因为灌溉用水来自降雨，但有灌溉条件的农民可对水量和时间安排产生更大的影响，以便更有效地管理土壤水分。另一个方面与水产养殖和畜牧生产形式有关：水产养殖和畜牧业的水生产率取决于种植业生产中对水的有效、可持续利用，以下章节将对此进行说明。

畜牧生产用水

畜牧业用水可分为直接用水（服务和饮用水）和间接用水（生产饲料、肥料、杀虫剂和其他投入物）。⁸⁷ 降雨模式对作为永久性草场和牧场的土地至关重要。由于气候、坡度、土壤深度或其他因素，大部分草场和牧场土地无法转化为耕地。据Mottet等（2017）估计，全球供放牧的草场和牧场约有20亿公顷。²⁶ 在萨赫勒等干旱地区，发展畜牧业可能是将数量稀少且波动不定的生物质转化为可食用产品的唯一选择。降雨模式在增加土壤碳存方面也发挥着重要作用。粪肥可以提高耕地的用水效率、恢复能力、产量和土壤的碳存能力。⁸⁸

由于畜牧业使用了大量的农业用地，无论是用作牧场还是用于生产饲料，它都在消耗大量的水资源。采取综合办法对于提高水生产率和所有粮食生产部门的效率至关重要。减少通过灌溉方法生产的饲料量和牲畜用水量是减轻缺水对畜牧业的影响的两大主要策略。⁸⁹ 影响用水量的其他因素包括牲畜种类和品种、饲料的含水量和产量。开展全球或区域性牲畜用水评估面临的一项主要挑战是生产系统极其多样化。⁸⁹ 畜牧业环境评估及绩效伙伴关系（LEAP）最近制定了考虑到各种条件的评估准则。⁸⁷

内陆渔业用水

为了确保内陆渔业的可持续发展，需要限制其他部门对水资源的不利影响。这需要有足够的环境流量，保护水质并开展生境保护。不同鱼类物种对流量要求不同，这将导致物种组合发生变化，渔获量也会随之发生变化。⁶⁷ 将河流改造成水库很可能导致一些水生动物完全发生改变，经常还会导致其彻底灭绝。为了维持内陆渔业的发展并减少损失，可能有必要用更能适应静水环境的其他物种替代已消失的物种。⁶⁸

水与森林

与粮食相关的水管理挑战和解决办法不只是初级农业的问题，必须在更宽泛的景观层面加以考虑。森林是水循环的重要组成部分，对于可持续水资源管理和与水相关的生态系统至关重要，例如，降雨返回大气层有助于稳定和延长作物生长季。在受水资源短缺和干旱影响的地区，森林保持和释放水分至关重要，即使在干旱期也是如此。例如，布基纳法索旱地地区的还林工作有助于恢复退化土地的农业生产能力，并为生产多样化粮食提供手段，从而加强粮食安全。⁹⁰ 鉴于森林对水循环非常重要，最好能通过整体、全面、综合的景观方法，确保发挥森林对水资源的积极效益。森林与水的关系与空间相关。森林在景观中的覆盖范围和位置可以产生一系列与水相关的环境效益。上游集水区的森林不仅能提供局部效益，还能提供景观层面的效益，往往向下游输送优质水源。在流域一级，例如在亚马逊河、刚果河和长江流域等全球最大的一些流域，主要林区是下风区水汽的重要来源，因此对雨养农业至关重要。土地上蒸腾的水分可能会传送至下风向5000公里远的地方。⁹¹

食品供应链中的用水 — 对确保食品安全和水质至关重要

目前对食品加工业的用水总量知之甚少。工业部门用水占全世界用水总量的比例不到20%（图3），但在高收入国家，这一数字约为40%（见插文3中的图）。食品加工是工业部门的一个子部门，其用水量比农业部门小得多。对食品加工用水的研究往往只针对具体产品，如番茄酱、果汁或马铃薯产品，^{92, 93} 且仅确定最耗水的加工步骤，而非不同加工环节的用水量。食品加工业是用水密集型行业，需要使用可饮用水，且每单位产品会产生大量废水，其中70%以上的废水被排放。⁹⁴ 具体食品的废水量取决于一系列因素：产品的来源（动物或植物）；加工条件（干或湿）；加工类型（低度加工、完全熟制或干燥）；技术；清洁程序；回收活动。废水的流量和强度也大相径庭。⁹⁵

水质对食品生产和加工至关重要。食品加工的许多环节都需要用水，如清洗、脱水、提取和过滤，⁹⁶ 许多（即使不是大多数）食源性疾病都可以追溯到食品生产、加工和制备过程中使用的劣质水。³¹ 尽管优质水对提供安全、营养的食品至关重要，但食品加工行业也会产生废水。⁹⁶ 如果不对进入水陆生态系统的废水进行适当处置，也会损害水质。⁹⁶⁻⁹⁸ 废水会携带污染物，如氮、耗氧物质和病原体，随后进入湖泊和河流。⁹⁹ 这会破坏水质，影响生物多样性，降低水产品产量和质量。¹⁰⁰

直接将未经适当处理的污染物排入水中可能会使人类接触到这些污染物，影响人们获取安全饮用水，特别是那些最弱势群体。人们食用受污染的食品（如鱼类）后也会受到影响。^{101, 102} 为了解决水污染问题，保护生态系

统，需要采用废水处理技术（如消化池或活性污泥工艺），避免将废水排放到水源中。⁹⁷

随着制造业对水的需求增加，食品加工过程中的节水也同样重要，这往往是促使食品公司支持节水计划的主要动力。文化和操作流程上的转变是最有效的办法，只需很少的资本投入，就可以减少30%的用水。⁶¹ 此类办法包括开展宣传活动和监测计划，采用停用时能自动关闭的水龙头。其他备选方案可以更大幅度地减少用水，根据技术的不同，节水幅度可达50-80%。^{103, 104} 然而，这类方案的资金投入需求较大，还需要考虑到相关变化对成品质量和安全性的影响。⁶¹ 提高用水效率和生产率的内部策略包括：1）通过消耗分析（水文测绘）减少用水量；2）改进规划；3）水循环利用；4）处理后再利用；5）设备和厂房布局设计。⁹⁵

消费者用水 — 水资源获取与粮食安全和营养之间的联系

安全可靠的水、环境卫生和个人卫生是人类发展和健康生活的基本需要。无法获取安全清洁水源以满足环境卫生和个人卫生需求是造成营养不良的一大根本原因，特别是儿童营养不良。腹泻与水、环境卫生和个人卫生条件恶劣直接相关，尤其在难以获得清洁水源的低收入国家。根据世界卫生组织（世卫组织）的资料，在大多数低收入国家，腹泻是造成儿童死亡的第三大原因，仅次于急性呼吸道感染和疟疾，也是所有年龄组的主要致死原因。¹⁰⁵ 在水、环境卫生和个人卫生条件恶劣的情况下，摄入的食物可能会因为腹泻或其他肠道疾病而无法被身体吸收。与水相关的疾病会破坏生产和经济增长，加剧根深蒂固的不平等，使弱势家庭深陷贫困、难以翻身。^{106, 107}

在家庭用水有限的情况下，灌溉水有时可以满足需要。一些研究表明，灌溉水可对水、环境卫生、个人卫生及营养产生积极影响，尽管如此，水质却并不总能达到供人类饮用的标准，可能会对健康产生不利影响，¹⁰⁸⁻¹¹⁰ 在原本并未计划将灌溉用水作为生活用水的情况下尤其如此。如果可将灌溉系统用于多种用途，可能会带来裨益，例如，家庭成员（往往是妇女）可减少取水的总时间，腾出时间从事其他生产性活动和照料工作，从而改善营养成果。¹⁰⁸ 有关水、环境卫生和个人卫生对人类健康、福祉、粮食安全和营养的重要性，详细内容参见“聚焦：改善农村地区安全饮用水的获取”，第20页。■

确定报告的范围

本章强调指出，迫切需要解决日益严重的水资源不足和水资源短缺问题以及各利益相关方水资源获取机会不平等问题，同时提出了保障可持续、包容性水资源管理的主要挑战。本章凸显了在整个食品供应链上开展管理对于粮食安全和营养的重要作用。这些内容清晰地表

明，农业在水资源管理中发挥着持久的核心作用，而缺水仍然是许多小规模生产者面临的制约因素。因此，本报告将重点探讨农业用水管理，因为农业是全球大多数国家的主要用水部门，将同时讨论灌溉农业和雨养农业以及畜牧生产系统、内陆渔业和水产养殖。报告将在保证农业生产用水和确保经济、社会和环境可持续发展这两项任务之间取得平衡。

第2章将探讨分别影响灌溉农业和雨养农业的水资源不足和水资源短缺的趋势和模式，并全面介绍对不同生产系统的影响。本章采用“水资源压力”指标作为影响灌溉耕地的淡水短缺的代用指标，采用“严重干旱频率”指标作为影响雨养耕地和牧场因降雨不足造成的水资源不足的代用指标，并首次按空间分类展示了有关水资源压力的可持续发展目标指标6.4.2的内容，将其与灌溉生产系统联系起来。第3章探讨灌溉和雨养农业、畜牧生产系统、内陆渔业和水产养殖中的农业用水管理策略和技术。第4章则重点介绍改善水资源管理的治理和体制。第5章介绍改善水资源治理的总体政策框架，并得出结论，指出对政策的意义。■

聚焦

改善农村地区 安全饮用水的获取

水是保障粮食安全和营养的关键。量足质优的水资源对农业生产以及食品的制备和加工至关重要。除了环境卫生和良好个人卫生习惯外，获取安全的饮用水对良好的营养也意义重大。劣质水可能导致一些水媒性疾病，当人体吸收被污染的水之后，这类疾病开始传播，可导致营养不良和其他疾病，有时甚至还会造成死亡。主要水媒性疾病包括腹泻类疾病、霍乱、志贺氏菌、伤寒、甲型和戊型肝炎以及小儿麻痹症。根据世卫组织的数据，仅腹泻就占全球疾病负担的3.6%，每年造成150万人死亡。据估计，此类死亡案例中58%（每年84.2万例，其中包括36.1万例五岁以下儿童）可归因于水源不安全、环境卫生和个人卫生条件不佳，主要发生在低收入和中等偏下收入国家。¹¹¹

2019冠状病毒病（COVID-19）疫情也突出表明安全水源的重要性，除了可以防控水媒性疾病之外，它也是简单的防疫措施之一，因为经常洗手有助于预防病毒传播，但如果没有安全的水源，就不太可能做到勤洗手或借此有效防疫。联合国儿童基金会（儿基会）和世卫组织2019年的一份报告指出，2017年开展调查时，有16亿人的洗手设施缺水或肥皂，还有14亿人根本没有洗手

巴基斯坦

在一处安置洪水造成的国内流离失所者的难民营中，一名年轻女孩从公共取水处采集饮用水。

©粮农组织/Truls Brekke



设施。¹¹² 在大多数具备分类数据的国家，农村地区的洗手机会比城市地区更有限。

可持续发展目标6.1指出：“到2030年，确保人人公平获得安全、价廉的饮用水”。根据儿基会和世卫组织2019年的报告，全球每三人中就有一人无法获取安全的饮用水，半数以上人口无法获取安全的卫生服务。¹¹² 可获取饮用水指在住处或在一段旅行时间内可以获取水源。

2017年，全球90%的人口至少能获得基本的饮用水服务，即能从经过改良的水源处取水，且往返时间不超过30分钟，而2000年这一比例为82%。无论在城市还是在农村地区，难以获取用水都可能是一大问题，但这一问题几乎总在农村地区更为普遍。缺乏基本服务的人群中有80%集中在农村地区，其中几乎半数集中在最不发达国家。在这些最不发达地区，19%的人无法获得基本的饮用水服务，而城市地区为3%。在17个国家（大多位于撒哈拉以南非洲）里，有半数以上的农村人口无法获得饮用水（见图A）。¹¹² 由于在住处无法获取安全饮用水，人们需要花费大量时间取水，在农村地区尤其如此，且往往是由妇女花时间完成取水的任务。根据联合国最近的一份报告，在全球具备相关数据的各区域中，东欧及南欧以及拉丁美洲及加勒比区域的男性和女性平均分摊取水任务，在除此之外的其他区域，取水的重任一律落在了妇女肩上。¹¹³

我们的目标是让每个人都能在家中获取安全的水。更为雄心勃勃的措施是对水源进行安全管理，这意味着农村家庭可以足不出户随时获取清洁水源。^c 安全管理的水必须满足上述三项标准。此项措施已纳入可持续发展目标指标6.1.1，该指标评估发现，全球范围内有71%的人用上了

安全管理的饮用水；在城市地区，85%的人口用上了安全管理的饮用水；在农村地区，这一数字仅为53%；而在最不发达国家、内陆发展中国家和小岛屿发展中国家，这一数字要低得多（见图B）。

在各区域中，撒哈拉以南非洲最难获取安全管理的水——只有12%的农村人口能获得这类水源，另外还有34%的人只能获取基本用水（往返路程在30分钟以内）。因此，对于该区域半数以上农村人口而言，他们要么花费30分钟以上的时间去取水，要么只能取用未经净化的水源或地表水。对撒哈拉以南非洲农村地区的3亿多人而言，获取安全饮用水是一大挑战。无法获取安全饮用水会引发健康风险，并意味着在取水上耗费大量时间。一项案例研究报告显示，在喀麦隆、乍得和塞内加尔无法获取饮用水的家庭中，儿童腹泻发生率大大高于有水家庭。¹¹⁴ 儿童腹泻发生率与营养不良之间的联系已得到公认，这突出表明水质能对粮食利用和营养造成重大影响，即便是在粮食供应得到保障的地方。

许多国家正在努力提高水资源服务覆盖率。2019年联合国水机制全球环境卫生与饮用水分析和评估（GLAAS）发现，各国正在制定更高水平的水资源服务目标，如提供安全管理的饮用水和环境卫生。¹¹⁵ 约有半数国家不满足于提供基本水资源服务，已制定了到2030年普及饮用水的目标。资金不足仍然是严重制约各国实现国家目标的一大因素。

保证安全管理的供水服务需要一定的时间，特别是在农村地区。因此，需要采取临时解决办法改善水质，让缺乏基本水资源服务和能够获得水但面临高污染风险的人群受益。据儿基会和世卫组织（2019）估计，世界上几乎半数的农村人口无法获得未受污染的净化饮用水。¹¹² 根据可持续发展目标6.1，提高水质是确保农村地区获得安全管理的水资源方面的主要挑战。需要作出协调一致的努力来解决这一问题。

^c 根据儿基会和世卫组织的2019年报告，经过改良的水源包括：自来水、井眼或管井、受保护的挖掘井、受保护的泉水、雨水以及包装水或配送水。¹¹²

聚焦

改善农村地区 安全饮用水的获取

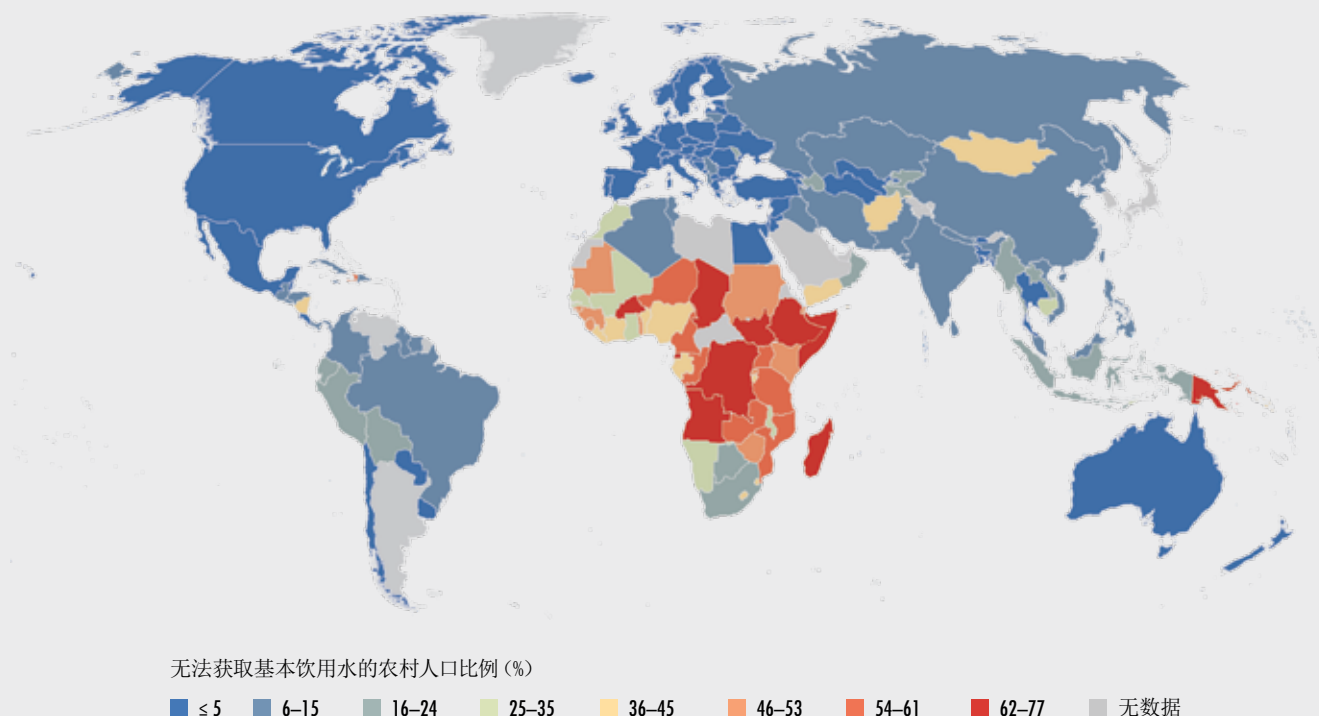
各国将改善水、环境卫生和个人卫生相关工作纳入了国家发展计划。在饮用水方面，80%以上的国家表示，已通过制定城市和农村政策或计划致力于提供安全管理的水资源服务。在农村饮用水方面，有91个国家制定了国家计划，其中77个国家对这些计划进行了成本核算。然而，在这些国家中，仅有9个国家拨出了足够资金实施计划，城市饮用水计划也面临类似的挑战。来自全球环境卫生与饮用水分析和评估（2019）的数据还表明，大多数国家缺乏相关人力资源去实施水、环境卫生和个人卫生方面的计划。¹¹⁵ 因此，要在2030年实现预期目标颇具挑战性，即使在此之前已取得了一些进展。

政策制定者和社区可能需要考虑通过中间解决方案来改善水质，如家庭水处理和安全储存方案（HWTs）。根据2005年至2009年的数据，这种做法在西太平洋区域（66.8%）和东南亚（45.4%）十分普遍，在东地中海区域（13.6%）和非洲（18.2%）则不那么普遍。在撒哈拉以南非洲各国，大量人口被迫使用不安全的水源。建议采用家庭水处理方案，以减少腹泻的发生。¹¹⁶

世卫组织认为，前景光明的家庭水处理和安全储存方案包括：用陶瓷过滤器过滤；加氯消毒并储存在经过改良的容器中；在透明瓶中进行太阳能消毒；利用太阳能灶或反光板进行热消毒

图 A

2017年无法获取基本饮用水的农村人口比例



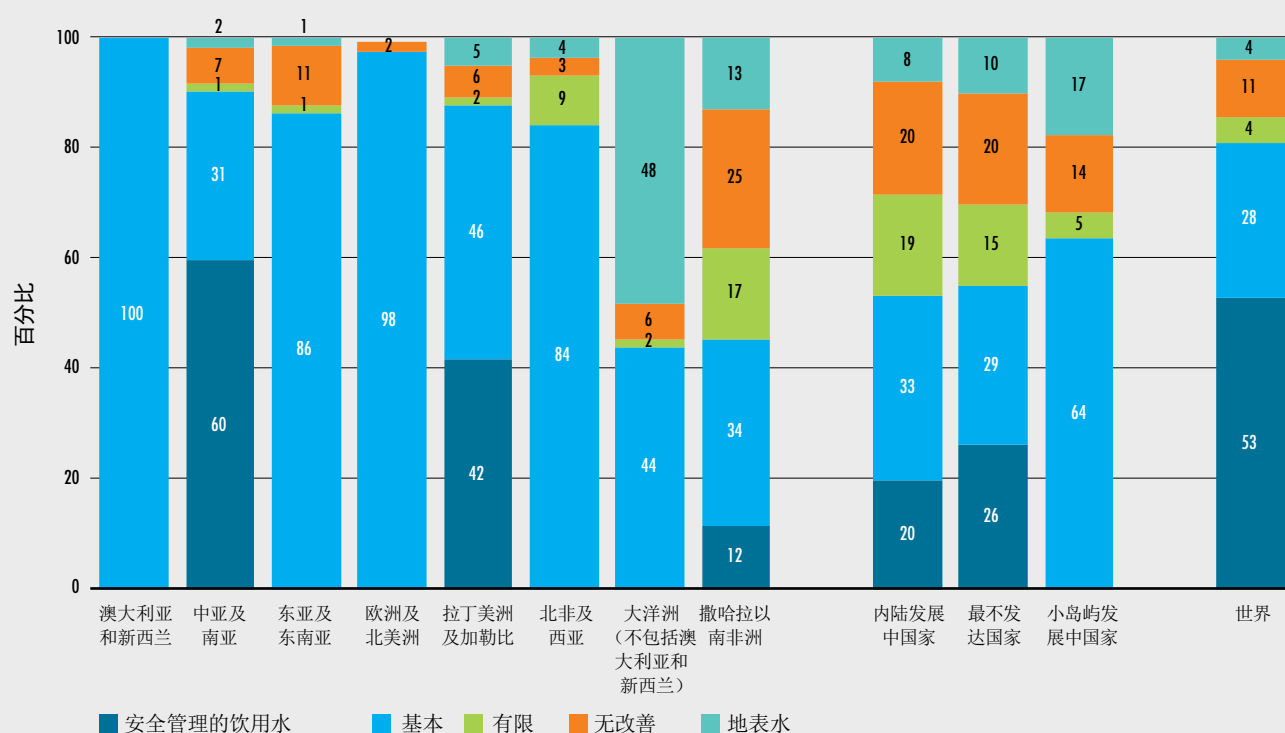
资料来源：粮农组织改编自儿基会和世卫组织，2019，附件3.1。¹¹²

（巴氏消毒）；采用化学絮凝和加氯的组合系统。¹¹⁷ 所有这些家庭水处理和安全储存方案必须持续实施才能收到实效。Daniel等（2018）强调，发展中国家推动采用家庭水处理的社会环境因素非常复杂，且相互交织。¹¹⁸

许多国家通过帮助人们更好地获取安全的水资源服务，为改善农村健康和营养状况开辟了一条新路。然而，政策制定者还需要投入更多资源来实施国家层面的水、环境卫生和个人卫生计划。家庭水处理和安全储存有助于为弱势群体提供工具，改善自身用水安全。要挖掘这一潜力，就需要采取能有效控制微生物的解决方案，

确保目标人群可以获得此类方案，并连贯、可持续地加以使用。¹¹⁹ 从政策角度来看，这是一个可以通过制定明确目标和提供资源收到成效的领域。2012年，世卫组织发现只有43%的国家制定了具体的家庭水处理和安全储存目标，但有一部分国家正在采取重要的政策措施来扩大此类计划。¹²⁰ 世卫组织还强调了可以取得更大进展的领域，并为加强关键政策要素提供更多支持。

图 B
2017年可获取饮用水的农村人口比例




资料来源：儿基会和世卫组织，2019，图50。¹¹²



塞内加尔

在当地非政府组织
Symbiose支持下, Japo
Ande Liggeye协会的妇女
从水箱中取水灌溉花园。
©粮农组织/Benedicte
Kurzen/NOOR



第2章 农业中的 水资源不足 和水资源 短缺现状

要点

→ 超过30亿人生活在水资源严重到极度严重不足和短缺的农业地区，其中12亿（约占世界人口的六分之一）生活在用水极度紧张的农业地区。

→ 在这12亿人中，近半数生活在南亚，约4.6亿生活在东亚和东南亚。如果不立即采取行动，将有多人受到影响。对许多人来说，背井离乡可能成为一种必要选择。

→ 缺水以不同方式影响着农业生产系统。在雨养地区，频发的干旱是一大制约因素，而灌溉农业也面临水资源压力，对妇女和牧民等边缘化群体的影响尤为严重。

→ 多重因素决定着一个国家应对水资源不足和短缺的能力，其中包括：缺水程度；发展水平；政治、社会经济和文化结构；投资于农业的能力。

→ 气候变化影响的地点和程度尚不确定，但影响很可能是巨大的，这就要求制定稳健、灵活、公平、包容的水资源管理政策。

农业中的水资源不足和水资源短缺现状

如第1章所述，量足质优的水资源对所有人的粮食安全、营养和健康至关重要。水也是人类赖以生存的生态系统的命脉。随着水资源日益稀缺，用水者之间可能会有更多的竞争和纠纷，在水资源获取方面的不平等也可能出现，主要影响到农村贫困人口和其他弱势群体。《2030年议程》可持续发展目标6.4反映出人们对水资源短缺和滥用的日益关注，呼吁提高用水效率和可持续性。在气候变化大背景下，严重干旱日益加剧，导致水资源短缺，影响作物和畜牧产量，尤其对农村贫困人口而言。

在粮农组织的努力下，我们已经可以通过有关水资源压力程度的可持续发展目标指标6.4.2来监测具体目标6.4的进展情况。本章将介绍有关灌溉区的新的空间估算值。由于水资源不足是制约雨养地区农业产量和生产率的主要因素，本章将评估频发性干旱对雨养农田和牧场的影响。农业是世界上最大的水资源用户，大多数贫困人口的生计、粮食安全和营养都依赖于农业。不同农业生产系统中的人们面临着与水相关的不同挑战和机遇。本章将从全新角度揭示主要农业系统，即灌溉农业、雨养农业（低投入和高投入）和牧场系统的全球分布情况，并简要讨论它们的脆弱性和面临的缺水风险。随后，本章将探讨气候变化如何加剧水资源不足和短缺，并提出应对水资源不足和短缺的治理、体制框架和政策环境，最后审视农业水质问题，提出可能的应对政策和管理策略。■

水资源不足和短缺是一个全球性问题

水资源不足主要由生物物理因素（如降雨）造成，反映出质量达标的水资源的缺乏程度；水资源短缺则由水资源不足和推动水资源需求的多种因素（如人口增长）造成，可通过不同指标加以描述。本报告采用了两项指标：粮农组织的历史干旱频率指标和有关水资源压力程度的可持续发展目标指标6.4.2，分别用于衡量雨养地区和灌溉地区的水资源不足和短缺情况。

粮农组织制定了有关水资源压力的可持续发展目标指标6.4.2，用以衡量人类活动给自然淡水资源带来的压力，评估依据是所有部门的淡水总取水量，并考虑到环境流量要求。由于水资源压力指数只涉及地表水和地下水的取用量，流域一级的可持续发展目标指标6.4.2被作为衡量灌溉地区水资源短缺程度的代用指标。为了衡量雨养农田和牧场地区水资源不足的严重程度，^d 本报告采用粮农组织的历史干旱频率，根据1984–2018年的数据序列，估算出严重干旱将影响30%以上农田或草地的概率。^e

d 在本报告中，根据粮农组织和国际应用系统分析研究所（2020）的定义，¹ 牧场包括草地和林地，其中包括草地、灌木覆盖区和草本植被。

e 根据这一定义，当植被健康指数低于35%时，就会发生严重的农业干旱，通过植被健康和温度对植物条件的影响来说明干旱严重程度。植被健康指数的构建和方法参见粮农组织，2018。²

雨养农田的受影响概率为25%，意味着每四年中就有一年发生严重干旱，导致30%以上的农田作物歉收。

图5、图6和图7将历史干旱频率和可持续发展目标指标6.4.2（水资源压力）这两项指标与受影响的生产系统结合起来（方法介绍参见技术附件中的说明，第127页）。图8是对有关灌溉区水资源压力的图7的补充，通过将消耗性用水（见术语表）视为在考虑环境流量要求后可再生淡水资源的一部分，展示农业对水资源压力的影响。在图8中，水资源压力小并不一定意味着农业部门不缺水，因为它忽略了其他部门对水的竞争。^f

本报告在图5-7的基础上整合空间人口数据得出推断：约12亿人生活在农业面临严重水资源不足和短缺挑战的地区，包括干旱频率极高的雨养农田和牧场地区或水资源压力极大的灌溉地区。在这12亿人口中，半数以上（6.6亿）生活在被农业地区包围的小城市中心，其余5.2亿生活在农村地区。^g 这意味着全球约有六分之一的人面临严重的农业水资源不足和短缺问题，约有15%的农村人口面临风险。³

^f 可持续发展目标指标6.4.2在国家及流域层面的情况，参见统计附件中的图A3和图A4。

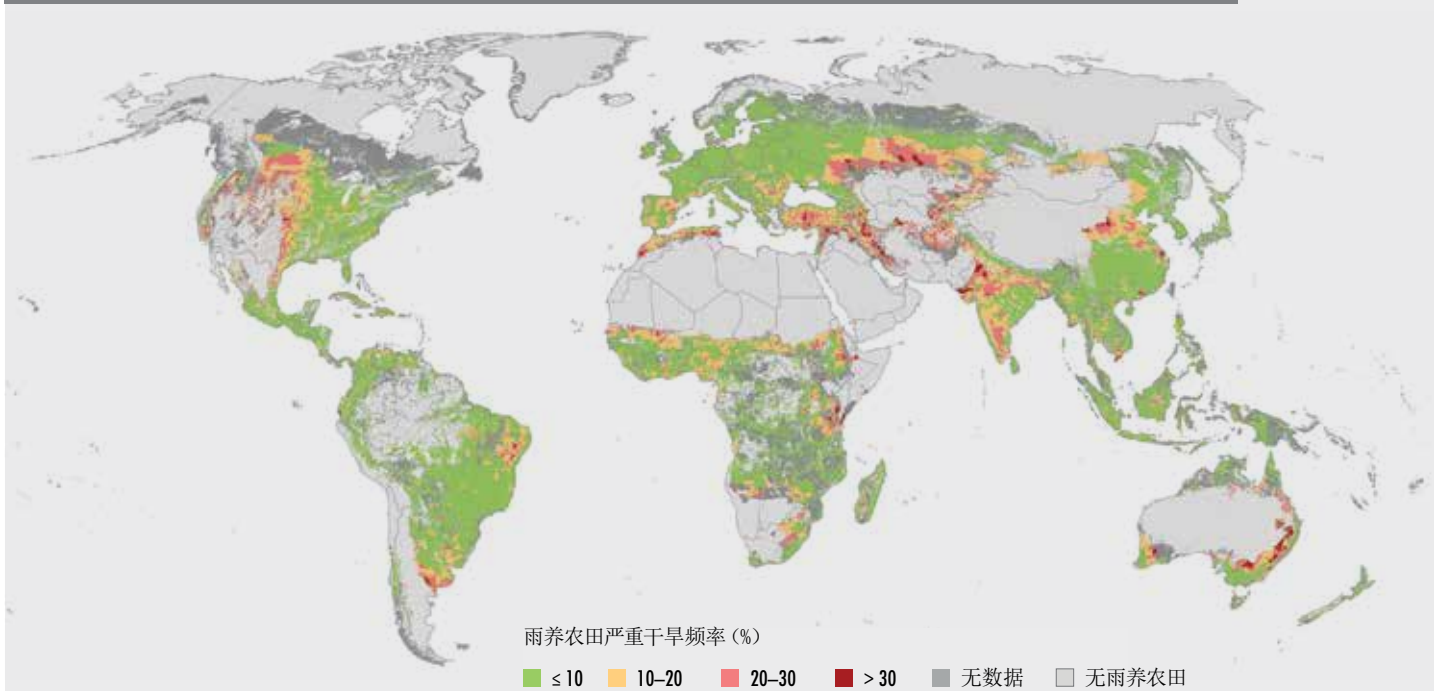
^g 合计数通过计算报告有农田或牧场生产的所有10公里×10公里像素中的人口得出。由于像素大小的原因，小城市中心以及从事农业活动的城郊地区也包括在内。因此，所包括的人口并非严格意义上的农村人口。

这12亿人口中约5.2亿集中在南亚，其中，在巴基斯坦和斯里兰卡等国，约80%的人生活在受影响的农业地区。^h 约4.6亿人生活在东亚和东南亚受影响农业地区，其中2亿人生活在农村地区。在中亚、北非及西亚，约五分之一的人口生活在水资源极度不足和短缺的农业地区。在欧洲、拉丁美洲及加勒比、北美洲和大洋洲，仅有1-4%的人生活在极度缺水地区。在撒哈拉以南非洲，仅有约5%的人口生活在受影响地区。撒哈拉以南非洲大多数地区为雨养区，表明缺水是由严重干旱或缺乏灌溉造成的。虽然5%的比例看似微不足道，但这意味着约5000万人所生活的地区每三年就会遭遇一次严重干旱，对农田和牧场造成灾难性影响。牧区受到的影响尤其严重，因为半数以上的农村人口为贫困人口，主要原因似乎是气候的波动性和对干旱的脆弱性。⁴

如果将严重干旱频率较高（除极高以外）或水资源压力较大的地区也考虑在内，那么受影响的人数将增加到32亿，其中40%以上（14亿）生活在农村地区。这一估计可能是对未来气候变化对缺水潜在影响的全球性评估。这些区域的缺水问题很可能成为农业生计和大多数家庭面临的制约因素，除非需求和惯例发生变化或找到替代性水资源，否则人们可能会被迫迁居他乡。各项研究参考地理因素开展研究后得出的结论是，干旱、短期干旱、降雨变化和

^h 按国家分列的严重缺水的农业地区人口数参见统计附件中的表A1。

图 5
1984-2018年雨养农田历史干旱频率



注：图中展示的是30%以上农田（作物面积至少占像素面积的5%）受严重干旱影响的频率，具体如下：较低 — 影响农田的严重干旱发生概率小于或等于10%；中等 — 介于10%和20%之间；较高 — 介于20%和30%之间；极高 — 超过30%。该指标包含两个作物生长季的情况，通过组合两季中最高的干旱值计算。若只有单季，则采用单个数值。根据粮农组织和国际应用系统分析研究所（2020），¹ “无数据”指无干旱程度相关数据、但有雨养农田的像素部分。严重干旱频率的历史数据基于整个时间序列（1984-2018）。
资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2019；⁷ 粮农组织和国际应用系统分析研究所，2020。¹

极端天气确实会影响人们的迁徙行为，且主要是通过降低农业生产率产生影响。⁵ 有序、正常的人口迁徙有助于促进经济发展，改善生计。然而，在危机期间，人口迁徙可能会造成破坏。男性外出可能会增加妇女的家务负担，造成家庭责任转移，使妇女承担额外的负担，如照料牲畜。⁶

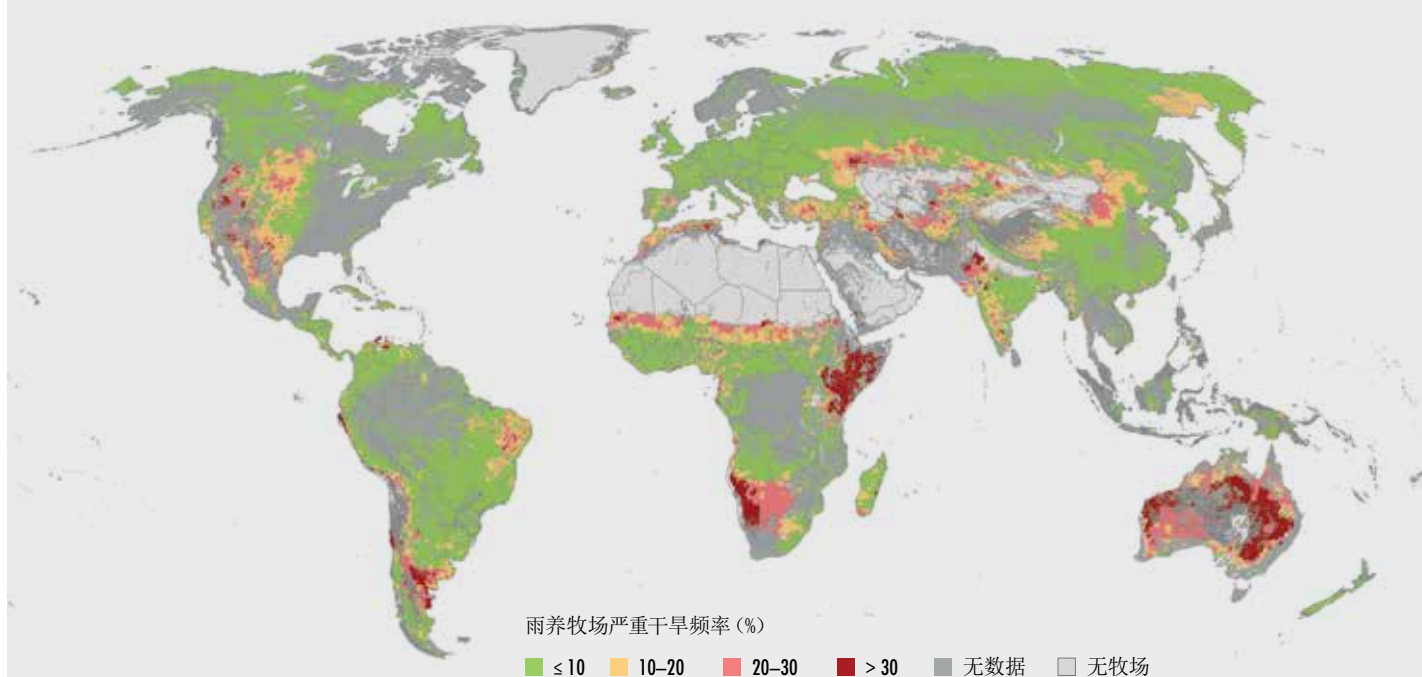
就受影响的面积而言，1.28亿公顷雨养农田和6.56亿公顷牧场面临干旱频发，1.71亿公顷灌溉农田面临较大或极大水资源压力。这意

味着约有11%的雨养农田和14%的牧场严重干旱频发，而60%以上的灌溉农田处于水资源压力较大状态。超过6200万公顷农田和牧场面临水资源压力较大到极大和干旱频率较高到极高两类问题，影响到约3亿人。

区域内部和区域之间缺水问题的异质性

如图5-7所示，国家内部和国家之间存在多种不同颜色，这突出表明在衡量缺水程度时

图 6
1984–2018年雨养牧场历史干旱频率



注：牧场包括草地和林地（根据粮农组织和国际应用系统分析研究所，2020），¹ 其中包括草地、灌木覆盖区和草本植被（根据Latham等，2014）。⁸ 一个像素中的牧场面积之和可能小于像素大小。图中展示的是30%以上农田受严重干旱影响的频率，具体如下：较低 — 影响农田的严重干旱发生概率小于或等于10%；中等 — 介于10%和20%之间；较高 — 介于20%和30%之间；极高 — 超过30%。该指标包含两个作物生长季的情况，通过组合两季中最高的干旱值计算。若只有单季，则采用单个数值。“无数据”指无干旱程度相关数据、但有牧场的像素部分。严重干旱频率的历史数据基于整个时间序列（1984–2018）。

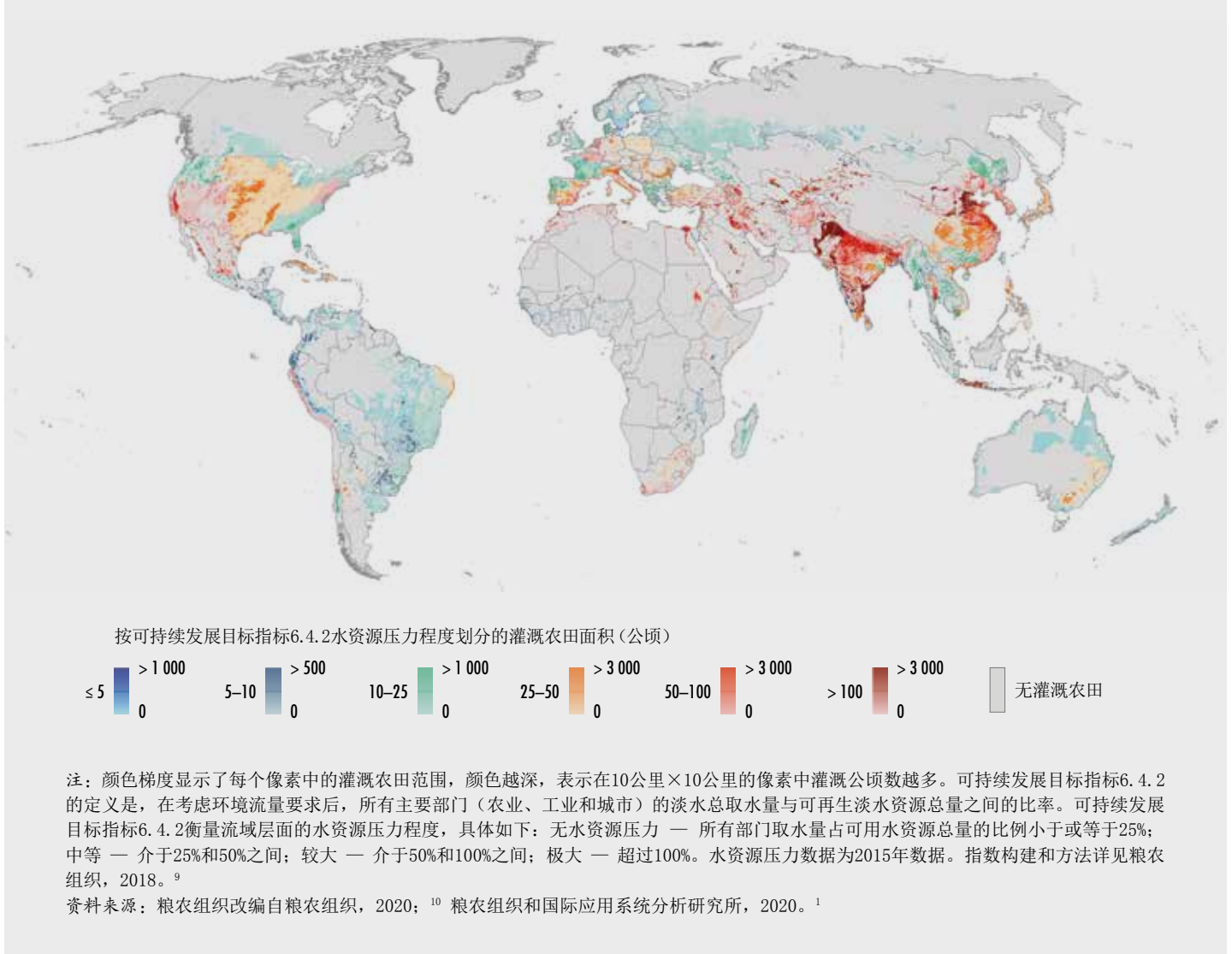
资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2019；⁷ 粮农组织和国际应用系统分析研究所，2020。¹

需要使用空间数据组。空间数据组可以显示国家以下各级的差异，而国家层面的评估可能会掩盖这些信息，但这些信息对于确定缺水热点并采取最适当的干预措施至关重要。一些安第斯国家（阿根廷、玻利维亚、智利和秘鲁）和中美洲干旱走廊国家（萨尔瓦多、危地马拉、洪都拉斯和尼加拉瓜）就是典型的例子。在秘鲁，虽然全国的水资源压力极小（约1%），⁹ 但图7显示，太平洋沿岸地区的径流量极低，水资源压力极大。这里也是大多数人生活和经济活动发生的地方（包括灌溉和矿产开发），⁹

因此，水资源压力的估算平均值无法作为有用信息为政策提供支撑。有关不同生产系统受干旱或水资源压力影响面积的国家层面数据参见统计附件中的表A1和表A2。

同一区域的水资源压力和干旱频率可能迥然不同 — 后者取决于所使用的地图层（农田或牧场），这突出表明需要采用多种指标并区分生产系统。萨赫勒地区多数国家报告无水资源压力，但图5和图6显示该地区发生严重干旱

图 7
可持续发展目标指标6.4.2: 灌溉区域的水资源压力程度, 2015年

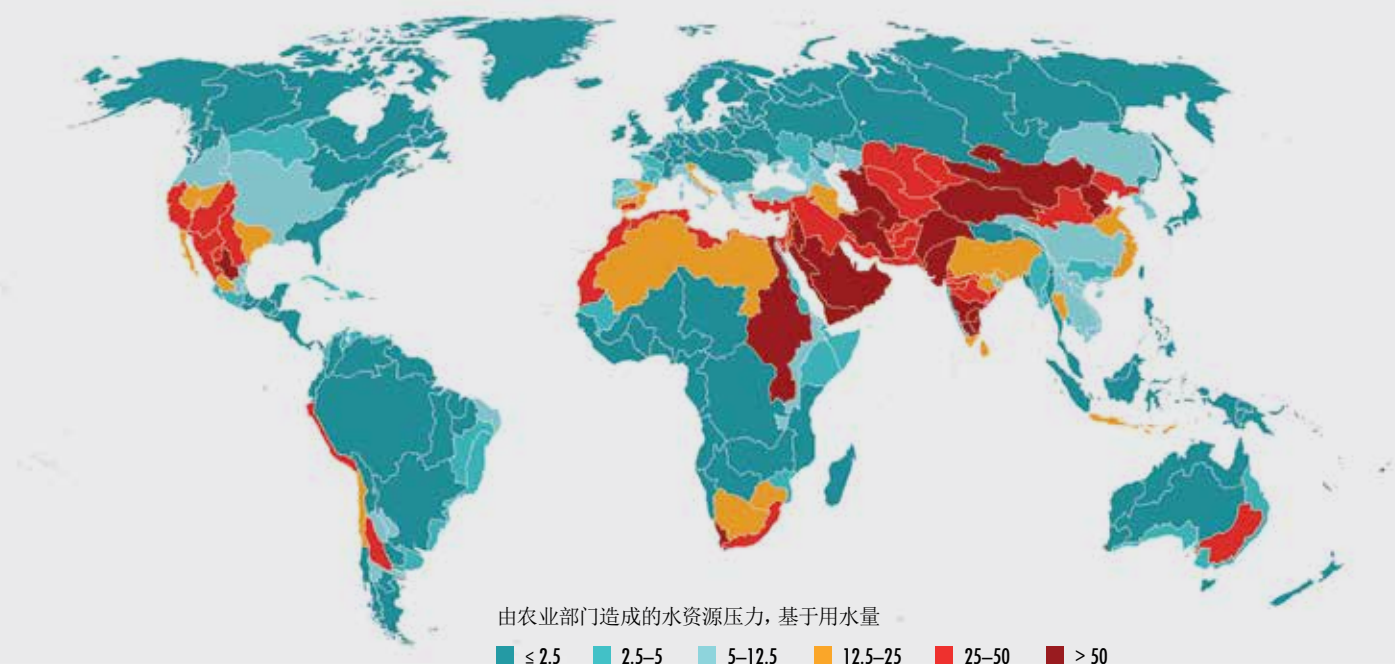


的概率为中到高。大多数弱势群体生活在干旱易发地区, 高度依赖农业来维持生计及粮食安全和营养。那些依赖畜牧业的群体尤其脆弱, 因为重建被干旱摧毁的畜群需要很长时间。¹² 近90%的牲畜伤害和损失由干旱导致。¹³

由于供水量 and 水质下降, 严重干旱也可能影响灌溉地区。2011年, 塔吉克斯坦努雷克水库的水位急剧下降, 干旱严重影响了灌溉农

业。由于降雨量少, 灌溉区的小麦、大麦和水稻产量与往年相比至少下降了75%。¹⁴ 依靠开放性水资源(河流、湖泊和水库)的灌溉系统也更容易受到干旱的影响, 因为干旱会减少地表水的输送量。在非洲, 大约80%的灌溉系统依赖地表水,¹⁵ 含水层必须充当抗旱的主要防线。为了更全面地了解这些国家所面临的用水挑战, 将水资源压力和历史干旱频率结合起来考察, 有助于更好地理解这两大指标。■

图 8
2015年农业部门对水资源压力的影响，按流域划分



注：农业造成的水资源压力指在考虑环境流量要求后，农业消耗的淡水量与可再生淡水资源总量之间的比率。该指标衡量流域层面农业造成的水资源压力，具体如下：无水压力 — 农业部门取水量占可用水资源总量的比例小于或等于12.5%；中等 — 介于12.5和25%；较大 — 介于25和50%；极大 — 超过50%。水资源压力数据为2015年数据。

资料来源：粮农组织，2020。¹¹

不断变化背景下的水资源不足和短缺问题

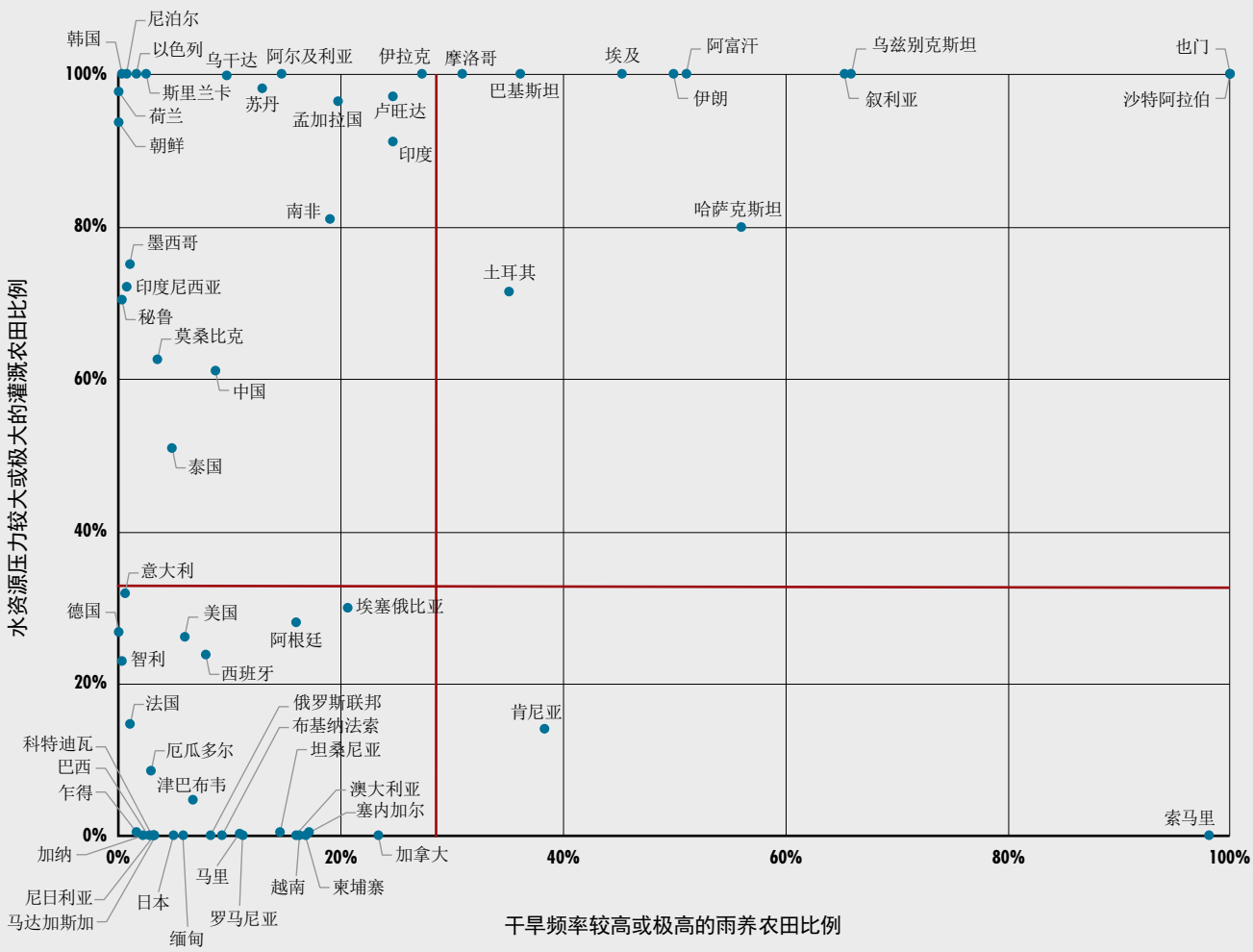
面对多重水资源挑战 — 确定国情

图9汇总了一国农业部门的特点和相关的水资源挑战，展示了各国国情，以确定各国的缺水情况，并确定适当的解决方案。该图显示了部分国家雨养和灌溉农田中分别面临较高或极高干旱频率、较大或极大水资源压力的比

例。两项指标的临界值都是33%，显示了这两大挑战的严重性。然而，最重要的是各国在整个画面中所处的位置。

图9中处于第一象限（右上角）的国家同时面临着严重干旱频率较高和水资源压力较大的双重挑战。在图中选定的国家中，有11个国家处于这种状态，全部集中在北非和亚洲。其中9个国家100%的灌溉土地都面临较大或极大水资源压力。对这些国家来说，必须进行合理的水资源核算（见术语表），明确分配，采用现代化技术，种植节水作物，减少灌溉，同时 »

图 9
干旱频率较高到极高的雨养农田比例及水资源压力较大到极大的灌溉农田比例，
部分国家数据



注：人口数（1200万以上）是选择国家的依据。排除了仅0-1%的农田受到严重或极严重缺水制约的国家（即安哥拉、喀麦隆、哥伦比亚、刚果民主共和国、危地马拉、几内亚、马拉维、马来西亚、尼日尔、菲律宾、波兰、乌克兰、英国、委内瑞拉和赞比亚）。图中仅包含能获得历史干旱频率或水资源压力相关数据的面积。横轴代表一国内部遭受严重干旱的概率较高或极高（即大于20%）的雨养农田比例，纵轴代表一国内部面临较大或极大水资源压力（即总取水量超过可再生淡水总量的50%）的灌溉农田比例。0.33（33%）被设为临界值，筛选出三分之一以上农田遭受严重干旱或水资源压力的概率较高或极高的国家。水资源压力数据为2015年数据。¹⁰ 干旱频率的历史数据基于整个时间序列（1984-2018）。⁷ 农业生产系统全球分类数据基于国际粮食政策研究所（IFPRI）2010年版“空间生产分配模型”（SPAM）数据组。¹⁷

资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2020；¹⁰ 粮农组织，2019；⁷ 粮农组织和国际应用系统分析研究所，2020；¹ 国际粮食政策研究所，2019。¹⁷

- » 投资增加水资源供应，如通过咸水淡化增加供应。

其他国家由于并未面临干旱和水资源压力的双重挑战，可能有更多选择。许多国家表示，严重干旱的发生频率相对较低，但水资源压力依然较大（左上角象限）。政策制定者可以选择将重点从灌溉生产转向节水，包括采取节水种植方法，改变种植日期和品种，或投资开发淡化水等非传统水源。这就需要通过立法和监管消除障碍，打造有利环境，以促进融资，扩大实施范围（第4章和第5章将作进一步讨论）。对于仅小部分农田面临严重干旱和水资源压力的国家（左下角象限），缺水挑战可能仍然是一个问题，但可能只发生在地方一级。灌溉率低、灌溉农田比例小的国家可能显示无水资源压力，但这并不代表水资源不短缺。这些国家有潜力扩大灌溉面积，如兴建基础设施，抽取更多的地表水和地下水，或充分利用降雨（如通过雨水收集系统、小型水坝、水库等）。尽管非洲完全有潜力扩大灌溉面积，但非洲的农业水资源相对而言仍未得到充分开发。如能利用现有的或计划中的水电大坝，至少可以开发140万公顷土地，且有至少540万公顷土地可以进行小规模灌溉。¹⁶ 这取决于资金、能源和价格以及劳动力供应情况（见第3章）。

从图9中可以大致看出，就受影响的面积比例而言，相对于严重干旱频发，水资源压力大对更多国家来说是一大挑战。然而，许多国家的雨养农田面积远远大于灌溉面积。因此，即便是一小部分雨养农田面临干旱风险，算下来面积也多达数百万公顷。图10比较了缺水程度较高或极高的雨养和灌溉农田的比例。在南非，尽管灌溉地区的水资源压力合乎比例，大于其他地区（图9），但从面积来看，面临干

旱风险的雨养面积是面临水资源压力的灌溉面积的两倍。因此，图9应根据适用的生产系统（灌溉农田或雨养农田；面积大或小）进行解读。

图10进一步表明，仅缺水问题并不会促使各国调整政策重点。在越南，所有受影响的农田都是雨养农田，尽管其农田总面积的三分之一以上是灌溉农田。灌溉农业在越南的社会经济发展中发挥着非常重要的作用，有利于减贫、改善粮食安全和营养、促进农村地区的性别平等以及改善种植模式和环境。由于这些原因，近几十年来，越南已开展大量投资，兴建基础设施，重建现有灌溉设施。¹⁸

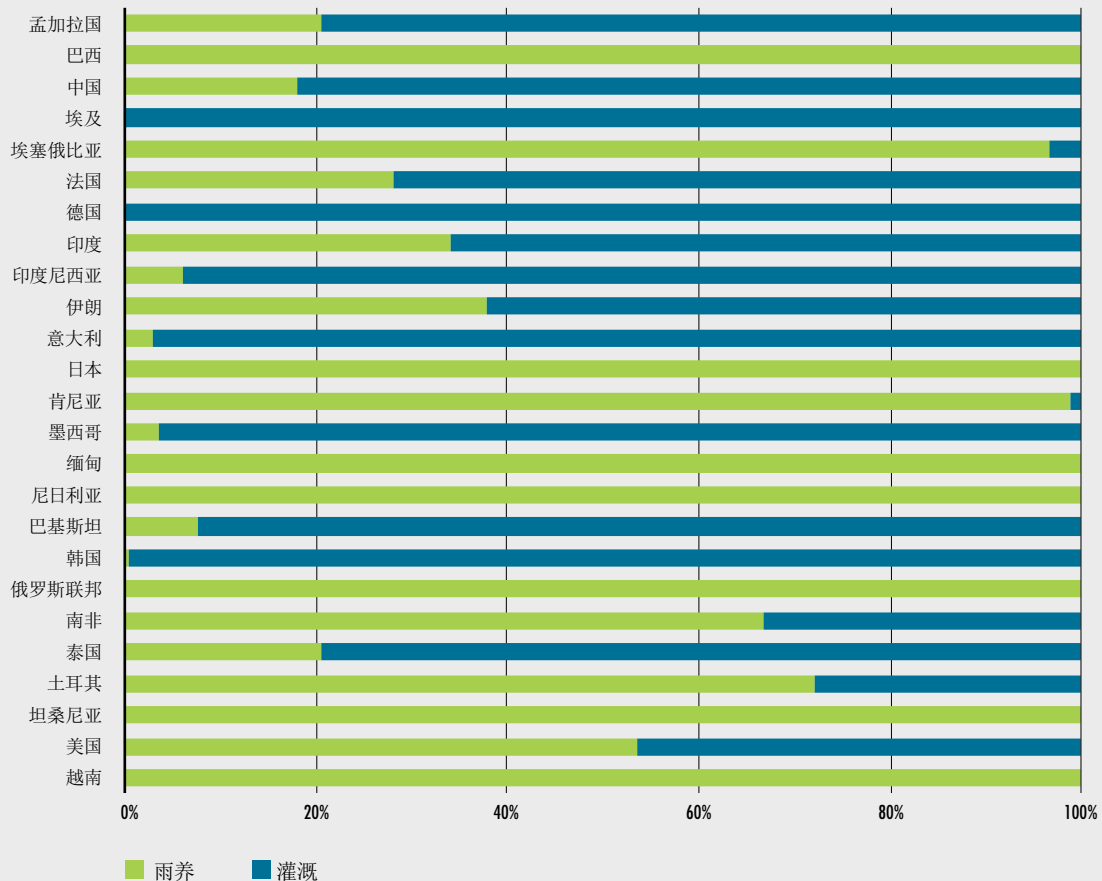
农业生产系统差异巨大

图9确定了各国灌溉和雨养农田面临的缺水挑战。考虑灌溉和雨养生产之间的内在差异是合理之举，因为这些差异将决定农业活动和农民的投资决策。雨养地区的农民完全依赖于降雨量和降雨时间，必须在每季开始时根据预期作出生产决策。然而，能够获得灌溉服务的农民对水量和时间有更好的掌控。在灌溉地区，无法获得灌溉、不同类型的用水权、年流量、含水层生产率以及相互竞争的各种水资源需求是决定作物收成的重要因素。^{19,20} 与雨养地区相比，灌溉地区的生产率往往较高（尽管并不总是如此）（插文6）。²¹⁻²³ 因此，在评估面临风险的水资源系统时，灌溉和雨养环境往往要分开分析。ⁱ

即使在灌溉和雨养环境内部，也存在不同的生产系统，而且具备从完全灌溉到完全雨养各种相关技术。²⁵ 一些农民通过雨水管理来提

ⁱ 例如：粮农组织和Earthscan出版社，2011。²⁴

图 10
不同生产系统缺水农田比例, 部分国家数据



注：人口数（5000万以上）是选择国家的依据。只考虑了历史干旱频率较高或极高（雨养农田）和水资源压力较大或极大（灌溉农田）的公顷数。

资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2020；¹⁰ 粮农组织，2019；⁷ 粮农组织和国际应用系统分析研究所，2020；¹ 国际粮食政策研究所，2019。¹⁷

高产量，即对雨水进行分流、收集、储存或再利用，而不是简单地任其流失而不加干预，但并非所有农民都会这么做。并非所有耕种灌溉田地的农民都以同样的方式进行灌溉，有些农民灌溉更为频繁、强度更大。他们可能使用不同的技术，并从不同来源取水，这可能会影响水质。²⁶（参见“聚焦：农业、水污染和盐碱化”，第44页）。

这些差异是决定生产是否成功的关键因素，而且会随着水资源不足和短缺的加剧而变得更加重要。必须区分不同的生产系统，因为它们可能会受到不同的影响，应对缺水的能力也各不相同。本报告根据国际粮食政策研究所的“空间生产分配模型”数据组，按供水量和农民的投入物区分了三种生产系统：1）灌溉；2）高投入雨养作物生产；3）低投入雨养作物生 »

插文 6

撒哈拉以南非洲灌溉和雨养农业土地生产率

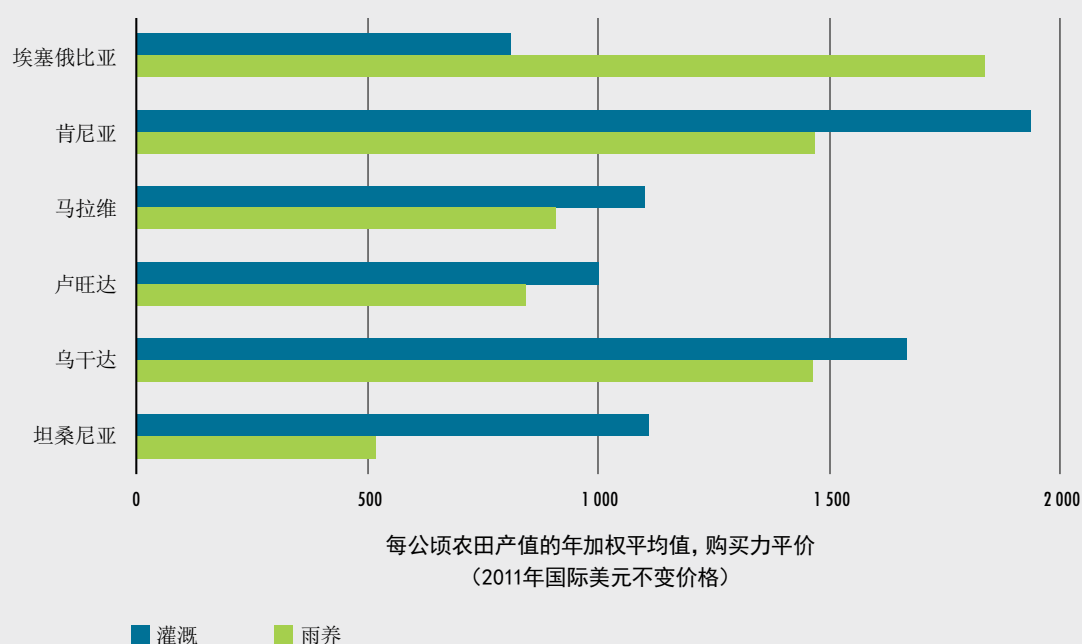
农业生产率是复杂的，因为产出取决于一系列不同的投入，包括土地、劳动力、肥料、化学品和灌溉。世界银行最近的一项研究强调，灌溉能可预测地降低农业产出的总体波动性，使种植密度提高，鼓励种植高价值作物。²⁸ 灌溉是全球农业产出增长的重要源头。^{28, 29}

本文利用2004年至2014年间埃塞俄比亚、肯尼亚、马拉维、卢旺达、乌干达和坦桑尼亚农村地区的家庭调查数据，分析灌溉农业和雨养农业土地生产率之间的差异，即每公顷农田作物生产的价值。^{*} 正如预期的那样，灌溉地区的产量更高（如图所示），但埃塞俄比亚是个例外。

在这六个国家中，埃塞俄比亚报告使用灌溉的家庭比例最低（9%），排在乌干达和坦桑尼亚

之后。埃塞俄比亚近一半的灌溉面积依靠传统形式，只有极少数使用高科技系统，如喷灌和微灌。³² 作物构成也有助于解释为何雨养农业土地生产率较高。在埃塞俄比亚，咖啡、油料作物和豆类等高价值作物多采用雨养，³³ 而甘蔗、棉花和水果等工业用作物多采用灌溉。^{32, 33} 两种种植系统都生产蔬菜和谷物，然而，苔麸（可以说是埃塞俄比亚最重要的谷物作物）主要采用雨养，且比其他谷物作物价值更高。³⁴ 这一发现表明，仅靠灌溉并不能保证提高生产率；相对于雨养农业，灌溉农业可能只能提供一些边际效益，具体要取决于其他投入物（包括作物品种和灌溉服务）的水平。

2004–2014年灌溉区和雨养区土地生产率



^{*} 作物生产价值未扣除生产成本，可能来自不同来源，如作物销售、留作种子的作物。注意，家庭调查通常会低估中型和大型农场的比例和贡献。^{30, 31}

注：乌干达的估值是2010年、2011年和2014年调查结果的平均值。马拉维估值基于2004年、2011年和2013年的调查结果。坦桑尼亚的估值来自2009年、2011年和2013年的调查。埃塞俄比亚（2014年）、肯尼亚（2005年）和卢旺达（2014年）只使用了单次调查的结果。

资料来源：粮农组织，2020。³⁵

插文 7 了解“空间生产分配模型”的不同生产系统

在粮农组织“全球农业生态区”（GAEZ）项目和国际应用系统分析研究所（IIASA）工作的基础上，³⁶ 国际粮食政策研究所的“空间生产分配模型”数据组根据水资源供应和农民使用的投入物区分了四种生产系统：

- ▶ 灌溉生产指种植面积全部或部分实施灌溉，使用现代化品种、肥料等现代化投入物，采用水土保持等先进管理方法。
- ▶ 高投入雨养生产采用高产品种和一些动物牵引和机械化手段。这种生产系统通常施用肥料，并对病虫害和杂草进行化学防治。大多数产品在商品市场上销售。
- ▶ 低投入雨养生产使用传统作物品种，主要靠人力生产，不施用（或极少施用）养分或使用化学药剂防治病虫害。产品主要（但不完全）供自身消费。
- ▶ 自给型雨养生产指小农为自身消费而进行的低投入生产。这种生产系统的主体包括需要种植作物以维持生计但没有足够投入物或适当耕种条件的农民。

灌溉农田的分配以粮农组织和法兰克福大学编制的《全球灌溉区域地图》（GMIA，5.0版）为依据。³⁷ 高投入雨养生产和低投入雨养生产之间的比例基于对单个国家和作物的常见假设，并将施肥作为高投入的代用指标。在灌溉施肥面积和未施肥面积已知的情况下，从施肥面积中减去灌溉面积，即可估算出高投入雨养农田的比例。²⁷

低投入雨养生产和自给型雨养生产的比例基于专家意见和作物适宜性标准估算，而非基于实际投入物使用情况。因此，本报告决定合并低投入雨养生产和自给型雨养生产的数据。

这种方法假定大多数（即便不是全部）灌溉系统都采用现代化投入物和先进管理方法，虽然并没有数据支撑这一假设。Sheahan和Barrett（2017）重新审视了撒哈拉以南非洲地区现代化投入物的使用情况，发现农民很少利用各种农艺措施的协同作用，例如，将灌溉、改良种子和无机肥料结合使用。³⁸ “全球农业生态区”项目也确认，在灌溉条件下，采用的投入物使用量和管理水平可能有所不同。³⁶ 认识到这一点非常重要，它有助于避免将灌溉系统归类为高投入生产系统，寻求干预措施来促进高效和高产灌溉，保护和可持续地管理水资源。此外，采用现代化投入物并不能保证一定可以提高生产率，因为政策的扭曲作用可能会导致作物选择不当、资源利用效率不高，特别是水资源利用。

该数据组的另一个局限性是将农田归为雨养或灌溉类别，但不同农场考虑的水管理范围很广，从纯雨养系统到纯灌溉系统，中间跨度很大。²⁶ 在这两者之间，有的农民只在部分田地上使用补充灌溉，而有的农民则频繁进行灌溉。²⁵

尽管存在局限性，该数据组可用于对很多国家每种生产系统下的作物面积进行估算。因此，它可以作为反映不同地区农业发展水平的一项代用指标。

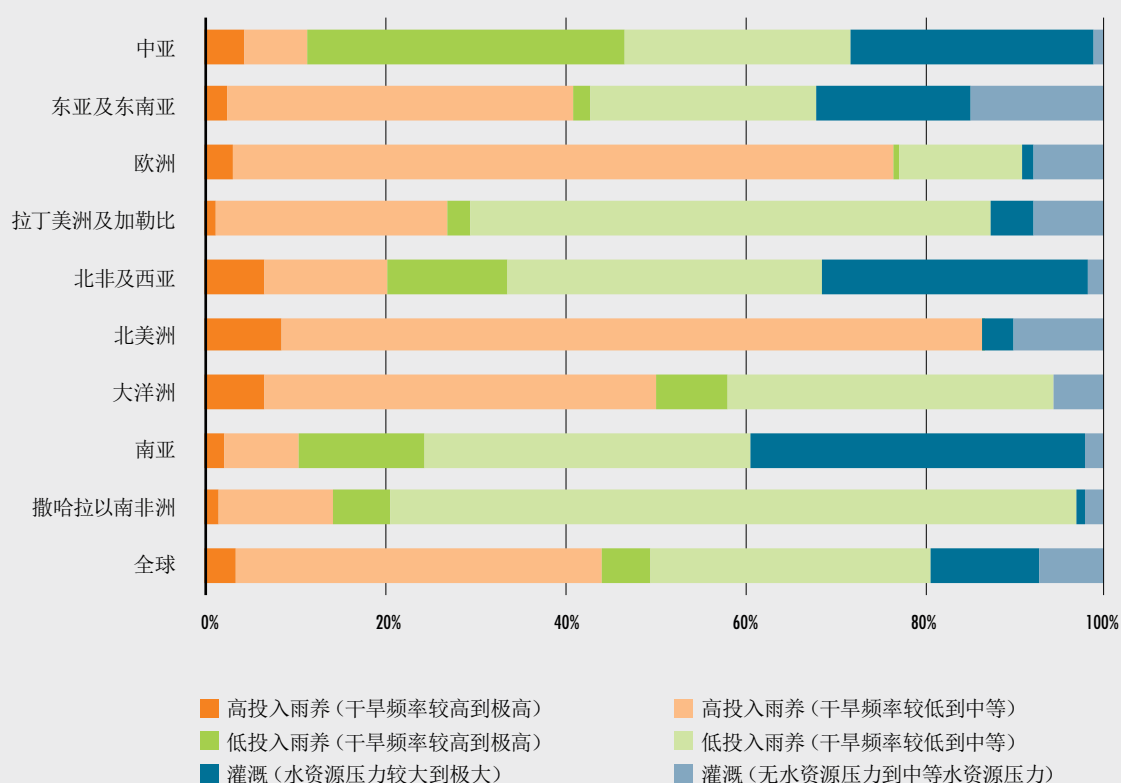
» 产。²⁷ “空间生产分配模型”方法详情参见插文7。

不同的生产系统是衡量一国农业发展水平及其应对缺水能力的指标。在低投入雨养生产

和灌溉生产面积较大的国家，农民有更多机会获取现代化投入物和使用包括灌溉在内的基础设施，作物可以更耐热、更高产、更稳定。^{24, 28} 在图5和图7的基础上，图11和图12显示了世界各区域、各收入组别和各国家组别中不同生产

图 11

各区域按生产系统以及水资源不足和短缺程度划分的农田比例



注：严重干旱频率较高到极高指发生影响到30%以上农田的严重干旱的概率高于20%。水资源压力较大或极大指总取水量超过可再生淡水总量的50%。只考虑了目前有干旱频率和水资源压力相关数据的农田公顷数。水资源压力数据为2015年数据。¹⁰ 干旱频率的历史数据基于整个时间序列（1984–2018）。⁷ 农业生产系统全球统计数据基于国际粮食政策研究所2010年版“空间生产分配模型”数据组。¹⁷ 大洋洲包括澳大利亚和新西兰。

资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2020；¹⁰ 粮农组织，2019；⁷ 粮农组织和国际应用系统分析研究所，2020；¹ 国际粮食政策研究所，2019。¹⁷

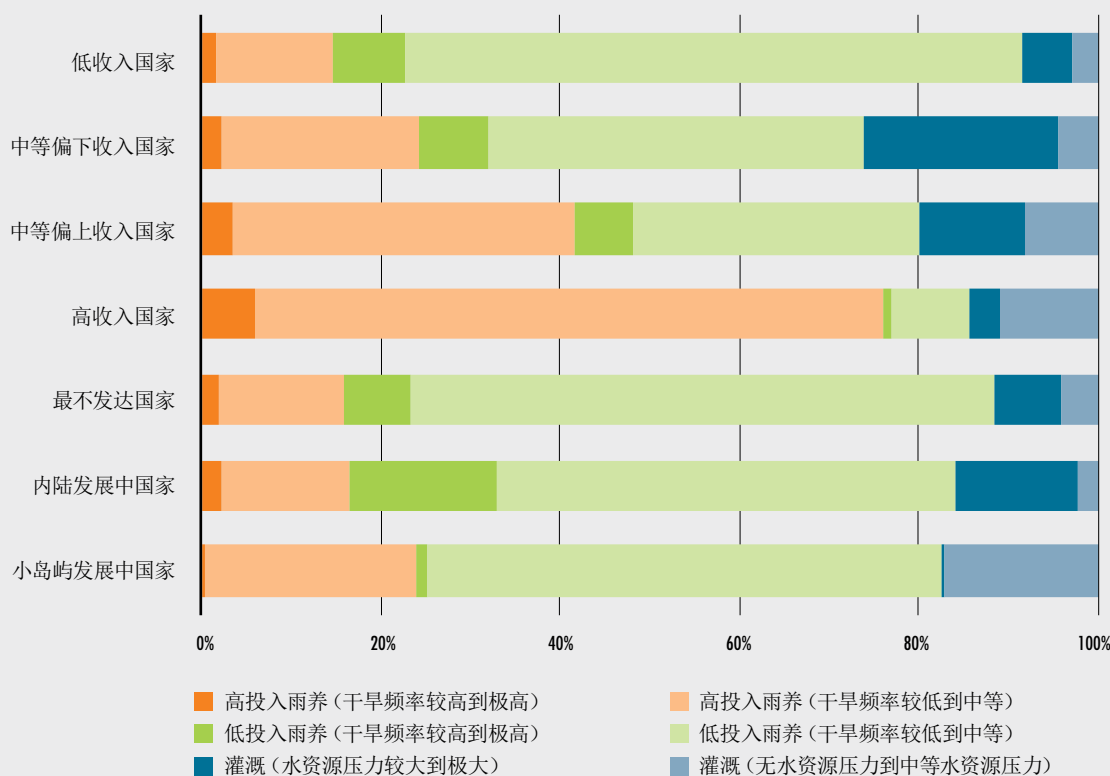
系统的相对比例以及水资源不足和短缺的发生率。条形色块表示每个系统面临的水资源不足和短缺程度。

不同区域的生产系统、水资源不足和短缺的类型和程度差异很大（图11）。中亚尤为突出：一半以上的低投入雨养农田干旱频发，几乎所有灌溉农田面临较大或极大水资源压力。北非和西亚在这两个方面都面临类似的挑战，

亚洲所有次区域的灌溉农业系统都面临水资源压力。

欧洲和北美等区域的高收入国家拥有大量高投入雨养农田。这些国家为温带气候，其农业研发和投资方面的公共支出占国内生产总值（GDP）的比例最高。³⁹ 农业的特点是高度资本密集和高效率。³⁹ 相反，在撒哈拉以南非洲，80%以上的农田是低投入雨养农田，仅3%

图 12
不同收入水平和国家组别按生产系统以及水资源不足和短缺程度划分的农田比例



注：严重干旱频率较高到极高指发生影响到30%以上农田的严重干旱的概率高于20%。水资源压力较大或极大指总用水量超过可再生淡水量的50%。只考虑了目前有干旱频率和水资源压力相关数据的农田公顷数。水资源压力数据为2015年数据。¹⁰ 干旱频率的历史数据基于整个时间序列（1984–2018年）。⁷ 农业生产系统全球统计数据基于国际粮食政策研究所2010年版“空间生产分配模型”数据组。¹⁷ 收入数据参阅世界银行“经济体清单”，⁵⁸ 国家组别数据参阅联合国“统计用标准国家或地区代码”。⁵⁹
资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2020；¹⁰ 粮农组织，2019；⁷ 粮农组织和国际应用系统分析研究所，2020；¹ 国际粮食政策研究所，2019；¹⁷ 联合国，1998；⁵⁹ 世界银行，2017。⁶⁰

的农田得到灌溉或配备了灌溉设备。该地区的资本密集程度和农业科研水平远低于高收入国家。³⁹ 农民（尤其是妇女）难以获取灌溉设备、农机、改良种子和肥料，并且/或者缺乏土壤节水技能和技术。尽管存在这些挑战，但撒哈拉以南非洲地区只有相对较少的雨养农田经常发生干旱。

并非所有低收入和中等偏下收入国家都缺乏灌溉和现代化投入物（图12）。例如，南亚许多国家尽管发展水平较低，但却大量使用现代化投入物，农田灌溉比例高达40%。大多数灌溉地区面临较大或极大水资源压力。在这些水资源短缺的国家，水资源生产率相关研发工作非常重要，同时也必须开展可持续生产，以保持土壤水分，并进行补充灌溉，以应对植物

插文 8 水贸易在应对水资源短缺问题中的潜在作用

虚拟水是指生产某种食品所需的用水量，因此，它实际上是蕴含在产品中的。⁴¹ 国际商品贸易意味着远距离进行水资源的虚拟转让。随着各国和各大洲之间贸易量不断增加以及膳食偏好向更多用水密集型食物转变，水往往被用来生产出口产品。对于水资源短缺的地区来说，进口用水密集型商品，而不是立足本地生产，可能是解决缺水问题的有效途径。虚拟水可以成为一种替代性水源，但前提是能以公平、包容的方式获取进口产品。

如果水资源生产率较高的地区和水资源生产率较低的地区之间开展贸易，那么虚拟水贸易也可以在节约全球资源方面发挥重要作用。通过贸易“节约的水”总计约占全球农业用水量的5%。^{42,43} Jackson等（2014）认为，不应高估水贸易的影响，其研究结果与国际贸易相对于消费的比例是一致的。⁴⁴ Liu等（2019）对食品贸易中节水量和损失量的各项研究进行了全面综述，发现节水量在减少，且通常节水并非由水资源短缺所驱动。⁴⁵ 然而，论文作者发现，全球食品贸易降低了对淡水的压力。对阿尔及利亚、墨西哥和

摩洛哥等一些国家而言，通过贸易节约的水量可能非常大。⁴²⁻⁴⁴ 另一项近期的研究发现，人均国内生产总值较高的国家能更好地通过进口食品来缓解水资源压力。⁴⁶

Yano等（2016）对某一区域的国际食品贸易模式到底是缓解还是加剧了水资源短缺进行了全球范围的分析。⁴⁷ 分析发现，尽管南亚是虚拟水的净进口方，但其出口食品所消耗的水超过进口粮食所消耗的水。南亚在国际贸易中没有可持续地利用自身的水资源，实际上加剧了水资源短缺。南美洲是虚拟水的净出口方，用丰富的水资源生产食品，这表明其国际贸易模式并没有造成水资源短缺。通过国际贸易缓解水资源短缺的区域包括亚洲部分地区、北非、东非、西非和中美洲。Dalin等（2018）的研究表明，用于灌溉的不可再生地下水中有11%进入了国际食品贸易，其中三分之二的出口来自印度、巴基斯坦和美国。⁴⁸ 一些国家面临的风险特别重大，因为它们生产和进口的食品是利用迅速枯竭的含水层里的水灌溉的，这些国家包括中国、伊朗、墨西哥和美国。

生长期间日益严重的干旱。此外，还可以开展虚拟水贸易，以减少用水量，防止水资源耗尽（**插文8**）。在那些几乎没有动力通过提高灌溉效率节水的国家，出台公共政策，如改善推广服务、信贷和技术的获取等，将有助于此类举措的制定。处理好相互竞争的用水需求也很关键，特别是在大面积灌溉地区面临水资源压力且城市化进程可能继续的中等偏下收入国家，不断扩张的城市、工业和旅游业可能对水资源有优先需求，从而减少城市和城郊灌溉农业的水资源供应，使作物生产与其他部门不断

增长的对土地和水的需求形成竞争关系，²⁴ 最终结果很可能是更多地依赖粮食进口。鉴于城市用水很大一部分是非消耗性用水，因此经过处理后再用于农业的潜力很大，特别是在水资源短缺的国家。⁴⁰

对于在发展过程中具有类似特点、面临类似制约因素的国家而言，最不发达国家的生产系统分配几乎与低收入组别国家的生产系统分配相同，即低投入雨养生产系统占主导地位，灌溉农田的比例较低（**图12**），而少量的灌溉

区域也已面临较大或极大的水资源压力。这是内陆发展中国家的一项共同挑战。更令人担忧的是，这些国家更多的雨养农业系统也存在干旱问题，使得它们极易受到气候变化的影响。这些国家高达95%的粮食立足本国生产，⁴⁹ 近70%的农田使用少量投入物，突出表明了农业转型机会巨大，且势在必行。由于没有出海口，获取技术、市场、信息和信贷的难度更大、成本更高。^{50, 51}

小岛屿发展中国家由于被大海隔绝或自然资源有限，有着独特的地理、经济和社会特征。狭小的土地面积和偏僻的位置限制了农业生产，使农产品缺乏多样性，并增加了对进口的依赖。^{52, 53} 这些国家在雨养农田开展高投入灌溉生产的比例较高，部分原因是一些小岛屿发展中国家正在努力改善灌溉、地下水开采和雨水收集等方面的工作。⁵⁴ 然而，受气候变化影响，加上过度使用自然资源，这些国家正日益面临海平面上升、海岸侵蚀和农业淡水减少的威胁。⁵² 气候变化预计将使加勒比和太平洋小岛屿发展中国家的降雨量将稳步减少，这对雨养生产系统的可持续发展是一大严重制约。⁵⁵

在区域和国家内部，投入物使用、灌溉和管理措施的异质性也很严重，影响了农民应对水资源不足和短缺的能力。世界银行的“生活水平衡量研究-农业综合调查”（LSMS-ISA）探讨了宏观统计数据所掩盖的各国国内投入物和灌溉使用情况的差异。在埃塞俄比亚，各地区使用化学品的家庭比例从16%到55%不等（而全国平均水平为40%）。无机肥使用比例的差异也很大，从20%到70%不等（全国平均水平为60%）。³⁵ 空间数据组也显示出各地区之间和地区内部投入物使用水平的异质性（见统计附件图A1和A2）。

很多因素可以解释这种异质性背后的原因，包括投入和产出价格、市场准入、基础设施投资和农业推广服务。政策应以支持农民为出发点，通过保障土地和水资源权属以及提供信贷和推广服务，减少水资源相关风险。在孟加拉国，更有保障的权属、更普及的农业推广服务和电力供应缓解了干旱。⁵⁶ 鉴于解决缺水挑战的主要障碍之一是忽视性别平等问题和妇女获取自然资源的机会，孟加拉国的格拉明银行向贫困妇女提供小额贷款，帮助她们在经济和气候条件不断变化的背景之下作出资源配置决定。⁵⁷ ■

气候变化影响

极端水资源不足和短缺影响着全球近12亿人口。气候变化将加剧这一问题，因为气候变化加大了水资源压力，导致干旱频发，向粮食体系施加了更大的压力，而粮食体系已经疲于满足人口增长和膳食变化带来的不断增长的需求。农村和城市居民的生计、粮食安全和营养都受到威胁。农村贫困人口首当其冲，⁶¹ 因为他们高度依赖自然资源，抵御气候相关风险和冲击、保护自我的能力有限，在获取水和土地等自然资源方面缺乏权能。

一些多模型评估探讨了气候变化会如何影响未来的全球水资源相关风险。一项研究发现，气候变化带来的蒸发、降雨和径流模式的变化将导致年用水量不足500立方米的人口增加40%，即处于“极度”水资源短缺状态（见第1章，第5页）。⁶² 另一项研究发现，到2050年，面临水资源压力的人口将增加8亿，达到39亿。⁶³ 论文作者发现，在北非和东非、阿拉伯半岛和南亚等许多地区，如果气温比工业化前的水平升高2℃，面临水资源短缺的风险将

急剧增加，随后在升温幅度达到4℃时趋于稳定。作者的假设是，升温幅度突破4℃之后，任何区域的降雨都不会再大幅减少。

Schewe等（2014）发现，与当今ⁱ相比，如果全球升温2℃，年平均径流量（即沿河网累积的径流）将下降并加剧多个区域的水资源短缺，其中包括地中海、近东以及南美洲和北美洲的大片地区。⁶² 相比之下，当全球气温上升，印度、东非和北半球的高纬度地区降水则有望增多。这些模型存在相当大的不确定性，一些模型认为全球水资源短缺程度将翻倍，而另一些模型则预测变化不大。这些模型没有考虑到水资源供应和波动性在不同年份和季节里的变化。Fung、Lopes和New（2011）发现，气候变化的影响在不同流域迥然不同，若全球升温4℃，那么与升温2℃相比，径流的季节性变化可能更加明显。⁶⁴ 甚至在年平均径流量增加的地区，旱季的压力仍可能加大。

气候变化也将是造成水资源不足的主要因素。最近的一项研究发现，主要受气候变化影响，129个国家将发生更多旱灾。⁶⁵ 到21世纪末，在南美洲、西欧和中欧、中非和澳大利亚的部分地区，干旱可能会变得更加频繁和严重。⁶⁶ 干旱会对经济增长产生负面影响，对人类发展和妇女赋权产生长期甚至是永久性的损害。在撒哈拉以南非洲，幼年时期经历过旱灾的女性成年后在财富、身高、接受正规教育的年限等方面都明显不及未经历旱灾的同龄人。⁶⁷ 令人十分关切的一个问题是，这些影响可能会代代相传，受过旱灾影响的妇女产下的婴儿可能会有低出生体重的问题。气候变化也会影响

洪涝灾害。Dankers等（2014）发现，受气候变化影响，全球一半以上的陆地面积更频繁地发生洪灾。⁶⁸

尽管这些变化的位置和规模仍不确定，但它们对水资源供应的影响将对雨养和灌溉地区的作物产量产生巨大影响。⁶⁹ 气候变化将对高强度灌溉地区产生直接影响，使2000万至6000万公顷农田不得不从灌溉生产转为雨养管理。⁷⁰ 取用其他区域的淡水有助于减少这些损失，但需要开展大量的基础设施投资（如补充灌溉）。贸易可能是一项能带来政策影响的气候变化适应措施（**插图8**）。⁷¹ 气候变化还会影响淡水生态系统、鱼类和其他水生种群，因为这些种群的抵御能力较低，对气候相关冲击和波动非常敏感。⁷² 但也有例外，气候变化的影响可能对内陆渔业有利（例如一些本地和外来物种）。

开展水资源管理是应对影响的关键。借助水资源管理，人类和社会才能进行跨系统、跨部门和跨层级的调整，以抵御气候变化的影响、实现恢复并开展预测。⁷³ 需要在地方一级提供更多科学信息和数据，将其纳入多利益相关方的决策。⁷⁴ 气候变化的实证可能足以推动确定方法或投资水平。⁶¹ 在不确定因素对待采取的行动和投资重点构成挑战的情况下，最好的水资源管理方案就是稳健、“不留遗憾”的政策。事实证明，出台这类政策，并辅之公平包容的措施，可在不同的未来前景下取得令人满意的实效，增强农业生产抵御未来冲击的能力。⁶¹ 范例之一是开展应急规划，以适应不同强度和持续时间的干旱。如果辅以灵活性，这种方法将有助于维持应对未来事件、气候和水文模式变化以及残余风险的能力。⁷³ 由于认识到大多数气候变化的影响可能会改变水循环，应从水资源的角度出发审视气候智能型农业策

i “当今”一词指1980–2010年间平均值，与工业化前相比全球升温幅度约0.7℃。⁶²

略，以此类策略指导行动，去重新调整农业体系，在气候不断变化的背景下支持发展、粮食安全和营养。■

解决水资源不足和短缺问题 一大背景

本章介绍了全球近六分之一的人口是怎样在严重干旱频率极高或水资源压力极大的地区生活的。随着人口和经济持续增长，膳食和气候不断变化，对水的需求只会有增无减。因此，有必要调整水资源政策和部门政策以及管理策略，以合理的方式用水，满足人类和环境当下和未来的需求。这是一项艰巨的治理挑战，既需要作出重要的权衡取舍，也需要把握机遇。

对于农民、国家或区域而言，最合适的解决方案可能会因生产系统（雨养和灌溉）的不同而大相径庭，分析结果和改进建议也可能不尽相同。在灌溉系统下，为了应对水资源短缺的挑战，既要进行供给管理，有选择性地开发和使用非传统水源（海水淡化、半咸水和废水再利用），也要进行积极的需求管理，采取行动优化现有供给。⁷⁵ 开展需求管理时，需要认识到水的经济价值和成本回收，但也要注意确保水的经济可负担性和保障人们获取水和食物的人权，特别是贫困人群。还需要通过保护与水相关的生态系统来解决水资源供给问题。在雨养系统下，开展农田养护以增加土壤中的水分渗透和储存可能是增产的最重要备选方案。集水和储水系统也有助于增加家庭和社区层面的水资源供应和农业产量，并有助于应对干旱的影响。⁷⁶

供需管理的最适当比例搭配取决于各地的实际情况，不存在单一的最佳解决方案，⁷⁶ 也不存在放之四海而皆准的办法。政策备选方案和相关策略在很大程度上取决于各国的发展水平、水资源局限性以及治理、政治、社会经济和文化结构等因素。^{75, 77} 不同的利益相关方对水资源短缺问题的看法不尽相同，他们会根据自身的权力和能力实施不同的适应和缓解策略。关键的问题在于保证环境流量、生态系统服务以及淡水的非消耗性使用不受影响，然而，由于未进行适当的经济估值，往往没有考虑到以上三个方面。⁷² 要想为必要的水资源管理策略提供支持，就需要营造包容、有利的环境。为此，需要出台相辅相成的政策，制定具有连贯一致的激励机制和监管措施的全面法律框架，例如明确的土地和水资源权属。还需要建立并加强超越部门之间传统界限的制度和机制。⁷⁵ 需要建立治理机制，实现跨部门统筹并保持政策连贯性，让所有用户和利益相关方参与进来，以确定关键的权衡和协同作用，同时实现高效、可持续和公平的水资源管理。水资源供需策略还应该包含融资策略，以落实必要的投资。

图13展示了这些方面如何共同发挥作用。水资源不足和短缺带来的挑战（第一个圆圈，从下往上）要求我们对水资源进行综合管理，并开发新技术（第二个圆圈）。具体措施包括咸水淡化、污染防治和提高用水效率，同时要在组织和管理层面进行技术规划，考虑投资的经济效益。接下来，这些措施还受到体制和法律框架（第三个圆圈，包括用水权、许可、法规、激励措施和机构设置）以及总体政策环境（第四个圆圈，也是最后一个圆圈，包括社会选择、优先重点、农业、城市和工业等部门政策和权衡取舍）的影响。⁷⁶ 第3章将回顾现有技术和农业用水管理策略（第二个圆圈），以

图 13
将水资源不足和短缺应对措施置于政策大背景下



资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2012，图2。⁷⁶

便适应日益加剧的水资源不足和短缺现状。第4章和第5章将更详细地讨论第三和第四个圆圈中的后两个方面。■

结 论

本章显示，全世界近12亿人生活在农业水资源严重不足或水资源短缺的地区，他们的生活和生计面临威胁。缺水问题存在巨大的时空差异，一些国家和地区比其他国家和地区更容易受到影响。这12亿人中的大多数都集中在南亚，其中巴基斯坦和斯里兰卡等国约80%的人

口生活在受影响的农业地区。亚洲其他地区和北非也遭受着超出正常水平的影响。

本章进一步探讨了水资源不足和短缺的两个不同方面（干旱频发和水资源压力），以及这两个方面如何影响农业部门和不同群体。具体影响取决于对灌溉或降雨的依赖程度和投入水平。最严峻的挑战分别是雨养农业系统面临的干旱频率极高和灌溉农业系统面临的水资源压力极大问题。低投入雨养农业面临的挑战尤其严重，因为这种农业往往是低收入国家以及贫困和弱势群体的主要生产系统。为了生产更多的粮食来满足未来的需求，很可能不得不提高现有土地的生产率。随着人口和经济持续增长，消费模式将转向更多用水密集型食品，气候变化的影响也将不断加深。必须采取适应性技术解决方案，以提高雨养和灌溉系统的水资源生产率，同时保护环境流量（见第3章）。反过来，这也要求采用适当的制度和激励措施（见第4章）。在某些情况下，可以进行虚拟水贸易，以减少用水量，防止水资源耗尽。■

聚焦

农业、水污染和盐碱化

良好的水质是实现可持续发展目标的关键，对于人类的福祉、农业（包括畜牧业、内陆渔业和水产养殖）、工业和城市用水以及支持淡水生态系统及其提供的服务至关重要。水污染和盐碱化是全球性挑战，在高收入和低收入国家都愈发严重，阻碍了经济增长，损害了社会环境的可持续性和数十亿人的健康。⁷⁸ 农业与水质之间存在密切的双向关系。如果管理不当，农业活动会增加地下水和地表水中的污染物数量（即养分、盐类、沉积物、农用化学品和病原体）。在许多国家，农业是水污染的主要源头。农业也会受到劣质水的严重影响，导致成本增加，利润降低。因此，农业既造成了污染，也深受其害。

农业造成的水污染 — 原因

农业对水质造成的压力来自于作物和畜牧生产系统以及水产养殖。所有这些部门都在不断扩张和集约化，以满足人口和经济增长以及膳食变化带来的日益增长的需求。⁷⁸ 种植业和畜牧业是主要污染源，但水产养殖也是一大问题。例如，智利始终将生物安全措施运用于鲑鱼生产系统中，尽管如此，生产规模的扩大不断引发严重的

卫生和环境问题，包括传染性鲑鱼贫血病毒的传播。⁷⁹ 为应对这一情况，鲑鱼产业制定了宏伟的目标，力求逐渐减少鲑鱼养殖中抗生素的使用，并展开了相关研究，以确保水产养殖的社会和环境可持续性。来自农业（种植、畜牧和水产养殖）的污染物可以通过多种方式进入水循环。典型的污染途径有：1）通过土壤溶液进入深层渗透和地下水补给；2）通过径流、排水和洪水进入溪流、河流和河口；3）通过自然或人为的水土流失进入沉积物丰富的溪流。⁷⁸ 根据水污染物的来源和进入受纳环境的途径，水污染物通常被分为点源污染和非点源（面源）污染。这是水质政策和污染监管的一项重要工作：

- ▶ **点源污染**来源于可识别的农业经营活动，并直接排入位于某个独立地点的受纳水体，如圈养式集约化畜牧生产。具体例子包括：来自饲养场和其他较大规模集约化畜牧场所的废物（粪便、粪浆和废水）；水产养殖；灌溉排水；动物尸体的丢弃。
- ▶ **非点源（或面源）污染**有多个不可识别的农业源头，由于分散性强，很不容易测量。具体例子包括：粪便撒落；土壤颗粒、肥料、农药、细菌、微生物和抗微生物化合物沥滤后的移动；农田和放牧系统的地表和地下径流。

造成水污染的主要农业因素和主要防控对象是养分、农药、盐类、沉积物、有机碳、病原体、重金属和药物残留。⁷⁸ 这些通常来自面源性源头和途径。^{78, 80}

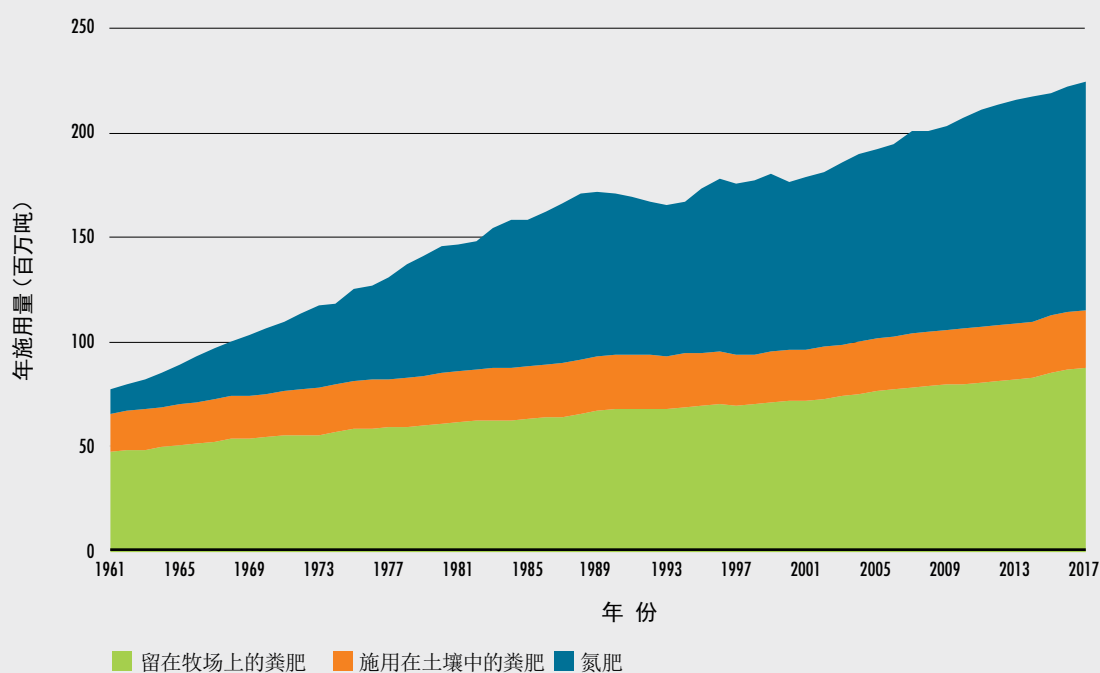
近几十年来，使用化肥和牲畜粪肥为农田提供养分（氮、磷、钾）的情况显著增加（见图A）。如果过剩的氮和磷未被生长中的作物完全利用，就会通过径流流失，进而影响水质。⁸¹ 在2017年施用到土壤中的1.15亿吨牲畜粪肥中，约有三分之一因沥滤而流失或通过地表径流被冲走。⁸²

其他农用化学品，如农药，包括杀虫剂、除草剂、杀菌剂和植物调节剂，也在农业中得到广

泛使用。⁷⁸ 自1990年以来，全球农药使用量增加了80%；然而，在过去的十年中，农药的使用量已经稳定。⁸³ 农药通过五种主要途径进入水资源：1）随地表径流流走；2）喷洒时漂移到预定区域之外；3）通过土壤剖面渗入；4）溢出；5）被流失的土壤带走。⁸⁴ 农药的使用使农业生产规模得以扩大，但如果使用不当，农药中的毒性物质会污染水源，影响人类健康。

陆生和水生动物以及作物生产中抗微生物药物的供应和使用对健康和生产率也至关重要。⁸⁵ 然而，抗微生物药物耐药性（即细菌、真菌、病毒和寄生虫等微生物对抗生素等抗微生物物质产生耐药性）是新出现的污染问题，对土地、水资源、生物多样性以及人类健康和生计产生了负面 »

图 A
1961–2017年来自牲畜粪便和化肥的全球农田土壤养分投入



注：“留在牧场上的粪肥”和“施用到土壤中的粪肥”这两个类别估算来自牲畜粪肥的氮投入量以及因沥滤和挥发而出现的流失量。“施用到土壤中的粪肥”类别中不包括残留在牧场上的粪肥，仅限于经粪肥管理系统处理后再施用到农田土壤中的肥料。

资料来源：粮农组织，2020。⁸³

聚焦

农业、水污染和盐碱化

塞内加尔

农民向甘蓝作物上喷洒有机杀虫剂。

©粮农组织/Olivier Asselin



» 影响。⁸⁶ 每年约有70万例人类死亡与抗微生物药物耐药性有关。⁸⁷ 虽然这种现象会因微生物对环境的适应而自然发生，但由于抗微生物药物的不当和过度使用，问题日趋严重化。⁸⁵ 特别令人关切的是，预计未来抗微生物药物使用量增长中有三分之二将集中在畜牧生产部门。⁸⁸ 抗微生物药物往往在牲畜体内只能完成部分代谢，可能会几乎按原样排泄到环境中。⁸⁹ 抗微生物药物进入农业环境的主要途径有：1）未经处理的废水直接排放（即来自畜牧业）；2）农田用未经处理的牲畜粪便或粪浆施肥后，或牲畜直接在牧区排泄后，随地表径流间接进入农业环境。

盐碱化与农业

超过100个国家的土壤都存在盐碱化问题，全球范围内，估计约有10亿公顷盐碱化土地。⁹⁰ 溶解的矿物盐以不同浓度天然存在于水中，具体取决于其来源（如地下水）、地点和一年中的时间点。⁹¹ 盐分的移动和集中可能会降低湿地、溪流、湖泊、水库和河口等淡水水体的水质。⁷⁸ 盐分还可能会阻碍植物的生长，因为当盐分在作物根部区域积累时，作物就无法再从盐碱化土壤中吸取足够的水分。⁹²

农业引起的土壤盐碱化是一个重大问题，可能经由各种过程发生：1）沿海地区过度使用地下水，导致海水侵入淡水含水层；2）过度灌溉使含盐含水层的水位升高，导致含盐地下水不断渗入水道，造成盐碱化；⁷⁸ 3）灌溉水被植物蒸腾或从土壤中蒸发，大部分溶解的盐分残留在土壤中，如果排水不到位则会造成盐碱化。一旦发生盐碱化，就需要增加灌溉量以冲洗掉作物根部的盐分，从而进一步加剧水资源短缺。⁹⁰

通过排水（天然或人工）排除灌溉农田中多余的地表水和地下水是设计合理的灌溉计划的一项重要特点。排水有助于维持作物最佳生长状态所需的水分条件，避免积水，减少不良的机械行

为，控制土壤盐碱化。在发展灌溉的同时，还需要扩大排水和养护，并在排水再利用时循环使用淡水。^k 过量施用肥料也可能增加灌溉农田排水中的盐分浓度以及雨养农田径流和渗流中的盐分浓度。⁷⁸ 与灌溉种植业相比，水产养殖和畜牧业对水源盐化的影响不大（不包括动物饲料生产），仅在畜牧业和水产养殖生产比较密集的地方产生局部影响。⁷⁸

解决土壤盐碱化问题的措施包括：大量灌溉沥滤盐分，使用化学品，施用有机物，采取生物措施，如种植耐盐植物、草和灌木。⁹⁰ 埃及和伊拉克已安装了地表和地下排水系统，以控制地下水位上升，遏制土壤盐碱化。粮农组织正与一些国家合作，通过全球土壤盐碱化地图了解土壤盐碱化的驱动因素、指标和分类方法，以便为各国土壤盐碱化绘图工作准备国别数据。⁹⁴

水污染对农业的影响 — 受害者

劣质水威胁着人类和环境健康、农业生产率和水生生态系统。农业中不安全地使用废水会导致微生物和化学污染物在农作物、畜产品、土壤和水中积累，最终对食品消费者和农业劳动者的健康造成严重影响，还可能加重抗微生物药物耐药性。Okorogbona等（2018）发现，包括黄瓜在内的蔬菜作物生长已受到未经处理的废水和劣质地下水的负面影响。当用雨水灌溉时，黄瓜植株的高度是以前的两倍。⁹⁵ 水质也会影响用水总量和牲畜的整体健康。牲畜通常可以忍受较差的水质，但一些特定的化合物（即溶解性固体）会影响其生长、哺乳和繁殖，给生产者造成经济损失。⁹⁶ 同样，水质差也会影响水产养殖。农业径流造成的水体富营养化最初可提高鱼类生产。然而，若不加以控制，会导致环境退化和渔业损失。

k 有关排水和盐碱化管理的综合指南参见Tanji和Kielien, 2002。⁹³

水中悬浮的有机和无机沉积物会堵塞闸门、喷头和滴头，给灌溉系统带来问题，⁹²还可能导致由水引起的管道和水泵腐蚀或结垢，淤塞运河和沟渠，带来昂贵的疏浚和维护问题。沉积物还容易进一步降低本来就不太透水的土壤的渗水率。⁹²如果使用含盐量高的水源进行灌溉，当盐分在作物根部积聚到植物无法忍受的程度，就可能导致被灌溉的农田产生盐碱化问题。

农业水污染解决方案

来自农业的水污染非常复杂，涉及多个方面，要想有效地加以管理，需要采取一系列应对措施。这些措施必须满足日益增长的粮食需求，同时稳定或尽量减少进入水资源系统中的污染物。这需要政策制定者和农民都采取行动，但要最大限度降低社会总体成本，包括农民的合规成本和与政策有关的交易成本，兼顾公平和社会因素。⁹⁷

采用最佳农业做法和技术对于防止农场的污染排放至关重要（如减少硝酸盐和磷的沥滤）。⁷⁸良好做法的例子包括：1）水土保持方法，如免耕或少耕法以及其他减少水土流失的土地耕作方法，如梯田和农林混作；2）种植植被过滤带，以防止地表径流，恢复湿地和田间排水；3）种植河岸缓冲带，减少营养物质渗入水道。事实证明，恢复后的湿地也能有效减少氮从农田流失到地表水中，⁹⁸⁻¹⁰¹因为植被可以吸收氮，而湿润的土壤可以加强脱氮作用。恢复后的湿地还有助于恢复水生生物多样性和相关的动植物。

全球范围内产生的大量牲畜粪便也是一大农艺和经济机会。提高牲畜和水的生产率，加强土壤肥力和养分管理（即在土壤中施用植物养分的数量、位置、形式和时间）¹⁰²都至关重要。畜牧业环境评估及绩效伙伴关系制定了用于评估养分流和富营养化影响以及畜牧供应链酸化的准则，从而提供了一项可根据各国国情进行调整的评估框架。¹⁰³

如果管理不善，这些做法和系统会导致水资源系统污染。通过最大限度地减少水道污染，农民也可以获得一些惠益，如确保牲畜饮用水不受污染；但一般而言，农民提供的这些生态系统服务相对不足。要想影响农场和景观层面的各种做法，可能需从监管、经济政策、教育和宣传、合作协议以及研究和创新等多方面下功夫。⁷⁸中国在2005-2015年间开展的一项全国性运动组织了6.5万名推广人员、1000名合作者和13万名农业企业人员，让他们与近2100万名农民一起实施土壤-作物综合管理做法。¹⁰⁴实施这些做法后，粮食（玉米、水稻和小麦）平均产量增加了近12%，净产量增加了3300万吨；氮肥的使用量减少了15-18%，节省了120万吨氮肥。从谷物增产和氮肥节约中获得了相当于122亿美元的收益。

典型的监管手段包括水质标准、污染排放许可、强制性的最佳环保措施、对农业措施或农场位置设限以及对危险产品的营销和销售设限等。⁷⁸最近的分析表明，比起单靠法规来管理，多管齐下的做法可取得更大的实效，包括将法规、经济激励和信息宣传等手段结合起来。^{97,105}可加强并更广泛地使用经济手段，如污染税、有针对性的补贴、收费和水质贸易等，以提高污染防治工作的成本效益，促进创新，并确保贫困家庭的获取机会。尽管将创新应用于治理面源污染具有挑战性，但一些创新方法可以提供切实可行的解决方案。

“谁污染谁付费”原则可成为保证水质的切入点。此原则既可以提高污染的成本，也能影响人们的行为，减少污染，还可以创造收入，用于减轻污染，补偿社会成本（如通过污染收费）。该原则的应用面临几项挑战，其中包括难以确定和锁定污染者以及难以准确估算污染成本。¹⁰⁵要克服这些挑战，就必须计算减少水污染的成本和收益，并确定由谁来承担成本、谁从中受益。

中央政府在更有效地管理面源性水污染风险方面可以发挥关键作用。¹⁰⁵ 具体建议包括：

- ▶ 出台总体国家政策指导，为改善水质的工作提供有力指导，向地方主管部门、利益相关方和投资者发出明确的信号；
- ▶ 制定监管框架和强制执行的最低水质标准，为提高绩效以及开展水质方面的创新和投资设定标杆基准；
- ▶ 为包括农业和环境部门以及用水者在内的利益相关方提供空间，并提供社区参与资源，以管理预计风险和实际风险，达成一致的解决方案；
- ▶ 传达政策变化并就最低标准的实施提供多种选择方案，以铺平前进道路，减少来自利益相关方的阻力；
- ▶ 政府提供种子资金和实验空间，以便向广大家庭，特别是最脆弱的家庭推广创新技术和政策方法，最大限度地降低水质管理成本（例如，包括废水再利用试点）。



尼日尔

一位农民将采集的井水装入桶中，用于浇灌作物。

©粮农组织Giulio Napolitano



第3章 农业对缺水 的响应

要点

→ 种植业、畜牧业、内陆渔业和水产养殖的创新型水资源管理方法在增强对气候变化的抵御能力和促进可持续粮食体系方面潜力巨大，尤其在结合最优的投入物利用方式、完善的土壤和作物管理及有利环境的情况下。

→ 集水和节水加上最佳农艺措施可提升雨养农田的产量。一项研究表明，这些措施能使全球雨养千卡热量产量提高24%之多，如果同时扩大灌溉，增幅将超过40%。

→ 高成本效益且可持续地投资于灌溉恢复和灌溉现代化，可提高灌溉地区的水资源生产率。

→ 通过更好地利用牧场、饲料和饮用水、改善动物卫生以及农、牧、水产养殖综合系统等措施，动物生产中存在许多提高水资源生产率的机会。

→ 投资于非消耗性用水（如水产养殖用水）和非传统水源（如再利用和淡化水），在应对水资源短缺问题上发挥着愈发重要的作用。

→ 农民可通过掌握信息和通信技术增强自身权能，从而改进水资源管理，提高水资源生产率和收入，改善粮食安全及营养状况及环境可持续性。

农业对缺水的响应

第2章已展示了众多区域正受到干旱或水资源压力等缺水问题的严重制约。人口增长、收入提高、城市化推进、膳食变化和气候变化可能会加剧水资源相关风险，并通过尚不明确的方式影响生产体系。要确保农业和粮食体系能以一种包容、可持续的方式满足人口增长产生的需求，就必须实现重大转型。这可能涉及到技术变革和创新，但也会受到治理、体制框架和政策环境的广泛影响（第4和第5章将就此开展进一步讨论）。本章回顾了有助于应对农业水资源不足和水资源短缺、实现可持续粮食安全和营养的各种技术和管理方法，还在考虑了不同水资源挑战的基础上对雨养农田或灌溉农田、畜牧业、内陆渔业和水产养殖等不同生产系统的备选方案进行了评估，最后探讨了水产养殖在缓解缺水问题和保障可持续粮食体系方面发挥的作用。■

重新思考水资源不足和短缺问题的解决之道

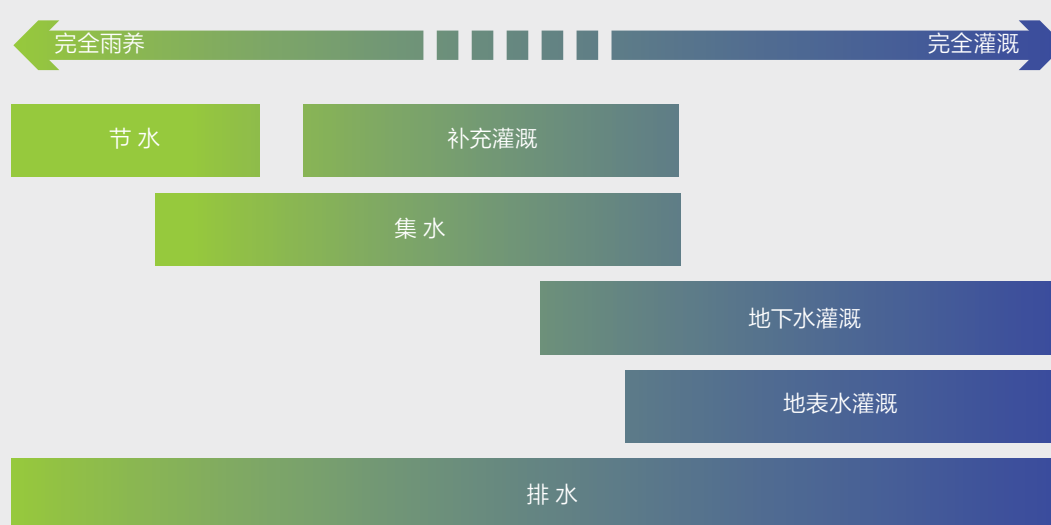
全世界约六分之一的人口生活在水资源压力极大或严重干旱频率极高的地区，水资源相关挑战威胁着当地的经济发展、粮食安全和营养以及生计，必须与气候变化一道予以解决，因为气候变化会加剧水资源不足和短缺，对农业生产造成不利影响，尤其是在低纬度热带区

域。¹⁻³ 采取更可持续的灌溉农田管理方法至关重要，同时，雨养农田和牧场的水资源管理也是解决方案的重要组成部分。所有地理区域、所有作物类型的灌溉和雨养生产系统都存在增产机会。⁴⁻⁶

改进水资源管理对于缩小产量差距十分关键。农民是否采用相关管理方法取决于多个因素，包括：1）水资源的可获性；2）水资源相关风险；3）气候变化下的不确定性；4）其他投入物的成本；5）水资源管理策略的净效益。稳定但有限的供应可激励农民提高用水效率，减少用水量。水资源相关风险越高，农民越容易改变用水方式和水资源管理方法。这些变化还可能涉及劳动力和能源等其他投入物的变化。其成本和所带来的净效益将最终影响农民决定是否采取新的水资源管理策略。⁷

并非所有水资源相关风险都可由农民自己解决或者仅凭农民决定就可解决。一些风险的解决将有赖于公共部门的干预行动和举措。正常的农场层面的商业决定可以应对降雨反常导致的小幅产量波动，但那些灾难性的、会造成巨大破坏的水资源相关风险可能需要政府参与解决。⁸ 农民可能无法理解水资源供需现状及未来趋势。水资源核算（即水资源状况和趋势的系统性评估）方面的公共投资和相关核算结果的宣传以及各种提高认识的活动，都对制定有关水资源风险、气候变化和吸引农民参与可持续水资源管理的政策非常重要（见第4章）。^{9, 10}

图 14
从雨养到灌溉各类型农业水资源管理



注：以绿色为主的方框包括以下水资源管理做法：农民虽然依赖雨养模式，但也会采用某种形式的灌溉。以蓝色为主的方框指农民采取完全灌溉模式，或在可获得一定灌溉用水的雨养地区的灌溉做法。

资料来源：粮农组织改编自“农业水资源管理全面评估”，2017，图1.1。¹¹

政府还能在消除阻碍农民参与水资源管理的各种障碍（如市场准入水平低）方面发挥重要作用。

下文将介绍雨养农业和灌溉农业中多种备选技术方案和农民管理策略。雨养和灌溉生产系统并非泾渭分明。水资源管理包含各种备选方案，从完全雨养到完全灌溉，再到支持畜牧业、林业和渔业生产，同时还与重要生态系统发生互动。¹¹ 图14展示了从完全雨养（绿色）到完全灌溉（蓝色）的各种水资源管理方案。从绿色到蓝色的过渡指农民既利用降雨又利用灌溉，不完全依赖降雨或灌溉，而是采用介于二者之间的做法。

这涉及一系列情形：首先是在完全雨养的环境下，农民采用农场层面的保护方法储存土壤中的雨水（见图14中的“节水”方框）；然后是雨养地区的农民集蓄雨水或管理（地表或含水层中的）径流，用以补充灌溉，提高作物产量。这部分余下的淡水还会用于水产养殖和畜牧一体化生产系统（有关水产养殖和综合农作系统的作用，详情参见“聚焦：粮食体系可持续用水背景下的水产养殖”，第79页）。在完全灌溉的农作系统中，农民能够获取负担得起的地表水或地下水（见蓝色方框）。排水系统在所有情形中都是一项重要的补充手段。雨养环境下，农民可通过促进作物根区的水分吸

收来尽可能减少进入地下水位的排水。而在灌溉环境中，如果农民用水过多，排水将决定着地下水位和土壤盐度（参见“聚焦：水量过多？洪涝与农业”，第104页）。

创新型水资源管理做法应当旨在：1）减少农业耗水量，以增加其他用户的可用水资源；2）提高生产系统对日趋严重的水资源不足和短缺的抵御能力。水资源管理应与以下措施相结合：经过改良的农艺措施（耐旱品种、适当的作物种植等）、通过减少沉积物和污染物提高环境可持续性、改善土壤健康、减少地面径流、加强浅层地下水补给。这方面的投资需要在经济、社会和文化上具有可行性，也需要强有力的体制和治理作为保障，确保公平分享利益，加强粮食安全和营养，实现可持续生计。世界粮食安全委员会通过的《农业和粮食系统负责任投资原则》可用作为一个框架，为利益相关者提供有关各类农业投资的指导。¹² ■

发挥雨养作物生产的潜力

雨养生产在农业中占主导地位，占全世界农田总面积的80%左右（见图11，第37页）。农民，尤其是小农，对于水量和时间的影响较为有限。¹³ 主要挑战在于管理和适应天气变化、气温及降雨模式。全球分析估计，影响降雨和气温的极端天气事件可解释玉米、水稻、大豆和小麦等关键作物产量变化的18–43%。¹⁴ 随着水资源短缺问题加剧以及人口和经济增长加速，各种农业系统，特别是雨养生产系统，将面临以更高效方式利用水资源的压力。第2章已将低投入和高投入两种雨养生产系统进一步区分开来。虽然两种生产系统都仍然面临应对

水资源短缺的挑战，但二者应对挑战的能力有所不同。高投入生产系统中的农民更容易在改善水资源管理和农艺措施方面进行投资，以确保最高效地利用稀缺的雨水。

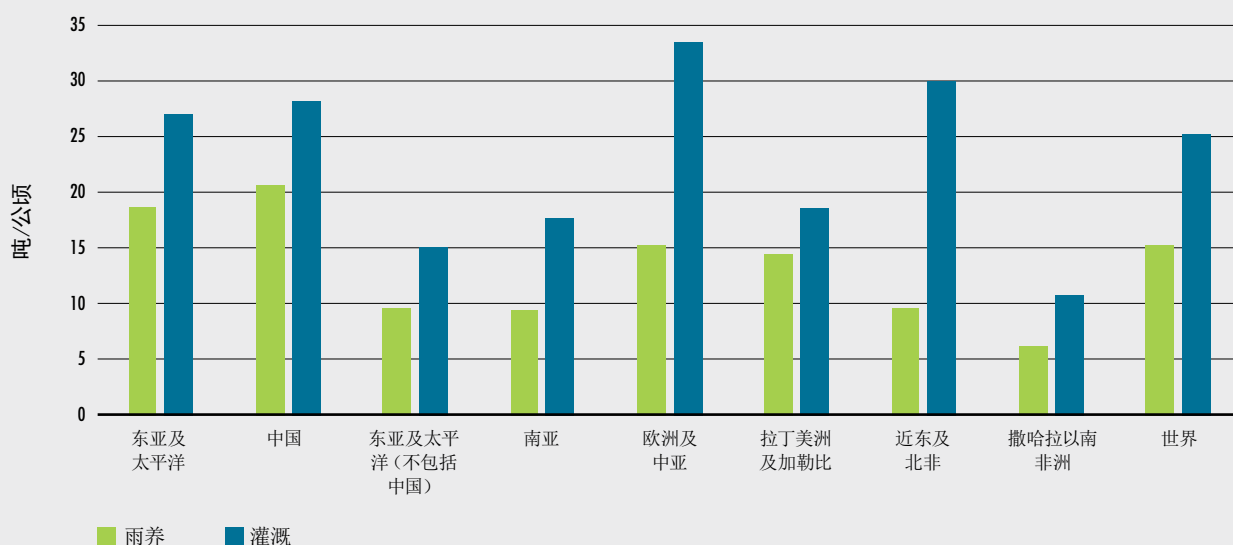
雨养农业的产量依旧低于灌溉地区的产量（图15），全球层面和区域层面都一直存在巨大的产量差距。^{5, 15} 这种差距预计可大致反映低投入和高投入生产系统的区别。非洲、东欧和西南欧以及亚洲部分地区有较大的增产机会，因为这里的产量差距主要源于水资源和养分的双重不足。^{5, 15, 16} 在温带区域，如西欧和北美，大部分农田实行雨养生产并且以高投入为主（见图11，第37页），谷物产量常常超过每公顷6吨，而全球平均产量为每公顷4吨。¹⁷ 在中欧和西欧，干旱的夏季靠补充灌溉来保持产量。¹⁸ 东欧的产量仍然较低，这说明要想发掘该区域的巨大生产潜力，就必须依赖新的农业水资源管理做法和技术变革。

热带地区一些国家的谷物产量经常超过每公顷5吨，另一些国家的产量却不足每公顷2吨。这说明在雨养农作系统中，尤其是在热带低收入国家，因生物物理限制因素造成的产量低下问题可以通过适当的水资源管理与最佳农艺措施相结合等方法得到解决。

最高效地利用降雨提高雨养作物生产率

提高雨养农业产量有两大策略：1）集蓄或收集较多雨水，使之渗入作物根区；2）通过提高作物吸收能力和/或减少根区蒸发及排水损失来保持水分。如水量过多，解决策略主要为导流转移的做法。图16展示了各种备选方案，包括从完全依赖降雨到农民部分依赖补充灌溉的多种情形。

图 15
2012年各区域蔬菜产量



资料来源：粮农组织，2018，表S 2.1。¹⁹

最高效利用降雨的关键在于节水技术（图16左侧第一个方框），此类技术可通过影响根区含水量来控制作物的水分供应。梯田、农林混作、等高种植和保护性农业可改变和提高土壤中的含水量，从而保持湿度和防止侵蚀。²¹ 有机物覆盖，即在土壤表层上天然或人工覆盖一层植物残留物或其他有机物质，也可最大限度地减少蒸发。残留物随着时间推移发生腐败，能提高土壤保持水分的能力，从而提高用水效率。²² 有机物覆盖还可以为土壤提供养分，通过阻挡光线穿透土壤表层限制杂草生长，有助于提高用水效率。^{22, 23}

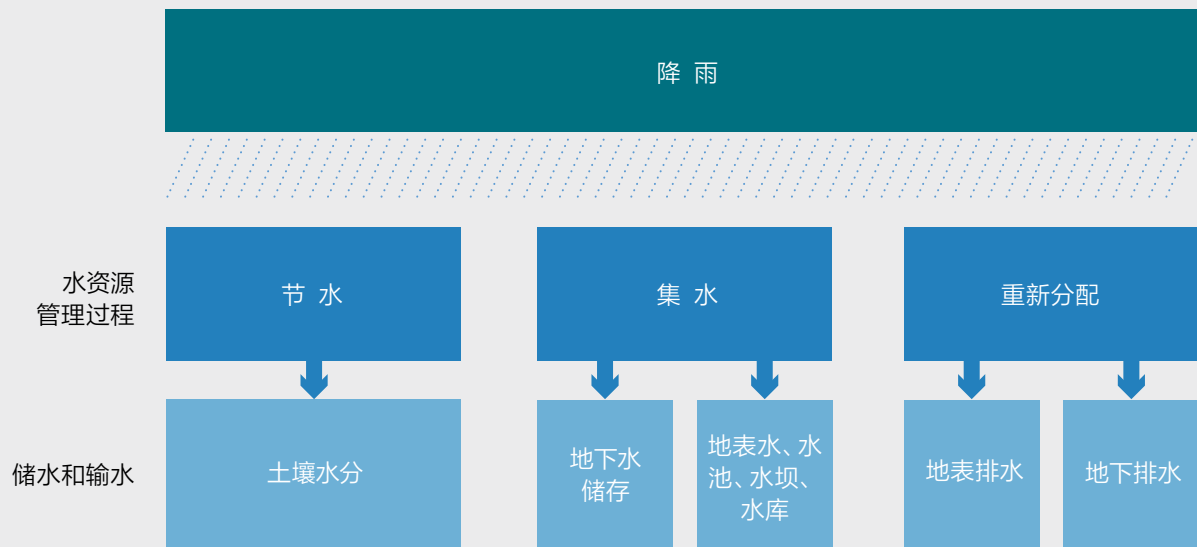
集水涉及收集雨水或径流（见图16中的“集水”方框），可直接引流、灌溉田地或收

集并储存起来。¹ 有效集水若能与最佳农艺措施相结合，可以提高作物产量，尤其是在降雨较少时。^{25, 26} 若与小型农场水塘相结合，集水还可用于鱼类养殖、牲畜饮水与作物生产。这些措施对气候的抵御能力更强，能为小农带来更多收入。²⁷⁻²⁹

通常会区分原地集水和异地集水这两种做法，前者指收集农田内的本地降雨，后者指收集农场外的降雨。异地收集的水资源可用于缓解干旱、保护泉眼、补充地下水、非生产季灌

¹ 有关全世界集水相关成熟做法的概要介绍参见Liniger和Studer。2013。²⁴

图 16
雨养农业中主要水资源管理措施



资料来源：粮农组织改编自Barron，2020。²⁰

溉和实现多种用途。²¹ 此类做法包括地面微型水坝、地下水池、水塘以及引水和补水设施。通常由社区或农民个人来管理这些集水系统，管理者需要相关资料、培训和提高认识活动来落实和维持这些做法。²⁴ 例如，在埃塞俄比亚北部的缺水地区提格里州，政府重点推行了几种不同的异地集水系统，多数由农民个人管理。这些系统有助于提高作物和牲畜的生产率、促进作物多样化，并方便人们去往水源点。³⁰ 但具体成效取决于农民和利益相关者在规划、实施和利用期间的参与程度。³¹ 在萨赫勒地区，联合国粮农组织正在实施“百万水窖”计划，向脆弱社区推广雨水收集和储存系统，³² 旨在让萨赫勒地区数百万人口，特别是妇女，获得安全的饮用水，促进农业生产，改善粮食和营养安全状况，提高当地的抵御能力。

通过集水获得的水资源随后可用于在降雨稀少时补充灌溉（[插图9](#)）。原地集水活动涉及多种不同的技术，包括微型集水区、土堤、宽田垄及垄沟，还涉及多种管理方案，如翻耕或添加有机质。

将节水与集水相结合可能会产生较好效果。Rost等（2009）估计，如果蒸发量减少25%、径流收集量提高25%，作物产量就可提升19%。³⁸ Jägermeyr等（2016）发现，仅靠保持土壤水分就能使全球雨养农田的千卡热量产量提高3-14%。³⁹ 研究还发现，如果能将原地和异地集水法相结合，就可使热量产量进一步提高7-24%。根据最雄心勃勃的设想方案（采用包括扩大灌溉在内的所有措施），全球作物的千卡热量产量可提升41%。

插文 9

补充灌溉在提高生产率和增强雨养农业系统抵御能力方面的作用

在降雨不足地区，补充灌溉是保持土壤水分的必要补充，因此可以提高水资源生产率。^{21,33} 如果在所有雨养农田实行补充灌溉，全球的谷物产量可增加35%，非洲和亚洲的增产潜力最大。³⁴ 即便是相对少量的补充灌溉，也可以大幅提高作物的产量。叙利亚的一个案例显示，作物的产量增幅可高达400%。³⁵

在印度西孟加拉邦，一个用于补充灌溉的小型雨水蓄水池使当地芥菜产量翻了一番，水稻产量增加了20%，³⁶ 农民收入也因此增加了34%。

更多的农民正在考虑在旱季种植各种高利润的蔬菜。这一做法还为园艺、牲畜、鱼类养殖和家庭用水提供了更多的水资源。

在津巴布韦，补充灌溉将农作物绝收的风险从20%降低至7%，将水资源生产率提高了近三分之一，尤其是结合使用无机氮的情况下。³⁷ 由此可见，虽然补充灌溉仍未得到充分利用，但它对于发掘雨养作物的产量潜能、提高水资源生产率是一项关键性策略。²¹

如能获得高成本效益的雨水管理和补充灌溉技术，从事雨养农业生产的农民投资于肥料和高收益作物品种就有了保障。除了水资源管理的影响，作物收成还取决于作物的内在属性（即改良品种的遗传改良特性）和包括各种投入物在内的农艺措施。如果没有农艺措施，原地集水与水土保持工作对作物增产的作用可能微乎其微。^{40, 41}

排水是雨水收集和节水的一项重要补充（图16右侧最后一个方框）。农民将集水、节水与排水相结合，以避免暴雨时发生洪水，梯田系统也可充当坡地农田的排水设施。

全世界近20%的农田都适合开展雨水收集和水土保持，东非和东南亚大部分地区为热点区域。⁴² 这些地区的农田增产幅度可达60–100%。此类做法可能会减少地表和地下水流量；因此，开展任何实施活动之前应先进行水资源核算。在许多雨养地区，可持续的雨养生产活动

已进行了几十年。在埃塞俄比亚，水土保持方面的公共投资、农民通过劳动做出的实际贡献以及国际开发投入已持续了四十多年。因此，该国大约20%的农田都采用了梯田系统。⁴³ 地方和全球层面采用改良管理做法的农田范围目前仍然未知。有关配有地面和地下排水设施的农业地区的全球数据也很稀少。■

灌溉系统 — 理解产量差异

灌溉对于适应气候变化以及提高土地和水资源生产率都十分重要。灌溉农田仅占全球农田总面积的约20%（见图11，第37页），却贡献了全球总产值的40%以上。⁴⁴ 在一些地区，灌溉农田贡献了超过一半的农业产值。这是因为相较于雨养农业，灌溉地区的生产率更高，产量也更高、更稳定，种植强度更大，并且种植的是价值更高的作物，⁴⁴ 在提高效率以及土

表 2
部分食品类别的全球平均水资源生产率

食品类别	水资源生产率			
	质量 (千克/立方米) ⁱ	热量 (千卡/立方米) ⁱⁱ	蛋白质 (克/立方米) ⁱⁱ	经济价值 (美元/立方米) ⁱⁱⁱ
糖料作物	5.49	1 566	0.0	0.141
蔬菜	4.22	1 013	50.6	1.173
淀粉类根块	2.92	2 411	37.9	0.445
水果	1.15	527	6.1	0.433
谷物	0.68	2 197	54.8	0.113
油料作物	0.45	1 296	65.1	0.103
豆类	0.30	1 027	64.7	0.106
坚果	0.12	298	7.8	0.179

ⁱ 作物产值数据根据Mekonnen和Hoekstra（2011）45的全球蓝水和绿水足迹均值计算得出。水资源物理生产率基于重量测算，包括含水量。所有农产品均为初级产品（例如，糖料作物包括甘蔗和甜菜，但不包括原糖和精制糖等加工产品）。上述数据为1996–2005年平均值。

ⁱⁱ 按水资源生产率和食品营养含量计算得出。

ⁱⁱⁱ 按产品的水资源生产率和生产者价格计算得出。营养含量和生产者价格数据来自粮农组织统计数据库。¹⁷

资料来源：Mekonnen和Neale，2020。⁵⁰

地和水资源生产率方面存在着巨大的潜力。所面临的挑战是如何在不损害可持续性的前提下更进一步。

提高灌溉农业中的水资源生产率

更高效地利用灌溉用水有助于使用较少的水生产较多的作物，因为它能提升作物产量，减少季节性蒸散，或同时取得这两种效果。全球范围内，各种作物的水资源生产率存在显著差异（表2），反映出产量、营养成效和以美元计算的每升水产出等方面存在巨大差距。图17展示了谷物灌溉生产的水资源经济生产率。绿色区域表示水资源生产率较高，每单位产值的耗水量较少，而黄色–红色区域表示生产率较低。

水资源是商品生产的几种投入物之一，部分农业生态区在特定作物的种植方面比其他地

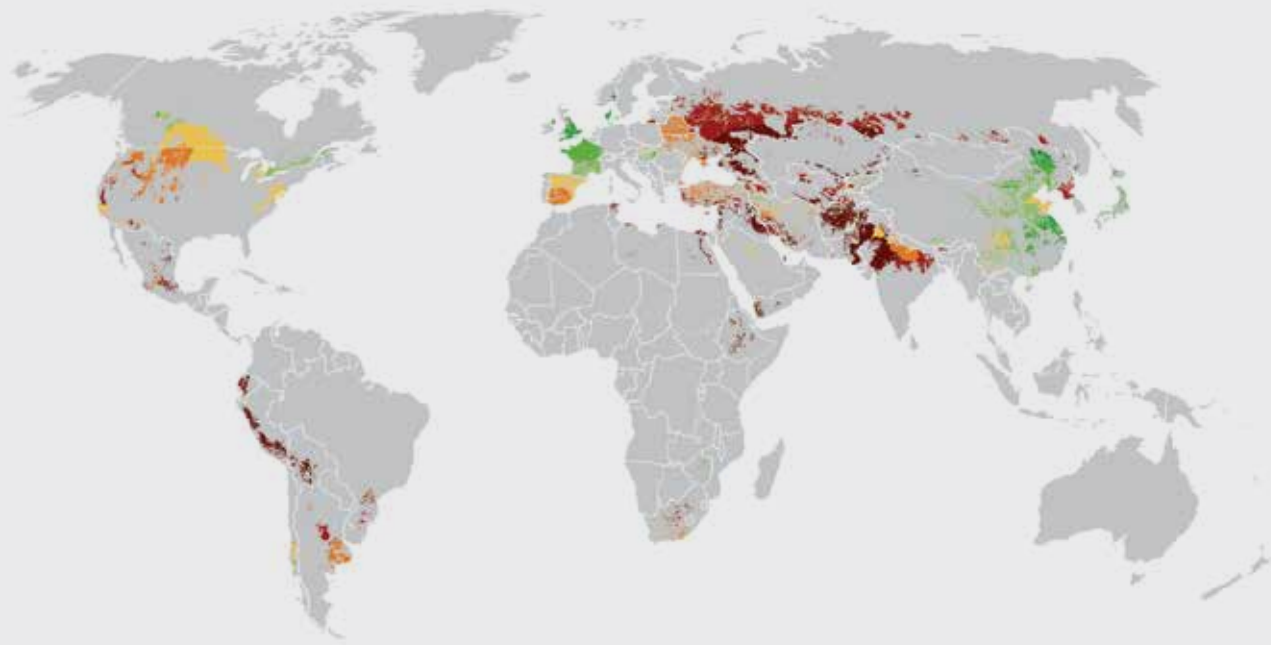
区更为合适。图17⁴⁵ 中耗水量最大的作物小麦在几乎所有区域的水资源经济生产率都比较低。唯一的例外是欧洲部分地区，这里小麦占谷物总产值的一半。¹⁷ 大麦的情况与之类似，除欧洲和中国部分地区之外，其他区域以红色标示的部分大麦的水资源生产率也较低。玉米在北美和欧洲的高收入国家水资源生产率较高，而在亚洲、南美和非洲撒哈拉以南地区低收入及中等偏下收入国家水资源生产率较低。非洲的情况令人关切，当地的粮食不安全和营养不良问题都极其严重，⁴⁶ 而玉米占当地谷物总产值的三分之一以上。¹⁷ 稻米的情况有所不同，亚洲和南美的水资源生产率与欧洲和北美的部分地区一样。在亚洲，稻米约占谷物总产量的三分之二，¹⁷ 维系着数百万小农的生计。

改善投入物获取、提高灌溉效率、改良作物品种和改进水土管理，这些做法帮助北美和

»

图 17
部分灌溉作物的水资源经济生产率, 按区域划分

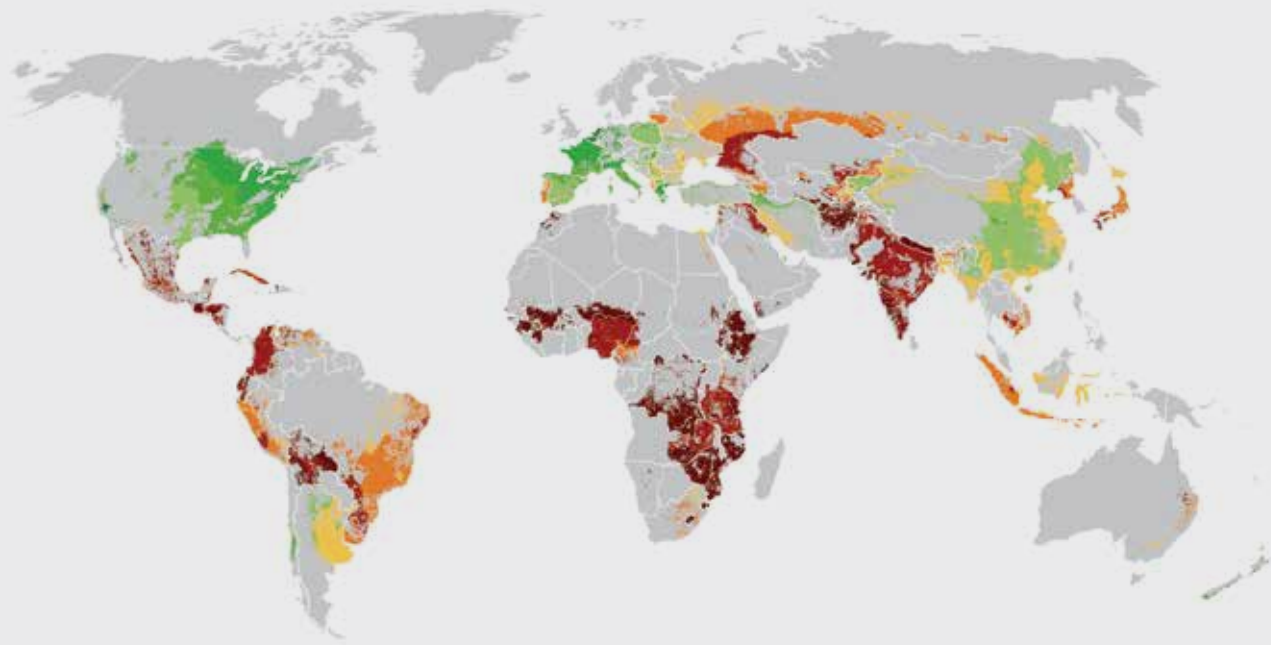
A. 大麦



水资源经济生产率 (美元/立方米)

■ ≤ 0.05 ■ $0.05-0.075$ ■ $0.075-0.1$ ■ $0.10-0.15$ ■ $0.15-0.2$ ■ $0.2-0.25$ ■ $0.25-0.35$ ■ > 0.35

B. 玉米

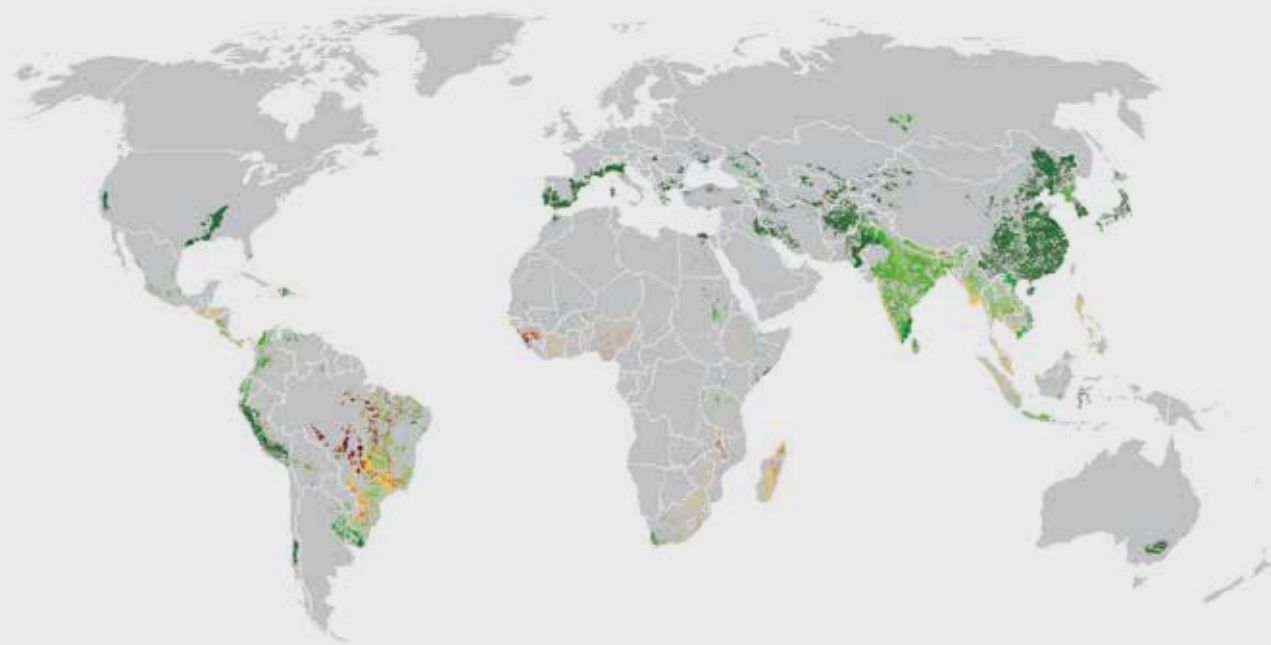


水资源经济生产率 (美元/立方米)

■ ≤ 0.05 ■ $0.05-0.075$ ■ $0.075-0.1$ ■ $0.10-0.15$ ■ $0.15-0.2$ ■ $0.2-0.25$ ■ $0.25-0.35$ ■ > 0.35

图 17
(续)

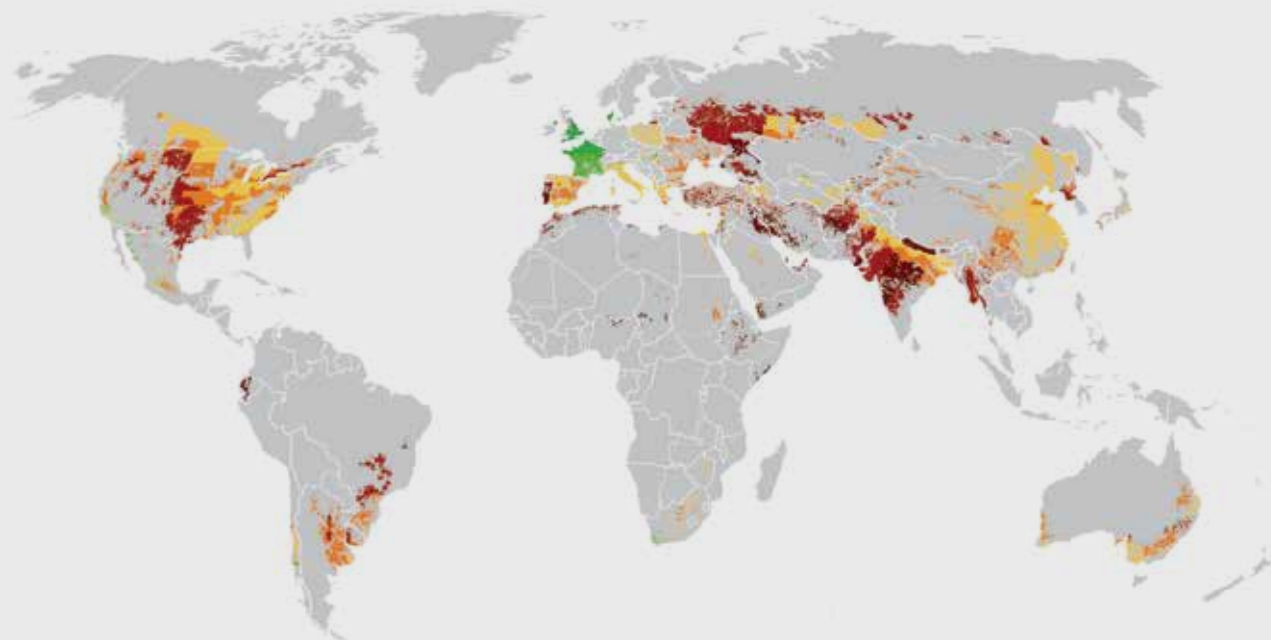
C. 水稻



水资源经济生产率 (美元/立方米)

■ ≤ 0.05 ■ $0.05-0.075$ ■ $0.075-0.1$ ■ $0.10-0.15$ ■ $0.15-0.2$ ■ $0.2-0.25$ ■ $0.25-0.35$ ■ > 0.35

D. 小麦



水资源经济生产率 (美元/立方米)

■ ≤ 0.05 ■ $0.05-0.075$ ■ $0.075-0.1$ ■ $0.10-0.15$ ■ $0.15-0.2$ ■ $0.2-0.25$ ■ $0.25-0.35$ ■ > 0.35

注：水资源经济生产率的定义为消耗的每单位水资源（作物生长季的总蒸散量）所生产的以美元计算的作物产值。此处采用了粮农组织统计数据库的各种作物全球均价，从水资源物理生产率（千克/立方米）转换为水资源经济生产率（美元/立方米）。¹⁷ 上述数据为1996–2005年平均值。
资料来源：Mekonnen和Neale, 2020,⁵⁰ 改编自Mekonnen和Hoekstra, 2011。⁴⁵

» 西欧高收入国家在大部分作物生产中实现了较高的水资源生产率。相反，非洲撒哈拉以南地区的农民除了在土壤贫瘠且水资源管理水平低下的条件下开展生产，可能还很难获取高产作物品种、肥料、农药、农业机械和市场准入。各区域、各国作物的水资源生产率差异可归因于一系列因素，包括：1) 气候条件，例如蒸发、降雨量及降雨时间和/或灌溉用水量及灌溉时间、气温；2) 土壤特性、土质、有机物含量；3) 作物品种，因为不同作物种类和品种的产量和用水需求不同；4) 水土管理做法，可影响土壤含水量或作物根系吸收水的能力，降低土壤蒸散量；5) 其他农艺措施，如作物播种或种植和施肥的时间安排。⁴⁷⁻⁴⁹

虽然水资源生产率已有显著提高，但每单位水带来的实际产量与可实现的产量之间依然存在差距。图18展示了各区域灌溉作物的实际水资源经济生产率（蓝）和生产率差距（灰）。就大部分作物而言，澳大利亚和新西兰、欧洲和北美洲的水资源生产率差距最小，而拉丁美洲及加勒比、北美、西亚和非洲撒哈拉以南的水资源生产率差距最大。消除产量差距有助于促进大多数国家的粮食安全和营养。在这方面，某些作物可能比其他作物更有潜力。⁵¹ 农民和政策制定者可优先考虑那些经济收益可能最高的作物。

例如，欧洲高粱和小麦的水资源生产率差距最大，气候变化是造成这一情况的部分原因。⁵² 小麦占谷物总产值的一半，高粱在谷物总产值中的占比却微不足道。¹⁷ 另一方面，非洲撒哈拉以南地区大麦和小麦的水资源生产率差距最大，但高粱的水资源生产率差距却小于其他区域。高粱和小麦占非洲谷物总产值近三分之一，大麦却仅占3%。这些发现表明，若能缩小欧洲和非洲撒哈拉以南地区的小麦水资源

生产率差距，也许可以产生最大的经济效益，改善粮食安全和营养状况，特别是在非洲撒哈拉以南地区。必须考虑到缩小差距的成本问题，尤其是对于欧洲的小麦生产，其水资源生产率已经远高于其他区域。

不同情形下的不同灌溉方法

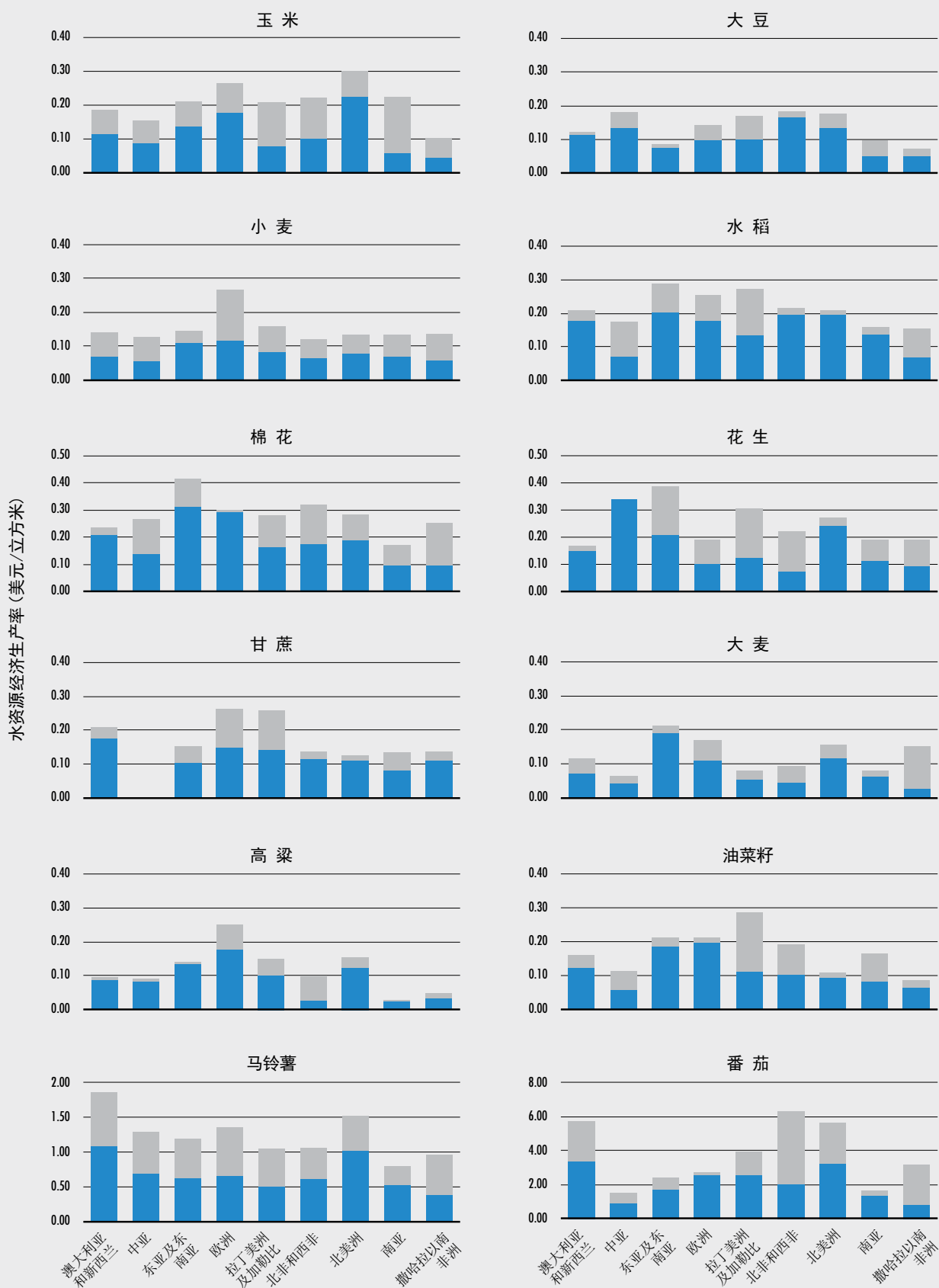
没有哪种灌溉系统适用于一切情形，因此在决定采用何种灌溉系统时，农民必须考虑到多项因素：土壤、水和气候条件；作物类型；融资的可能性；能源价格和来源；劳动力；使用效率；规模经济；泵水深度，等等。⁵³ 三种主要的灌溉方法是地面灌溉、喷灌和微灌（如滴灌）。采用地面灌溉时，水在重力作用下流过土壤。喷灌利用的是水珠喷雾。微灌则频繁微量地实施滴水、涌泉或喷水，通常仅湿润部分土壤。⁵⁴ 还有第四种方法是地下灌溉，这种做法在土壤表层之下操作，使地下水位提升至植物根区或接近植物根区。⁵⁴ 表3展示了不同灌溉系统的若干优缺点。

农民有关灌溉投资的决定取决于相关成本。对成本和效益进行研究会有用。在美国德克萨斯州，Amosson等（2011）研究了五种常见的灌溉系统，⁵³ 发现沟灌需要的资金比其他几种系统少，但效率较低、劳动力强度较大。中心支轴式灌溉系统（即表3中的移动式喷灌系统）效率较高，能减少田间操作，从而抵消额外成本。一种低能耗、精准化中心支轴式灌溉系统可带来最大效益。对于大部分作物而言，由于地下滴灌系统投资高而效益提升有限，所以可能仅可应用于无法安装中心支轴式灌溉系统的地区。

在非洲撒哈拉以南地区，大型灌溉项目的投资收益率经常偏低，小农会开发和扩大自有 »

图 18

部分灌溉作物实际水资源经济生产率以及水资源生产率差距, 按区域划分



注: 红色部分表示实际水资源经济生产率, 灰色部分表示水资源生产率差距。生产率差距数值按每种作物、每个区域, 根据与水资源充足情形下设定的水资源生产率基准值之间的差异估算得出。上述数据为1996-2005年平均值。

资料来源: Mekonnen和Neale, 2020;⁵⁰ 改编自Mekonnen和Hoekstra, 2011。⁴⁵

表 3
各类灌溉系统的典型优缺点

系统类型	简要描述	优点	缺点
地面灌溉			
沟灌	毛渠沿坡度引水至作物行间。 ⁶¹	资本投入少，维护成本低；通过毛渠引水。	劳动强度大；控水难；土壤侵蚀；可能出现径流和渗漏损失。
围坑灌	将水灌入几乎水平的田地，可能会出现长时间积水。	若设计得当，可确保高效；与沟灌相比劳动投入少。	积水；坡地必须先整理成水平状态。
畦灌	坡地被分割成长条形畦田，水通过畦间渠放入，边流边渗。	与沟灌相比节省工时，减少径流；易于管理入渗深度。	水历经整个土壤表面。
喷灌			
固定式	少量、频繁喷水，满足植物需要。	控水好；可以实现自动化，频繁灌溉；适用于不规则形状地块。	资本投入大；系统可能会干扰田间作业。
半固定式	利用灌溉设备缓慢喷水。一块地完成，将其移动到相邻地块继续喷水。	与其他喷灌系统相比，资本投入小。	与其他喷灌系统相比，需要更多劳动力；大风条件下喷水不均匀；喷水深度更大。
移动式	系统在田间边缓慢移动边喷水。	均匀度高；省力。	资本投入和维护成本高；不适用于不规则形状地块；可能因风和蒸发产生损失。
微灌系统			
地表滴灌	在田间布设管线，用压力送水，然后通过靠近植物的滴头将水缓慢滴到土里。 ⁶²	控水效果极佳；可频繁灌水。	资本投入大；需要清洁水或水处理和过滤。
地下滴灌	通过埋在植物根系附近或下面的滴管进行灌水。 ⁶³	灌溉效率高，效果均匀；减少地表水蒸发，预防杂草和疾病。 ⁶⁴	资本投入高于沟灌系统；需要定期检查和细致维护。

ⁱ 包括中心支轴式、直线移动和低能耗精准灌溉系统。

资料来源：粮农组织改编自Bjorneberg, 2013。⁵⁴

» 灌溉土地。⁵⁵ 小农主导的灌溉系统比政府机构管理的灌溉系统单位成本更低，^{56, 57} 带来的内部回报率（28%）却比基于堤坝的大型灌溉系统（7%）高得多，⁵⁸ 还能提高产量和收入，减少气候波动引发的风险（**插图10**）。各国政府应当支持此类举措。可以通过消除市场障碍、提供负担得起且合适的信贷等手段促使小农采纳此类举措，还应通过立法确保这些举措的环境可持续性。⁵⁵

在亚洲，由于政府维护不力等多种原因，大型国资地面灌溉计划正在逐渐淘汰。许多地面灌溉系统的设置不符合农民的需求，无法给作物提供充足的水。⁵⁹ 重振这些计划的努力又受到服务供应水平低下和缺乏有效管理的制约。于是，农民目前直接采用地下水。此举虽然有助于农民提高效率和生产率，但也对地下水造成了过多压力。⁶⁰ 解决这些问题将需要实现传统灌溉计划的现代化，还需要协调一致且有效可行的政策、投资和干预措施。

插文 10 农民主导的灌溉 — 非洲撒哈拉以南地区的例证

在非洲撒哈拉以南地区，只有大约3%的农田得到了灌溉（见图11，第37页）。目前，小农主导的灌溉系统正在快速扩张。农民投入自有资源，并从浅层地下水、河流、湖泊和水库中取水。这些做法对小农极具吸引力，因为使用的都是他们负担得起的简单工具，包括水桶、浇水罐、脚踏水泵、滴灌系统和保护性农业技术，如梯田和原地雨水收集。80%以上采用灌溉的农民用水桶和水罐来人力提水、浇水，尽管如此，对于机械化程度更高的方案的需求正在不断增加。

在布基纳法索，17万农民，主要是小农，使用水桶、浇水罐和小型电泵浇灌1万公顷的蔬菜

作物。这种做法使蔬菜产量在1996–2005年间增加了两倍，旱季收入增加了200–600美元。在加纳，18.5万公顷农田实行小规模灌溉，主要用于旱季栽培蔬菜作物，已有50万小农从中获益，家庭年收入增加了175–840美元不等。在坦桑尼亚，超过70万农民用水桶和水罐从河流和水井中提水，用于浇灌15万公顷的蔬菜作物。小农在旱季的收入有一半来自用灌溉方式生产的蔬菜。在赞比亚，9万公顷农田由私人灌溉，而在种植旱季蔬菜作物的小农中，有20%的人收入比那些单纯依靠降雨的农民多35%。

资料来源：Giordano等，2012。³⁶

亏水灌溉是一种对水资源生产率有积极影响的农艺措施，可保证水资源的最优利用。亏水（或调亏）灌溉是一种最大限度提高水资源生产率的方法。⁶⁵ 这种方法让作物在生长季的一段时期内或整个生长季期间经受一定程度的缺水。比起将节约下来的水用于其他作物所产生的收益，这种方法导致的减产可忽略不计。⁶⁶ 研究发现果树的节水量较多，相比之下草本作物几乎总会出现一定幅度的减产。其他农作物中，棉花和高粱适于实行调亏灌溉。⁶⁶ 亏水灌溉的其他优点包括真菌类疾病较少，养分损失较小，播种日期可控，农业规划更优。⁶⁷ 由于各种农作物对缺水的反应大相径庭，实行亏水灌溉需要精准了解土壤水分和水盐需求以及作物习性方面的知识。^{65–68}

旨在改善生计和环境的可持续灌溉投资

传统观点认为，通过滴灌等现代化技术来提高灌溉效率可节约大量水资源，以便投入其他用途。⁶⁶ 尽管农场层面的效益较为可观，但如果按流域层面进行合理核算，灌溉总耗水量就会上升，减少了转向环境等其他用户的回流。随着灌溉效率的提升，以往低效灌溉所“浪费”的大量用水可经由地下水补充、河流和排水网络返回系统内，常常再度用于灌溉。³³ 另外，由于现代灌溉方法易使农民改种耗水量较大的作物、扩大耕种面积或提高种植强度，这会增加农民的收入，也会增加耗水量。^{69–73} 如果缺乏水资源分配系统，新的灌溉方法往往会造成流域层面的耗水量升高。例如，据记

载，巴基斯坦的印度河流域⁷⁴及西班牙南部的安达卢西亚就出现过这种现象。⁷¹

上述介绍并非是为了推荐低效灌溉方法，而是倡导在采用限制用水量等措施的同时改善农村生计（见第4章）。一项研究估计，综合水资源管理（将雨水管理与灌溉升级相结合）可使全球千卡热量产量增加10%，且同时仍满足环境流量要求。⁷⁵

不仅如此，先进灌溉技术还带来许多重要益处，必须予以推广，因其可以：1）通常节省劳动力；2）实现肥料和化学品的精准、经济施用；3）最大限度地减少硝酸盐及其他污染物的沥滤；4）降低泵水成本并节约能源；5）使农民得以开展多样化经营，转种高价值作物，提高产值（**插文11**）。⁶⁶如果技术采用率一直不高，那么主要原因在于对上述益处以及其他经济和结构限制因素的认识不足。要实现可持续性，灌溉技术投资就必须包含完善的水资源核算、对水资源取用量设置上限、开展不确定性评估、权衡利弊取舍、更好地了解灌溉方的积极性和行为（见第4章）。⁷⁶ ■

可提高雨养和灌溉生产中水资源生产率的农场层面综合方法

水资源管理若能结合投入物最佳使用方法和良好的作物管理措施，将会更加有效。当所有其他投入物都得到最优利用时，有限的资源方能发挥最佳效用。⁸³水资源管理的改进应与其他投入物的妥善管理相结合。现代高产作物对提升水资源生产率至关重要。在绿色革命中，随着灌溉和农用化学品的使用量增加，现代作物品种对主要作物的增产起到了重要作

用。土壤养分状况也对作物的水资源生产率有较大影响。Sadras（2004）以澳大利亚马利地区小麦的案例证明了这一点，当地可实现的水资源生产率与实际水资源生产率之间的差距中有一部分是水和氮等养分状况造成的。⁸⁴

多种综合方法能让农民可持续地提高生产率，尤其是在小规模雨养农场。²⁵这些方法整合了各种最佳做法和经过改良的水土管理措施，通过土壤肥力综合管理、提高用水效率和加强作物多样性来实现集约化生产。**插文12**说明了作物管理对产量、蒸散量和水资源生产率的重要意义。

一些关键的作物和养分主要管理要素包括：

- ▶ 配合降雨情况及时栽种和收获作物，在可能的情况下实行复种制，以利用土壤水分和土壤养分，并将耕种季节改至蒸发量较少的时期；^{68,85,86}
- ▶ 植株间距和行向，涉及最佳种植密度（植株之间的距离）和株高均匀度；
- ▶ 选择具有高产潜力和/或能抵御干旱和/或在冠层下生长速度较快的作物品种；⁸⁷⁻⁸⁹
- ▶ 空间分配和作物分区管理，确定并排除持续低产的田地，以提高作物的平均水资源生产率；⁸⁶
- ▶ 养分管理，因为土壤养分状况会影响作物的水资源生产率、除草和虫害情况。

保护性农业

保护性农业通过实行最低程度的土壤扰动（即免耕）、借助作物残茬和活覆盖层保持永久性土壤覆盖以及种植多样化的植物品种，可提高水分和养分的利用率。^m保护性农业一直

m 保护性农业的更多内容参见粮农组织，2020。⁹²

插文 11 现代灌溉的益处 — 中国、印度和美国的例证

在中国河北省，地下滴灌与大水漫灌相比可以减少26%的蒸散量，与地面滴灌相比可以减少15%的蒸散量，同时能使水资源生产率提高25%。⁷⁷ 通过减少蒸发，地下滴灌还进一步提高了粮食产量，促进生物质的生成，因此可用来应对水资源短缺问题。

在印度哥印拜陀市，2012年和2013年的田间试验显示，滴灌使粮食产量增加了近30%，水资源生产率翻了一番，且用水量比传统稻米生产方式减少了27%。⁷⁸ 同时，投资回报率提高了40%。哈里亚纳邦斯尔萨县的另一项实地研究展示了滴灌的经济效益，研究显示，棉花生产滴灌比沟灌的成本效益更高，还能将种植成本降低25%，并节约33%的水和电。⁷⁹ 滴灌也减少了除草和土壤

侵蚀问题。然而，缺乏相应的设备补贴和农民专业技能不足都限制了该技术的推广。

美国加利福尼亚州的一项研究显示，通过更好的水资源管理和改良的肥料管控，地下滴灌可以提高作物的产量和水资源生产率。⁸⁰ 加利福尼亚州圣华金河谷的另一项研究显示，使用同等水量的条件下，采用滴灌系统的番茄产量要比采用喷灌系统的高20%。⁸¹ 研究还发现，受产量和利率水平差异影响，滴灌系统每公顷的利润要比喷灌系统高出867–1493美元不等。但改用滴灌能够实现每公顷农田节水的可行性很小，甚至完全没有。Luhach等（2004）鼓励在水果生产中使用喷灌，因为经济上可行，对水资源的压力较小，并且操作成本和劳动力成本更低。⁸²

发展迅猛，已覆盖79个国家约1.8亿公顷土地。⁹³ 其主要优势包括：要素生产率和水资源生产率较高；生产成本较低且收益较高；产量较稳定。在中国，保护性农业使小麦、玉米和水稻产量增加了2%到8%不等。⁹⁴ 在印度，保护性农业大幅降低了农民的生产成本，并显著提升了灌溉水的生产率。⁹⁵

保护性耕作可提升土壤储存的水分含量、土壤质量及作物产量，并减少蒸发。^{96–100} 在基于保护性耕作实行作物牧草轮作制的改良牧场，按每单位草场计算，牲畜的产肉量更高，产生的温室气体排放量更少。¹⁰¹ 对水资源生产率的影响取决于具体情况以及对蒸散量和产量的影响。^{50, 102} 非洲撒哈拉以南地区和南亚的保护性农业可能面临挑战，因为当地的作物残茬被用作牲畜饲料或家用燃料。^{103–105} 其他挑战包

括不使用除草剂时杂草增多和需要额外劳动量，尤其会影响到妇女。¹⁰⁶ 保护性农业的成功与否往往取决于能否确定哪些农业生态区和土壤类型可直接采用保护性农业措施。制定因地制宜的一揽子计划以及向农民群体和普通大众宣传相关益处也将有所帮助。

保护性农业还有助于农业系统增强对气候变化的抵御能力。在很多情况下，保护性农业降低了农作系统的温室气体排放量并强化了其作为碳汇的作用。^{101, 107} 气候智能型灌溉农业是适应气候变化的另一重要备选方案。气候智能型灌溉农业关注的是提高现有灌溉系统的生产率和收益，增强农民抵御气候变化的能力。¹⁰⁸ **插文13**估算了实施本章所述改良管理策略可能产生的益处。■

插文 12

作物管理对蒸散量、产量和水资源生产率的影响 — 阿根廷和印度的例证

阿根廷的一项研究分析了在不同水分和氮肥条件下，缩小行距对玉米产量、作物蒸散量和水资源生产率的影响。⁹⁰ 窄行（35厘米相对于70厘米）对谷物产量的影响幅度为0–23%，对缺水的雨养作物和/或缺氮作物（即未施用肥料的作物）的影响幅度更大。窄行在作物生长初期会使蒸散量提高8%，而氮肥对此没有影响。缩小行距进一步提高了谷物的水资源生产率，最高可至17%。

当作物缺氮和/或缺水时，效果更为显著，但对于施用肥料和采用灌溉的作物而言，这一效果可以忽略不计。

Van Dam等（2006）在印度斯尔萨县模拟了不同播种日期（11月10日至12月10日）的作物生长情况。⁹¹ 早播提高了谷物产量，同时小幅提高了作物生长期间的蒸散量，并将水资源生产率提高了20%。

动物生产中的水资源生产率

按消耗每立方米水所获得的产品千克数计算，动物产品的水资源生产率低于作物生产（可对照表4和表2）。作物中坚果的水资源生产率最低，为0.12千克/立方米，糖的水资源生产率最高，为5.49千克/立方米；动物产品中牛肉的水资源生产率最低，为0.07千克/立方米，牛奶的水资源生产率最高，为1.05千克/立方米。水资源生产率仅次于牛奶的是鸡蛋和罗非鱼。罗非鱼的水资源生产率在不同生产系统中差异较大。例如，在投饵型增氧养殖池中养殖的罗非鱼水资源生产率较低。¹¹⁰ 渔业和水产养殖的耗水量不如农田和牲畜的耗水量那么容易计算，因为前者要考虑到饲料、能源、循环和排放水平。有关渔业用水的更多讨论，参见“聚焦：粮食体系可持续用水背景下的水产养殖”，第79页。

如按热量计算，作物的水资源生产率一般高于动物产品的水资源生产率。如按蛋白质含

量计算，表4中罗非鱼的数值最高，比云斑鲷的生产率更高。牛奶、鸡蛋和鸡肉的数值也相对较高。作物的水资源经济生产率（单位：美元/立方米耗水量）往往高于动物产品，但水果、蔬菜和淀粉类块根例外。全球对畜产品的需求正在攀升（对饲料的需求也在攀升），可能对淡水资源构成负担。有必要进一步提高动物产品的水资源生产率。

畜牧生产系统的备选方案

畜牧生产根据不同的用水模式采取不同的系统。就饲料而言，牲畜可能依赖放牧和/或雨养或灌溉系统生产的饲料。在混合生产系统中，牲畜可食用作物残茬和副产品，所产生的粪便又可充当作物肥料。地球上超过三分之一的不结冰土地被用作牧场。¹¹⁴ 放牧牲畜所用的牧场和草场占地约20亿公顷，其中三分之二都不适合种植作物。在这些地区，畜牧生产是将雨水转化成粮食的唯一途径。除了占用大量农业用地外，畜牧生产的耗水量也十分庞大。¹¹⁵ 与农田不同，畜牧生产通常不考虑农业用水管理，虽然也存在很多提高水资源生产率 and 环境

插文 13 多管齐下 — 雨养作物和灌溉作物的增产潜力

基于图5（第28页）和图7（第30页）中的雨养和灌溉生产系统，可以估算出采用不同灌溉类型与水资源管理技术和做法后可能实现增产的农田所占比例（有关各国不同生产系统中缺水农田所占比例，参见统计附件中表A2，第138页）。预期增产的前提条件是对扩大灌溉面积和修复灌溉系统增加投资，以及可能采用下列技术和管理措施：1）滴灌；2）喷灌；3）集水；4）耐旱品种；5）耐热品种；6）保护性耕作；7）土壤肥力综合管理（即综合利用化肥、作物残茬和粪肥/堆肥）；8）精准农业（定义参见“人人可享的创新、通信和技术”，第76页）。

本插文中的图根据国际粮食政策研究所的国际农产品与贸易政策分析模型（IMPACT）预测，通过分析展示了采用该技术的那部分农田到2030年可实现的目标。技术附件（第127页）就此项建模活动做了更详细的说明，并对模型做了概述。

根据这些预测，对灌溉设施修复和灌溉现代化的投资在水资源压力较大的情况下略高于水资源压力较小的情况，因为水资源压力较大时，投

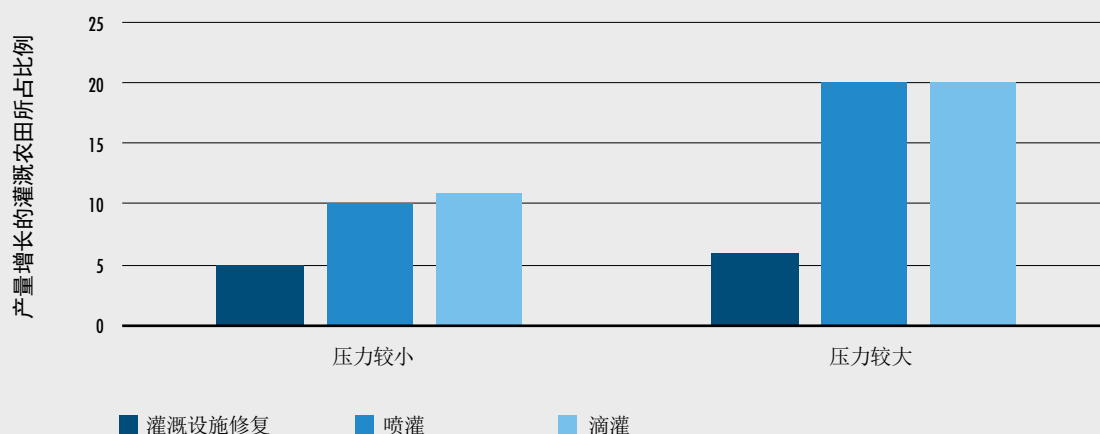
资可以获得更高的回报。在水资源压力较大的灌溉环境中，滴灌和喷灌的预期投资量也较大。在水资源充足的地方，投资可能无法盈利；而在水资源短缺的地方，投资能让农民提高对水的管控和施用效率，种植高价值作物并取得更高产量。为确保这种投资能实现集水区层面节水，投资应该视水资源核算和分配的结果而定（见第4章）。投资还必须在考虑当地需求和条件的前提下开展社会经济分析。

有关集水和耐旱品种的建模仅针对雨养生产系统。在低投入雨养生产系统中，预计采用率更高，这表明小农可从中受益。对耐旱品种而言，在高投入和低投入两种系统中，干旱风险高的雨养地区的预期种植面积比例明显更高。

种植耐热品种既有益于雨养地区，也有益于灌溉地区。干旱频率增加与较高的蒸发量和气温相关，不过干旱频发地区可能从中获益更多，尤其是其低投入系统。保护性耕作有益于灌溉农田和雨养农田，并且对雨养系统而言，更适用于面临干旱的低投入系统，这表明小农可以从中受益。土壤肥力综合管理有益于所有地区，尤其是

到2030年将获益于特定技术和管理措施投资的农田面积所占比例

A. 适用于现有灌溉区的方案

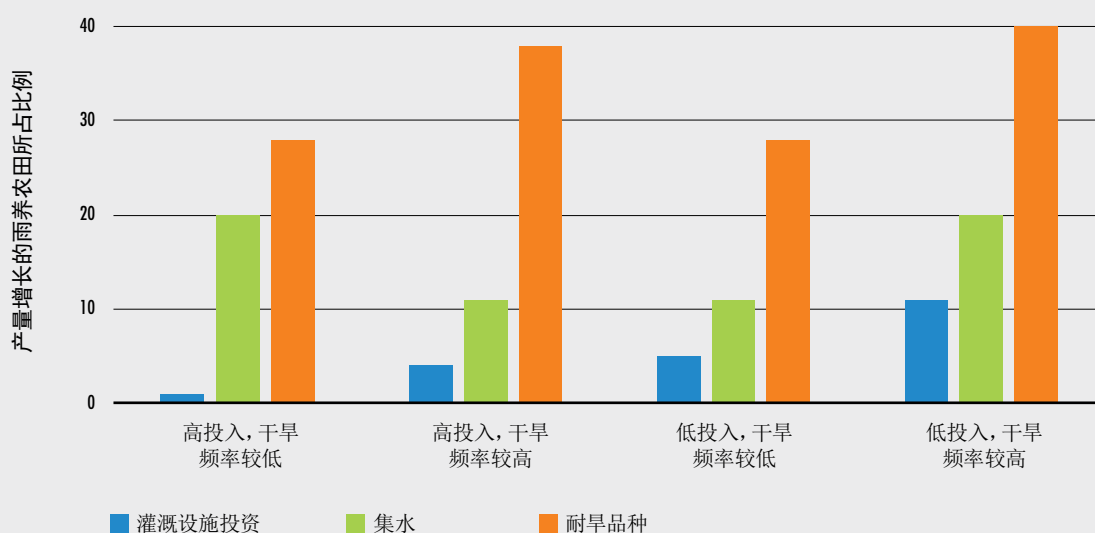


水资源压力较小的地区，但不同地区尚未表现出明显规律。按照预测，精准农业是效益最高的选择，因此也是灌溉系统中采用率最高的技术，因为它可以良好管控用水。

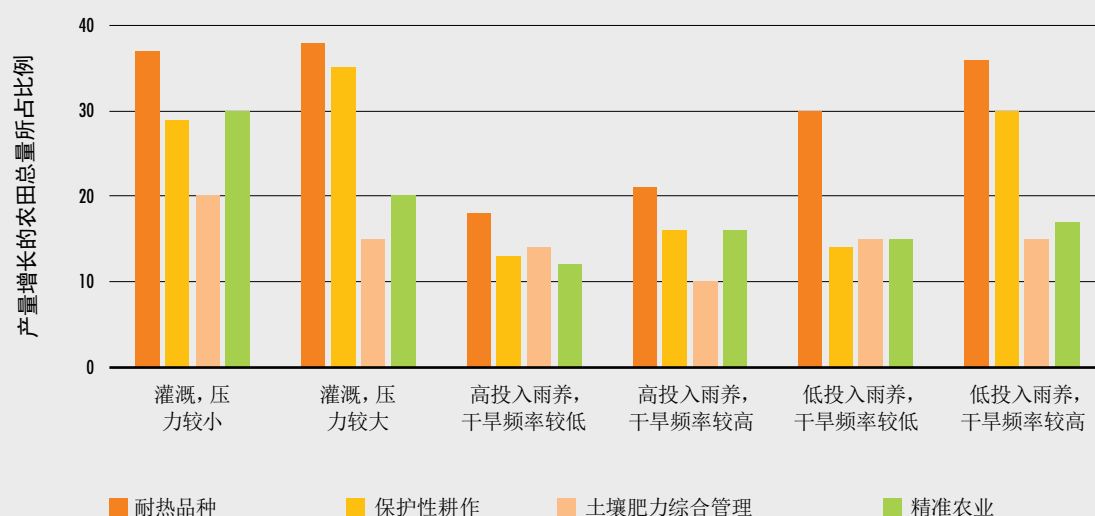
上文评估的投资、技术和管理做法能为缺水程度不同的所有生产系统带来益处。尽管仅凭这

些仍无法解决2020年至2030年间的水资源不足和短缺问题，但它们能对灌溉和雨养系统中数百万农民产生实质性影响。在各个国家产生的积极影响各不相同，这突出说明根据灌溉和雨养系统、当地能力和条件以及水资源挑战来调整水资源管理的重要性。

B. 适用于现有雨养区的方案



C. 既适用于雨养区也适用于灌溉区的方案



资料来源: Rosegrant, 2020。¹⁰⁹

表 4
部分动物产品的全球平均水资源生产率

食 品	水资源生产率			
	质量 (千克/立方米) ⁱ	热量 (千卡/立方米) ⁱⁱ	蛋白质 (克/立方米) ⁱⁱ	经济价值 (美元/立方米) ⁱⁱⁱ
美洲鲑鱼	0.16	216	24.8	—
牛肉	0.07	101	9.2	0.166
黄油	0.19	1 491	0.0	0.828
鸡肉	0.26	373	32.9	0.316
鸡蛋	0.35	502	39.1	0.310
牛奶	1.05	591	34.8	0.309
猪肉	0.19	519	19.6	0.263
绵羊肉	0.10	199	13.4	0.254
罗非鱼(鲜重)	0.30	288	60.3	—

ⁱ 有关畜产品和水产品的数值分别来自Mekonnen和Hoekstra, 2012; ¹¹¹ Lemoalle, 2008。¹¹⁰

ⁱⁱ 由畜产品的蓝水和绿水生产率及营养含量计算得出。

ⁱⁱⁱ 由畜产品的水资源生产率及生产者价格计算得出。营养含量和生产者价格数据来自粮农组织统计数据库。¹¹²

注：水产品热量和蛋白质含量的转换计算依据美国农业部营养数据实验室的方法。¹¹³

资料来源：Mekonnen和Neale, 2020; ⁵⁰ Lemoalle, 2008。¹¹⁰

» 效益的机会。牲畜还是有利于加强抵御能力的重要资产，因其能通过牲畜流动性、疾病防控和牲畜卫生、饲料和饮水管理以及分层生产等措施，减轻放牧对干旱地区的压力，从而缓冲干旱对农业产量及农民生计的影响。¹¹⁶ 在许多牧民群体中，流动性是评估大范围内分散放牧和用水情况的一项关键策略，在严重干旱时期尤为重要。¹¹⁷

牧场适当控制放牧的季节、强度、频率和分布，可改善植被覆盖，减少土壤侵蚀，保持或提高水资源的质量和可获性。¹¹⁸ 牲畜管理包括改善牲畜卫生和审慎的牲畜饲养。^{115, 119} 牲畜饲喂还需应对双重挑战，即在提高畜牧部门水资源生产率的同时，通过改进饲料作物管理方法和缩小饲料作物产量差距实现节水。2001–2011年在巴西圣卡塔琳娜地区开展的一项研究

发现，营养策略可将家猪的水足迹减少18%，并从营养角度将水资源生产率提高20%以上。¹²⁰ 德国北部的另一项研究发现，与牧场集中饲养的做法相比，奶牛场提高牛奶单产并配合使用草料及玉米青贮饲料，可大幅提高水资源生产率。¹²¹ 在农牧混合系统中，谨慎选取饲料种类、改善饲料质量和采购、提高饲料的水资源生产率、实行放牧管理等，都可以提高水资源生产率。^{119, 122} 这些做法能提高土地和水的使用效率，并显著减少温室气体排放量。

鉴于畜牧生产中的大部分水都用于牲畜，畜牧业有效利用水池和水库中储存的水、雨水和低质水非常关键。¹¹⁵ 利用节水型饮水装置（如水碗和咬式饮水器）降低耗水量，维护和维修水槽以消除漏水现象，都是重要的节水策略。除了牲畜饲料和饮水系统的变革，其他方

案还包括为牲畜的停歇场所或饲喂场所提供遮荫，以及调节畜舍温度。¹¹⁵ 对清洁工作、高压清洗装置或循环利用设施进行管理也可以降低耗水量，减轻对水资源不足的脆弱性，而利用其他来源的水还可减轻水资源短缺地区的压力。要想提高农业水资源生产率，就必须认识到各种生产系统的差异，根据它们的组成结构优化资源利用方式。¹²² 将制度、政策和性别纳入考量，有助于干预措施的成功实施。¹¹⁹ ■

水资源管理方法和对农场之外的影响

将农业景观与生态系统功能联系起来

农业生产系统是一系列有利和不利环境变化的主要推动因素。雨养农田和牧场可对生物多样性和水资源质量构成实质性影响。¹²³ 一些水资源相关策略可能具有不利影响。分散型措施，如雨水收集箱等雨水收集装置，即便规模不大，如果不与其他解决方案（例如恢复上游生态系统）相配套，也会对集水区的水文平衡造成消极影响。有关小规模集水活动的大型计划，比如印度安得拉邦及其他地区的地方性流域管理，会对总体水文状况和下游的水资源供应产生切实影响，¹²⁴ 并严重影响江河渔业的生产率。然而，相关证据质量参差不齐，有必要采用新的建模工具并开展实地数据收集。^{125, 126}

改进农业水资源管理还能带来有利的环境变化。例如，在印度南部的Kothapally集水区，农业用水干预措施减少了进入河流的沉积物，给流域内江河生态及水库寿命带来重大改善。¹²⁵ 适当的水资源管理还能显著降低温室气体排放量。例如，缩短或中断漫灌时间是减少

稻田相关排放方面前景最好的技术之一，因其能减少细菌生产的甲烷量，从而减少甲烷排放。^{127, 128} 有些方法考虑到了农业景观、资源利用与生态系统之间的关系。基于自然的解决方案受自然的启发和支持而提出，利用或模仿自然进程来推动水资源管理的改善。这些解决方案可能涉及保护或恢复自然生态系统和/或在改良或人工生态系统中加强或创造自然进程。¹²⁹ 它们可能对农业、生物多样性、粮食安全和环境有积极的连带效应。不过，尽管人们的认识在提高，这些解决方案的广泛实施仍然面临一些挑战。很多人呼吁进行观念转变，采取一种涉及众多利益相关方的景观方式，将森林、泥炭地及其他生态系统看作从某一地点到整个大陆的多层面淡水资源调节器（[插图14](#)）。一些有利的做法将基于自然的解决方案置于和其他水资源管理方案同等的地位。这些做法可能包括重新调整投资、生态系统服务付费、可持续的农作措施以及支持此类解决方案的政策。¹²⁹

径流管理与沉积物和侵蚀控制

农业水资源管理中，一个被低估的益处是储存地表径流和控制沉积物。集蓄径流和极端降雨的储存系统不仅能缓解干旱时期的水资源短缺，而且还能减少洪水，有利于生物质生产和养分保持。¹³⁵ 沉积物控制旨在减缓侵蚀和沉积作用，比如宝贵的表层土壤流失（会降低土地的生产率和水分保持能力）及基础设施损坏（如对水电站和废水处理厂的破坏）。沉积还可能通过向河流、湖泊和沿海输送沉积物导致水质恶化，削弱水库的蓄水能力，加剧洪水的破坏作用。¹³⁶

埃塞俄比亚的一项研究表明，集水和水土保持做法，如土堤和保护性农业，在储存径流

插文 14 森林作为基于自然的解决方案

森林和树木是水循环的关键要素，对于基于自然的水资源解决方案至关重要。森林和树木的可持续管理有助于提高水资源的质量和数量，改善供水时间，同时降低洪水、土壤和海岸侵蚀及干旱等风险。云雾林出现在热带和亚热带地区，可为江河流域贡献额外的水资源，捕获雾气并降低蒸散量。¹³⁰

森林和树木还可以通过增加渗透量、减少农业径流产生的水污染、减少侵蚀和沉积等途径改善水质，对生物多样性具有重大影响。例如，河岸林对北美洲西北太平洋区域的水生生产率十分重要，那里的森林带能维持水温、养分、河道形态和下层构造，这些指标必须保持在一定水平

内，内陆渔业（如鲑鱼）方可正常运作。森林这一基于自然的解决方案还可以增强人类及其作物对气候变化和极端天气的适应能力。在沿海地区，森林可以减轻海平面上升所致风暴潮涌、海岸侵蚀和盐分入侵的影响，而这些灾害也会影响农业。红树林生态系统可以保护沿海居住区免受风浪侵蚀和其他沿海灾害的影响。¹³¹ 沿海植被，具有处理废水、清除化学污染物、减轻沿海污染和土壤侵蚀的巨大潜力，尤其是红树林。^{132,133} 红树林的恢复工作可以与水产养殖相结合：在池塘里种植红树林幼苗是处理水产养殖废水的一种成本效益高且环保的方法。¹³⁴

方面具有显著效益，并能降低45–90%的沉积物流失。⁴¹ 在非洲南部，沉积物和地表径流分别减少了80%和60%。⁴⁰ Joshi等（2008）开展的一项元分析涵盖了印度的600多个微型集水区，发现径流平均减少了45%，每公顷土地留住了1.1吨的表层土壤。¹³⁷ 该研究还显示，集水区开发的参与度与相关益处之间存在正相关，说明了利益相关方参与的重要性，可防止某一农民群体的行动对其他群体产生不利影响。采用草带、灌木和树林也是一种保持水土的做法，这种基于自然的解决方案除了能在坡地保持湿度和防止坡地侵蚀外，²⁵ 还可以大幅降低沉积物流失。¹³⁸ 沿水道种植可为鱼类大幅改善水质。在约旦的扎尔卡河流域，可持续牧场管理已提高了可食用生物质的产量，加强了碳封存和/或提高了沉积物的稳定性。¹³⁹

上述研究发现要想扩大至集水区层面或更大范围并非易事。¹⁴⁰ 有关热带和亚热带农业区域以及微型和中等规模集水区（从0.01平方公里至100平方公里）的数据存在巨大缺口。¹⁴¹ 目前缺乏对所有区域和所有生产系统的长期景观监测，而这项工作对于正在经历农业快速转型的低收入和最不发达国家将尤其珍贵。

农业养分管理

农业生产会干扰氮和磷这两种养分元素的自然循环，引发关于养分过量和富营养化导致水资源退化的关切。由于人口增长和财富积累，预计这些问题将会更加严重。低收入国家增长速度较快，预计氮和磷的增幅分别可高达118%和47%。¹⁴² 这些国家人口增长速度最快，推动了粮食需求和农业生产。要确保粮食安全和营养以及环境可持续性，就需要解决农业污染问题。

植被带、渗水沟渠/流域和人工湿地等水资源管理措施可保持多余的养分，特别是氮和磷（最常见的水污染物），从而减少非点源污染量，也即面源污染。¹³⁸ 这些技术效率各异，通常取决于具体设计和地方景观，但已在欧洲和北美的农业生产体系中得到了广泛应用。

将水产养殖活动整合到农业系统内有助于保持多余的养分量和改善水质。¹⁴³ 在某些系统中，鱼类的存在有利于稻田养鱼系统、养分循环和养分流通。这可以减少杀虫剂的使用，降低相关成本，抑制稻田内杂草生长并提高土壤肥力。然而，这也可能使此类系统的管理工作变得更加复杂。如需了解关于农业所致水污染的更多信息，参见“聚焦：农业、水污染和盐碱化”，第44页。■

利用非传统水源缓解水资源短缺问题

面对不断增长的需求，采用诸如经过处理的废水和淡化水等非传统水源的势头正在壮大。人类的大部分用水活动都会产生废水，它有可能回收并二次利用，比如用于农业。如果所有废水都能回收利用，将能显著减轻淡水资源承受的压力，缓解水资源短缺问题，但前提是通过核算评估确保回流用水无需发挥环境功能。

水资源再利用

随着人口增长和城市化推进，预计废水将大量增加。高收入国家产生的废水平均73%会得到处理，中等偏上收入国家和中等偏下收入国家的这一比例分别为54%和28%。全球大约80%的废水未经充分处理就被排放。^{144, 145} 2019年，

预计水资源再利用的新产能可达750万立方米/天。其中中国占有较大份额（370万立方米/天），位居其后的是美国（88万立方米/天）和印度（68万立方米/天）。¹⁴⁶ 大多数废水处理活动采用三级处理和/或深度处理方法。人们普遍趋向采用深度处理方法的原因是工业需要更高质量的水资源，农业用户也是一样。

尽管难以获得有关农业水资源再利用的确切数字，但据了解，全球灌溉土地总面积中约10%使用未经处理或经部分处理的废水，共涉及50个国家的3000万公顷耕地。^{144, 147} 几十年来，农业水资源再利用的最大益处就是减轻了淡水资源的压力。¹⁴⁸

循环经济为农业水资源再利用带来了一种新视角，提出一个能让产品、原料和资源持续尽可能长的时间、废弃物数量减少甚至彻底消失的模式。¹⁴⁹ 农业中很容易获取经处理的废水并加以利用，包括用于灌溉。将水资源再用于灌溉，能确保全年都可获取水资源，即便是在干旱时期。正如许多国家的普遍做法那样，污泥（生物固体物质）中的养分可以回收，作为肥料再次利用。¹⁵⁰ 在欧洲，2017年产生的污泥有四分之一以上用于了农业。¹⁵¹ 除此之外的另一个益处是能源回收，比如通过农场废弃物处理生产沼气。

按照终端用户需求进行（针对性）处理后，废水对农业来说就是一种现实的非传统水源、养分来源和能量来源。农业水资源再利用采用经过针对性处理的废水是一种双赢，因为它建立在良好的环境卫生设施（集水系统）、污水处理设施、化学元素（氮和磷）再利用以及用于较高价值的用途等因素的基础上。然而，在一些国家，使用经处理的废水灌溉粮食作物在文化上仍不被接受。凭借强大的宣传沟



布基纳法索
一名农民在浇灌菜田。
©粮农组织/Ahmed
Ouoba

通渠道，政府的法规和利益相关方的参与将有助于扭转对非传统水源用于粮食生产的负面看法。此外，还需要处理好对水质标准、潜在环境影响和监管问题的评估，以便推行最佳做法和促进实施。

有关使用回收水资源的现行政策非常零散，而且很多国家的政策不够完备，很容易阻碍这方面的发展。¹⁵²有必要为各国政府、市政当局和水资源团体制定政策框架和规划框架，将回收废水作为灌溉农业的未来供水来源予以开发。各种培训和能力建设计划可通过地方和国际渠道促进技术落地，同时考虑当地的需求和条件。消除障碍和营造有利环境将需要出台适当的立法和法规，为具体执行工作提供资金。

咸水淡化

咸水淡化需要从几种水源中移除溶解的固体物质（主要是无机盐）和其他溶解的污染物，其中包括海水、半咸水（地表水和地下水）和灌溉排水。亚里士多德在其名著《天象论》（作于约公元前350年）中对咸水淡化的描述是，去除盐类及其他化合物来生成淡水。从那时起，咸水淡化就成了城市供水的一大备选方案，尤其是在沙漠和容易发生干旱的区域。由于海水的水量几乎是无限的，针对海水无穷无尽却不宜饮用这一古老的挑战，咸水淡化也不失为一种有吸引力的解决方案。¹⁵³全世界约有1.6万个咸水淡化厂，以大约1亿立方米/天的速度为全球5%的人口生产饮用水，其中48%的工厂位于近东及北非。^{154, 155} 2018年以来，全球范围已签约了超过400个咸水淡化项目，2019年上半年的新产能达到400万立方米/天。¹⁴⁶

生产淡水的主要方法一直是蒸馏法，通过蒸馏将咸水转化为水蒸气，然后冷凝为纯水。²⁰

世纪50年代，人们开发出了膜工艺流程，如电渗析膜和反渗透膜。电渗析膜利用电流分解水里的盐类。反渗透膜利用压力迫使水穿过一层半透水性膜，提取出大部分盐类。¹⁵⁶ 不同于蒸馏法，现代膜技术消耗极少的能量来生产淡水，不过存在的一大环境问题是如何处置从水里提取的盐类。¹⁵⁷

成本一直是咸水淡化的主要障碍。淡化技术在农业中的应用一直局限于少数地区几种高价值作物，并需要政府补贴其资金成本。¹⁵⁶ 但在最近几十年，由于需求增长、技术进步、成本降低、能耗减少、工厂规模扩大至大型和巨型以及项目交付的竞争更加激烈，咸水淡化的效率和成本效益都大有提高。¹⁵⁸ 2008年的一项研究显示，近三十年来，咸水淡化的成本一直在不断降低，估计大型咸水淡化厂的淡水生产成本为0.5–2.0美元/立方米，具体因工厂规模而异。¹⁵⁹ 同样，最近的一项研究估计，咸水淡化的成本范围为0.5–1.5美元/立方米。¹⁶⁰ 就成本而言，半咸水比海水更适合经过淡化用于农业生产。膜技术和太阳能等可再生技术提高了咸水淡化的可行性，尤其对于温室蔬菜等高价值经济作物而言。农民对咸水淡化表示欢迎，因为这种工艺流程能去除会破坏土壤、阻碍植物生长并危害环境的盐类（尤其是钠和氯化物）。¹⁶¹

一些国家正以可盈利的方式将淡化水用于农业，例如澳大利亚、中国、墨西哥、摩洛哥和西班牙。Dévora-Isiordia等（2018）计算了墨西哥索诺拉州的咸水淡化成本（0.338美元/立方米）及其在农业中的经济性利用。¹⁶² 研究得出的结论认为，为确保咸水淡化的可行性，农民应选择那些成本效益比较高的高产作物，例如蔬菜（番茄和辣椒等），并实行滴灌。农业与水产养殖相结合的综合农场正在测试利用咸

水在农场中种植耐盐作物。¹⁵² 政策和法规可发挥重大作用，推动公共项目，并促进私营部门开展知识交流。¹⁵² 公共和私营部门伙伴关系也可降低投资风险。

咸水淡化可能对环境造成不利影响（如淡化后残留咸水的处置和温室气体排放）。尽管减轻此类影响的技术和管理方案已经存在，仍有必要设定标准和开展（本地和区域性）影响评估研究，¹⁵⁶ 同时还需开展咸水处置研究并持续对排放物进行监测。■

人人可享的创新、通信和技术

随着农业日益成为知识密集型部门，农民不得不做出更加复杂的决策，涉及土地和水资源、种植何种作物和如何种植以及从何处购买投入物和在哪里出售产品等，对于信息的需求有增无减。农业的地方性属性意味着应当根据每一种具体情况定制信息。¹⁶³ 信息和通信技术（ICT）在提高农业生产率和保护包括水资源在内的自然资源方面具有巨大潜力。

信息和通信技术这一术语的涵盖内容广泛，从无线电到卫星图像、从移动电话到通过短信服务交换信息，再到电子转账，无所不包。¹⁶³ 在印度，一种名为Nano Ganesh的自动化灌溉系统能让农民远程开关水泵并获取用水和用电信息。该系统还使农民得以按照作物的用水需求安排灌溉时间。2015年约有两万名农民使用了这一装置，效益成本比估计为6:1。¹⁶³ 采用该系统可带来额外的创收机会，比如安装、维修、培训和示范等，给妇女创造了就业机会。

精准农业包括其他信息和通信技术工具，如全球定位系统（GPS）、卫星、传感器和航拍图像，可为农民的管理决策提供具体信息。^{163, 164} 精准农业的重点是确定土壤和作物条件，同时最大限度地减少对野生生物和环境的影响。尽管集中出现在高收入国家，但部分精准农业的工具在低收入国家有着巨大潜力。其中很多应用一直仅用于大规模农业生产，但也有向小农推广的机会。一个典型案例就是无线传感器网络，这种网络由一组小型传感装置（也称作节点）构成，用来捕捉数据。该技术不仅成本低廉（一些传感装置成本低于100美元），而且使用电池和替代能源便可运行，这一点对低收入国家非常关键。¹⁶⁵ 无线传感器也可用于水产养殖中，以监测氧气、潮汐、温度、鱼类活动和水质情况。AKVA是一家专门从事鱼类商业养殖的挪威公司，该公司使用装有内置摄像头的传感器来探测养鱼网箱中未吃完的饲料。¹⁶⁶ 根据所获得的信息，传感器会发出信号停止投放饲料，由此实现更有针对性的饲喂和饲料采购。传感器还能随时间推移逐步适应鱼类的准确摄食速度。¹⁶³

卫星技术是另一项可采集、管理和分析与作物生产率和农田投入物相关数据的工具。然而，卫星技术的初始成本和技术要求对小农来说是个难题。要让这项技术变得包容、有效，就必须关注小规模生产者所需要的各种能力和资源。使用卫星信息的一个例子是粮农组织近期开发的“水资源生产率开放门户网站”（WaPOR），这是一个采用卫星数据并面向公众开放的数据库（[插图15](#)）。¹⁶⁷

地理空间统计法等信息和通信技术工具的进步及全球传播创造了一系列可能性，让人们能够更有效地收集、分析和共享数据，并帮助人们直观认识和理解这些信息对于农业的意

义。¹⁶³ 智能手机中的传感器阵列已扩展到了包含气压计和温度计，可收集超小范围的天气信息。拥有移动电话的小农已开始受益于此类改良工具。不过，数据的获取仍是一项挑战。

公共和私营部门在帮助填补上述空缺方面都有着重要作用。将信息和通信技术纳入国家计划、营造有利环境以及设计具兼容性且易于使用的数字系统，都将有助于促进数据的获取。例如，2013年启动的“全球农业与营养开放数据”倡议就倡导在公共和私营部门中实行开放数据和开放获取政策。另一个例子是2014年启动的开放农业数据联盟，其目标是帮助农民获取和管控自己的数据。¹⁶³ 成立于2008年的数字绿色组织使得推广人员和同行业的农民能在线上传视频，分享改良农业做法的相关知识。截至2020年6月，该组织已覆盖印度1.52万个村庄的180万名小农，其中90%为妇女。¹⁶⁸ 粮农组织Dimitra俱乐部致力于为农村社区赋权，尤其是妇女和青年，利用移动电话和广播站来分享信息。信息和通信技术获取者的年龄结构不平衡，因为青年比较容易接受信息和通信技术，这一点可转变为优势，用作社区内的学习工具。■

结 论

在不进一步破坏环境的前提下满足未来粮食需求是有可能实现的，但需要对水资源管理进行改革。本章探讨了各种技术方案和新的水资源管理措施，可用以应对灌溉和雨养农田、畜牧业、内陆渔业及水产养殖的水资源不足和短缺问题，同时可持续地提高农业产量、改善粮食安全和营养以及增强对气候变化的抵御能力。以下为部分重要结论。

第一，尽管雨养农业占主导地位，但雨养作物系统仍存在巨大的产量差距。若能结合农艺措施，经过改良的水资源管理方法在提高产量方面有很大潜力，特别是在非洲撒哈拉以南地区、东欧和亚洲部分地区，考虑到当地的需求和条件，这些地区的产量差距最大。

第二，尽管灌溉地区的产量比雨养地区更高、更稳定，灌溉农业中也依然存在显著差距，说明有较大提高空间，特别是在非洲撒哈拉以南地区、北非及西亚、拉丁美洲及加勒比区域。需要投资于水资源核算和分配、高效灌溉、高产且有抵御力的作物品种、充足的肥料和农药，以及改良的水土管理措施。非传统水源也可帮助缓解淡水资源压力。

第三，动物生产的耗水量很大，尤其是饲料生产，因此在提高水资源生产率方面有着良好前景。对畜牧业而言，备选方案包括：更好地利用牧场、改善牲畜卫生和牲畜饲养、有效供应饲料和饮用水，以及整合作物、畜牧和水产养殖系统。

有必要根据生产者的能力和资源情况，采取有针对性的综合方法，提高雨养和灌溉地区的生产率以及环境的可持续性。这包括保护性农业和基于自然的解决方案，例如能够可持续地实现集约化生产的农林混作和水土管理。第四，信息和通信技术可帮助农民做出有关土地和水资源的复杂决策。

水资源管理策略意在加强各种部门间体制和机制，使用户和利益相关方能够有效参与，同时特别关注最弱势群体的承付能力和水权这一项人权。最后，水资源供需策略要求为必要且负责任的投资提供资金。后两章将更详细地讨论这些方面。■

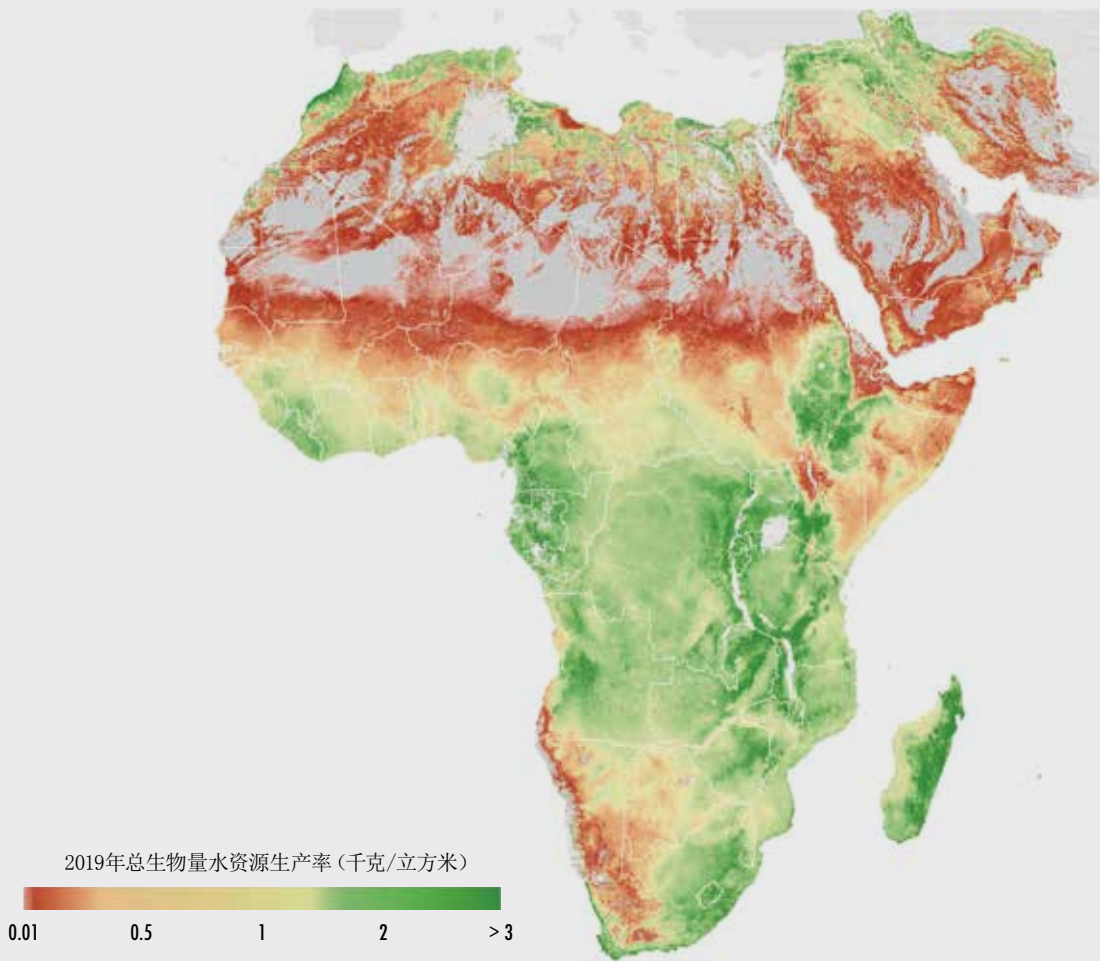
插文 15
水资源生产率开放门户网站 — 水资源生产率遥感技术

粮农组织的水资源生产率开放门户网站（WaPOR）平台提供水资源生产率数据库和数千个地图图层的开放操作入口。该平台允许直接查询数据、时间序列分析、面积统计以及与水资源生产率和土地生产率相关关键变量的数据下载。¹⁶⁹通过提供整个非洲和近东地区的近实时像素信息，该网站向服务提供方敞开大门，方便其帮助农民获得更稳定的产量和更好的生计手段。同时，主管部门可获得实现灌溉计划现代化所需的

相关信息，而政府机构也可以更高效地利用自然资源。

本插文中的图展示了水资源生产率开放门户网站所测量的水资源生产率的空间变化。黄绿色块表示水资源生产率高，每株作物的耗水量低，农田每消耗一立方米的水可生产至少一千克粮食。橙红色的农田表现不佳，水资源生产率低，其原因可能是农艺措施不当。要想改善红色区域，可以对绿色区域加以分析，作为推广的参考依据。

2019年总生物量水资源生产率



注：年总生物量水资源生产率等于当年产量（总生物量）与总耗水量（实际蒸散量）之比。苏丹与南苏丹之间的边界尚未最终确定。
资料来源：粮农组织，2019。¹⁷⁰

聚焦

粮食体系可持续用水背景下的水产养殖

水产养殖和水资源利用

水产养殖是在水中开展的农业生产活动，涉及动物（包括有鳍鱼类、甲壳类及其他软体动物）和植物（包括藻类和淡水水生植物）的养殖和种植。农业主要依赖淡水资源，而水产养殖在淡水、半咸水和海水环境中均可开展。虽然所有水产养殖活动都需要水，且集约化的鱼类养殖（如高密度养殖云斑鲷）会消耗水资源，但多数其他的水产养殖技术要么是非消耗性的，即不会减少环境中的水；要么与其他农业生产活动相结合，即以同样的用水量生产两种或两种以上产品。

水产养殖可提供高质量、高营养的食品，¹⁷¹各种农业生态系统和经济环境下已培育出种类繁多的水产养殖产品，体现了不同的文化差异、市场需求和消费者偏好。水产养殖活动本身非常多样，在世界各地有着众多各异的做法。水产养殖包含一些有着明显差别的生产系统，如水塘、网箱或水道。水产养殖的物种总数超过600种，但大部分水产养殖活动与农业类似，都集中于少数几种“核心”物种，如罗非鱼、鲤鱼、虾类、双

壳贝类和海藻。2018年，20种最常见水产养殖物种的产量占全球总产量的80%以上。¹⁷²

要讨论水产养殖中的可持续用水问题，必须先理解两种主要区别。第一种是投饵型和非投饵型系统之间的区别。投饵型系统一般集约化程度更高，包括水资源在内的投入物使用效率不同于非投饵型系统。非投饵型系统尤其适合水资源的高效利用，因为滤食性物种和杂食性物种（如鲤鱼和罗非鱼）可利用水体的天然生产力。第二种是淡水与咸水之间的区别。全世界养殖食用鱼类（即供人类食用的鱼类）主要依赖内陆淡水水产养殖。2018年内陆水产养殖共生产了5130万吨养殖食用鱼类，占全球养殖食用鱼类总产量的62.5%，而2000年的这一比例为57.9%。¹⁷³

不同生产系统之间也有明显区别。网箱养殖系统和海水养殖系统是在浸没在水中（水库、湖泊和河流）的浮动或固定结构内养殖鱼类或其他水生动物，也可被看作非消耗性养殖系统，这一类中还包括基于养殖的渔业，可通过完善的监测和正确的管理决策来提高水资源利用率。泥塘或人工挖掘的水塘是最常见的内陆水产养殖生产方 »

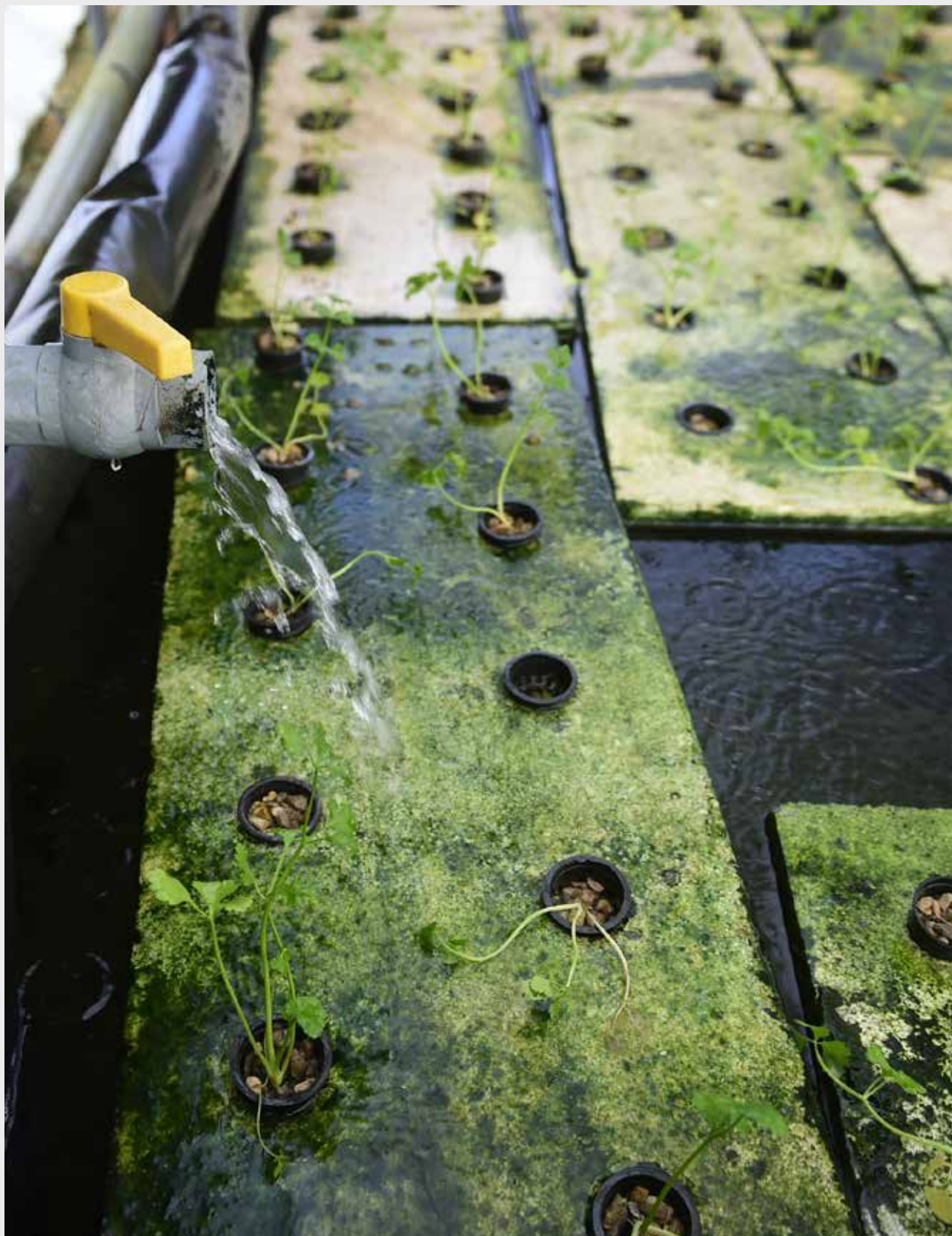
聚焦

粮食体系可持续用水 背景下的水产养殖

埃及

在一处关注可持续性和清洁能源的复合养殖场，新鲜植物和鱼苗在温室中共生。

©粮农组织/Khaled Desouki



» 式，但在条件允许的情况下，跑道式水槽、地上水箱、围栏和网箱的应用也很广泛。再循环水产养殖系统是节水最多的一种水产养殖做法。该系统采用水箱、水泵和过滤器来盛放、循环和清洁水，以实现再循环或再利用，无需换水。其用水量可以比传统系统降低100倍，具体情况因技术和集约化程度而异。¹⁷⁴ 一些最近研发的超级集约化系统生产每千克鱼品的用水量低至300升，有时甚至更低。传统的户外养殖场经过改装重建为再循环系统后，生产每千克鱼品的耗水量为3立方米。传统的鳟鱼养殖系统通常每年耗水量约为30立方米/千克鱼品。¹⁷⁴ 再循环水产养殖系统的弊端是技术难度大，成本高，但节水效果非常显著。

农业和水产养殖相结合的系统有多种形式，包括牲畜和鱼类综合生产系统、禽类和鱼类综合生产系统或稻田养鱼系统。¹⁷⁵ 种养共生系统提供了另一种做法，在再循环系统中将鱼类生产与无土栽培植物生产结合起来。一个子系统的产出可成为另一个子系统的投入，避免被白白浪费，从而提高水资源生产率。作物往往是农业生产的最主要产品，而养殖鱼类则可作为副产品，同时提供富含养分的废水，给系统中的农业生产带来益处。

此类综合系统可提高农民所掌控的土地和水资源的利用率。养鱼产生的废物相当于给水体施肥，使水体富含有机养分，从而提高植物产量，减少追施肥料的需求。¹⁷⁶ 有报告称，农业和水产养殖综合系统（包括在沙漠和干旱地区）的耗水量比传统水产养殖系统降低了80–90%。¹⁷⁷

例证之一是埃及的一个几乎完全封闭式的种养结合大型农场，该农场使用与水塘连通的水槽养殖罗非鱼，水塘中生长着一种叫做满江红（*Azolla*）的特殊漂浮蕨类植物，被用作鱼饲料。^{178,179} 满江红是一种分布于全球的水生植物，可从水中吸收养分，同时有助于大气固氮，真正

做到了利用空气生产肥料。这种水可用于灌溉葡萄、橄榄树、柑桔和芒果。¹⁸⁰

农业和水产养殖综合系统对山区和偏远地区尤为重要，这些地区普遍存在贫困和营养不良问题，具体程度受气温影响而异。例如，通过水产养殖活动的整合和多样化，可在同一片水稻梯田里同时种植水稻和养殖鱼类，而且非投饵型水生生物种可使当地人民获得更丰富的营养，推动农村经济发展。¹⁸¹

可持续用水的一项关键要点是，特定情况下，可利用不适合农业生产的土地或水开展水产养殖。在一些国家（如中国和埃及），那些土壤条件和可用水资源的化学特性不适合生产其他类型食物（如谷物作物或牲畜饲草）的地区会开展咸水水产养殖。^{182,183} 这种情况下通常会养殖罗非鱼或虾类。在季节性河漫滩或沿海泛洪区，水产养殖可作为一种农业策略，使这一类贫瘠土地更有生产力。

利用盐碱水资源生产粮食和提供生计

在世界上很多地方，土壤正在变得不再适于种植作物，其中一个主要原因就是盐碱化，即土壤中的盐分浓度上升。¹⁸⁴ 这种现象常常出现在灌溉水中包含溶解盐类的情况下，造成土壤pH值升高（碱性），进一步削弱了土壤的作物生产能力。全世界约有9.5亿公顷盐碱地，占土地总面积的三分之一。^{182,183} 有几种管理盐碱地的备选方案，其中比较有趣的一种方案是将盐碱地用于水产养殖。利用盐碱地发展水产养殖已有许多成功案例。开展水产养殖活动可提高土地的生产力，进而通过提高总产量来提振农村经济。¹⁸⁵

还有一种方案是生产卤虫（*Artemia*），这是一种在咸水中生长的水生动物，在水产养殖中被用作饲料。卤虫生长在世界各地，其用途十分

粮食体系可持续用水背景下的水产养殖

广泛，可作为海洋和淡水甲壳类动物幼体及有鳍鱼类的活饲料。卤虫被认为对水产养殖生产的成功起了关键作用。对于生活在盐碱性沿海水域、湖泊和相关水体周边的人们而言，收集和利用卤虫卵囊（休眠虫卵）已成为一种重要的生计和收入来源。这一做法在生计开发方面潜力巨大，并且无需消耗淡水。¹⁸⁶

综合鱼类和蔬菜生产的种养共生系统

种养共生系统在同一处无土生产系统内将水产养殖与水培农业综合起来，让鱼类为植物提供养分，植物又为鱼类清洁水质。通过在这两种独立的生产系统之间建立联系，全部水资源都能实现循环利用，不会因径流、饱和或杂草造成水资源流失，蒸发作用也降到了最低水平。种养共生系统生产蔬菜的耗水量比农田种植少90%左右，此外还能带来副产品。¹⁷⁹ 因为种养共生系统不存在废水排放，无论是养殖鱼类产生的废水还是作物种植产生的径流，因此还可有助于水资源保护。这一点对集水区有积极影响，可避免养分和化学品污染。

尽管种养共生系统是一种有效的节水做法，但它并不适用于所有地点、作物和生产者。该系统最适用于淡水鱼养殖以及高质量、高价值的蔬菜和草本植物的栽培，不太适用于豆类和谷物的种植。¹⁷⁹ 一个不利因素是种养共生系统的扩大推广需要较高的成本。不过，事实证明该系统在世界多地都具有经济可行性，特别是土地和水资源稀缺的地方。¹⁷⁹ 巴巴多斯、印度尼西亚、沙特阿拉伯和美国都有成功案例，证明这种综合农作系统具有较高的适应性和有效性。¹⁸⁷

稻田养鱼改善生计和营养

将水产养殖和农业相结合并非是最近才有的一项创新。随着自然资源、土地和水资源承受的

压力越来越大，加上气候变化又加重了这种压力，这样的结合有助于运用新的改良做法提高产量，为打造更可持续的粮食体系提供机会，同时还能创造社会效益和环境效益。¹⁸⁸ 稻田养鱼规模在持续扩大，尤其是在中国、老挝和马达加斯加，当地的利益相关方和土著社区通过相互协作实现了改良。在中国，水稻越来越多地与新的高价值投饵型物种相结合，如河蟹与小龙虾。在几内亚，人们调整了稻田养鱼做法，开发出提高鱼类产量的新技术。¹⁸⁸ 此类综合系统可以有效利用资源，创造巨大效益，¹⁸⁹ 因而仍有很大的潜力空间得到进一步推广，特别是在非洲。¹⁹⁰ 在布基纳法索、几内亚比绍、马里和乌干达，稻田养鱼已经取得了喜人的成果。

总之，稻田养鱼将鱼类养殖与水稻栽培相结合，同时保留轮作制。在稻田中挖出沟渠用作鱼的栖身处，鱼可以顺着一行行的水稻游动，摄食昆虫和蜗牛，为土壤透气，并为水供氧，从而提高稻田的稻米产量。稻田养鱼在水资源利用方面的一个好处是，其肥料和杀虫剂使用量减少了约30-50%，通过减少污染物对集水区的健康产生直接影响。¹⁹¹ 在耗水量不变的情况下，能同时生产鱼和稻米这两种产品。和其他农业与水产养殖相结合的模式一样，稻田养鱼若能结合生态农业方法，就能有助于减轻贫困和饥饿，同时带来积极的社会和生态效益。¹⁹² 其中一些系统产生的文化、农业和环境效益已经在国际上得到了认可，并被列为全球重要农业文化遗产。¹⁹³

概而言之，水产养殖能为水资源可持续利用提供以下有利条件：

- ▶ 作物与水产养殖综合系统可以利用水产养殖用水进行作物栽培，在用水量不变（若能循环再利用）的情况下生产出更多食物。
- ▶ 在无法种植淡水作物的地区也可以进行水产养殖，如盐水淹没地区或碱性水质地区。
- ▶ 通过精心管理和水资源再利用，再循环水产养殖等新技术和改良技术可以节约更多水资源。

► 非投饵型水产养殖生产的是营养级较低的食物，因而可以减少碳足迹，但鱼类增重需要较长时间。¹⁹⁴

► 一些水产养殖活动是非消耗性生产，这意味着不会减少农业生态系统中的水资源（如网箱养殖）。



埃塞俄比亚

一位农民从水塘中泵水，
用于浇灌幼苗。

©粮农组织/Tamiru Legesse



第4章 改善农业中的 水资源 管理治理

要点

- 由于对水资源的需求不断增加且用水者之间的关系日益紧张，为确保可持续、有效、公平地利用水资源，水资源治理的重要性在与日俱增。
- 水资源核算和审计，即了解水资源状况、趋势及其社会背景，应成为一切有效管理和治理策略的出发点。
- 推动农业领域内外各实体和行动方开展互相协作的法规将成为管理好水资源需求竞争、公平获取以及生态系统服务的关键。
- 稳定的水资源和土地权属加上精心设计的水资源交易和定价制度可成为激励措施，促进灌溉地区和雨养地区实现高效、可持续的水资源利用。
- 将水资源管理权移交社区团体，采取因地制宜的管理措施，利益相关方可以从中获益，尤其是代表性依旧不足且仍处于弱势的妇女。

改善农业中的水资源管理治理

第3章介绍了水资源管理的多种备选方案，以便在确保环境可持续性的同时，降低水资源风险，提高雨养和灌溉农田、畜牧系统以及内陆渔业和水产养殖的生产率。这些管理方案的相对潜力将取决于一系列因素，包括地方农业气候条件、水资源不足和短缺状况、农业生产系统以及不同策略的效益等，也将取决于全球贸易、气候变化、治理、体制框架以及政策环境等外部因素。

本章重点关注有效治理和强有力的体制在保证可持续、有效利用水资源和公平分配利益中的必要性。本章将概述现有工具和措施在应对水资源短缺问题时的机遇、挑战和影响。这些工具和措施中，既包括旨在管控需求和收回成本的水资源定价，也包括用水权、用水配额等旨在保护水资源和水质，以及确保水资源公平获取的分配工具。本章除了介绍灌溉系统，还将分析雨养作物生产、畜牧业、内陆渔业和水产养殖中的水资源治理备选方案以及农业中水量过多的影响。总体政策框架将在第5章中进行介绍。■

治理在应对缺水问题时的作用

图13（第43页）显示，缓解水资源不足和短缺问题需要技术变革和管理创新等重大转型，这些转型都受到总体政治、体制和法律框架的影响。水资源问题通常涉及诸多利益相关方（如跨多个行政区域甚至跨国界的集水区）和机构，而且在公共和私营部门所发挥的作用上，常常会有政治经济方面的考量和冲突。

要保障水资源对粮食安全和营养的促进作用，就需要应对从地方到更大范围的重大治理挑战（插文16）。¹ 各级机构应着力解决灌溉地区土壤持续退化、淡水生态系统恶化以及水资源可持续利用等问题。需要有强烈的政治意愿，并开展讨论及跨部门合作，以协调好农业和城市等各方对淡水资源日益激烈的竞争。政策制定者和监管机构应获得不同部门需求、业务能力及重要性方面的信息，特别是政治影响力不足的群体（如渔民）的信息。^{2,3} 约旦在认识到农业水资源利用的重要性以及提高自身开发集水和灌溉技术的能力需求后，正在与联合国粮农组织合作，不断提升国家、区域和地方层面应对水资源短缺的能力，特别是农民和畜牧养殖户在这方面的能力。⁴

将权力下放到省或区级政府进一步加剧了水资源治理的复杂性，因此需要在水资源机 »

插文 16 水资源治理推动农业和粮食安全

水资源管理一直在有关水资源问题的讨论、努力和拟议解决方案中占主导地位，然而，治理问题却未被纳入考虑。在本世纪初，水资源治理成为国际社会面临的一个突出问题，对粮食安全和营养以及经济发展都会产生影响。治理指各种正式或非正式规则、组织和流程，公共和私营行动方通过这些渠道表达其利益并做出决策。水资源治理指就水资源及其提供的水资源服务做出决策的流程、其行动方和机构，涵盖政治、行政、社会和经济各方面以及正式和非正式的系统和机制。⁵

在粮农组织，世界粮食安全委员会（粮安委）已认识到治理的重要性，要求粮食安全和营养问题高级别专家组为2015年第四十二届粮安委会议编写一份有关水资源和粮食安全的报告。¹报告将治理视为改善粮食安全和营养的主要手段之一。

目前已加大力度支持在水资源部门开展国家和国际治理，其中包括如下几项举措：

在全球环境基金、联合国教科文组织的政府间水文计划、国际水文地质学家协会和世界银行的支持下，粮农组织已经实施了地下水治理项目。其目的是将水资源治理的必要性提上决策者的议程，以维持地下水产生的社会经济效益，并防范可能发生的水资源危机。该项目自2011年开始运作以来，已制定了《全球行动框架》，即一

系列旨在提高各级地下水管理和治理的政策和体制准则、建议以及最佳做法。⁶

- ▶ 2005年启动的“水治理基金”（Water Governance Facility）是联合国开发计划署和斯德哥尔摩国际水资源研究所的一项联合举措，旨在为各国提供政策支持和建议，为各国政府、民间社会和在联合国机构间改善水资源治理做好知识储备和能力建设。⁷
- ▶ 经济合作与发展组织已经启动水资源治理倡议，这是一个国际多利益相关方网络，由来自多个部门（公共部门、私营部门和非营利组织）的成员组成，共同分享水资源部门改善治理方面的良好做法。⁸
- ▶ 可持续发展目标指标6.5.2与现有的各流域伙伴关系（如尼罗河流域倡议）一起跟踪监测就跨国界河流、湖泊流域和跨界含水层开展合作的情况，以评估跨界流域各项业务安排的覆盖范围。

以上各项举措有助于增进知识和促进有效的水资源治理，但却未能充分将水资源、农业和粮食安全⁵之间的关键联系相互融合，使得水资源治理变得尤为复杂。水资源分配取决于更广泛的政治经济因素，例如能源价格。各国应考虑将旨在促进粮食安全、充足营养和可持续农业的水资源治理纳入政策和框架中以及和粮农组织和其他伙伴的合作中。

» 构、农业机构及土地机构之间作出横向和纵向决定。¹ 应从部门和江河流域层面通过灌溉系统和农户家庭纵向加强协调和融合，同时在不同部门（农业、家庭和工业）之间横向加强协调和融合。此外，世界上一些干旱地区正变得更加干旱，降雨方式也更加不确定、更加极端，这就需要通过稳健灵活的水资源管理以及创新型技术和融资来开发新的水资源。

水资源治理系统中依然存在碎片化和冲突问题。对土地和水资源的掌控在树立政治威信过程中有着重要作用，同时还会影响较弱势群体。小农和诸如妇女、青年、移民及土著人口等其他弱势群体的水资源权属尤其缺乏保障。适当的水资源管理策略、治理、创新和政策可长期确保包容、公平、可持续的水资源利用。由于认识到任何应对水资源不足和短缺问题的计划都应在水资源核算和审计为中心，下文将重点介绍水资源核算和审计在水资源管理和改善治理中的作用。

后面几节将介绍用于改善水资源治理、管理水资源限制因素以及农业中对水资源的竞争的相关工具和策略。鉴于对水资源短缺和用水需求竞争的管理中包括对淡水取用的分配和管理，本章首先针对灌溉农业评估各项水资源治理方案，随后将重点介绍雨养作物生产、畜牧系统、水产养殖和内陆渔业中的水资源治理。■

透明的水资源核算和审计

有效的水资源风险管理必须基于合理的水资源核算，即对水文循环以及水资源的供给、需求、可获性和使用情况的现状及未来趋势开展系统性研究。⁹ 水资源核算作为制定一切旨

在解决水资源短缺问题的政策和干预措施时需要参照的资源基准，具有重要意义，特别是在农业领域。¹⁰ 如果不了解水资源禀赋状况，社会可能对水资源的估算过度乐观，继而过量分配用水权，导致干旱时期水资源严重不足。未来的气候变化很可能会使水文假设失效，而水文假设一直是用水权分配的依据。⁹

然而，只有将水资源核算纳入更广泛的治理改善进程中，它才能真正发挥作用。水资源审计比水资源核算更进一步，在治理、体制、公共和私人支出、立法和更大范围的政治经济因素等背景下关注水资源的供给、需求、可获性及使用方面的趋势。¹¹ 将水资源核算与审计相结合，可为更切合实际、更可持续、更有效、更公平的水资源管理提供依据。

尽管信息至关重要，但农业、卫生、环境等政府部门却鲜有共享的信息库。对水量及其分配情况的错误认识往往会导致对资源压力与不断减少的水资源的估计不足。⁹ 水资源核算和审计非常必要，有助于保证政策的一致性，为利益相关方的规划和决策工作提供有用的共享信息库。近东及北非的八个国家正在通过水资源核算和审计减少用水量，提高用水效率。¹² 在伊朗伊斯兰共和国，水资源核算和审计重点关注农场输水过程中的用水效率、地下水枯竭以及水资源可供量与政府建议之间的差距。在约旦，水资源核算重点关注与水质相关的问题，并表明通过集水技术少量增加灌溉可带来益处。

水资源核算和审计也面临挑战。第一，水资源的物理过程与社会应对措施本身都在动态变化且存在不确定性，其中包括水资源储量、水资源消耗和补充速度、基础设施状况、用水者需求等，这使得对水资源的长期测量尤其具

有挑战性。因此，水资源管理计划应以问题为焦点，采用动态方式。⁹ 第二，在基础设施和体制较薄弱、大型灌溉系统为众多小农提供服务的低收入国家，测量水资源利用状况可能需要高昂的成本，是水资源管理的一大局限因素。第三，要环境流量分配水资源，就需要更加细致地了解水文和生态系统需求，但这往往超出了灌溉工程师和水资源管理者的能力范围，此外还需要更加细致地了解成本效益模式。水资源核算是一个反复的过程，需要不断改进，做到更加全面、准确。

与水资源核算相比，水资源审计还需要定性、定量的社会信息，并且要确保有志于此的人员接受必要的培训。¹¹ 管理和收集水资源信息需要资源、技能和耐心，因为水资源信息往往来自不同组织，呈碎片化，质量也参差不齐。例如，各项水资源核算和审计计划由于规模和目标、执行团队的签约费用以及收集原始资料和二级资料的需求等各异的，在整体成本上相差甚远。网络技术的进步（如遥感、无人机、在线信息库和具有全球定位系统功能的智能手机）不但有助于降低成本，甚至还能缺乏生物物理和社会监测网络或计划的偏远地区提供信息。此外，这些技术进步还正在为全球及区域数据库免费增添信息，同时也让更多科学家参与进来。¹¹

由于水资源核算和审计的开展取决于具体背景，所以存在多种不同方法，没有单一的标准方法。2017年粮农组织出版了一份资料手册，对于需要开展下列活动的组织是一个很好的起点：初次采用水资源核算和审计方式；将水资源核算与审计相结合；审查或在可能的情况下优化现有水资源核算或审计方式。¹¹ ■

灌溉农业中水资源短缺问题的管理工具

应将水资源视作一种有价值、需要定价的经济商品。无保障的用水权，各种不平等，不合理的补贴以及成本回收不力，损害了水资源基础设施和水资源项目相关投资，会导致水资源利用效率低下，并引发过度灌溉。¹³ 如果再加上农业扶持措施，即与产量挂钩的政策转移支付手段，例如对用水量大的作物（例如稻米）进行价格补贴，或者对灌溉技术或燃料进行补贴，上述问题还可能导致水资源的过度使用和分配不当。在印度，对稻米的价格补贴和投入物补贴造成了水资源的过度使用和环境退化。¹⁴

用于管理水资源短缺和需求竞争的机制和工具有许多种，其中既包括分配工具和激励措施，如用水权和用水配额、交易许可、用水许可和社会保护体系改革，也包括水质和水资源保护法规等。¹ 对于这些工具以及社会和法律体制（正式的和非正式的）的选择会影响农业水资源的数量和质量、粮食安全和营养状况以及贫困、弱势和边缘化人群的水资源获取。合规成本高的法规会增加土地退化和非法开采地下水的风险。¹⁵

水资源分配涉及很多内容，从确定国家优先重点、多个国家在共有流域内的水资源分配，到流域层面的个人用水者（**插图17**）。¹ 不适宜的工具会扰乱现有系统。在严重干旱期和缺水期，市场工具也许会优先将水资源分配给能创造最高经济价值的部门（如城市和工业），因而限制了农业用水。^{1, 16} 目前的挑战在于优先保证粮食生产用水以及满足贫困人口和弱势人群的基本用水需求。

插文 17

摩洛哥水资源治理的演变 — 拜赖希德省胡萝卜生产

摩洛哥正在解决国家及地区层面水资源、能源和粮食之间关系的治理问题。在国家以下层面，含水层的联合管理是一种全新的治理模式，旨在通过合同鼓励利益相关方承担监管和改进地下水资源管理的责任。为了使目标和行动统一一致，该模式已被纳入更广泛的区域发展计划和河流域管理中。

在摩洛哥的拜赖希德省，流域管理局负责含水层合同谈判，对农业和能源利益相关方的行动和利益进行管理。讨论的重点是水资源获取不平等问题，从事胡萝卜生产的用水者被认为相对比较富裕。据估计，每公顷胡萝卜的淡水用量为

5000–15000立方米，且占据大片农田。尽管采用了滴灌方式，但胡萝卜对水的需求仍导致了含水层的过度开发。

粮农组织正在支持流域管理局将含水层合同转变为所有利益相关方之间的一种新联盟，让各方能够交流信息并加强互信合作。其目的是使利益相关方通过经济激励措施（例如农业多样化）或让农民协会参与水资源核算，以提高作物的水资源生产率。这表明有可能让不同行动方联合起来，例如水资源、能源和粮食关系中所涉及的行动方，共同确定与含水层相关的关键挑战，找出包括投资和融资在内的最佳解决方案。

资料来源：Bojic和Vallée，2019；¹⁸ 哈桑二世农学与兽医学研究所，2019。¹⁹

在流量不稳定导致河流健康状况恶化的地区，必须恢复流量以满足环境需求，维持物种丰富度和多样性，为其他河流生态系统服务提供支持。³ 虽然在政治上颇具挑战性，但目前大多数高收入国家和部分低收入国家已经实施了环境流量法规。^{3,17}

水资源权属、土地权属和用水权的作用

关于分配、再分配和公平提供水资源服务的讨论都是围绕用水权展开的，同时也涉及土地权利。用水权指从河流、溪流或含水层等自然水源中合法提取、使用水资源的权利。²⁰ 就像水资源权属下种类繁多的关系一样，用水权的类型也多种多样，包括：年度许可（管制用水）、供水合同和机构管控（灌溉机构用水的

合法权力）。¹⁰ 由于其与产权之间的关联，用水权目前也是不同收入水平国家之间产生纠纷的一个源头。本报告中，水资源权属（**插文18**）这一概念的内涵较用水权更广，对用水权的概念构成补充。这两个概念均不可与国际人权法中提出的水权这项人权相混淆。

面对当今世界不断增长的需求，水资源权属和土地权属可为高效利用水资源和有保障、公平、可持续地获取水资源奠定坚实的基础。水资源权属和土地权属可通过市场进行调节，而反映水资源真实价值的价格机制也激励着用水者开展监管，推动更高效地利用水资源。²¹ 通过要求征得资源使用者同意后才能对资源进行再分配和转让补偿，水资源权属和土地权属可对资源使用者赋权，提高水资源的经济价值，但前提是国家体制和执行机制运作正常。

插文 18 探讨水资源权属

在讨论水资源权属之前，有必要对权属本身进行更详细的研究。权属决定着不同自然资源的获取和使用以及各种资源如何通过正式和非正式规则和协议相互发生联系。¹⁰ 该术语最常与土地问题产生关联。虽然土地权属有很多定义，但粮农组织提供的简洁定义是“人，无论是个人或群体，相互之间与土地相关的法律或习俗约定关系”。²⁴ 本报告提出以下水资源权属定义：“人，无论是个人还是群体，相互之间与水资源相关的法律或习俗约定关系。”¹⁰

对于农业用水，大多数权属类型都适用。高收入国家的农民可能会依赖传统的正式用水权（源自土地权属权利）、现代用水权（基于许可的长期权利，为期12-30年或更久）或批量供水合同，如通过用水者协会取得的共有权属。在低收入国家，农民不太可能拥有现代正式用水权，但他们可能依赖于习惯权利或非正式权利（例如在印度），¹⁰ 尤其对地下水而言。这些权利可以

很灵活，可在社会上进行谈判，并可根据地方、社会和环境条件做出大幅调整。地方水资源分配也可以很完善，在解决冲突方面起重要作用，因为获取水资源需要通过一套复杂的社会关系和对等关系（如首领、长者和地方主管部门）。

与通常自上而下、由国家主导的用水权方式相比，水资源权属是一种自下而上、以用户为中心的方式，更契合水资源的复杂特性，是一种涉及水资源和可持续包容性用水关系的全面方法。水资源权属还考虑到除许可、供水合同和特许权等法定安排外，地方法律也在水资源管理和使用中占主导地位的国家。

水资源权属关注的是获取和使用，而水资源治理则包括决定水资源状况的更广泛的社会经济过程和力量。权属会影响水资源治理，反过来也会受其影响。除非对水资源权属有清晰的理解，否则治理改革的努力可能会失败。

这种做法还能激励农民在灌溉、土地和土壤管理、更加先进的技术以及减少资源退化等方面进行投资。^{22,23} 有保障的用水权还有助于促进信息和通信技术的开发，如采用卫星技术、人工智能和区块链工具进行灌溉系统实时管理以及水资源测绘。

传统的正式用水权（**插文18**）至今依然有现实意义。¹⁰ 用水权依附于土地权属，拥有土地权属就拥有用水权，因此无需再设立正式的机制和相关官僚机构。土地所有者应能主张自身的用水权和防止第三方侵占，无需水资源主管部门执行。在执行水资源获取权时，传统的

正式用水权常常不够充分。尽管大部分水资源短缺的环境下都有水资源权属制度，但那些未被正式承认或没有法律依据的制度更容易受到侵犯和被剥夺。²⁵ 确权工作应该透明且有保障，以保护小规模用水者，使其得以参与有关利益或补偿的谈判。基于社区的水资源权属可为土著人民、地方社区及妇女提供支持，这些群体往往没有意识到或无法主张自己的用水权。

粮农组织已制定《国家粮食安全范围内土地、渔业及森林权属负责任治理自愿准则》，以解决土地和水资源之间的关联问题。²⁶ 该准则以实现人人享有粮食安全和充足食物权为

首要目标，提出要改善政策和法律框架。Young（2015）以澳大利亚墨累-达令河流域为例，提出了有关用水权及水贸易（用水权的买卖）的设想，²⁷ 并强调了透明的水资源分配流程的重要性，同时考虑各种蒸发损失和环境影响，包括水质和入海流量。这样可以确保针对每一位灌溉者的可用水资源变化做出透明的响应。由于水资源权属取决于不同背景、不同地域，澳大利亚的情况可能与其他国家迥异，特别是低收入国家。小规模用水者往往不愿意登记各自的水资源利用情况，因为担心会产生费用。随着用水权制度在众多国家得到推行，这种情况也许会威胁水资源的获取。^{1, 28}

给改革带来难度的另一个问题是，水资源常常被视作是一种免费物品，普遍得到补贴，这些都不利于保障用水权。现有补贴和水资源分配方式催生了既得利益。²⁹ 水资源的获取和权属经常与政治动态、不同群体、利益和影响力相关。在农业部门，那些产出最高、规模最大的用水者可能比小规模生产者享有优先权，这威胁到后者的生计和粮食安全，尤其是妇女。这一问题可以在考虑预期用途（如粮食安全和营养）和水资源生产率的基础上，通过赋予同一领土内用水者同等优先权的方法加以补救。这也符合有关水和食物的人权等既定原则。^{30, 31}

水资源权属可以促进部门之间的政策一致性。土地和水资源之间的相互关系就是一个明显的例子：一种资源的使用会影响另一种资源，同时也受其影响。¹⁰ 水资源权属界定清晰可以改进输水、引水和计量相关的灌溉技术，并改善水资源管理体制框架，特别是在低收入国家。这需要在投资建设新的灌溉系统之前，就做好水资源核算并建立起水资源分配制度。如果不能保障用水权，那么新技术实际上会增

加水资源的消耗。将更多的水资源分配到种植水果和蔬菜等高价值用途上可能会带来经济利益，但耗水量增加可能会对小规模生产者和妇女产生不利影响。减少取水量、管理地下水位以及保持河流基流（即由地下水出流维系的那部分流量）还有可能改善水质。

经济手段 — 重新调整对农民的激励措施

经济手段可以鼓励生产者改变自身行为，获取理想的水文成果。¹⁵ 这类手段可能为监管者创造收入（通过税收），也可能带来巨大成本（补贴），或者只涉及农民之间的支付活动（交易）。在缺乏有约束力和执行力的水资源权属的情况下，以激励为基础的手段可能难以实施，取得的成果也很难量化；因此常和基本监管方法配合使用，进行监督和执行，而不是单独施行。

水资源市场的机遇和挑战

在实行淡水资源分配的地区，生产者之间有可能进行权利转让。相关机制包括用水权的出租和售卖、拍卖、水资源银行、梯度定价和水质交易。这些机制将水资源视作一种商品，可根据市场价格在用户之间交易转手。²¹ 在特定情况下以及在某些国家，市场也许可以有效分配水资源，实现经济效率，并能及时应对变化。当用水者可以决定水资源买卖时，那些决定出售的用水者都是自愿的，这通常不同于中央主管部门对用水权进行再分配或剥夺用水权时的情形。虽然市场机制可因此减少冲突，但目前正常运转的水资源市场中，有充足经验的屈指可数。³²

西班牙的坎普德塔拉戈纳是为数不多的例外情况之一，当地的市场机制可以合理分配资

源，还可以保证高经济效率的不同用途之间对资源的竞争有一定灵活性。受益人和管理机构之间的协作是当地市场有效运作的基础。³² 针对1954–2012年间美国德克萨斯州里奥格兰德河水资源市场的分析表明，水资源市场推动了人们转向种植价值更高、产量更高的作物。在干旱时期，分配到此类作物上的水资源最多，占有水资源市场所在县总收入约30%。³³ 据估计，1987–2008年间，美国西部12个州的年均水资源交易额达到4.06亿美元。³⁴ 每年各州的水资源交易额不尽相同，从蒙大拿州和怀俄明州不足100万美元，到亚利桑那州、科罗拉多州、内华达州和德克萨斯州的约4000万美元，而加利福尼亚州则超过2.23亿美元。在澳大利亚，水资源市场规模庞大，2017–2018年间水资源市场总价值估计约为17亿美元ⁿ。³⁵

然而，成功的水资源市场和公平的水资源分配需要若干重要的先决条件。例如，在智利，基于人人都可以参与市场的前提，（新的）用水权会拍卖给出价最高的竞标者，希望由此实现公平的水资源分配。³⁶ 这样的操作却经常损害自给自足型农民的利益，因其效益很难从经济角度去计算。市场规则如何设计、如何监督，也都发挥着重要作用。在智利，投机者会囤积用水权，这些权利很少登记在册，也很难被追踪。³⁷ 针对智利利马里河流域的一项研究发现，消除对不同分区水资源市场之间的交易限制，最终带来的收益占农业在该区域国内生产总值中占比的8–32%。³⁸

在澳大利亚，由于用水权的过量分配，墨累–达令河流域的水资源市场总体效益下降，环境成本增加。为了提高效率并为环境流量争取更多水资源，大量公共投资被用于灌溉。³⁹

分析显示，回购过量分配的用水权，花费更少且更有效。基础设施补贴的成本大概是水资源购买成本的2.5倍。⁴⁰ 与之类似，利用补贴增加环境流量的成本比直接购买的成本要高出六倍。⁴⁰ 墨累–达令河流域的案例展示了水资源市场的益处以及按正确顺序实施改革和对用水权进行定义和定量的重要性。

由于信息方面的限制因素，地下水管理原则要比地表水系统管理原则更为复杂。这些水资源市场规定了从含水层取水的上限，因而可以提高用于灌溉的地下水供应，尤其对被边缘化的小农群体而言。其不利影响包括地方水资源出售者具有垄断权，水资源市场和电力补贴相结合的同时却没有有关使用的法规约束，最终导致地下水过度开采（[插文19](#)）。而被边缘化的小农可能要承担过多的地下水储备枯竭所产生的成本。在一些极端案例中，过度开采地下水会导致许多沿海地区弃用灌溉系统（例如在摩洛哥和突尼斯）。⁴¹

有关地下水过度开采的管理政策往往需要国家资金、监管工具和以激励为基础的工具，其中包括限制挖掘新井或扩大灌溉面积、抽水权和抽水许可、灌溉面积认证和水井计量。可通过代用衡量指标和遥感等先进信息技术实现较低成本的计量，特别是在干旱地区。控制水井数量的增长除了需要逐步制裁违规者，还需要强有力的政治意愿和实地工作人员。可以通过回购来减少水井的数量。以激励为基础的工具包括征税、收费、土地休耕、地下水交易许可以及为激励水资源管理的费用分摊安排。[插文20](#)介绍了美国的两个地下水资源管理的一般案例。

Molle和Closas（2017）在一项针对地下水管理改革的深入分析中发现，用水者和国家

ⁿ 按2019年汇率1美元折合1.44澳元换算得出。

插文 19

地下水市场对公平和用水效率的影响 — 中国和印度的例证

在印度，农业用水市场几乎仅限于地下水。这些市场为非正式本地市场，但其服务面积估计可达840万至1300万公顷，约占地下水灌溉总面积的14–22%。印度灌溉用水的年销售价值约为17亿美元，租用灌溉服务每年还能产生26亿美元收益。⁴² 每个市场的影响各不相同，但地下水市场可提高地下水灌溉供应，对于被边缘化的小农来说更是如此，从而减轻了水资源的脆弱性。⁴³ 地下水市场还提高了农民的生产率。事实证明，购水者用水效率更高，而售水者比作为对照组的不出售水资源的水泵所有者用水效率更高。⁴⁴ 尽管有这些益处，但在电力补贴的情况下，地下水市场仍可能带来负面影响，因为过度开采会减少未来的农用地下水资源。⁴⁵ 提高地下水生产率能

减少水资源的消耗和过度取用，但需要经过明确的核算。

在中国北部，地下水市场也已迅速成长。一项调查显示，2004年有18%的管井在售水，同年私人水井抽取的水资源有77%在地下水市场出售。⁴⁵ 分析表明，从地下水市场购水的农民比拥有管井的农民用水更少。购水者的产量并未受到负面影响，说明购水者试图提高用水效率。中国北部的地下水市场并不存在垄断，它们为农村贫困家庭提供了廉价的灌溉用水。另一项分析发现，中国的地下水市场为售水者带来一定利润的同时，还为购水者提供了价格合理的灌溉用水，尤其是贫困人群。⁴⁶

的共同管理若能与以下多种因素相结合，就更有可能取得成功：1) 法律规定的制裁措施，经常与环境保障措施或水资源共享协定/条约相关；2) 使得国家干预更具合法性、更易被接受的一次严重干旱或环境危机；3) 较低的制裁成本；4) 有限数量的用水者和相对的社会同质性；5) 除法规和制裁以外，有充足的资源提供激励；6) 在有效的法规和激励措施确保用水效率的前提下，有可能将含水层管理工作分解为更小的部分；7) 可靠透明的水资源信息；8) 就措施背后的原理以及成本和收益的分配设立各方认同的问责机制，并做到流程透明。⁴¹

从整体上看，许多基于市场的地表水和地下水机制仍然属于新生事物，水资源市场方法将在这些经验的基础上不断完善。更多的公司

开始投资或支持水资源市场，这也标志着水资源市场在逐步发展形成。²¹ 不论是水资源拍卖、水资源银行，还是其他形式的用水价格转移，水资源市场机制的实施都十分复杂，需要掌握有关各地区社会经济、政治、法律、水文和环境等方面的专业知识，或有关水资源权属差异的专业知识。鉴于水资源所承受的压力将继续加大，传统的开发资源方式正在接近极限，很可能需要继续试验各种不同的水资源市场方法，不断进行创新。

水资源定价 — 机遇和挑战

水资源定价，就是按货币价值对(用)水权进行收费，此举可以收回直接成本(供水成本和基础设施成本)和间接成本(环境成本、社会成本以及机会成本)。⁴⁸ 水资源定价还有助于保护水资源，促进更可持续的水资源利

插文 20 美国的地下水管理

在美国，内布拉斯加州里帕布利克河上游自然资源区使用多种工具来减少地下水消耗，并履行与科罗拉多州和堪萨斯州之间关于地表水流量的州际契约，其中包括暂停挖掘新井、设立打井许可证制度、征收“土地占用”税、为正式和非正式水资源市场抽取地下水设定上限，以及开展河流增强项目。土壤含水量探测的成本可获得补贴，以激励采用更好的管理措施。社区在监测和执行工作中的积极参与和提供的支持一直是成功的关键。该地区履行州际契约，同时尽可能减轻对用水者的影响。然而，地下水位下降的长期问题仍然存在，尽管当前地下水位下降幅度小于预期，但该地区迄今仍无法保持水位稳定。初始分配的水资源过量一直是个问题，因为很多用水者囤积了大量水资源以备将来使用，降低了节水的

动力。该地区试图通过限制余量结转来解决这一问题。⁴⁷ 实行正确的水资源初始分配，并灵活修正过量分配的情况，对水资源改革的成功至关重要。

美国德克萨斯州爱德华兹含水层管理局管理着一些濒危物种生存所需的地下水水位和泉水流量。地下水抽取上限和可交易许可证对抽水量设置了限制。该州法律规定了水资源交易的具体上限，最大限度地减少交易成本，开发在线交易平台，并提高用水者水量分配方式的灵活性。公开用水数据提高了透明度，建立了信任，并有利于获得计划参与者的支持。即使在干旱期间，爱德华兹含水层管理局也成功地保证了泉水的最小流量。⁴⁷

用，应对水资源短缺问题，并促进对用水少的替代作物或节水技术进行投资。在农业中，由于政治、文化和公平等原因，水资源定价很难实施。许多国家并没有形成全国统一的水价，国内不同地区及不同灌溉系统的水价差异巨大。一些国家甚至完全不给水资源定价，尽管它们需要基础设施投资和技术投资，而这些投资则需要大量的私人 and 公共资金。⁴⁹

在特定地方和区域农业环境中（例如水资源成本在总生产成本中所占比重较低），水资源需求的价格弹性不强，特别是在短期内。在这种情况下，高水价并不一定会大幅减少用水量。⁴⁸ 以激励为基础的税收作用更为明显，因其关系到用水者的付费方式，而且不仅仅关注成本回收，还涉及水价讯号的传导是否恰当。

这些趋势都反映出水资源管理工作从中央政府下放到了区域或地方主管部门，私营部门对供水服务的投资不断加大，公私合作正为大型水资源投资提供资金。这些做法不但强调水资源定价的重要性，还呼吁开展严格监管，以确保对公共利益的保护。⁴⁹

从用水者身上可能很难收回成本。在大多数情况下，甚至连运营成本和维护成本都无法收回。⁵⁰ 健全的分配制度可以将水资源从谷物作物转移到更高价值的用途上，并灵活适应不断变化的情况。⁵¹ 要想鼓励为水资源管理和服务付费，不仅需要监管和制裁措施，还需要始终如一地提供高质量的供水服务，以及清晰地解释这些付费收入将如何用于让用水者受益。要想让某种定价制度实现最优成本回收和可持

表 5
水资源定价方法

定价方法	概 述	优 点	缺 点
市场化水资源定价	水价由非集中定价机制（如市场）和供求关系间接决定。	可以反映稀缺性和机会成本。能够非常有效地维持干旱时期灌溉农业的总产值，将水资源由水资源生产率较低的用户重新分配给水资源生产率较高的用户。	需要建立适当的市场支持机制，包括价格和交易透明度以及及时准确的供应信息，这些都可能成本不菲。
不按用水量定价	价格基于产出、投入、灌溉面积或土地价值。	实施和管理非常简单，且成本较低。 ⁵² 监测和执行成本更低。	没有或几乎没有对节水的直接奖励。
按用水量定价	价格基于取水量或用水量。	有助于鼓励节水，改变耕作模式，提高用水效率。	需要水资源主管部门确定价格，监测取用情况，收缴水费。

资料来源：粮农组织改编自Rosegrant，2020。⁵³

续性，税收结构和价格水平等设计方案至关重要。**表5**概括列出了几种主要的定价方法。

一些国家已经把水资源定价纳入应对水资源短缺的措施中。在澳大利亚，精准的价格讯号和有效的水资源市场被视为提高用水效率、鼓励用水者适应气候变化的关键因素。⁹ 在以色列，国家水资源委员会设立了三级水价制度，根据耗水量定价（即按使用量定价，见**表5**），以鼓励节约用水。农民要为自己分配到的一定量水资源支付差别化的饮用水价。粮农组织的一份报告显示，水资源配额中的前60%为第一级，价格为0.20美元/立方米；60–80%阶段的价格为0.25美元/立方米；80–100%阶段的价格为0.30美元/立方米。⁵⁴ 在灌溉活动中，可由机构设定价格，农场选择自己的用水量；也可由机构分配（可交易的）用水权或配额，农场通过自己的用水决策体现其边际成本。对管控模式的选择取决于模式的相对有效性。如果说选择价格或量化管控有任何优势的话，那也是由于信息不充分或不对称、交易成本不确定或是用水者分摊的风险不平等造成的。^{55–58}

多种因素导致了难以实行按使用量对灌溉用水定价。首先，在灌溉系统中，用水权的价值已经被计入灌溉土地的价值。土地所有者认为，对水资源定价等于剥夺用水权，给农场造成资本损失。²³ 尝试定价常常会遭到灌溉用户的强烈反对，因此高效的定价制度难以维系。²³ 其次，计量和监测成本也可能是阻碍因素，尤其在许多低收入国家。最后，水资源短缺问题往往通过确定配额来解决，价格主要用于调节超出配额的部分，而不是按定额分配稀缺的水资源。⁵⁹ 就地表水而言这一点尤为明显，因为将定价制度应用于地下水可能具有挑战性。

配额制盛行的原因包括它具有透明度，并且能在水资源供给不足的情况下确保公平。⁶⁰ 配额制还可以将用水直接与不同的资源相匹配，根据水资源核算得出的信息进行调整，从而与基于价格的监管相比，减少了收入损失。例如，在希腊，水价上涨导致了收入大幅降低。⁶¹ 在中国，一项研究发现，只有大幅提高水价才能实现节水，但价格上涨会给小农造成实质性的收入损失。⁶² 在高收入国家，农民可

采取的应对措施包括减少特定作物的用水量、采用节水型灌溉技术、改种用水效率更高的作物、改变作物构成，以及改种价值更高的作物。在低收入国家，这些备选方案可能不可行，或者成本过高。为了大幅改变水资源分配方式（或收回资金成本），定价就必须足够高，但这样会严重损害农民的收入。⁶²⁻⁶⁵

因此，提高水价的过程应分成数年完成，让农民有时间适应调整，同时实行综合管理，让社区参与进来，确保不落下任何人。为避免不利影响，提供生态系统服务，对水资源的付费可看作一种对激励性定价的补充（见第5章）。⁴⁸

可以将定量分配和定价分配相结合。目前尚未施行的水资源中介或被动市场，就是一种潜在的水资源分配方式。该方式在保护农民收入的同时，为水资源的有效分配提供了激励，但前提是水资源机构能掌握水资源总体供需的准确信息。⁶⁶ 这种防控污染时采用的基于收费和补贴的方法，不仅不会向农民按使用量收费，反而会付费让农民少用水。如果用水需求超过了基本用水权，用水者需要按效率价格付费，该价格按水资源用于其他用途时的价值计算。如果用量少于用水权，反过来则按相同的效率价格向用水者付费。基本用水权为流域或系统内的总用水量设置了上限，以维持或减少用水量。⁶⁷ 被动市场不同于传统水资源市场，因为在被动市场中，买方或卖方无需寻找相匹配的卖方或买方。相反，每位农民只需要按照管理机构设定的价格决定用水量，不必依赖于某个独特的水资源市场。

集体管理 — 动员农民共同参与灌溉管理

水资源管理还需要地方水资源用户组织的参与，例如流域管理组织、农民和渔民协会以及用水者团体，也称用水者协会。这些组织能在资源管理中发挥重要作用，尤其是在地方和社区层面。Ostrom（1990）⁶⁸ 的研究表明，集体行动对于共有资源的治理至关重要。⁶⁹ 目标不同的利益相关方（农民、渔民等）之间经常存在分歧。¹ 资源治理必须调和各种利益分歧，提高透明度，建立问责制，并确保公平、包容的参与。

水资源管理需要在地方层面开展分析、规划和行动，地方团体在其中起着核心作用。用水者协会对水资源管理和治理的重要贡献在于，它们有能力动员农民（尤其是小农）共同管理共享的灌溉系统。会员通过协同合作，可将资金、技术、物力和人力资源集中起来，开展灌溉计划，包括当地其他水资源系统，如河流或流域。通过用水者协会，农民更容易获得灌溉投资信贷，以改善水资源管理。协会会员，特别是小农，能提高自身与大规模用水者和监管人员谈判时的议价能力。然而，那些依赖于非消耗性用水的协会会员（如渔民）在资源管理方式以及成本和收益分配方式上依旧没有多少话语权。

案例研究的证据表明，用水者协会在提高单产、^{70, 71} 促进更高效的水资源利用、提高干旱年份产量、⁷² 促进解决冲突⁷³ 等方面发挥了积极作用。在巴基斯坦旁遮普省，水道使用者协会已帮助水道下游农场将作物产量提高了

○ 有关Ostrom经过时间检验的八项著名原则参见粮农组织，2017，插图1。⁶⁸

插文 21

用水者协会创造收益,但仍需关注治理 — 亚洲的例证

将灌溉管理权移交给用水者协会和其他农民组织不仅有助于更公平地获取和保护水资源,还可以考虑到用水者需求和水资源状况。¹然而,该方法不一定总能保证产生积极成果,因为这取决于更广义的水资源治理。

菲律宾的实证表明,与中央主管部门管控的协会相比,下放型灌溉协会更有可能解决诸如搭便车、冲突解决和规则执行等问题。⁷⁹那些可以制定规则和实施制裁(如有权停水或设定水费)的协会更有可能促使更多农民参与集体活动,在没有外部协助的情况下解决冲突,实施灌溉运作和维护,以及执行规则。

其他一些关于用水者协会的案例研究则不太看好此类协会的成功前景。对20个亚洲国家108个案例进行的分析发现,根据一整套影响评分标准,只有43个灌溉管理权移交案例是成功的。⁸⁰该研究得出的结论是,成功案例是在一系列特定

条件下发生的,这些条件要么无法在其他地方复制,要么成本高昂,因此不具有可行性。寻找一个“放之四海皆准”的用水者协会成功模式是不可能的,因为成功协会各自的社会条件无法人为制造。

在许多情况下,通过移交管理权进行的改革是不透明的。政策和计划可能未翻译成当地语言,导致富农和贫农之间信息不对称。结果,当地精英往往能利用不公平的优势抢占领导职务。Shah等(2002)认为,即使能满足成功的先决条件,包括有扶持性法律政策框架、有保障的产权、地方管理、能力建设和管理权移交等,对低收入国家的小农而言,将灌溉管理权移交用水者协会也不太可能奏效。^{81,82}研究提出,与涉及成千上万贫困农民的小规模农业相比,该方法在大规模高价值作物生产中更可能取得成功。

10%,帮助那些依赖地下水的农场将作物产量提高了8%。⁷⁴将次流域的水资源管理移交给社区用水者协会、农民团体或其他私营部门也会大有裨益,但现有证据令人喜忧参半(插文21)。以上成效必须在用水者协会能代表各利益相关方的利益时方能实现。例如,若决策过程中未考虑渔业,会导致鱼类产量下降。

一些趋势有助于为用水者协会创造成功的条件。自上而下的实施方式一般都不尽人意,因其妨害了协会真正的领导力以及公平、包容的会员参与。⁷⁵一项关于非洲撒哈拉以南地区用水者协会的研究发现,当协会的设计和实施过程能吸收潜在会员的参与并注重改善供水服

务时,就更可能取得实效,这时农民的参与就不仅仅是支付费用。⁷⁵通过基础设施和技术改善服务以及通过加强包容性、问责制、能力和冲突管理产生效益,都能激励用水者支付费用和加入协会。如用水者、灌溉管理者以及官员都能参与到协会的设计中,则有助于找到经济可负担的基础设施及管理解决方案,包括技术创新和机械化。如果董事会成员由农民选举产生,管理层由专业骨干组成,法律系统能帮助处理日益变得复杂的事务,那么灌溉管理职责的移交就更容易取得成功(插文21)。⁷⁶通过灌溉机构与用水者协会之间的协议来确立明确的职责和责任也同等重要。若能确立清晰、有保障的水资源权属和服务目标,将水资源作为

经济商品进行定价，同时运用节水技术监测农场和流域层面的耗水量，就有可能提高节水潜力。

如**插文21**所示，来自用水者协会的经验多种多样，因此需要审慎推动创建此类协会，以便建立权力下放型、基于社区的包容性组织。有利条件包括：社会和经济背景；公平动态；地方对用水权的管控和执行；服务和费用；监测能力；明确的法律依据。有效的用水者协会还有赖于会员的主人翁精神、相关政府机构的态度，以及这些机构作为服务提供者对用水者协会负有的责任。

提高妇女在用水者协会和农民组织中的参与度至关重要，因为目前妇女在这些协会和组织中的代表性仍然不足，处于不利地位。利用固定的性别配额是一种做法，同时还需培养妇女的沟通和谈判等技能，鼓励其参与并发挥领导力。^{77,78} 应专门针对男性提高其不利于女性的性别角色的认识，并通过挑战这类性别角色，让人们看到这对于男女均有益处。

仅由妇女参与的团体可为妇女提供一种全新的发声渠道，为其带诸多好处。当这类团体与用水者协会并存时，必须将它们纳入决策过程。在塔吉克斯坦，妇女已经开始教授年轻人有关灌溉的知识。在一些案例中，她们的角色已经得到非正式制度化，并得到了社区的认可，有些人还因此得到报酬。⁷⁷ ■

灌溉之外的思考 —— 雨养系统和综合系统的水资源治理

农业水资源管理的政策和治理始终聚焦于灌溉，而集水区和流域层面的框架则主要针对河流、地下水和湖泊淡水的分配和管理。⁸³ 水资源管理通常由水务部门负责，关注大面积灌溉、饮用水和水电。这导致在治理、政策、机构、具体措施和技术方面的投资和创新有限，不足以支持雨养地区的小农以及内陆渔业和水产养殖等非消耗性用水。

雨养作物生产中的水资源管理机构

雨养农业正面临降雨不规律、降雨量少或降雨不足等日益严峻的挑战。气候日益多变将进一步提高干旱、极端降雨、天气事件和洪水的发生频率和严重程度，彻底扰乱市场并增加生产风险。（有关洪水对农业影响的讨论，参见“聚焦：水量过多？洪涝与农业”，第104页。）牧场降雨异常也会威胁到畜牧生产。低收入国家在面对水资源风险时尤为脆弱，因为这些国家的体制机制薄弱，高度依赖仍是大多数农村贫困人口生计来源的低投入雨养农业。⁸⁴

需要做的是进行有效整合，促进对雨养农业和灌溉农业的水资源管理投资。关注江河流域水资源规划并不能充分重视雨养地区的水资源管理。这种情况通常发生在江河流域层面以下那些面积不足五公顷、集水区较小的农场。因此，需要给予集水区和流域层面水资源管理同等的重视。⁸³

若能结合其他生产措施，如改良或高产作物品种、免耕和恢复土壤有机质，农业水资源投资就有可能取得最大收益。通过协同合作可以改善情况，但要想确保实现水资源管理的全部收益，还需要关注土地权属、水资源所有权和市场准入。⁸³ 仅仅通过农场干预无法解决雨养地区的水资源不足和土地退化问题，基于社区的流域管理更为可取。⁸⁵ 其适用范围可扩展至流域层面的森林保护和恢复，尤其是在大型流域地区，同时还需要在雨养农业用水规划和管理方面进行新的投资。改善雨养农业中的水资源管理还需要就连接农民和市场的基础设施及道路连通状况提供公共投资。要实现这一点，农民组织、金融政策和其他体制安排需要与政策进步协同发力（见第5章）。

雨水管理和其他一些促使雨养农业升级的投资管理正受到越来越多的重视。2005年，印度国家农民委员会采用了集水区综合管理方法，重点为易干旱的雨养地区收集雨水并改善土壤健康状况。⁸³ 次年，印度国家雨养地区局成立，作为一个中央机构，它旨在支持有关集水区开发项目和印度雨养农业的战略计划。该机构在推动不同政府项目之间的融合，因此在参与集水区计划的所有团体、组织、机构和部委之间担任着协调人的角色。^{85, 86} 越来越多的证据表明，将水资源治理和管理方向转向推动包括畜牧生产在内的雨养农业升级非常重要，具体详情参见下一节。

干旱期间的畜牧业管理

牲畜是牧民和其他社区的关键生计资产。在干旱等紧急情况下，由于缺乏饲料和供水，牲畜状况和产量会急剧恶化。牲畜死亡率可能很高，而恢复牧群规模极其困难。如果没有预防性支持措施，可能会造成长期影响。⁸⁷ 考虑

到紧急干预措施通常无法支持牧民和其他牲畜饲养者，因此，防备和应急规划以及应急响应就变得至关重要。国家政策、法规和体制会在诸如干旱等紧急情况中影响人们使用牲畜资产的能力。兽医服务和有关税收、销售和出口的政策都会影响以牲畜为基础的生计。然而，最合理的干预行动却常常缺乏落实措施。很多治理策略可改善畜牧生产中的水资源管理，尤其是在干旱时期。下文将介绍其中的部分策略。

动员社区代表和地方机构参与：有效确定、设计和实施畜牧业干预措施需要地方社区的参与，尤其是饲养牲畜或可能从畜牧业或畜产品中受益的边缘化群体或弱势群体。社区参与目标群体的确定工作是确保公平分配利益的有效方法。⁸⁷ 传统机构或土著机构能在紧急干预以及牧场和水资源等自然资源管理方面发挥关键作用。它们的参与对于保持各项活动的可持续性和促进生计不可或缺。在坦桑尼亚的因格尔瑟罗马赛牧民遗址地区，人们建立了一个社区组织，以可持续的方式管理自然资源和牲畜，促进旅游业发展，保护和发展当地社区的土著知识和习惯法。⁸⁸

水源确定、绘图和预警系统：在干旱易发地区，用于绘制水源点（包括地下水）地图的空间数据和地理信息系统是重要的一步，有助于建立用于抗旱活动和水资源紧急情况报告规划工作的相关知识库。⁸⁹ 一个典型的例子是2000年发生在肯尼亚的极端干旱，这场干旱导致了一些地区的牲畜损失率最多达到50%。由于缺乏关于受灾最严重地区本地替代水源位置的信息，救济机构一直无能为力。⁸⁹ 预警系统可以预见紧急情况的发生，并预留时间做好防备和减轻灾害。这种系统还有助于为应急响应活动提供信息依据。⁸⁷

有保障且灵活地获取土地和资源：由于牧民集体使用土地和其他资源，因此狭隘的所有权意识（即对某项资源的完全、专属控制权）不符合其传统和生计模式。⁹⁰ 牧民财产权可看作是相互重叠的，常常包含在对另一项资源的不同权利组合内，有着不同的权限和功能。资源的获取权必须足够灵活，便于通过协商来适应常常相互重叠的不同权利。妇女在土地权属和决策方面的参与程度也应得到提高。粮农组织、国际农业发展基金（农发基金）、联合国妇女署和世界粮食计划署（粮食署）的一项五年联合计划正在通过各种宣传以及提高认识的活动和培训，推动埃塞俄比亚、危地马拉、吉尔吉斯斯坦、利比里亚、尼泊尔、尼日尔和卢旺达妇女的土地权利。⁹¹

制定有关应对畜牧业水资源风险的国家准则和标准：在部分国家，这样的准则早已存在，且能协助开展畜牧业项目，包括为政策制定者和决策者提供协助。为了补充现有准则或制定新准则，“畜牧业应急准则和标准”

（LEGS）项目于2005年启动。该项目由一个领导小组负责管理，其成员包括粮农组织、非洲联盟、费恩斯坦国际中心、红十字国际委员会和欧洲无国界兽医组织。⁹² 由1500多个组织和个人组成的全球网络与众多利益相关方共同开展磋商。该项目旨在提供快速援助，帮助受危机影响的社区保护和重建畜牧业，并提高人道主义行动背景下畜牧业项目的质量和对生计的影响。该项目已经产生了两项主要成果：一本手册和一项培训计划。手册列出了在快速与慢速发生的紧急情况（如洪水与干旱）下设计、实施和评估畜牧业干预措施的各种标准、准则和工具。其内容涵盖评价、响应措施确定和技术领域，包括缩减畜群规模、兽医服务、供水、饲料、畜舍和恢复畜群规模。⁹² 培训计划则侧重于在非洲、亚洲和拉丁美洲开展为期三天的一系列区域性培训课程。

旨在整合内陆渔业、水产养殖和灌溉系统的治理

灌溉对内陆渔业和水产养殖既可以产生积极影响，也可以产生消极的深远影响。灌溉能改变地貌、水文和土地利用方式、水生生境和养分含量，进而影响内陆渔业。在大多数情况下，生产率下降是由于对灌溉对内陆渔业的影响以及这些系统的设计和运作方式缺乏认识或重视。^{2, 93} 对灌溉方案的环境影响评估很少考虑到内陆渔业的存在。⁹⁴ 然而，尽管有这些局限，灌溉仍能为内陆渔业和生计创造机遇，改变经济环境和体制安排，从而影响渔业资源如何利用、由谁利用、在多大程度上利用。⁹⁵

在孟加拉国西北部灌溉地区，稻农大多用养殖鱼苗代替种植春季稻（Aus稻，生产季在4月至7月间），同时继续生产夏季稻（Aman稻，8月至11月）和冬季稻（Boro稻，12月至次年3月）。这种做法具有三个优点：1）鱼苗正好在鱼类养殖季节开始之时生产出来，此时养鱼场主的需求比较旺盛；2）在水稻生产周期中间插入鱼苗生产周期，可减少有害生物的存活率（随后栽培的作物有害生物问题较少）；3）鱼苗产量比春季稻产量高得多。²

国家和区域的法律及政策能对水资源管理的治理结构以及内陆渔业和水产养殖在灌溉系统内的整合程度产生巨大影响（表6）。一些国家和地区鼓励对自然资源开展综合治理，而其他一些国家则将它们分开处理。例如，柬埔寨和斯里兰卡鼓励稻田养鱼的做法，而且社区鱼类保护区（一项可提高稻田养鱼生产率的鱼类养护措施）已成为国家政策的重点之一。⁹⁶ 另一些国家则不允许将稻田用于渔业或转为养鱼场，⁹⁷ 或者明令禁止与渔业相关的活动，如将养鱼网箱放置在灌溉水渠中。⁹⁸ ■

表 6
灌溉治理的各方面对内陆渔业和水产养殖的影响

治理方面		灌溉与内陆渔业和 水产养殖整合不足	灌溉对内陆渔业和 水产养殖提供支持
利用水库储水	仅用于储水		<div><div></div>创造适宜生境，推动渔业发展</div> <div><div></div>实行种群增殖，加强渔业发展</div> <div><div></div>划定网箱养殖专属区域</div> <div><div></div>开展休闲型渔业</div>
取水	水库取水或河流/水体取水仅限于满足灌溉要求		<div><div></div>保证水库最低水位，维持鱼群和水生生态系统需要</div> <div><div></div>保证河流最小流量，维持鱼群和水生生态系统需要</div> <div><div></div>设立保护区和湿地</div>
灌溉用水	仅用于农田作物		<div><div></div>水资源可用于多种生产系统，包括水产养殖</div> <div><div></div>允许稻田养鱼</div>
灌溉土地转为他用	不允许用于除主要作物生产以外的用途		<div><div></div>允许进行调整，支持次要作物生产（稻田养鱼）</div> <div><div></div>允许转为鱼塘</div>
设计水利设施	最低成本设计和建设，仅考虑供水		<div><div></div>对设计做出调整或提出要求，方便鱼类上下游游动</div> <div><div></div>保证连通性的其他措施（建设过鱼通道）</div>
运营水利设施	优先考虑为灌溉供水，不考虑其他生态系统服务		<div><div></div>保证水道最低流量，维持水生生态</div> <div><div></div>溯河鱼类关键洄游期开放水闸</div> <div><div></div>确保将水闸运行对溯河洄游鱼类造成的伤害降至最低</div>

资料来源：Funge-Smith和Baumgartner，2018。²

结 论

尽管水资源的多种功能之间有着明确的联系，但如今各级水资源管理工作仍处于各自为政状态。与水资源相关的责任分散在多个部门，在各个执行实体之间和不同国家之间，决策层面的有效协调是例外而不是常态。与水资源管理有关的不同行动方的行为是各个部门做出的经常相互脱节的政治和政策选择的结果。

本章认识到更加注重包容性水资源治理的必要性，因为仅靠水资源管理不足以有效解决问题，而不同部门（涉及水、粮食和能源）之

间明显存在相互关联，没有任何部门能单独运作。水资源问题的解决方案往往存在于水资源部门之外。因此，本章探讨了改善水资源治理的方法以及这种治理在保障水权、卫生设施和食物的人权方面与效率和公平之间的关系。不同的机制和工具，例如用水权、基于市场的手段、水资源权属和用水者协会，可以改善灌溉和雨水的获取，特别对边缘化小农而言，同时还能减轻水资源压力。但若水资源分配不当、缺乏用水相关法规、水价不能反映真实成本，这些机制就可能导致地表水和地下水资源遭到过度开采。使用较多水、肥料和能源的大型农户通常会获取大部分利益，进一步加剧不平等状况。

本章强调了有必要进行合理透明的水资源核算和治理分析，以建立问责机制，明确采取这些措施的理由以及成本和收益的分配。在水资源管理中推行人权原则也同样重要，特别要关注弱势群体，如小规模生产者、妇女和土著人民。水资源权属的概念能够提供一种从整体

上理解人类与水资源之间关系的方法，并可以成为公平、高效用水的坚实基础。这些措施需要与现实的水资源市场工具和依法制裁这一可靠的威慑手段相结合，通常与环境保障措施和水资源共享协议或条约配套使用。■

聚焦

水量过多？洪涝与农业

与水相关事件的发生时间和洪水的后果

水资源在农业中发挥着关键作用，在生态系统中也同样发挥着关键作用。然而，这两种作用却不总能互相兼容。例如，洪水有助于湿地的健康，为其运送养分丰富、对动植物十分重要的沉积物。然而，洪水也会给牲畜和作物生产造成损失，破坏粮食储存设施、相关产业或商业企业，从而给粮食体系中各行动方带来长期经济损失。^{99,100} 不过，并非所有的洪水都对农业有害，比如非洲撒哈拉以南地区和亚洲基于洪水的农作系统就依靠洪水来改善土壤健康，因为河流沉积物可补充表土中的养分，使土地更加肥沃。在非洲撒哈拉以南地区，估计有2500万公顷土地靠洪水灌溉。¹⁰¹ 此外，洪水不仅有助于发展内陆渔业和营造野生动植物生境，还能补充地下水和地下含水层。¹⁰²

尽管如此，洪水仍是主要的社会关切，因为洪水正在更加频繁地造成破坏。尽管洪水一词有多种定义，但通常被理解为水暂时性淹没土地。¹⁰³ 根据受灾面积和引发洪水的降雨持续时长，洪水

可以分为长期洪水和局部突发洪水。¹⁰⁴ 洪水事件的时空范围很大程度上决定着洪水会产生多大影响，是有益还是有害。

农业部门在自然灾害面前尤为脆弱。最近几十年里，洪水等与极端天气有关的事件，因发生频率加快而给农业体系带来了巨大挑战。洪水过后留下的积水常常毁坏农田，使人们无法饲养牲畜，而如果没有合适的畜舍、兽医服务和充足的饲料，牲畜很容易死于疾病或饥饿。洪水常常带来水污染和土壤加速退化，侵蚀优质农田的表层土壤，给生境造成不可逆转的破坏。洪水对世界上的贫困人口造成的灾难性影响尤为严重，这些人大部分生活在农村地区，靠务农获取粮食和收入。许多人要为重新添置因洪水损失或损坏的资产而苦不堪言，例如种子、工具、牲畜、饲料、池塘中的鱼或渔具。

尽管国家和国际层面做出了许多努力，但有关洪水等灾害对农业及其子部门（作物种植业、畜牧业、内陆和海洋渔业、水产养殖业和林业）的影响的信息十分有限。对2006–2016年十年间在53个发展中国家进行的74项灾后需求评估结果

的分析显示，农业及其子部门承担了与气候相关的大中型灾害（洪水、干旱和热带风暴）所造成破坏和损失总量的23%。¹⁰⁵ 破坏具体体现为物理资产的更换和/或维修成本，损失则指灾害引起的经济流量变化，如作物产量下降（包括洪水造成鱼塘中鱼群损失）。农业资产破坏占有部门破坏总量的16%，而所有灾害损失中，近三分之一发生在各个农业子部门。

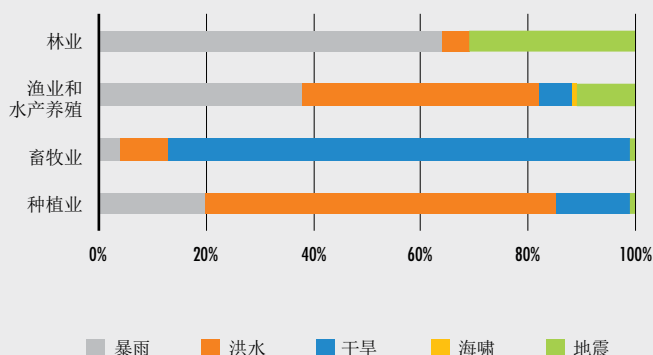
与其他灾害相比，干旱和洪水的相对经济重要性取决于农业子部门如何受到影响（图A）。2006年至2016年，就畜牧业而言，干旱是造成损失和破坏的最主要原因（86%）。然而，就作物和渔业而言，洪水造成的破坏远大于其他灾害，在作物生产破坏和损失总量中占比近三分之二，在渔业和水产养殖破坏和损失总量中占比44%。从绝对值看，对作物影响最大的灾害是2010年巴基斯坦的洪水（损失45亿美元），其次是2008–2011年发生在肯尼亚的干旱（损失15亿美元）。近年来，全球作物生产受到各种灾害的严重影响，例如2015年缅甸的洪水（损失5.72亿美元）

以及2014年波黑的洪水（损失2.55亿美元）。在这两个案例中，灾害造成的损失均因农民进入耕地受限导致产量减少和播种推迟而起。

2005年至2015年间，发展中国家因自然灾害后作物和畜牧生产减产而损失了约960亿美元，其中20%由洪水造成，总计约195亿美元（图B）。¹⁰⁵ 洪水在亚洲造成的产量损失高于非洲和拉丁美洲及加勒比地区。

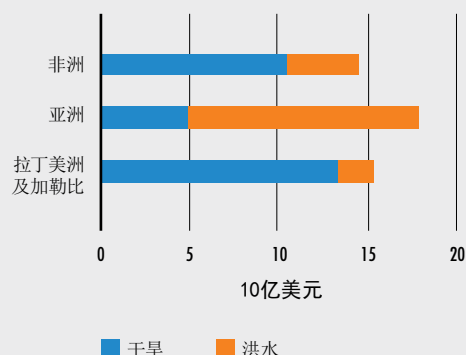
人们已经愈发重视自然洪水管理措施，以便以可持续的方式应对这些挑战，减轻下游洪灾风险。¹⁰⁶ 其基本原则是通过在集水区层面进行干预来影响河流流量。上游的干预将减少下游的洪水泛滥，而非保护当地的洪泛平原免遭洪水泛滥。¹⁰⁷ 自然洪水管理是一种基于集水区的洪水管理形式，其中包括以下措施：1）减少山坡径流的产生；2）在河水流量大时蓄水；3）限制径流源头与潜在洪水区之间的连结。但目前尚不确定自然洪水管理对较大的河流集水区是否有效。¹⁰⁷ 应用这一策略时，有必要考虑其对水生生态系统和

图 A
2006–2016年不同类型灾害对各农业子部门造成的破坏和损失



注：渔业包括内陆和海洋渔业。
资料来源：粮农组织，2018。¹⁰⁵

图 B
2005–2015年各区域干旱和洪水造成的产量损失



水量过多？洪涝与农业

内陆渔业的潜在负面影响，这种影响取决于洪水脉冲和生境之间的连接时机是否恰当、持续时长是否合适，因此也取决于那些提供粮食和养分的生态系统。

与水相关而与极端事件无关的生产损失 — 水涝

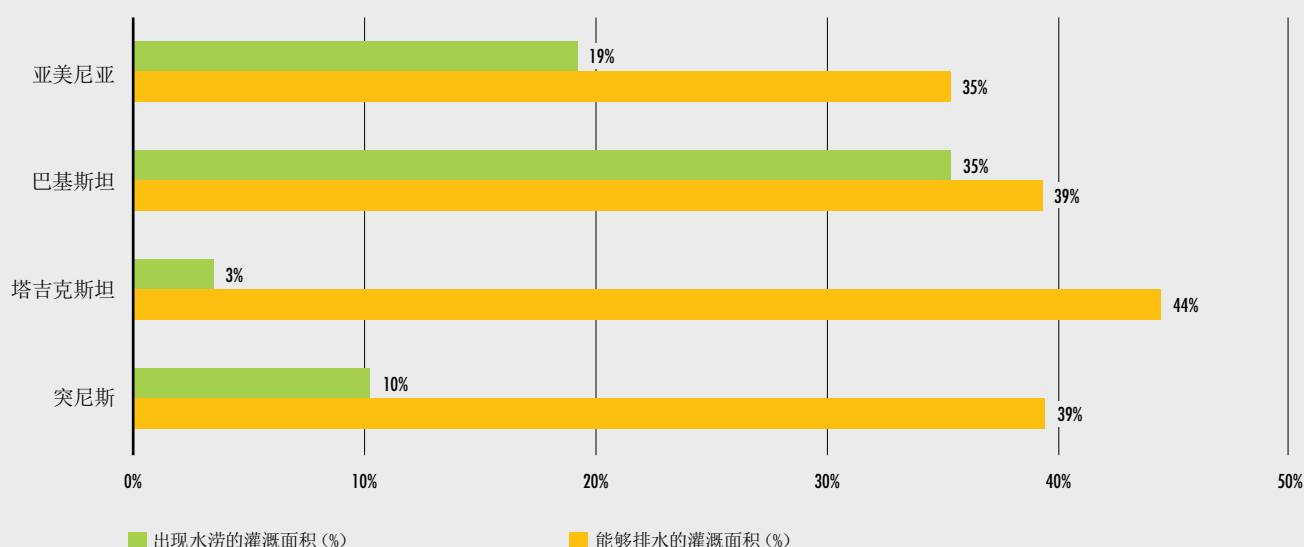
尽管变化不定的降雨和土壤排水能力难以量化，但像干旱和洪水一样，它们也能影响农业，只是程度不那么极端。例如，如果植物根部附近有太多积水，就难以获得氧气，导致农业生产率下降。¹⁰⁸ 澳大利亚记录了高达80%的作物减产幅度，另一项印度的研究也表明，水稻、小麦、棉花和甘蔗因地下排水通畅而增产。由此得出的结论是，排水良好的农田作物产量远高于排水不畅农田。^{109,110} 这一现象被认为是实现可持续农业的主要障碍之一，因为它会限制植物生长并降低

产量。而盐碱化又会加剧水涝的影响，因为当盐分吸收率大幅度提高时，新生植株内部的盐分也会增加，从而延缓植物生长，或者彻底杀死植株。¹¹¹⁻¹¹³

尽管水涝会产生影响，各国尚无关于该问题严重程度的全面数据。对少数已有相关信息的国家而言，水涝对较高比例的灌溉面积产生了影响。例如，在巴基斯坦，这一比例高达35%（图C）。这凸显出在灌溉工程中合理排水的重要性。水涝不仅只发生在灌溉地区，如能估算出水涝在农业地区的发生率并利用遥感数据，则可为政策制定者就水涝问题的严重程度和可能采取的应对行动提供指导。¹¹⁴

为了维持和提高灌溉农业的生产率，灌溉和排水相结合至关重要，因为灌溉管理和排水问题由于以下原因息息相关：1）灌溉过度或效率低

图 C
部分国家的水涝与排水情况



注：数据为现有的最近年份：亚美尼亚（2006）、巴基斯坦（2006-2008）、塔吉克斯坦（2009）、突尼斯（2000）。
资料来源：粮农组织，2020；¹¹⁵ 国际灌溉排水委员会，2018。¹¹⁶

塞尔维亚

塞尔维亚西北部Jamena和Sremsk
Raca的农田遭洪水破坏后的景象。
©粮农组织/Igor Salinger



下是造成水涝的原因之一；2）灌溉管理和废水处置有关。¹¹⁷ 一种现实可行的方案是在农场层面通过提高灌溉效率和重复利用废水来最大限度地减少排水，同时保持土壤健康。有关排水方案的深入讨论不属于本报告的讨论范围，但可参见Smedema、Vlotman和Rycroft（2004）的论文。¹¹⁸ 在中国华北平原，排水是全面防控干旱、水涝、

盐碱化和含盐地下水的基礎。¹¹⁹ 然而，如果持续存在水涝问题或排水不畅，如在遭受水涝影响的雨养地区，也可调整作物或草场管理方法，以适应水涝状况。例如，植物育种技术和传统或遗传工程技术可能有助于在水涝条件下有效且低成本地种植作物。¹⁰⁸



乌兹别克斯坦

农民在自家苹果园采用现代
滴灌技术。

©粮农组织/Rustam Shagaev



第5章 全面看待 农业与水资源： 政策与重点

要点

- 水资源管理需要各部门、各农业子部门及各地之间进行协调、统一政策，还需要通过有效的治理来处理各方的相互依存关系与权衡取舍。
- 农业通过景观管理和水资源利用发挥核心作用。应提高雨养农田、灌溉农田、畜牧生产系统、森林以及内陆渔业和水产养殖相关策略的一致性。
- 激励措施十分重要：补贴应激励人们在提高水资源生产率方面进行投资，同时满足环境流量要求，实现可持续性；环境服务（尤其是流域内环境服务）付费可促进维护生态系统功能。
- 水资源政策的优先重点将取决于所面临的水资源风险（水资源压力、干旱、洪水或水质问题）以及一国的农业生产系统、发展水平和政治结构。
- 1.28亿公顷（11%）雨养农田干旱频发，集水和节水技术可极大造福其生产者。
- 6.56亿公顷（14%）干旱牧场的牧民可通过改善动物健康状况等各类农艺措施减轻干旱影响，并提高水资源生产率。防旱工作对于雨养农田和牧场而言都是关键政策领域。
- 对于水资源压力较大或极大的1.71亿公顷（62%）灌溉农田，重点应落在改善治理并确立有效、公平的水资源分配制度，之后是对灌溉基础设施进行恢复升级，并采用创新技术。撒哈拉以南非洲地区的灌溉面积到2050年预计将增加一倍以上，数亿小农将因此受益。

全面看待农业与水资源：政策与重点

前几章已阐述了水资源不足和短缺问题日益严重如何成为世界多个地区农业系统与环境面临的紧迫而重大的挑战。人口压力、城市化、膳食结构改变和气候变化将使这些问题愈演愈烈。然而，尽管对水资源的竞争愈发激烈，农业仍将是迄今为止最大的水资源用户，目前占总取水量的70%，并且还在继续增加。农业部门（种植业、畜牧业以及林业）管理的景观在流域总面积中所占比重较大。要应对水资源不足和短缺问题，就必须将完善的水资源核算和审计、适用的水资源相关技术和水资源管理相结合，而农业部门须在其中发挥主要作用。第3章表明，有多种技术方案和管理策略可使用水模式与不同使用者的需求相匹配，并同时考虑环境流量要求。然而，综合性技术解决方案的采纳不会凭空发生。如第4章所述，采纳和实施工作有赖于水资源相关的合理体制和政治经济因素，以及对促进高效、可持续用水的激励措施进行统一。本章将侧重讨论政策一致性和设定政策优先重点，就图13（第43页）列出的几个方面开展探讨。

过去二十五年中，水资源治理模式一直在朝着协调一致、权力下放、参与式和综合性的方向发展。各项可持续发展目标与《2030年议程》为关于多部门之间相互关联的讨论注入了新的动力，并使人们再次关注加强跨部门协调和政策一致性的必要性。有关水资源利用和稀缺性的可持续发展目标具体目标6.4与具体目标2.4有着密切的联系，后者的具体内容为：

“到2030年，建立可持续粮食生产系统，采用能抵御灾害的农业方法，提高生产力和产量，帮助维护生态系统，加强适应气候变化、极端天气、干旱、洪涝和其他灾害的能力，逐步改善土地和土壤质量。”

很明显，水资源正变得越来越稀缺和有限，雨养农业和畜牧业的水资源不足问题不断加重，然而将这些关切纳入政策框架的步伐依然缓慢，甚至在农业部门内部也存在这一现象。从全球来看，水资源因其独特性质（已在第1章中介绍）而被严重低估。很多国家根本不收取水费。由于价格无法反映真实成本，水资源面临分配不当的问题，此外，对新建基础设施和缺水管理方面的投资也很少。由于认识到水资源短缺也会造成用水者之间关系紧张，本章首先提出有必要统一各部门、各农业子部门和各地的用水政策。本章将全面介绍各类政策与做法，目的是改善农业水资源管理，并将面向农民的私人激励措施与优化水资源利用的总体目标联系起来。

完成对政策一致性以及更高效、更可持续的用水激励措施的介绍后，本章将在前几章的分析和讨论基础上，探讨与农业水资源管理行动及投资相关的机遇。此外，本章还将在第2章提及的有关雨养作物和牧场系统面临干旱风险以及灌溉区面临水资源压力的各项挑战基础上，提出因地制宜的政策策略。本章采用“大农业”视角，突出基于自然的解决方案的重要

作用以及如何实现内陆渔业和水产养殖的利益与环境流量要求之间的协调统一。■

确保水资源、农业、粮食安全和营养政策统一一致

各部门之间需加强政策一致性

不同行动方采取行动是多个部门的政治和政策选择的结果，往往相互脱节。除了应对水资源短缺这一挑战外，另一项挑战是要通过协调，加强影响水资源管理的各种政策、立法和财政措施之间的一致性。许多政策可以通过能源税、贸易协定、农业补贴和减贫战略等措施，对水的供需状况产生重大影响。¹ 尽管这些措施可对水资源利用产生重大后果，但这些后果通常没有被考虑到（插图22）。由于不同部门就灌溉以及工业或城市用水作出决定时鲜少考虑对水资源需求和质量的累积影响，因此有必要对相关决策进行整合。否则，城市、工业和农业不断增加的用水需求会对水资源相关生态系统造成更大压力，严重影响这些生态系统提供实现可持续发展目标所必需的生态系统服务的能力。

各部门之间的横向整合将有助于减少各部门内部政策可能产生的跨部门负面影响，从而

节约资源，减少弊端。² 水-能源-粮食关系是实现政策一致性过程中不可或缺的环节。当农业政策因鼓励过度种植用水密集型作物（如水稻）而导致水资源和用于抽水的能源过度使用时，农业政策就会直接影响水资源和能源。³ 提高能源价格可以减少从含水层抽取的水量，进而减轻地下水过度开采。⁴ 经济实惠的太阳能水泵则通过扩大地下水开采，有可能显著改变这种关系。农业的淡水用量可能因此进一步增加。为防止水资源短缺问题进一步加重，应建立农业和灌溉综合信息系统，涵盖其他主要用水部门，便于在不确定条件下做出有效决策。关于水-能源-粮食关系的数据服务和知识管理可促进决策透明稳健，同时考虑到水文局限因素和环境流量要求。

为提供公共产品而进行补贴通常是合理的，这类补贴是鼓励采用新技术、提升粮食安全水平以及为小农提供收入支持的激励措施，也是弥补基础设施落后的一种手段。²⁷ 如插图22所示，农业投入物补贴可提高产量和盈利能力，但也有可能助长效率低下、水资源过度开采和低效利用，造成严重的社会经济后果。各国政府往往为能源、肥料和信贷等私人产品提供大量补贴，而忽视重要的公共产品（例如投资于研究、道路和教育），使激励措施助长了低效率以及水资源等自然资源的不可持续利用。私人用水也存在同样的情况，农民的灌溉用水价格低廉或免费，这种扭曲的激励措施最终导致了水资源过度使用并带来水污染。²⁸ 这 »

插文 22

近东及北非区域的激励措施、水资源短缺问题和水资源生产率

近东及北非（NENA）区域的人均可再生淡水资源不到世界平均水平的10%。⁵对水资源和能源的高补贴，加之监测和执行不力，使整个区域的高效用水激励机制形同虚设。高补贴导致了过度用水，也使得低价值利用和水资源生产率低下的情况长期存在。^{6,7}

由于开采地下水所需的燃料定价过低且水资源价值被低估，近东及北非区域多数国家的水资源开采量已超过可再生资源量，造成含水层枯竭。^{5,8}农业用水价格既不能体现水资源的稀缺价值，也无法体现供水成本。⁹农民几乎没有节水的动力，往往只要有利可图就会种植用水密集型作物，延误了节水灌溉技术的应用。¹⁰

近东及北非区域各国政府已将实现国家主粮自给作为优先重点，主要措施是将对生产者的价格支持及投入物补贴、进口管制和公共采购相结合，对谷物生产进行补贴。实现谷物自给、减少对进口的依赖一直是阿尔及利亚、¹¹埃及、^{12,13}伊朗、¹⁴叙利亚¹⁵和突尼斯¹⁶等多个近东及北非国家农业政策的核心。

由于缺少高效用水和提高生产率的激励措施，且生产这些作物对灌溉的需求较大，过度用水已成为常态，导致含水层严重枯竭，尤其对小规模生产者造成严重后果。^{5,17}

与鼓励按照比较优势开展生产的政策相比，以高额补贴推动谷物生产（尤其是小麦）的主导地位会造成国内生产总值遭受巨大损失。¹⁷

该区域是全球水价最低的区域，用水模式导致其水资源经济生产率极低。尽管与全球趋势相比，水资源物理生产率水平较高，但农业用水的经济回报最低，而农业用水占该区域用水总量的近80%，高于约70%的世界平均水平。^{7,17}

粮农组织的一项研究表明，每立方米水回报率最高的作物是水果和蔬菜，其水资源经济生产

率在1.07–6.18美元/立方米之间。谷物，即小麦和水稻的经济生产率最低，约为0.35美元/立方米。迄今为止，低水价和谷物生产方面的支持已造成水资源利用与其经济生产率脱钩。¹⁷

早前一项研究曾将埃及、约旦和黎巴嫩主要作物的水资源经济生产率与用水量进行对比。¹⁸结果表明，埃及的主要灌溉粮食作物（包括小麦、玉米、甜菜和水稻）耗水最多，水资源经济生产率最低。同时，蔬菜的水资源经济生产率最高，且用水量在农业用水总量中所占比例很小（如图所示）。研究发现，约旦卡拉克省的结果与此类似，当地四种灌溉作物（大麦、小麦、橄榄和番茄）种植面积占总面积的85%，淡水用量占95%，但水资源经济生产率却最低，相比之下其他蔬菜的生产率更高，而耗水量还不到灌溉总水量的5%。

水价低、能源补贴高，加上计量和监测不足或缺失，已抑制了农民采用高效灌溉措施的积极性。粮农组织数据显示，转用喷灌或局部灌溉等现代灌溉技术的速度缓慢，尤其是低收入或严重缺水国家。在埃及、摩洛哥和叙利亚，70%以上的灌溉土地采用地面灌溉，也门也几乎没有更高效的灌溉方式。²¹近东及北非区域的农民多数为小农，缺乏投资于技术的经济积极性。土地分散进一步削弱了他们的积极性。²²

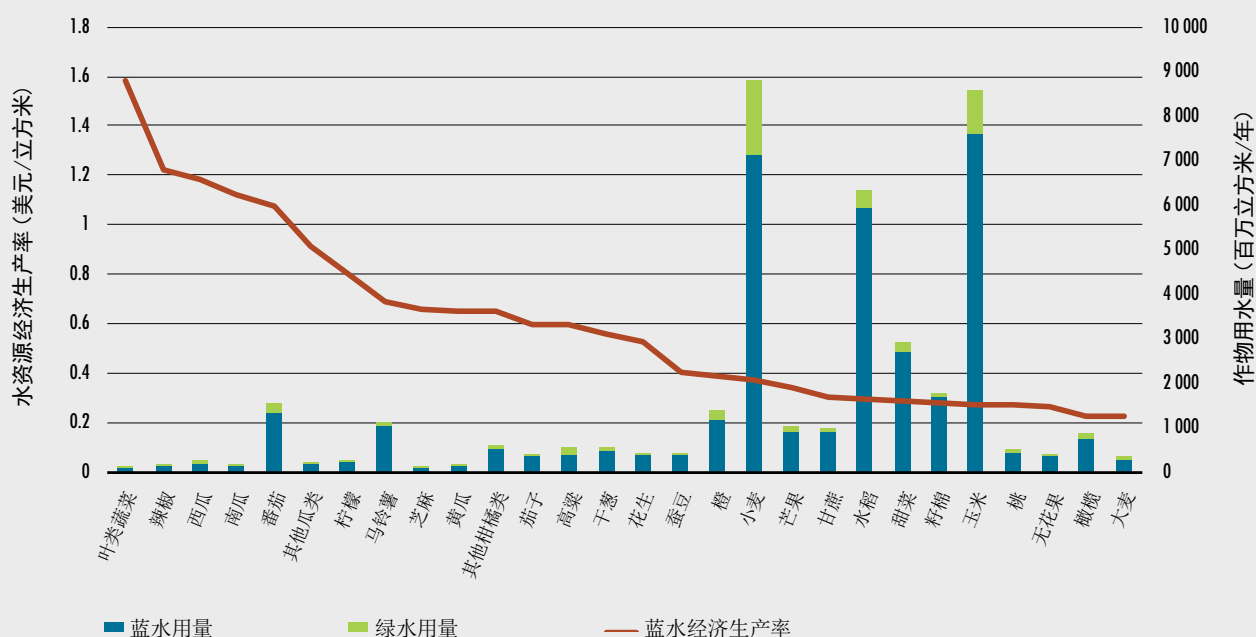
某些情况下，主粮作物自给政策已造成水资源极度枯竭和大量人口背井离乡。叙利亚就是这种情况，当地政策主要以小麦自给为目标，在自然资源退化方面扮演了重要角色。多项研究重点介绍了支持灌溉密集型作物（小麦和棉花）的政府政策如何导致了地下水水位下降。^{15,23}这造成叙利亚农民在2007–2009年近东地区大旱期间的应对能力受限。2008年，政府取消了柴油（灌溉使用的主要燃料）补贴，油价一夜间暴涨300%，

插文 22 (续)

情况进一步恶化。^{15,24} 此次旱情对该区域其他国家的影响微乎其微，^{24,25} 却造成叙利亚2009年约

30万人口离开农村迁往城市，哈萨卡和代尔祖尔地区60–70%的村庄因此被废弃。²⁶

2007–2011年埃及主要作物平均水资源经济生产率和用水量



资料来源：改编自 Elbehri 和Sadiddin, 2016；¹⁸ 其中的计算结果基于粮农组织统计数据库；¹⁹ Mekonnen 和Hoekstra, 2011。²⁰

» 可能会鼓励人们种植对水资源需求较高的作物。电价和水价补贴已经造成地下水过度开采，导致地面沉降、盐碱化以及土地和水资源退化。据估计，印度对地下水的补贴超过教育预算，加剧了不可持续的地下水开采行为。²⁹ 若补贴范围广或缺乏针对性，受益最多的会是

那些规模较大、使用的水和肥料及能源也较多的农场主。²⁷ 水价补贴会给社会带来高昂的成本。全球补贴倡议的保守估计表明，2004–2008年间，印度安得拉邦年均灌溉补贴约为3亿美元。³⁰（有关近东及北非区域公共政策对用水影响的讨论，参见**插文22**。）

适当的激励措施是可持续用水相关政策一致性的关键组成部分。要想管理好农业和整体经济中各项水资源相关挑战，应重新思考驱动用水决策的激励措施。除了考虑到水资源在农业生产中发挥的作用外，还要考虑到对整个生态系统和整个社会的作用，同时注意水资源利用范畴以外的政策也会对激励措施产生影响。

各农业子部门之间同样亟需加强一致性

各农业子部门之间也需要加强整合。由于用水量最大，农业是水价补贴和相关政策的最大受益者。各农业子部门所受的影响十分不均衡，原因是这些政策往往有利于灌溉农业，而损害了内陆渔业和雨养生产等其他系统。灌溉和内陆渔业的关系即为权衡取舍关系的例证之一，显示出协调工作的必要性。尽管绿色革命以来全球灌溉土地面积的扩大为低收入国家的粮食安全带来了重大惠益，但内陆渔业的损失却抵消了部分惠益。应以《2030年议程》为起点，开展必要的多学科和包容性对话，就权衡取舍以及建立在共享、可信数据基础上的平衡解决方案进行磋商。³¹

在农业部门内，大部分经管理的水资源被用于灌溉系统。雨养农业的确会影响蒸散后以地下水或地表水径流形式存留的降雨量，但灌溉产生的影响更为直接，因为抽取地下水会通过大坝和引水等活动影响地表水流量和生态系统。本报告在开篇部分曾提到，如今全球约41%的灌溉用水以牺牲环境流量要求为代价。³²因此，流域内的灌溉活动对水资源核算发挥着核心作用，而后者应反过来为可持续的水资源分配提供指导。在环境流量和生态系统服务方面，我们有机会采取行动，纠正此前灌溉系统

设计和运营中的错误，提高灌溉农业的生产率和营养效益。为更好地整合灌溉地区的渔业和水产养殖，可选择的行动涉及技术和政策干预措施，具体包括：1) 调整供水和储水基础设施的设计和运营，改善水的连通性、增加流量；2) 在灌溉系统内部和系统周围建设或改善生境和保护区（人工建造而成或天然洼地加深而成）；3) 修订灌溉系统相关政策、法规和管理措施，使以上调整措施得以落实。

将鱼类纳入灌溉系统可增加水产养殖所需的鱼苗供应，从而获取收益。全球大量优质鱼苗的生产和销售大大促进了水产养殖。当前，孵化场鱼苗价格低廉，可在水库等水体大量增殖放流，即所谓的养殖渔业。亚洲各国在灌溉水坝定期投放鱼苗，提高鱼类产量。³³⁻³⁵墨西哥在水库中系统性投放鱼苗，并为此建立了专门的苗种中心。³⁶由于认识到尚有巨大潜力有待开发，现已发布国际性准则，支持在水库和其他开放性水域进行负责任增殖放流。³⁷

除灌溉之外，扩大农业策略协调的范围也将有助于重新思考水资源利用。可采用创新方式，提高雨养农业生产力，以此降低需要灌溉的农田所占比例。同样，上游的森林保护和管理也会影响下游水资源。这强调了一个更广泛的问题，即应在子部门层面将影响水资源管理、服务交付和需求的多个部门和利益相关方统一起来。与农业用水尤为相关的一个例子是非消耗性用水和水的再利用方式。

各地之间需要一致性 — 综合方法

调整补贴和价格，使对个人的激励符合真实成本，从而提高水资源利用的可持续性，这一点十分重要。然而，这种办法能彻底解决问

题的可能性不大，原因是一方用水可影响流域下游其他利益相关方的水资源供应。出于这一原因，本报告着重强调，环境流量要求和以水资源核算为基础的水资源分配制度是提高水资源管理可持续性的重要前提。这些继而有助于采用更具综合性的方法，考虑到流域内水资源的不同用途，包括非消耗性用水和生态系统服务的需求。

综合方法之一是在灌溉区管理中兼顾保障粮食产量与其他环境和生态系统服务，^{38, 39} 包括调节功能（即地下水补给和防洪）和供给服务（为小型菜园、牲畜饮水、内陆渔业和水产养殖供水）。灌溉区内陆渔业（捕捞渔业或养殖渔业）和水产养殖的发展尤其具有吸引力，可在不增加或少增加用水服务成本的前提下提供更多产出。灌溉对内陆渔业产生正面影响的案例包括：斯里兰卡、⁴⁰ 老挝和泰国的大型水库（养殖本地品种泰国锯齿鲱）⁴¹ 以及位于赞比亚和津巴布韦边境的卡里巴湖水库（引入非本地品种坦噶尼喀湖沙丁鱼）。⁴² 评价这些干预措施时，还必须考虑到水道筑坝建设水库对河道渔业和洪泛区渔业造成的损失。

集水区管理的宗旨是通过综合生态系统方法实现资源的可持续利用，其核心是了解生物因素（包括人类）与非生物因素的总体相互作用。要想解决集水区内各社区因地理位置造成的社会经济地位不平等以及水、资源和服务获取不平等的问题，最适合从集水区层面入手。集水区管理能提供框架，有助于理解及调和土地利用系统之间的相互联系，并针对资源（尤其是水资源）的争夺采取协作行动和决策。建立在对集水区条件和动态进程进行合理分析基础上的中长期展望有助于设计与实施措施，起到保护生态系统和生物多样性、优化资源生产率和改善人类生计和福祉的作用。集水区管理

取决于具体情况，同时也具有高度灵活性，适用于不同应用领域和实施规模。⁴³

加强政策一致性的机制和工具

与对私人产品提供的一般性补贴不同，环境服务专项补贴可通过为旨在减轻灌溉发展和水坝建设所造成影响的各项工程提供补贴等方式，为实现具体目标提供激励，例如新的灌溉技术和环境服务。享受补贴的工程包括鱼类友好型灌溉设施和鱼道、人工湿地以及鱼类和水生生物多样性保护区。随着一般性私人产品补贴逐步转为针对性更强的补贴，小农和其他弱势群体可能因为不具备专项补贴申领资格而收入减少。可以利用结余资金补偿他们的损失，例如使用智能卡或智能手机向小农快速发放资金。²⁷ 其他方案包括为小农提供专项贷款或设备购置补贴，帮助其投资滴灌等技术，或支付与集水设施相关的劳动力和安装成本。

早期投入和技术采用期间的临时补贴有助于支付新技术的固定成本，鼓励农民在技术飞速变革中开展实验和学习。该类补贴应为临时性质，并在技术落地和正常使用后逐步退出。一旦固定下来并获得政治支持，取消补贴就十分困难，因此应谨慎实施。^{27, 44} 促进补贴与其他计划结合可能会取得效果，例如将公共工程或现金转移支付等社会保护计划与鼓励改善水资源利用的机制和/或计划相结合。插文23介绍了孟加拉国和印度如何通过专项补贴推广太阳能水泵的使用。这一类型的干预措施可能不适合面临水资源压力的地区，因为价格亲民的太阳能水泵可能会加大地下水过度开采的风险。这突出说明以水资源核算为基础的水资源分配系统对避免负面影响的重要性，因为一旦带来负面影响，即使节水技术也有可能導致用水量增加。

插文 23

面向小农的太阳能水泵 — 孟加拉国和印度的例证

近期试点计划表明，精准补贴可促进地下水利用技术的开发和采用。孟加拉国和印度比哈尔邦地下水资源丰富，但小农用柴油泵抽水的成本高昂。^{45,46} 试点计划帮助这两个地区的贫困人口实现了低成本地下水灌溉。⁴⁷ 孟加拉国基础设施开发公司开展了一项市场化惠贫灌溉服务试点项目，为购买太阳能水泵的私营企业或投资者提供50%的政府补贴和35%的贷款，供其以较低价格向小农出售灌溉服务。试点的结果是，2016年有300台太阳能水泵投入使用。

国际水资源管理研究所在印度东部的比哈尔邦开展了一项类似的试点项目，组织农民建立起惠贫水资源市场。有证据表明，无论在孟加拉国还是比哈尔邦，水价都比利用柴油泵供水的灌溉服务商低40–60%，从而促进了贫困人口高效用水，并推动在惠贫灌溉农业领域迅速扩大太阳能

水泵的使用范围。⁴⁷ 国际水资源管理研究所在缺水的印度古吉拉特邦邓地村开展了另一项试点项目，推广搭配使用太阳能水泵。在其中一个村子，水井所有者放弃使用电网供电，改为使用享受补贴的同等功率太阳能水泵。小型水泵形成一个微电网，由一家所有者合作社管理，公用事业公司则通过一个统一计量点，从合作社手中收购多余的太阳能发电量。该试点旨在推广低排放灌溉模式，减少农场电力补贴，减少电网供电过程中的技术和商业损失，为农民提供无风险的额外收入来源，激励他们节约能源和地下水。⁴⁷ 在2016年5月太阳能发电量被允许出售之前，农民将所有电量用于水泵上，灌溉自家和邻里的农田。但之后，农民则尽可能多出售电量，仅将35%的太阳能发电量用于抽取地下水。⁴⁸

在综合方法和流域管理背景下，另一项有针对性的政策工具是环境服务付费，这一工具能带来环境和经济效益。此类做法包括向同意为保护环境而对自己的土地或流域开展管理的农民或土地所有者付费，以保护水资源、减少温室气体排放或改善土壤质量和养分状况。当前多数相关计划采用基于自然的管理思路，侧重于减轻毁林或改善集水区状况。如果市场未能考虑自然资源的稀缺性和生态系统良好运转所带来的社会价值，这些激励措施就极为重要。高收入国家和低收入国家都有相应的案例，激励措施成功与否和成本效益如何取决于其设计。^{49, 50} 评价各种计划并从中找出效果最佳的方案颇具挑战性。主要挑战在于，要实现

严格评价就需要对比环境服务付费地区和其他非付费地区，工作成本可能较高。

环境服务付费将有助于维护生态系统，这些系统中即便采用综合方法也因操作和产权障碍而难以处理所有环境问题。环境服务付费（主要是基层或地方）对环境成果具有重大积极影响。巴西的“里约农村计划”将创收与环保相结合，在里约热内卢州72个市鼓励发展可持续农作系统。该计划在366个集水区加强了组织和社区动员，开发技能并鼓励最佳做法。⁵¹

总体而言，规模较小、用户至少部分出资、具备有效选择标准且条件规定严格的计划

效果更好。有助于付费计划成功的其他因素包括：其他土地利用方式的机会成本较低（或付费足以贴补机会成本），生产流动性有限，产权明确。适当的监测和制裁，辅之以社会保障措施，也会提高成功概率。付费计划成功可能性最高的条件包括：环境服务需求明确，且环境服务对一个或多个利益相关方具有经济价值；存在有效代理或中介；地权和水权清晰，合同可执行；可独立监测和评价成果。

然而，提高政策一致性还需要强有力的治理、工具和流程，以便开展政策的管理和协调以及预算和法规的制定。此外，还需要强大的政治承诺和领导力、文化变革、监测，并借鉴国际经验和实证。⁵² 具体步骤可包括：提升公共机构能力；跨部门协调水利、农业和能源部门；改进规划和监测工具；升级联网部门数据库，实现数据汇总和分析能力叠加。出台有效的监管和激励政策是实现政策一致性的重要步骤，有利于推动取消一般性补贴，使水利、农业和能源部门在政策、计划和项目可行性评估中面临相同的机会成本。另一个争论较多的问题是国际贸易的作用及其对各国水资源利用的影响（**插文24**）。

水资源管理的体制和政策改革需要公共部门、市场和民间社会行动之间实现复杂的融合（**插文25**）。这一点尤为重要，因为农业与粮食安全和营养之间存在关联，且两者均与水资源联系密切。粮食安全和营养受清洁水供应的影响（参见“聚焦：改善农村地区安全饮用水的获取”，第20页），但同时也通过许多依赖农业的小农和农村贫困人口与水资源产生联系。本报告展示了在农业生产者受水资源风险影响的地区居住的人口数量。为各部门及各类商品创造公平竞争环境的宏观经济政策和商品价格政策有助于小农在更了解情况的基础上就

水资源做出风险更低的决定，例如集水决定或灌溉投资决定。加大灌溉投资并在投资中纳入或呼应针对性别、青年、卫生和营养成果的干预措施还可以将灌溉计划从单纯注重增加粮食产量转为减贫战略和改善粮食安全和营养状况不可或缺的组成部分。⁶³ 农业推广机构、合作社和用水者协会可以在自身的宣传内容中增加营养和膳食相关内容。⁶⁴ 可针对雨养区生产者面临的水资源相关挑战专门设计宣传内容。水资源干预措施应更多针对妇女，以改善膳食质量和营养成果。⁶⁵⁻⁶⁷ 确定干预措施，减轻妇女的时间负担并支持妇女对生产的掌控权，可加快取得营养成果并增加惠益。⁶⁴ ■

确立政策优先重点， 缓解农业领域缺水问题

尽管各国各区域都面临某些水资源风险（水资源压力、干旱、洪水或水质问题），但各自的风险和等级却不尽相同（有关洪水相关问题的概述，参见“聚焦：水量过多？洪涝与农业”，第104页）。要选择最合适的水资源管理政策，就必须考虑具体的生产系统：灌溉农业、雨养农业（高/低投入生产）、畜牧业或内陆渔业和水产养殖。同样重要的还有所面临的风险、资源禀赋（自然资源和财政资源）以及各国治理情况 and 能力水平。确定具体行动、干预措施或政策时，必须对各项目标进行优先排序，将有限的资源投入到最需要的领域，取得最佳实效。**表7**以第2章对雨养农业、灌溉农业和畜牧业所作的空间分析为基础，列出了可缓解种植业和畜牧业水资源不足和短缺问题的潜在政策和干预领域，同时列出了内陆渔业和水产养殖可用的干预措施及策略。所有

插文 24

虚拟水和贸易在确保水资源优化利用中的作用

贸易和发展政策也能对水资源（包括水资源短缺和水质）产生重要影响。粮食进口及其所包含的虚拟水会对水资源部门产生影响，还可减轻缺水问题，提高粮食安全和营养水平。⁵³许多缺水国家尽管也在国内生产一些粮食，但仍将继续依赖进口作为粮食供应的重要来源。因此，虚拟水可在缺水国家以改善粮食安全和营养状况为宗旨的国内政策中发挥一定作用。进口与国内生产的最优组合因各国土地和水资源禀赋以及其他生产用途而有所不同。从区域和国家层面来看，虚拟水净出口量排名前列的是南北美洲（阿根廷、巴西、加拿大和美国）、南亚和东南亚（印度、印度尼西亚、巴基斯坦和泰国）以及澳大利亚。虚拟水净进口量最多的则是欧洲、日本、墨西哥、中东及北非和韩国。⁵⁴

国际贸易的驱动力是经济和政治力量，而非水资源短缺。贸易保护和农业国内支持（例如关税、税收、商品价格支持和补贴）都影响着虚拟水的流动。⁵⁵针对国际贸易和国家水资源关系的实证研究确认，其他因素比水资源在决定农产品和虚拟水贸易模式中发挥着更重要的作用。对146个国家的可再生淡水可用量国别数据和虚拟

水净贸易分析表明，水资源短缺并不能决定一国的虚拟水贸易，但耕地的获取情况却能够决定。⁵⁶另一项国际研究显示，人均耕地与一国人均或每公顷可再生水资源相比，更能说明农产品出口情况。⁵⁷

证据显示，贸易自由化造成了全球虚拟水流动的小幅至大幅增长。^{55,58}贸易自由化会减少水资源短缺地区的用水量，增加其虚拟水进口量，但会增加美国和南美洲等水资源相对丰富区域的用水量和虚拟水出口量。⁵⁸虚拟水进口在大坝蓄水能力较低国家的农业用水中占比更高，显示出隐含的基础设施共享具有潜力。⁵⁹

并非所有贸易模式都能提高水资源利用率。如果水资源短缺国家从其他水资源短缺区域进口，这种做法只会转嫁由农业引起的水资源短缺负担。将贸易和可持续用水相结合（例如通过水标签）对改进全球水资源治理必不可少，⁶⁰尤其是考虑到农用淡水价格并未体现其经济价值或淡水使用造成的环境影响。^{61,62}虚拟水这一概念十分有用，可鼓励政府官员和公民关注水资源短缺问题。然而，虚拟水并不能成为衡量最优农产品贸易或生产政策的主要标准。⁵⁷

这些都是“大农业”水资源管理策略中系列干预措施的组成部分，与之配套还需开展跨部门工作，实现更加可持续的水资源利用。水资源核算是可持续水资源管理的基石，其重要性贯穿各领域，对各类用水者均有影响。

改善雨养农田的水资源管理

本内容适用于全球所有12亿公顷雨养农田，尤其是干旱频率较高和极高的7700万公顷低投入雨养生产系统和5100万公顷高投入雨养生产系统。由于仅仅依靠雨养农业意味着巨大

插文 25

政策协调的挑战 — 玻利维亚和智利的经验

玻利维亚环境与水利部在应对气候变化的2017–2020年水资源管理计划中将治理作为实现水资源安全的根本。⁶⁸ 环境与水利部在灌溉工程和技术以及水资源、水量平衡和水权盘存方面开展了大量投资。该计划认可那些世代相传的灌溉组织以及在战略流域开展的水资源规划。玻利维亚南部塔里哈省的瓜达尔基维尔河流域具有战略意义，该流域成立的一个机构间平台推动了各部门、各级政府、学术界和非政府组织间的协调。粮农组织正与德国国际合作机构和欧盟合作，通过促进多利益相关方、多部门和多层面对话，在这一易受气候变化影响的半干旱流域改善水资源治理和管理。

在智利，粮农组织近期与智利农业部国家灌溉局在拉佩尔河廷格里里卡次流域开展了水资源治理案例研究。⁶⁹ 该流域严重干旱，用水需求超出供给，是遭受干旱长达10–13年的智利中部较有代表性的地区。2019年在廷格里里卡次流域开展的快速参与式研究确定了水资源治理面临的五项主要挑战和需求。

- ▶ 加强各行动方（涉及饮用水、灌溉和水力发电）之间的相互信任，确保有效协调，并防止/解决水资源危机导致的冲突。
- ▶ 提高从水务总局、农业部到推广机构等公共和

私人机构的效率和能力；开展支持性机构间的协调；改善地下水相关组织的结构。

- ▶ 完善地域规划和有效监管，保护土壤免受非保护性耕作方法的破坏，在考虑气候变化因素的前提下根据水资源可供量对灌溉规模扩大进行监管。
- ▶ 监管用水，推广使用高效滴灌和喷灌设备的灌溉系统，推广低耗水、高价值作物和废水的安全再利用。
- ▶ 创造质量更高的新信息，并进行分享、整合，采用现代化信息管理，促进知情决策。

此项参与式研究确定了一系列行动，旨在解决基础设施、政策规划、行政、知识和信息方面存在的空白。除强化机构外，还确定了三项重点干预措施：1）提高用水效率，降低面对气候变化时的脆弱性；2）根据水资源可供量预测管理不断增加的农业/灌溉用水需求；3）保障生产和消费所需的水资源供应。

粮农组织将继续支持以上安第斯国家和中美洲干旱走廊国家应对改善水资源治理和管理的需求。重新重视集水区管理和地表水、地下水综合管理将有助于各部门和各行动方解决土地退化以及水资源短缺和/或枯竭问题，并为可持续且有抵御力的农业体系提供支持。

的干旱风险，因此，保护水资源和实现灌溉农业和雨养农业的平衡在这些地区最受关注。集水技术（例如支持补充灌溉）可帮助人们度过短暂的干旱期，从而降低雨养农业的风险。⁷⁰ 尽管集水对于充分实现水资源管理策略的效果有着巨大潜力，但水资源管理策略也需要改良品种、合理的作物种植与收获期安排以及养分管理等优良农艺措施。当干旱风险和资源匮乏限制农民对高风险、高回报活动进行投资，从而使低投入生产的恶性循环更加难以打破时，通过公共干预措施投资于现代投入物就将发挥核心作用。各国政府可通过投资建设道路和市场基础设施，将农民与市场联系起来，并为集水和节水活动提供补贴，以减轻干旱的影响，推动整体农业发展。手机应用程序这一解决方案具有较好的成本效益，可帮助农民获得市场、资金和天气信息。在面临严重干旱风险的地区，数据库和带有干旱监测预警系统的信息系统将成为关键的预防性措施。为消除投资障碍，政府可提供信贷和推广服务，或推行作物保险和安全网措施，为小农提供其他收入来源。

扩大集水规模会影响内陆渔业及其他水资源相关生态系统的可持续性，最终殃及依赖生态系统各方的粮食安全和营养状况。有关集水投资的任何决定均应以详细的水资源核算为基础。将农业系统与鱼类和其他水生动物养殖活动相结合的集水技术可发挥重要作用，有助于降低环境 and 经济成本，增加家庭和农场层面的营养效益，提高水资源生产率。

为了最大程度实现雨养农业干预措施带来的惠益，还需要农民参与本地社区甚至流域层面的技术开发活动。⁷¹ 考虑到水资源相关政策和法规往往针对灌溉水分配而非雨水收集，因此应建立新的水资源政策框架，对水资源进行

综合管理，从集水区层面进行雨水规划和分配。⁷¹ 对于严重干旱频率极高的1400万公顷雨养农田，政府还可以消除农业中的扭曲性措施，促进用水密集型商品贸易，从而弥补水资源不足，保障粮食安全和营养。

农田和牧场等雨养地区的关键政策领域之一是旱灾防备工作。与干旱相关的政策不应仅着眼于应对灾害，而应成为政府和社会的长期关切。在没有发生干旱的年份就应制定好与干旱相关的政策，以便有更充足的时间开展规划和应对挑战。干旱年份的工作重点则自然转向抗旱应对计划。各国政策均因其国情而有自身特点，但所有政策都有一些共同点。与干旱相关的政策应具备三大支柱：1）旱情监测、预报和早期预警系统；2）脆弱性和影响评估；3）干旱准备、缓解和应对。这三大支柱应获得跨领域政策支持，至少涵盖以下内容：协调和体制建设；能力建设；财政；知识管理、科学、技术和研究以及认识；区域和国际合作；利益相关方参与和包容性；评价。⁷²

改善畜牧生产系统的水资源管理

牧场面积共46亿公顷，其中近15%（6.56亿公顷）严重干旱频率较高到极高。畜牧部门已成为诸如土地（尽管通常是不适合作物生产的贫瘠之地）和水（通过饲料和雨养牧场）等自然资源的利用大户。畜牧业用水应成为农业水资源管理的重要组成部分，应考虑到生产系统类型（例如草地畜牧业、种养混合或无地畜牧业）、规模（集约化或粗放）、牲畜品种以及畜牧养殖在不同国家的社会和文化意义。⁷³ 为增进对特定区域淡水需求的认识，提高农场和整个供应链的绩效，利益相关方必须进行可靠、透明的水资源核算，并考虑气候、农作措施和饲料利用情况。为此，联合国粮农组织于 »

表 7
改进农业水资源管理的政策重点

策略/行动	雨养区		灌溉区	内陆渔业和水产养殖
	农田 7700万公顷（低投入）和 5100万公顷（高投入）干旱 频率较高到极高	牧场 6.56亿公顷 干旱频率较高到极高	1.71亿公顷 水资源压力较大到极大	
 水资源核算 和审计	完善、透明的水资源核算	监测系统；旱地水资源和饲料评估；在环境评估中将水而非土地作为主要投入品	完善、透明的水资源核算	将对水相关生态系统和环境流量的合理估值纳入水资源核算
 良好农业 措施	最佳农艺措施（如改良品种、养分和农药管理、恢复土壤有机质以及地面覆盖物）	营养策略；为场院遮阳；调节环境温度；草料/饲料作物改良品种和改进耕种系统；改善动物卫生和福利；战略性开发草料和打井	最佳农艺措施（如改良品种、养分和农药管理、恢复土壤有机质以及地面覆盖物）	通过适当的遗传材料以及利用非本地品种实施负责任的放养和增殖策略，在人造水体中发展捕捞渔业；通过水资源生产率和回收利用、混合生产以及最佳水产养殖措施，提高水产养殖效率
 政策工具	推广服务；金融服务；作物保险；专项补贴；改善市场交通便利性（如建设道路）	有关畜牧业应对水资源风险的国家准则和标准；专项补贴（如恢复牧场；鼓励使用作物残渣饲喂动物）	推广服务；金融服务；作物保险；专项补贴	调整不利于渔业和水产养殖发展的激励机制与政策
 信息和 通信技术	预警系统；开发手机应用程序，用于提供市场和天气信息；精准农业	预警系统；粗放式放牧管理技术（如用于绘制水源点地图的空间信息系统）	预警系统；开发手机应用程序，用于提供市场和天气信息；精准农业	使用无线传感器监测水况和鱼类行为
 水资源 保护	水土保持策略，如梯田建设、等高耕作和保护性农业	节水型饮水设施；维护并修复水沟和水资源保护系统；综合水利改进办法	保护性农业；高效用水型灌溉系统	考虑作物生产与渔业生产之间的权衡取舍；建设稻田系统中的保护区
 集水和 灌溉	集水	使用水池和水库为畜牧生产供水；保护及恢复集水和灌溉系统；综合解决方案（如雨水收集系统为畜牧生产供水）	灌溉设施修复和现代化建设	综合解决方案（如雨水收集系统为养鱼供水；小型池塘）
 水资源 治理	社区参与；集水区综合管理方法	社区参与；传统或本地机构；牧民组织	分配与市场化工具；用水者协会	渔业/水产养殖协会；水产养殖分配；保持环境流量的法规；将营养成果纳入政策/规划
 贸易	虚拟水贸易	虚拟水贸易	虚拟水贸易	虚拟水贸易
 非传统 水源	-	利用替代性水源进行饲料生产以及为动物提供饮用水/水	水回收利用和咸水淡化；综合系统（如稻田养鱼和种养共生系统）	支持回收用水的综合系统（如稻田养鱼和种养共生系统）
 基于自然的 解决方案	基于自然的解决方案	基于自然的解决方案	基于自然的解决方案	利用基于自然的解决方案，强化环境和生物多样性服务

注：统计附件表A2（第138页）按不同国家列出了水资源严重短缺的各类农业和畜牧业生产系统的面积（单位：公顷）。

资料来源：粮农组织。

» 2012年建立了“畜牧业环境评估及绩效伙伴关系”，以提高畜牧业的环境可持续性（包括水资源优化利用），同时确定了提高畜牧业水资源生产率的机遇（见第4章）。⁷³ 监测系统可进行旱地水资源和饲料评估，从而完善预警系统，为制定发展策略提供依据。

由于大部分牲畜用水与饲料有关，因此，提高作物水资源生产率对改善畜牧业的水资源相关环境效益至关重要。⁷³ 本节前后几节提及的雨养农业和灌溉农业水资源管理十分重要。其他重点方案包括改良牧草和饲料作物品种和种植制度，通过针对性补贴鼓励将作物残茬和副产品用作动物饲料，同时为牧场生态系统的恢复、可持续管理和保护提供重要补贴。除饲料生产外，畜牧业中多数水资源用作牲畜饮水。第3章介绍了几种减少牲畜所需饮水量的水资源管理措施。改善牲畜卫生是提升总体产量，进而提高水资源生产率的重要途径之一，因为这使得牲畜对饲料和其他水资源的利用效率更高。⁷³ 如缺乏获取水资源的途径，则应推动改善基础设施（如打井）和保护传统的集水、节水和灌溉系统（例如运河、梯田和水井）。适合粗放型放牧管理的创新技术（例如移动式水泵和水库）开发将对该策略形成补充。

综合生产系统中近期出现了一些实用创新技术，能充分发挥种植业、畜牧业和农林混作之间的协同作用，确保经济和生态可持续性，同时提供生态系统服务。⁷⁴ 实现综合生产有多种方式，可以农场为单位，也可以涉及一定程度专业化的区域为单位。这种做法需要政治意愿以及政策和体制支持，以便采用与有前景的种养混合系统相关的创新和做法，促进粮食安全和营养。政府还应推动此类系统的投入市场与产出市场相互对接，为不同生产系统和市场

寻找投入产出供应链以及公共-私营服务供应商。

措施的成功推广还取决于强有力的农民组织、社区赋权以及多利益相关方和机构间方法。这需要开展知识交流、能力建设、适应性研究和相关跨学科研究。⁷⁴ 相关范例包括农民田间学校和农民俱乐部。

改善灌溉区的水资源管理

和雨养系统一样，在灌溉农业中也有许多缓解水资源短缺的方案。改善水资源管理将使全球超过2.75亿公顷灌溉农田受益。对水资源压力较大到极大的1.71亿公顷农田迫切需要采取行动。要想制定出能应对灌溉农业用水紧张的高效、有效和可持续策略以改善水资源管理，首先应对水资源供给和需求情况进行详细核算。一旦利益相关方深入了解水资源平衡（包括水文和生态系统全年的水质和水量需求）后，剩下的挑战则在于确立清晰透明的分配体系，这需要在粮食生产用水、贫困和弱势人群的基本需求以及环境流量之间达成平衡。保障河流流域和含水层的用水权和生态系统服务获取还有助于实现用水者安全，推动高效用水，并为水市场创造开放机遇。为鼓励有效管理，用水权总和应少于流域或含水层当前用水量。只有以此为前提，才有可能设计出有效的节水措施。

虽然扩大灌溉规模必须谨慎，且必须作为综合水资源管理策略的组成部分，但农村贫困人口显然能大大得益于灌溉。1970–1993年间，与采用高产品种、施用化肥与提高农村识字率和道路密度等措施相比，灌溉对印度14个邦的农村减贫贡献最大。⁷⁵ 在马拉维和巴基斯坦开展的其他研究则表明，若管理得当，灌溉可降

低儿童发育迟缓风险并促进家庭膳食多样化。^{76, 77} 世界上一些区域扩大灌溉规模的潜力相当大。2010–2050年，东亚及太平洋区域的灌溉收获面积预计将增加12%，拉丁美洲及加勒比区域增加35%，近东及北非增加22%，南亚增加30%，撒哈拉以南非洲区域增加超过100%。⁷⁸ 若能辅以适当政策，潜力还可进一步提高。一项研究估计，非洲至少1600万公顷和700万公顷的土地分别在发展盈利性大型灌溉和小型灌溉方面具有潜力，能为个人和农场社区管理系统带来更高的内部收益率。⁷⁹ 另一项研究表明，撒哈拉以南非洲在拓展盈利性小型灌溉方面潜力更大，有机会为多达3000万公顷土地配备电动泵，惠及3.5亿以上农村人口。⁸⁰ 考虑到多个国家的粮食安全与营养依靠内陆渔业并受到灌溉扩张的威胁，必须采取更为全面的方法，抵消或减轻其中的一些负面影响。

除了扩大规模，灌溉投资的优先重点还包括修复老旧系统，对现有系统进行现代化改造，改善水资源管控和提高用水生产率。这可能涉及投资先进灌溉技术，进而提高作物水资源生产率，或通过最大程度减少蒸散来降低消耗性用水。其他备选方案包括利用灌溉生产高价值作物或限制灌溉种植面积，但后者实施起来通常难度更大，也不太受欢迎。¹ 如资金允许，农民可通过投资精准农业提高灌溉效率，同时尽量减少对野生动植物和环境的影响。另一类值得优先考虑的基础设施涉及用于水资源和用水权监测的综合性数据和信息系统。这类系统为高效水资源分配系统提供信息，确保水资源消耗具有长期可持续性。增加非传统水源供水的措施（即咸水淡化和废水再利用）也将愈发重要，但需要大规模投资。

有资本需求时，尤其是在灌溉开发中，新的融资机制可增加对水资源管理的投资。绿色

债券和蓝色债券等融资来源值得考虑。另一种融资方案综合了赠款、政府担保贷款和受益人出资三种方式。混合融资能战略性利用发展融资或公共资金带动私人投资（例如全球水基金），是一种颇有前景的方法，可扩大私营部门资金在低收入国家的投资规模。⁸¹ 该方法主要投资于地下水，少量投资于小型商业性地表水系统。一些因素抑制了私营部门的灌溉投资，包括：回报率相对较低或不确定；项目管理中受到政治干预，使水价设置在私人投资者或银行部门能承受的可持续水平之下；政府担心私营部门设定的工业用水价格可能高于农业用水或生活用水。⁸² 即使政府继续提供大部分资金，通过公私伙伴关系引入私营部门也能产生经济效益。^p 需专门设计合同，为小农提供保护。生态系统服务付费可以成为水资源相关干预措施的另一资金来源。然而迄今为止，以上融资来源均未曾提供专门用于灌溉开发的大笔资金。²⁷

除灌溉系统投资外，所有灌溉区，尤其是水资源压力较大的地区，都需要充分利用稀缺的灌溉水资源，积极开展作物和养分选择，包括实现作物多样化，转向种植价值更高、耗水更少的作物（如耐旱品种）。在综合作物管理方案中，保护性农业是提高水资源和养分利用效率最重要的手段之一。其他综合管理系统还应考虑水产养殖和内陆渔业的潜力以及环境流量要求。

随着用水需求增加，需要建立更强健的机构，确保效益公平分配并维持环境服务。水资源治理改革有助于解决水资源相关的公平和效

p 有关灌溉部门公私伙伴关系最常用的合同形式，参见世界银行，2017。⁸³

率问题，尤其在水资源压力较大的地区。视具体情况，关键治理改革措施可包括：粮食-水-能源领域政府机构间的政策协调；对水资源形成直接竞争的地方，将农业和城市水资源政策进行整合；实力强大的用水者协会（包括管控当地用水权、付费使用水资源服务）；开展测量和监测；推动实现清晰的法律权限。为避免过度用水，各项策略还应考虑逐步取消与产量挂钩的转移支付（例如价格支持），尤其是用水需求高的作物，同时开始逐步取消对水、能源和化肥的一般性补贴。政策制定者还应消除农产品贸易扭曲做法，促进因水价补贴而享有比较优势的大宗农产品贸易。

改善内陆渔业和水产养殖的水资源管理

内陆渔业和水产养殖是粮食体系的重要组成部分，在多个发展倡议中发挥着积极作用。内陆渔业部门的用水与水生生态系统保护和维持有着密不可分的关系。任何水资源开发项目均应首先考虑内陆渔业和水产养殖的水量和水质需求。其他部门可以利用地下水和雨水等水资源，而内陆渔业却受到地表水可供量的限制。因此，仅评估水资源可供量往往不够。同等重要的还包括水资源所处位置、流量动态变化、可供性、水质、盐度以及变革驱动因素和人为压力的影响。⁸⁴ 需要确定维持水生生态系统所需的环境流量，并将水资源相关生态系统估值纳入水资源管理。多数高收入国家和一些低收入国家现已出台严苛的环境流量法规和水质标准，⁸⁵ 有助于渔业和水产养殖的持续发展。流域管理机构还可采用水产养殖水资源分配成本核算、节水技术激励措施与政策审查等其他政策工具，以确定会影响内陆渔业和水产养殖的成果以及营养成果。扩大水资源管理利益相

关方的磋商范围并将内陆渔业和水产养殖纳入其中，可确保水资源计划决策过程更为平衡。例如，可请水产专家参与老旧灌溉区修复或新灌溉区建设计划。

由于鱼类和作物对水资源的需求不同，灌溉用水与内陆渔业和养殖用水的争端往往难以解决。⁸⁵ 然而，对发展、农业和渔业进行合理规划并采取整体方法可减少争端。首先，须考虑大田作物用水与内陆渔业和水产养殖用水之间的权衡取舍，探索可实现成果最大化的潜在综合性解决方案，特别是能为较贫困或边缘化的利益相关方带来营养惠益的解决方案。将水产养殖与既有灌溉作物生产相结合的水稻生产系统或种养综合水体充分表明了两种活动可同时进行。多个案例显示，鱼类对水稻有积极影响，可减少农药和肥料的需求。

在雨养系统中，纳入水产养殖和渔业生产也可以实现双赢。综合性方法包括：1）鼓励采用集水技术（例如小池塘），为鱼类、园艺作物和畜牧生产等多元化农业生产及补充作物种植创造条件；2）在雨养水稻系统内建立保护区，维护和促进水生生物多样性；3）建立并推广基于社区的社会体系，保护水资源相关生态系统；4）以全盘方式管理洪泛平原，通过减少全天候道路（例如涵洞）或小型拦河坝等造成的障碍，将各水系重新连接起来。

政策制定者还应将基于自然的解决方案视为保护自然资源以及改善水资源相关生态系统状况和质量的一种方式。备选方案包括：通过消除水资源管理设施造成的障碍和瓶颈，恢复水道畅通；管理流量、开放设施，便于鱼类在繁殖季节通行和在水系中分散游动；建立湿地保护区，作为大型灌溉区大规模水利工程解决

方案的内容之一；加强水产养殖与既有灌溉作物生产的结合。应在粮食生产体系中全面计算环境服务成本，并调整补贴以体现成本。只有在此基础上，政策制定者才可考虑改变政策和治理，推广生态农业方法。⁸⁶ ■

结 论

农业水资源管理将是关系到资源利用效率、环境和可持续粮食生产的多个可持续发展目标能否实现的关键。本版《粮食及农业状况》重点探讨了农业与缺水限制的相互影响程度，具体调查了受严重干旱频率高和水资源压力大影响的土地面积和人口数量，目的在于指出生产者可能遇到的不同制约因素以及与之对应的水资源管理方法，并就治理、政策和本章所介绍的干预措施的优先排序提供指导意见，同时认识到农业用水者由不同群体构成（大型农场、小规模生产者、妇女、男性、土著人民和传统社区）。报告还强调，随着人口增长、经济发展、消费方式改变、水质退化和气候变化，对水资源的竞争正不断加剧。因此，权衡经济、环境和社会目标以及平衡所有水资源相关方的利益正在政策议程中获得越来越多的重视。水资源压力加大后，在一系列条件下表现良好且能以最小代价适应条件变化的分配制度将更受青睐。⁸⁷ 任何水资源管理政策的有效性都会受到下列因素影响：机构各自为政、存在矛盾；土地和水资源权属制度纷繁复杂；现有机构背后的权力关系；利益冲突；数据和信息的获取和使用。

除报告主题外，其他一些水资源相关议题虽极其重要但未能深入探讨，或在第一章中提及，例如食品加工部门的水资源利用，或在每

章结尾处的“聚焦”中提及。这些议题包括：农村的水、环境卫生和个人卫生，水污染和水体盐度对农业的重要性，以及洪水和排水及其对农业的影响。每个议题都有必要单列一章加以探讨。

尽管农业是全球最大的水资源用户，占总取水量的四分之三，是解决水资源不足和短缺的关键，但水资源不足和短缺问题需以集水区为单位跨部门处理。与以往相比，当前采取综合方法更为关键，需根据不同利益相关方的用水方式考虑整个集水区范围内的水资源可供量，并保障生态系统功能。各农业子部门（包括灌溉和雨养地区、森林、内陆渔业和水产养殖）需进行更好的整合，以《2030年议程》为起点，开展水资源高效、公平和可持续管理所需的多学科和包容性对话。

《2020年粮食及农业状况》的主要发现之一是，全球有12亿人生活在水资源极度短缺的灌溉地区或水资源严重不足的雨养地区，其中5.2亿生活在农村。全球约六分之一人口（约15%的农村人口）面临着与水资源相关的严重挑战。日益增加的水资源需求和气候变化引发的降水变化相叠加，给我们带来了一种紧迫感，应根据本报告列出的优先重点立即采取行动。政策应鼓励提高水资源生产率方面的投资，同时，水资源分配应在生产率与公平、包容的水资源获取以及环境流量要求之间实现更好的平衡。这将需要改革扶持政策以及造成用水效率低下的其他相关部门。很多情况下，水资源分配将需要改革，这可能具有政治挑战性。还有一种可能性是依靠替代水源，例如咸水淡化和水资源再利用，或通过一揽子干预措施对用水需求进行更加细致的管理。还应进一步努力开发工具和创新技术，完善有关水资源

和农业及其相互作用和取舍关系的信息和数据，为探索平衡经济、环境和社会目标的未来途径及最佳对策提供范例。以上工作需要治理

方面的创新作为配套，以引导当前粮食体系和水资源模式实现重大转型，加快实现可持续发展，不让任何人掉队。■

技术附件

有关地图边界的免责声明

就第1章图A、第2章图5-7、第3章图17和统计附件图A1-A3中的地图边界问题，特此发布以下免责声明：

苏丹和南苏丹之间的边界尚未最终确定。点虚线粗略显示印度和巴基斯坦之间商定的查谟和克什米尔地区控制线。查谟和克什米尔地区的最终归属尚未由各方商定。阿根廷和英国之间就福克兰群岛（马尔维纳斯群岛）的主权存在争议。本地图上显示的边界并不代表粮农组织对任何国家、领土、城市或地区或其当局的合法地位或对其国界或边界的划分表示任何意见。地图上的虚线可能是尚未完全商定的粗略边界线。

插文13采用的方法

插文13（第68页）采用的建模框架基于Rosegrant（2020）。¹在估算采用技术和管理措施后实现产量增长的农田比例时采用了Rosegrant等（2014）²分析方法的扩展版。具体来说，使用“农业技术转让决策支持系统”

（DSSAT）作物模型分别模拟雨养和灌溉系统中玉米、水稻和小麦的产量，并与“一切照常”的基准情景相比较。该模型得出的结果随后被输入一系列全球网格数据组，包括国际粮

食政策研究所（IFPRI）的“空间生产分配模型”（SPAM；详情参见插文7，第36页），绘制出全球作物分布和产量情况以及全球气候情景和土壤数据情况。接下来，在面积加权基础上汇总各国和各区域的作物增产数据。最后采用澳大利亚联邦科学与工业研究组织开发的模型，对政府间气候变化专门委员会（IPCC）第四次评估报告（AR4）中提出的A1B气候变化情景进行建模。³

就灌溉面积扩大和投资而言，预测当前灌溉区域到2030年扩大的灌溉面积时，基于Rosegrant等（2017）⁴（采用国际农产品与贸易政策分析模型[IMPACT]，见下文）和Palazzo等（2019）⁵（采用全球生物圈管理模型[GLOBIOM]的中等水平公共支持情景）的分析。后者的2030年结果由2050年结果推算而来。有关灌溉系统修复和现代化的投资率数据基于Rosegrant等（2017）。⁴全球农田技术采纳上限基于Rosegrant等（2014）的表3.3，各生态系统的区域增产数据基于图4.7-4.11。²有关建模结果的更多详情参见Rosegrant（2020）。¹

国际农产品与贸易政策分析模型（IMPACT）

国际农产品与贸易政策分析模型20世纪90年代由国际粮食政策研究所开发完成，用于研究农业研发投资、粮食政策、人口和收入增长

等不同情景假设对长期粮食供给情况产生的影响。² 模型采用一系列线性和非线性等式来估算世界农业领域潜在的产量和需求关系。世界粮食产量和消费量被细分成115个国家和地区组别以及126个水文流域。在本次研究中，预测扩大的灌溉面积时所采用的依据包括灌溉面积和投资的最新趋势、按照不同江河流域水资源可供量得出的扩大灌溉面积的潜力以及影响盈利性的粮食价格变化在一段时间里产生的反馈效应。有关该模型最新版本的详情参见Robinson等（2015）。⁶

地理空间数据和表格数据的计算方法

为了绘制世界各地和不同生产系统的水资源不足和短缺地图以及对缺水农业区面积及生活在此类地区的人口进行量化，本报告采用了六种不同数据组：1) 全球农业生态区（GAEZ）；⁷ 2) 空间生产分配模型；⁸ 3) 农业应力指数系统（ASIS）中的历史干旱频率；⁹ 4) 有关水资源压力的可持续发展目标（SDG）指标6.4.2；¹⁰ 5) 农业部门对水资源压力程度产生的影响；¹¹ 6) Schiavina等（2019）¹² 的全球人类居住层人口网格。粮农组织“手拉手”地理空间信息平台——一种创建交互式数据图、分析趋势并确定实时差距和机遇的数字公共产品——提供上述的各种数据集。¹³

绘制雨养和灌溉农田以及牧场地图

在调查世界不同地区、不同农业生产系统面临的水资源不足和短缺情况时，采用了全球农业生态区的三个分层作为参考数据：1) 雨养农田层；2) 草原和林地层（其中包括草原、灌木覆盖区和草本植被），分别用于调查雨养农田和牧场的干旱频率；3) 灌溉农业层，用于调查灌溉区的水资源压力程度。雨养农田又

按照空间生产分配模型的比例进一步分为高投入和低投入生产系统。空间生产分配模型原本将雨养农田分为高投入、低投入和自给型生产，¹⁴ 但本报告将自给型农田与低投入生产进行了合并。

绘制雨养区干旱频率地图并加以量化

在绘制雨养农田和牧场水资源不足情况（图5和图6，第28–29页）地图并对受干旱影响地区的公顷数和受干旱影响的人口数（统计附件表A1和表A2，第132–134页）进行量化时，采用了历史干旱频率指标。统计附件图A1和图A2又进一步将高投入雨养农田与低投入雨养农田区分开来。这一全球干旱指标包括两个作物生长季，最终从两者中间选择历史干旱频率最高值，作为组合数值。如果只有单季，则采用单个数值。没有生产季的像素，也没有干旱频率，在统计表中被视为“无数据”，在图5、图6、图A1和图A2中标为“无生产季”。在图5和图6中，“无数据”表示某些像素中无干旱水平数据，但根据全球农业生态区数据库显示有农田和牧场。

对该项指标按照全球农业生态区分层在程度和空间分辨率方面进行了进一步调整，重新分类为以下几类：较低——发生影响农田/牧场的严重干旱概率小于或等于10%；中等——介于10%和20%之间；较高——介于20%和30%之间；极高——大于30%。

绘制灌溉区水资源压力地图并加以量化

采用了有关流域层面水资源压力的可持续发展目标指标6.4.2来衡量灌溉区水资源短缺程度（图7，第30页），并对受水资源压力影响地区的公顷数和人口数进行量化（表A1和表A2）。图8（第31页）、图A3和图A4（第146

页) 分别进一步展示了农业部门对水资源压力产生的影响以及国家和流域层面的水资源压力程度。还按照全球农业生态区分层对可持续发展目标指标6.4.2相关数据进行了调整, 重新分为以下几类: 无水资源压力 — 各部门用水量所占比例小于或等于25%; 中等 — 介于25%和50%之间; 较大 — 介于50%和100%之间; 极大 — 大于100%。同样, 就农业部门对水资源压力产生的影响, 数据重新调整为: 无水资源压力 — 农业用水量所占比例小于或等于12.5%; 中等 — 介于12.5%和25%之间; 较大 — 介于25%和50%之间; 极大 — 大于50%。

生活在缺水地区的人口

对Schiavina等(2019)¹² 的人口层进行了重新抽样和调整, 剔除了人口超过两万的居住点。采用了以下决策树来确定生活在缺水农业区的人口数: 1) 生活在干旱频率极高的雨养区和生活在水资源压力极大的灌溉区的人口; 2) 生活在干旱频率极高的雨养区或生活在水资源压力极大的灌溉区的人口。按照同样的逻辑计算出生活在较缺水(而不是极度缺水)地区的另外两组人口数。采用同样的方法, 将像素的各项比例相加估算出公顷数。最终结果列于统计附件表A1和表A2。

统计附件

有关统计附件的说明

符号说明

本附件中的表格采用以下习惯表达法：

0 或 0.0 = 零或可忽略不计

- = 不适用

表A1和表A2中的数字从原始数据源提取后，由各位作者利用RStudio软件进行数据管理处理。小数与整数之间用点号(.)分隔。

技术说明

表 A1

水资源不足和短缺的农村地区面积及居住在此的人口，按国家或领土划分

资料来源：粮农组织改编自：1) 粮农组织。2020。有关水资源压力的可持续发展目标指标6.4.2；2) 粮农组织。2019。地球观测。农业应力指数系统（ASIS）：历史干旱频率（1984–2018）。见：粮农组织 [网上]。[2020年8月5日]。www.fao.org/giews/earthobservation/asis/index_1.jsp?type=131；3) 粮农组织和国际应用系统分析研究所（IIASA）。2020。全球农业生态区（GAEZ v4.0）。奥地利拉克森堡和罗马；4) 国际粮食政策研究所。2019。2010年全球空间分类作物产量统计数据，1.0版。哈佛大学Dataverse数据平台。见：Harvard Dataverse平台 [网上]。[引于2020年8月5日]。https://dataverse.harvard.edu/citation?persistentId=doi:10.7910/DVN/PRFF8V；5)

Schiavina, M.、Freire, S.和MacManus, K.。2019。欧盟全球人居数据库人口网格多时相数据（1975–1990–2000–2015），R2019A。见：欧盟委员会[网上]。[引于2020年8月6日]。http://data.europa.eu/89h/0c6b9751-a71f-4062-830b-43c9f432370f

第一组“干旱频率极高的雨养区和水资源压力极大的灌溉区”指：1) 干旱频率极高的雨养农田或牧场和水资源压力极大的灌溉区公顷数（单位：千公顷）；以及2) 生活在干旱频率极高的雨养区和水资源压力极大的灌溉区的农村或城市地区人口数量（单位：千人）。其中不包括人口超过两万的居住点。注意，由于像素大小的原因，计算人口总数时包括小城市中心或从事农业活动的城郊地区。因此，表中所包括的人口并非严格意义上的农村人口。

第二组“干旱频率极高的雨养区或水资源压力极大的灌溉区”指：1) 干旱频率极高的雨养农田或牧场或水资源压力极大的灌溉区公顷数（单位：千公顷）；以及2) 生活在干旱频率极高的雨养区或水资源压力极大的灌溉区的农村或城市地区人口数量（单位：千人）。其中不包括人口超过两万的居住点。注意，由于像素大小的原因，与第一组一样，表中所包括的人口并非严格意义上的农村人口。

第三组“干旱频率较高的雨养区和水资源压力较大的灌溉区”指：1) 干旱频率较高的雨养农田或牧场和水资源压力较大的灌溉区公顷数

（单位：千公顷）；以及2）生活在干旱频率较高的雨养区和水资源压力较大的灌溉区的农村或城市地区人口数量（单位：千人）。其中不包括人口超过两万的居住点。注意，由于像素大小的原因，与第一组一样，表中所包括的人口并非严格意义上的农村人口。

第四组“干旱频率较高的雨养区或水资源压力较大的灌溉区”指：1）干旱频率较高的雨养农田或牧场或水资源压力较大的灌溉区公顷数（单位：千公顷）；以及2）生活在干旱频率较高的雨养区或水资源压力较大的灌溉区的农村或城市地区人口数量（单位：千人）。其中不包括人口超过了万的居住点。注意，由于像素大小的原因，与第一组一样，表中所包括的人口并非严格意义上的农村人口。

表 A2

各类生产系统中水资源不足和短缺的土地面积及所占比例，按国家或领土划分

资料来源：粮农组织改编自：1）粮农组织。2020。有关水资源压力的可持续发展目标指标6.4.2；2）粮农组织。2019。农业应力指数系统（ASIS）：历史农业干旱频率（1984–2018）。见：粮农组织 [网上]。[2020年8月5日]。www.fao.org/giews/earthobservation/asis/index_1.jsp?type=131；3）粮农组织和国际应用系统分析研究所（IIASA）。2020。全球农业生态区（GAEZ v4.0）。奥地利拉克森堡和罗马；4）国际粮食政策研究所。2019。2010年全球空间分类作物产量统计数据，1.0版。哈

佛大学Dataverse数据平台。见：Harvard Dataverse 平台 [网上]。[引于2020年8月5日]。
<https://dataverse.harvard.edu/citation?persistentId=doi:10.7910/DVN/PRFF8V>

第一组“水资源压力较大或极大的灌溉农田”指水资源压力较大或极大的灌溉区公顷数（单位：千公顷）。“灌溉农田比例”指水资源压力较大或极大的公顷数在总灌溉面积中所占比例。

第二组“干旱频率较高或极高的低投入雨养农田”指干旱频率较高或极高的低投入雨养农田公顷数（单位：千公顷）。“低投入雨养农田比例”指干旱频率较高或极高的公顷数在低投入雨养农田总面积中所占比例。

第三组“干旱频率较高或极高的高投入雨养农田”指干旱频率较高或极高的高投入雨养农田公顷数（单位：千公顷）。“高投入雨养农田比例”指干旱频率较高或极高的公顷数在高投入雨养农田总面积中所占比例。

第四组“干旱频率较高或极高的牧场”指干旱频率较高或极高的雨养牧场公顷数（单位：千公顷）。“牧场比例”指干旱频率较高或极高的公顷数在牧场总面积中所占比例。

第五组“无数据的土地比例”分别指无数据的土地在灌溉农田、低投入雨养农田、高投入雨养农田、牧场总面积中所占比例。

表 A1

水资源不足和短缺的农业地区面积及居住人口, 按国家或领土划分

国家/领土	干旱频率极高的雨养区 和 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率极高的雨养区 或 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区 和 水资源压力较大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区 或 水资源压力较大的灌溉区		
	公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数	
		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市
	千	千	千	千	千	千	千	千	千	千	千	千
世界	8 053	13 727	23 167	340 127	498 187	629 345	53 717	122 747	139 864	552 294	749 572	1 064 280
非洲	484	518	553	110 952	31 832	49 127	2 941	4 842	5 319	158 902	91 156	148 005
北部非洲	483	518	553	3 161	14 352	19 429	1 911	2 753	3 612	22 681	38 039	89 486
阿尔及利亚	206	156	174	1 513	8 955	11 284	257	237	354	3 069	2 792	3 670
埃及	0	0	0	100	55	44	6	51	296	3 273	22 189	61 550
利比亚	101	89	24	606	1 492	2 007	0	0	0	587	587	155
摩洛哥	13	33	89	381	1 625	2 369	1 109	1 897	1 997	3 874	6 501	9 894
苏丹	0	0	0	143	106	48	540	568	964	10 998	5 278	13 484
突尼斯	164	240	266	418	2 119	3 678	0	0	0	880	692	732
撒哈拉以南非洲	1	0	0	107 791	17 480	29 698	1 030	2 089	1 707	136 221	53 117	58 519
东部非洲	0	0	0	82 748	14 182	17 009	455	1 364	1 629	17 057	29 677	27 463
布隆迪	0	0	0	0	0	0	5	35	0	6	584	579
吉布提	0	0	0	78	11	44	0	0	0	0	0	0
厄立特里亚	0	0	0	491	102	262	58	9	21	912	261	1 493
埃塞俄比亚	0	0	0	30 303	3 196	5 046	214	210	1 051	3 711	4 418	12 893
肯尼亚	0	0	0	32 947	8 071	4 961	12	186	0	2 288	10 977	2 295
马达加斯加	0	0	0	129	204	30	0	0	0	2 573	984	435
莫桑比克	0	0	0	20	7	0	50	142	74	137	488	514
卢旺达	0	0	0	32	91	685	24	149	39	264	2 755	1 229
索马里	0	0	0	16 044	1 436	2 150	0	0	0	719	194	109
南苏丹	0	0	0	1 112	33	0	9	0	0	392	235	716
乌干达	0	0	0	146	152	37	71	623	404	765	3 488	4 623
坦桑尼亚	0	0	0	1 445	848	3 769	6	9	40	4 880	5 037	1 505
赞比亚	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	45	1 021
津巴布韦	0	0	0	0	31	27	6	1	0	397	210	52
中部非洲	0	0	0	1 514	196	302	0	0	0	10 514	1 297	6 764
安哥拉	0	0	0	437	6	0	0	0	0	3 341	504	1 275
喀麦隆	0	0	0	1	0	0	0	0	0	313	174	2 378
乍得	0	0	0	909	67	21	0	0	0	6 689	421	807
刚果	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	4	0
刚果民主共和国	0	0	0	10	46	0	0	0	0	31	128	2 279
赤道几内亚	0	0	0	97	59	245	0	0	0	69	20	0
加蓬	0	0	0	60	16	37	0	0	0	60	16	0
圣多美和普林西比	0	0	0	1	1	0	0	0	0	10	30	25
南部非洲	1	0	0	21 986	1 145	1 679	503	710	31	74 277	8 676	5 564
博茨瓦纳	0	0	0	1	0	0	167	5	0	48 055	1 044	663
斯威士兰	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	326	62
莱索托	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	112	51
纳米比亚	0	0	0	21 620	532	74	0	0	0	15 849	720	366

表 A1
(续)

国家/领土	干旱频率极高的雨养区和 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率极高的雨养区 或 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区和 水资源压力较大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区 或 水资源压力较大的灌溉区		
	公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数	
		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市
	千			千			千			千		
南非	1	0	0	366	612	1 605	336	705	31	10 298	6 473	4 422
西部非洲	0	0	0	1 543	1 957	10 708	72	14	47	34 374	13 467	18 728
贝宁	0	0	0	34	142	1 045	0	0	0	30	130	182
布基纳法索	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 594	620	374
科特迪瓦	0	0	0	34	158	3 547	0	0	0	235	376	160
加纳	0	0	0	128	408	729	0	0	0	153	741	1 018
几内亚	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	8	962
几内亚比绍	0	0	0	1	2	0	0	0	0	6	9	0
利比里亚	0	0	0	33	53	689	0	0	0	215	179	212
马里	0	0	0	152	129	0	0	0	0	9 115	2 025	561
毛里塔尼亚	0	0	0	249	130	24	71	14	46	9 410	1 340	418
尼日尔	0	0	0	9	1	0	0	0	0	7 715	1 889	773
尼日利亚	0	0	0	55	741	4 381	0	0	0	3 030	3 916	9 638
塞内加尔	0	0	0	847	192	189	1	1	2	2 771	1 953	3 819
塞拉利昂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	96	274	612
多哥	0	0	0	0	3	102	0	0	0	2	7	0
美洲	644	206	397	29 083	7 800	19 435	10 214	4 272	6 827	112 322	52 852	94 331
拉丁美洲及加勒比	644	206	397	22 325	5 927	16 907	3 532	2 330	4 726	61 223	22 799	41 424
加勒比	0	0	0	111	171	403	0	0	0	458	821	476
安提瓜和巴布达	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
阿鲁巴岛	0	0	0	2	14	0	0	0	0	0	0	0
巴哈马	0	0	0	25	0	0	0	0	0	249	77	105
英属维尔京群岛	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
古巴	0	0	0	63	47	403	0	0	0	30	22	0
多米尼加	0	0	0	5	16	0	0	0	0	18	48	0
瓜德罗普	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10	0
海地	0	0	0	0	0	0	0	0	0	92	234	137
牙买加	0	0	0	3	1	0	0	0	0	36	133	0
波多黎各	0	0	0	10	67	0	0	0	0	9	143	7
圣基茨和尼维斯	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	8	0
特立尼达和多巴哥	0	0	0	3	24	0	0	0	0	20	145	227
美属维尔京群岛	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
中美洲	132	44	42	1 621	1 832	3 496	2 196	1 592	2 908	10 861	12 585	27 649
伯利兹	0	0	0	5	10	0	0	0	0	0	0	0
哥斯达黎加	0	0	0	5	0	0	0	0	0	84	102	124
萨尔瓦多	0	0	0	2	19	63	0	0	0	1	12	0
危地马拉	0	0	0	43	37	0	0	0	0	30	53	0
洪都拉斯	0	0	0	17	4	0	0	0	0	5	8	0
墨西哥	132	44	42	1 533	1 747	3 421	2 196	1 592	2 908	10 698	12 366	27 525



表 A1
(续)

国家/领土	干旱频率极高的雨养区 和 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率极高的雨养区 或 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区 和 水资源压力较大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区 或 水资源压力较大的灌溉区		
	公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数	
		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市
	千			千			千			千		
尼加拉瓜	0	0	0	4	0	0	0	0	0	32	36	0
巴拿马	0	0	0	11	15	12	0	0	0	10	8	0
南美洲	512	162	355	20 593	3 924	13 008	1 336	738	1 818	49 904	9 393	13 299
阿根廷	0	0	0	14 967	443	1 039	786	171	230	29 063	1 877	3 230
玻利维亚	0	0	0	269	30	10	0	0	0	1 247	264	19
巴西	0	0	0	908	259	114	0	0	0	14 724	3 788	965
智利	512	162	355	782	1 262	7 354	0	0	0	1 302	15	0
哥伦比亚	0	0	0	1 035	153	418	0	0	0	198	208	272
厄瓜多尔	0	0	0	87	87	197	10	5	0	524	336	62
圭亚那	0	0	0	1	0	0	0	0	0	8	9	0
巴拉圭	0	0	0	2	0	0	0	0	0	75	7	0
秘鲁	0	0	0	1 548	1 372	2 804	539	563	1 588	1 314	2 251	5 736
乌拉圭	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	9	10
委内瑞拉	0	0	0	993	318	1 072	0	0	0	1 359	630	3 005
北美洲	0	0	0	6 758	1 873	2 528	6 683	1 941	2 102	51 099	30 053	52 908
加拿大	0	0	0	6	0	0	0	0	0	10 419	434	499
格陵兰岛	0	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0
美国	0	0	0	6 731	1 873	2 528	6 683	1 941	2 102	40 680	29 619	52 409
亚洲	6 924	13 003	22 217	71 964	452 630	557 364	40 422	113 420	127 696	171 878	557 154	776 446
中亚	167	71	44	5 218	7 238	4 532	4 640	8 316	4 828	40 129	17 252	17 614
哈萨克斯坦	0	0	0	3 071	378	638	1 696	1 000	688	31 540	4 560	4 945
吉尔吉斯斯坦	0	0	0	0	0	0	247	653	563	1 143	2 422	2 143
塔吉克斯坦	0	0	0	12	864	278	527	1 365	349	515	2 220	2 222
土库曼斯坦	167	71	44	1 418	2 226	1 667	255	293	34	3 291	669	112
乌兹别克斯坦	0	0	0	716	3 769	1 948	1 916	5 006	3 194	3 640	7 381	8 192
东亚	447	1 516	6 830	17 654	153 247	146 966	2 453	17 507	15 247	45 133	194 497	227 326
中国香港特别行政区	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	84	1 755
中国	439	1 516	6 830	17 466	151 722	137 433	2 394	17 314	15 027	40 272	176 587	185 937
朝鲜	0	0	0	3	32	75	59	193	220	1 181	7 261	13 591
日本	0	0	0	72	1 132	5 545	0	0	0	139	2 011	6 861
蒙古国	7	0	0	83	89	24	0	0	0	2 766	67	24
韩国	0	0	0	22	211	1 164	0	0	0	771	8 466	19 020
中国台湾省	0	0	0	8	63	2 725	0	0	0	1	21	137
东南亚	46	330	3 003	4 170	43 036	103 878	717	1 619	1 248	5 380	25 488	24 174
文莱	0	0	0	1	11	0	0	0	0	0	0	0
柬埔寨	0	0	0	120	406	103	0	0	0	605	1 823	432
印度尼西亚	46	330	3 003	3 255	37 712	91 453	0	0	0	212	581	326
老挝	0	0	0	1	1	0	0	0	0	7	23	0
马来西亚	0	0	0	17	7	0	0	0	0	28	140	2

表 A1
(续)

国家/领土	干旱频率极高的雨养区和 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率极高的雨养区 或 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区和 水资源压力较大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区 或 水资源压力较大的灌溉区		
	公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数	
		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市
	千			千			千			千		
缅甸	0	0	0	84	511	689	0	0	0	1 094	2 799	2 580
菲律宾	0	0	0	54	173	649	0	0	0	121	2 342	2 789
新加坡	0	0	0	0	0	1 368	0	0	0	1	7	357
泰国	0	0	0	70	571	2 749	717	1 619	1 248	2 418	10 045	9 392
东帝汶	0	0	0	14	275	0	0	0	0	0	0	0
越南	0	0	0	554	3 369	6 868	0	0	0	895	7 729	8 297
南亚	5 918	10 070	10 361	40 617	230 036	267 946	26 417	78 110	96 042	62 419	289 545	457 423
阿富汗	90	328	54	943	5 970	9 333	2 367	3 915	3 383	3 976	4 906	3 312
孟加拉国	0	0	0	0	0	0	1 741	14 328	8 820	2 763	42 425	76 351
不丹	0	0	0	8	0	0	0	0	0	36	457	185
印度	4 664	7 153	5 808	20 111	125 751	158 060	18 603	56 852	79 397	43 851	212 554	352 981
伊朗	966	1 989	4 160	4 877	8 399	25 527	3 603	2 643	4 189	8 774	6 607	11 912
尼泊尔	0	0	0	21	0	0	11	21	5	1 136	19 565	8 372
巴基斯坦	146	335	107	14 125	79 213	70 550	93	352	248	1 790	2 957	4 276
斯里兰卡	52	265	233	534	10 702	4 476	0	0	0	94	74	32
西亚	347	1 016	1 978	4 305	19 072	34 040	6 194	7 866	10 330	18 817	30 373	49 910
亚美尼亚	0	0	0	0	0	0	39	94	315	279	1 339	1 180
阿塞拜疆	0	0	0	269	375	1 021	1 425	1 205	691	1 304	2 346	2 185
巴林	0	0	0	1	54	546	0	0	0	0	0	0
塞浦路斯	0	0	0	0	0	0	22	35	53	50	479	363
格鲁吉亚	0	0	0	0	0	0	17	95	137	260	511	93
伊拉克	0	0	0	107	747	1 273	393	786	1 166	3 420	6 142	19 632
以色列	0	0	0	4	21	52	1	13	14	167	2 116	4 023
约旦	0	0	0	45	229	1 932	60	236	513	86	1 336	1 124
科威特	0	0	0	4	109	156	0	0	0	2	3	0
黎巴嫩	1	2	0	1	5	0	146	564	1 476	127	1 404	675
阿曼	0	0	0	59	1 664	1 375	0	0	0	5	10	0
巴勒斯坦	0	0	0	0	0	0	2	18	32	42	769	1 858
卡塔尔	0	0	0	12	304	905	0	0	0	0	0	0
沙特阿拉伯	196	444	442	1 702	3 182	5 726	0	0	0	207	137	99
叙利亚	130	484	1 172	584	3 078	4 613	1 004	1 932	1 008	2 027	2 945	1 985
土耳其	0	0	0	866	496	2 253	3 086	2 889	4 926	10 834	10 780	16 644
阿拉伯联合酋长国	0	0	0	269	1 177	3 761	0	0	0	0	0	0
也门	20	86	364	381	7 632	10 428	0	0	0	8	57	48
欧洲	0	0	0	889	5 354	3 129	140	214	22	18 060	47 789	45 001
东欧	0	0	0	711	170	70	7	0	0	12 789	4 649	4 496
保加利亚	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	52	38
波兰	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	46	0
罗马尼亚	0	0	0	0	0	0	0	0	0	857	1 696	2 075

表 A1
(续)

国家/领土	干旱频率极高的雨养区和 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率极高的雨养区 或 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区和 水资源压力较大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区 或 水资源压力较大的灌溉区		
	公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数	
		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市
	千			千			千			千		
俄罗斯联邦	0	0	0	605	77	0	7	0	0	11 845	2 854	2 383
乌克兰	0	0	0	106	92	70	0	0	0	2	0	0
北欧	0	0	0	3	15	0	0	0	0	148	245	794
丹麦	0	0	0	2	12	0	0	0	0	125	185	53
爱尔兰	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
立陶宛	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
瑞典	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	42	112
英国	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	18	629
南欧	0	0	0	79	195	119	133	214	22	3 948	18 326	14 472
阿尔巴尼亚	0	0	0	4	2	0	0	0	0	72	367	564
波黑	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
克罗地亚	0	0	0	2	1	0	0	0	0	5	17	0
希腊	0	0	0	1	0	0	0	0	0	173	265	172
意大利	0	0	0	14	41	100	25	62	22	1 239	9 841	4 918
马耳他	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	17	0
黑山	0	0	0	4	32	0	0	0	0	1	4	0
北马其顿	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	48	76
葡萄牙	0	0	0	11	65	0	0	0	0	144	735	193
马德拉群岛	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	79	20
圣马力诺	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0
塞尔维亚	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
西班牙	0	0	0	43	53	19	108	152	0	2 297	6 929	8 530
西欧	0	0	0	96	4 975	2 940	0	0	0	1 175	24 569	25 240
奥地利	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	163	809
比利时	0	0	0	32	2 912	1 239	0	0	0	8	396	44
法国	0	0	0	36	1 566	1 402	0	0	0	563	8 374	9 767
德国	0	0	0	0	0	0	0	0	0	136	8 171	6 131
卢森堡	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	124	21
荷兰	0	0	0	29	498	299	0	0	0	408	6 844	8 106
荷属安的列斯群岛	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	41	64
瑞士	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	457	299
大洋洲	0	0	0	127 239	571	290	0	0	0	91 133	621	497
澳大利亚和新西兰	0	0	0	127 116	532	132	0	0	0	90 851	547	463
澳大利亚	0	0	0	127 057	489	131	0	0	0	90 851	547	463
新西兰	0	0	0	58	43	0	0	0	0	0	0	0
美拉尼西亚	0	0	0	123	38	159	0	0	0	282	74	34
斐济	0	0	0	2	1	0	0	0	0	61	35	0



表 A1
(续)

国家/领土	干旱频率极高的雨养区 和 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率极高的雨养区 或 水资源压力极大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区 和 水资源压力较大的灌溉区			干旱频率较高的雨养区 或 水资源压力较大的灌溉区		
	公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数		公顷数	人口数	
		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市		人口数	城市
	千			千			千			千		
新喀里多尼亚	0	0	0	2	1	0	0	0	0	54	10	0
巴布亚新几内亚	0	0	0	113	25	159	0	0	0	153	28	34
所罗门群岛	0	0	0	2	7	0	0	0	0	0	0	0
瓦努阿图	0	0	0	5	5	0	0	0	0	14	0	0

注：为便于统计，中国的数据不包括中国香港特别行政区和中国台湾省。葡萄牙和荷兰的数据分别不包括马德拉群岛和荷属安的列斯群岛。

表 A2
各类生产系统中水资源不足和短缺的土地面积及所占比例, 按国家或领土划分

国家/领土	水资源压力较大或极大的灌溉农田		干旱频率较高或极低的低投入雨养农田		干旱频率较高或极高的高投入雨养农田		干旱频率较高或极高的牧场		无数据的土地比例			
	公顷数	灌溉农田比例	公顷数	低投入雨养农田比例	公顷数	高投入雨养农田比例	公顷数	牧场比例	灌溉农田	低投入雨养农田	高投入雨养农田	牧场
	千	百分比	千	百分比	千	百分比	千	百分比	百分比			
世界	170 887	62.0	77 093	14.0	50 708	8.0	655 502	14.2	0.1	5.3	1.7	27.8
非洲	9 560	72.2	12 632	7.5	4 351	12.9	246 735	22.0	0.0	10.2	6.6	28.4
北部非洲	8 068	99.6	2 214	17.2	1 883	24.5	16 072	19.1	0.0	3.1	0.7	39.2
阿尔及利亚	565	99.9	442	14.6	18	9.9	4 018	28.7	0.1	1.8	1.2	45.1
埃及	3 376	100.0	2	45.2	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	99.8
利比亚	462	99.9	36	13.9	29	17.3	767	19.4	0.1	0.0	0.0	71.2
摩洛哥	1 459	99.9	949	31.4	1 158	30.0	1 810	16.9	0.1	1.1	0.5	42.0
苏丹	1 826	98.2	609	10.3	455	17.3	8 791	17.2	0.0	4.9	1.0	31.8
突尼斯	379	99.9	175	27.6	222	25.8	686	17.2	0.1	3.3	0.4	70.8
西撒哈拉	–	–	–	–	–	–	0	0.0	–	–	–	100.0
撒哈拉以南非洲	1 493	29.0	10 418	6.7	2 468	9.5	230 663	22.2	0.0	10.8	8.3	27.5
东部非洲	219	9.1	5 261	11.1	1 256	13.4	93 522	21.9	0.0	18.9	16.1	35.2
布隆迪	3	15.1	4	0.4	1	0.5	3	0.3	0.0	0.5	0.5	5.5
科摩罗	0	0.0	–	–	–	–	0	0.0	13.5	–	–	32.1
吉布提	0	0.0	–	–	–	–	78	27.0	0.0	–	–	73.0
厄立特里亚	6	29.9	168	28.6	19	17.6	1 269	29.8	0.0	5.7	7.3	35.9
埃塞俄比亚	88	30.0	1 818	18.0	552	19.3	31 771	40.4	0.0	11.9	7.7	38.5
肯尼亚	14	14.1	916	37.4	183	28.6	34 134	73.4	0.0	7.2	5.6	18.4
马达加斯加	0	0.0	58	3.0	7	2.0	2 637	6.5	0.0	14.3	5.3	0.7
马拉维	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.8	0.4	56.8
马约特	–	–	–	–	–	–	0	0.0	–	–	–	100.0
莫桑比克	74	62.5	49	1.4	41	3.8	42	0.1	0.0	39.8	58.7	64.3
卢旺达	8	97.2	206	22.9	52	22.8	53	7.6	0.0	7.0	7.7	23.6
索马里	0	0.0	160	27.8	4	32.0	16 599	40.8	0.1	71.9	60.0	53.4
南苏丹	8	100.0	251	8.7	107	38.1	1 147	2.3	0.0	65.4	41.4	18.9
乌干达	9	99.9	555	8.4	37	7.9	381	4.4	0.0	13.6	14.8	30.1
坦桑尼亚	1	0.5	800	12.3	247	15.5	5 282	10.6	0.0	10.7	10.5	39.2
赞比亚	0	0.0	12	0.3	1	0.1	0	0.0	0.0	35.9	23.8	25.6
津巴布韦	8	4.7	264	6.1	4	1.7	126	0.6	0.0	12.7	7.2	75.7
中部非洲	0	0.1	197	0.8	11	0.3	11 820	5.1	0.0	18.0	8.1	32.1
安哥拉	0	0.0	0	0.0	0	0.0	3 778	6.4	0.0	8.8	5.3	10.5
喀麦隆	0	0.0	0	0.0	0	0.0	313	2.1	0.0	9.0	1.2	10.2
中非共和国	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	38.4	46.7	12.1
乍得	0	0.5	110	1.6	7	1.1	7 481	17.1	0.0	4.0	2.7	4.4
刚果	0	0.0	1	0.2	0	0.4	0	0.0	0.0	21.2	17.8	19.7
刚果民主共和国	0	0.0	37	0.3	1	0.1	3	0.0	0.0	30.3	17.9	91.4
赤道几内亚	–	–	32	19.4	1	8.6	132	21.8	–	0.2	0.1	10.0
加蓬	0	0.0	11	3.4	3	4.1	106	2.7	0.0	37.2	22.3	20.9
圣多美和普林西比	0	0.0	5	70.7	0	68.4	7	29.3	0.0	0.0	0.0	6.2

表 A2
(续)

国家/领土	水资源压力较大或极大的灌溉农田		干旱频率较高或极低的低投入雨养农田		干旱频率较高或极高的高投入雨养农田		干旱频率较高或极高的牧场		无数据的土地比例			
	公顷数	灌溉农田比例	公顷数	低投入雨养农田比例	公顷数	高投入雨养农田比例	公顷数	牧场比例	灌溉农田	低投入雨养农田	高投入雨养农田	牧场
	千	百分比	千	百分比	千	百分比	千	百分比	百分比			
南部非洲	1 260	81.0	1 770	16.2	735	17.3	93 002	52.5	0.0	15.0	5.7	25.3
博茨瓦纳	4	94.3	31	14.3	1	12.8	48 187	95.7	0.0	80.7	71.3	0.4
斯威士兰	49	100.0	3	2.3	1	3.2	0	0.0	0.0	8.9	8.9	40.6
莱索托	0	0.0	19	6.6	2	10.5	0	0.0	0.0	19.6	14.0	14.0
纳米比亚	0	0.0	40	6.4	1	7.5	37 427	80.1	0.0	77.3	54.6	3.0
南非	1 207	81.0	1 676	17.4	730	17.4	7 388	9.7	0.0	9.4	5.4	55.5
西部非洲	13	1.3	3 190	4.5	466	5.1	32 318	16.0	0.0	2.2	1.5	8.1
贝宁	0	0.0	12	0.5	3	0.4	49	0.9	0.0	0.9	0.6	16.7
布基纳法索	0	0.0	304	9.0	109	9.5	1 181	6.0	0.0	0.5	0.3	0.2
科特迪瓦	0	0.0	189	2.6	46	3.7	34	0.3	0.0	8.8	3.1	8.6
冈比亚	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.1
加纳	0	0.0	75	1.8	50	3.1	156	1.5	0.0	1.7	0.5	13.4
几内亚	0	0.0	1	0.0	0	0.0	0	0.0	0.1	3.2	2.2	3.5
几内亚比绍	0	0.0	6	1.9	2	1.3	0	0.0	1.0	0.8	0.6	14.9
利比里亚	0	0.0	29	5.8	3	5.3	216	4.7	0.0	14.3	8.5	6.1
马里	1	0.3	691	11.4	70	6.0	8 505	22.8	0.0	3.2	2.5	3.5
毛里塔尼亚	12	24.4	88	24.3	2	32.1	9 628	74.6	0.0	31.2	13.0	4.4
尼日尔	0	0.0	33	1.4	7	1.1	7 684	25.6	0.0	2.0	2.9	3.7
尼日利亚	0	0.0	1 063	3.2	32	3.3	1 990	5.1	0.0	0.2	0.1	14.6
塞内加尔	1	0.6	690	16.0	140	17.9	2 788	24.8	0.0	4.5	3.0	24.9
塞拉利昂	0	0.0	9	0.5	1	0.8	85	4.0	0.0	3.4	1.5	5.1
多哥	0	0.0	0	0.0	0	0.0	2	0.1	0.0	0.0	0.0	22.2
美洲	14 229	29.6	4 162	4.4	19 483	8.7	114 389	8.0	0.2	1.9	1.1	26.1
拉丁美洲及加勒比	6 964	35.9	4 162	4.4	2 018	4.8	74 579	9.8	0.3	1.9	1.3	17.2
加勒比	0	0.0	65	1.6	11	0.7	492	6.9	0.3	4.4	2.1	18.1
安圭拉	–	–	–	–	–	–	0	0.0	–	–	–	0.0
安提瓜和巴布达	0	0.0	0	1.5	0	1.1	0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0
阿鲁巴岛	–	–	–	–	–	–	2	100.0	–	–	–	0.0
巴哈马	–	–	0	0.0	0	0.0	274	95.2		100.0	100.0	4.8
巴巴多斯	0	0.0	–	–	–	–	0	0.0	0.7	–	–	100.0
英属维尔京群岛	0	0.0	0	0.0	–	–	0	80.3	100.0	100.0	–	19.7
古巴	0	0.0	11	0.5	4	0.5	78	2.2	0.4	1.2	0.4	28.4
多尼克	–	–	0	0.0	0	0.0	0	0.0	–	4.2	6.0	100.0
多尼米加	0	0.0	2	0.2	1	0.2	20	1.3	0.0	8.8	5.8	6.2
格林纳达	0	0.0	–	–	–	–	0	0.0	21.5	–	–	100.0
瓜德罗普	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1	7.6	2.7	0.4	0.0	0.0
海地	0	0.0	6	1.1	5	1.2	81	7.5	0.7	1.5	0.8	2.9
牙买加	0	0.0	29	12.4	1	11.6	9	2.8	0.0	20.3	14.3	24.1

表 A2
(续)

国家/领土	水资源压力较大或极大的灌溉农田		干旱频率较高或极低的低投入雨养农田		干旱频率较高或极高的高投入雨养农田		干旱频率较高或极高的牧场		无数据的土地比例			
	公顷数	灌溉农田比例	公顷数	低投入雨养农田比例	公顷数	高投入雨养农田比例	公顷数	牧场比例	灌溉农田	低投入雨养农田	高投入雨养农田	牧场
	千	百分比	千	百分比	千	百分比	千	百分比	百分比			
马提尼克	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	28.9	13.7	0.0	0.0
蒙特塞拉特	–	–	0	0.0	0	0.0	0	0.0	–	100.0	100.0	100.0
波多黎各	0	0.0	9	9.6	0	10.1	9	3.6	0.2	9.9	1.7	5.9
圣基茨和尼维斯	0	0.0	0	0.0	0	0.0	3	82.5	7.7	13.6	6.4	16.2
圣卢西亚	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	4.5	0.0	0.0	45.9
圣文森特和格林纳丁斯	–	–	–	–	–	–	0	0.0	–	–	–	100.0
特立尼达和多巴哥	0	0.0	8	9.0	0	2.7	15	17.8	1.1	7.8	9.2	4.4
特克斯和凯科斯群岛	–	–	–	–	–	–	0	0.0	–	–	–	26.2
美属维尔京群岛	0	0.0	–	–	–	–	1	18.6	13.6	–	–	0.0
中美洲	4 780	70.2	98	0.8	135	0.9	9 798	9.9	0.0	3.1	1.7	50.1
伯利兹	0	0.0	0	0.0	0	0.0	5	0.9	0.0	7.5	1.9	15.4
哥斯达黎加	0	0.0	4	1.1	6	4.3	79	4.4	0.1	3.9	7.2	13.5
萨尔瓦多	0	0.0	1	0.3	3	0.5	0	0.0	0.0	0.1	0.1	1.1
危地马拉	0	0.0	2	0.6	10	0.7	62	1.4	0.0	2.7	2.6	14.9
洪都拉斯	0	0.0	3	0.4	2	0.2	17	0.5	0.0	1.2	1.2	9.3
墨西哥	4 780	75.1	77	0.9	107	1.0	9 596	11.6	0.0	3.1	1.7	57.7
尼加拉瓜	0	0.0	4	0.5	5	0.4	28	0.7	0.1	0.2	0.0	8.7
巴拿马	0	0.0	7	1.6	3	0.8	11	0.7	0.0	11.6	8.5	15.1
南美洲	2 184	19.2	4 000	5.0	1 872	7.3	64 288	9.8	0.4	1.6	0.9	12.2
阿根廷	490	27.5	2 256	16.1	1 675	15.5	40 396	22.9	2.0	0.5	0.2	19.4
玻利维亚	0	0.0	17	1.0	36	3.2	1 464	3.9	0.0	9.5	2.8	14.0
巴西	0	0.0	1 477	2.8	89	1.5	14 066	5.2	0.1	1.6	0.3	8.6
智利	436	23.0	1	0.8	0	0.1	2 157	10.7	0.1	3.5	1.7	15.1
哥伦比亚	0	0.0	36	1.3	16	0.7	1 180	3.0	0.1	3.5	3.7	7.6
厄瓜多尔	72	8.5	49	3.3	7	1.5	493	5.5	0.0	0.1	0.1	7.5
福克兰群岛（马尔维纳斯群岛）	–	–	–	–	–	–	0	0.0	–	–	–	0.4
法属圭亚那	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	28.7	38.7	55.9
圭亚那	0	0.0	4	2.2	4	7.5	1	0.1	1.7	0.4	0.3	38.9
巴拉圭	0	0.0	50	1.7	25	1.3	2	0.0	0.0	1.1	0.8	15.9
秘鲁	1 187	70.5	3	0.3	1	0.1	2 212	5.8	0.0	3.1	3.3	13.7
苏里南	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	6.0	0.3	44.7
乌拉圭	0	0.0	89	7.7	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
委内瑞拉	0	0.0	17	0.9	17	1.6	2 318	6.5	0.1	3.3	2.9	7.0
北美洲	7 265	25.4	0	99.0	17 465	9.6	39 810	5.9	0.2	0.0	1.0	36.2
加拿大	0	0.0			9 069	23.2	1 357	0.4	0.0		0.9	36.0
格陵兰岛	–	–	–	–	–	–	21	0.1	–	–	–	52.3



表 A2
(续)

国家/领土	水资源压力较大或极大的灌溉农田		干旱频率较高或极低的低投入雨养农田		干旱频率较高或极高的高投入雨养农田		干旱频率较高或极高的牧场		无数据的土地比例			
	公顷数	灌溉农田比例	公顷数	低投入雨养农田比例	公顷数	高投入雨养农田比例	公顷数	牧场比例	灌溉农田	低投入雨养农田	高投入雨养农田	牧场
	千	百分比	千	百分比	千	百分比	千	百分比	百分比			
圣皮埃尔和密克隆	–	–	–	–	–	–	0	0.0	–	–	–	7.7
美国	7 265	26.1	0	99.0	8 396	5.9	38 433	12.0	0.2	0.0	1.1	35.6
亚洲	144 002	77.6	54 393	24.3	14 579	10.9	78 214	9.9	0.1	4.1	4.0	28.2
中亚	9 214	95.9	11 979	58.0	1 459	37.2	27 502	23.7	0.0	1.0	1.9	14.7
哈萨克斯坦	1 577	79.9	11 753	58.6	1 036	33.7	21 940	23.8	0.0	1.0	2.2	14.7
吉尔吉斯斯坦	1 064	100.0	32	20.2	39	19.7	255	2.9	0.0	0.7	0.1	1.2
塔吉克斯坦	705	100.0	30	18.7	36	20.9	283	7.3	0.0	2.3	0.9	3.9
土库曼斯坦	1 742	100.0	44	82.4	88	80.3	3 259	61.9	0.0	2.6	2.3	25.4
乌兹别克斯坦	4 126	100.0	120	58.2	260	70.0	1 766	30.7	0.0	0.0	0.0	32.9
东亚	34 989	59.3	2 868	9.4	4 589	7.9	23 240	6.1	0.1	1.1	0.7	17.5
中国香港特别行政区	1	89.6	0	0.0	–	–	0	0.0	10.4	0.0	–	0.0
中国	32 955	61.7	2 776	9.7	4 457	8.1	20 384	6.2	0.0	0.7	0.5	17.8
朝鲜	1 233	93.3	0	0.0	0	0.0	10	0.5	0.5	0.1	0.1	18.7
日本	0	0.0	23	6.9	57	4.4	132	3.5	0.4	0.6	0.8	59.3
蒙古国	29	49.4	64	19.7	70	17.5	2 694	6.0	0.0	8.5	8.0	11.8
韩国	771	99.2	0	0.1	2	0.4	19	1.1	0.8	0.2	0.0	0.4
中国台湾省	0	0.0	4	3.4	4	1.7	1	0.4	0.7	69.9	65.3	49.9
东南亚	5 636	34.5	1 507	4.3	1 464	3.4	1 705	1.5	0.2	7.5	10.9	69.4
文莱	0	0.0	1	5.0	1	9.3	0	0.0	0.0	75.8	66.4	98.1
柬埔寨	0	0.0	494	16.5	65	19.0	166	3.8	0.0	1.0	0.2	45.8
印度尼西亚	3 104	72.0	92	0.7	109	0.7	208	0.5	0.2	7.2	8.1	72.4
老挝	0	0.0	5	1.1	1	1.3	1	0.0	0.0	7.7	2.7	68.4
马来西亚	0	0.0	10	0.7	31	0.6	3	0.1	0.5	35.3	31.3	86.3
缅甸	0	0.0	354	4.9	162	9.5	662	3.7	0.6	0.7	0.2	45.6
菲律宾	0	0.0	30	0.9	48	0.8	98	1.5	0.2	25.1	22.8	87.8
新加坡	–	–	0	0.0	0	8.6	1	16.1	–	0.0	89.4	0.3
泰国	2 518	50.9	266	4.8	382	4.5	40	0.3	0.0	5.0	2.2	97.6
东帝汶	14	98.8	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1.2	0.2	0.4	100.0
越南	0	0.0	256	14.8	666	16.8	527	5.2	0.4	0.5	0.5	47.6
南亚	81 598	94.1	30 822	26.7	4 458	19.4	18 494	16.6	0.0	4.6	0.9	38.7
阿富汗	3 214	100.0	1 945	42.6	48	34.0	2 168	9.7	0.0	16.4	38.6	24.7
孟加拉国	3 564	96.4	548	20.6	372	17.9	20	2.2	0.2	2.0	0.3	48.3
不丹	35	100.0	0	0.1	0	0.0	8	1.8	0.0	6.3	0.0	12.3
印度	51 888	91.2	23 008	25.1	3 917	21.5	8 416	29.2	0.0	0.4	0.2	15.7
伊朗	6 899	99.9	4 112	41.8	83	24.7	7 126	21.3	0.1	17.5	14.4	38.7
尼泊尔	1 138	100.0	8	1.3	2	0.2	21	0.3	0.0	1.4	4.4	41.8
巴基斯坦	14 319	100.0	1 196	21.3	1	11.5	637	3.8	0.0	41.2	1.7	90.8

表 A2
(续)

国家/领土	水资源压力较大或极大的灌溉农田		干旱频率较高或极低的低投入雨养农田		干旱频率较高或极高的高投入雨养农田		干旱频率较高或极高的牧场		无数据的土地比例			
	公顷数	灌溉农田比例	公顷数	低投入雨养农田比例	公顷数	高投入雨养农田比例	公顷数	牧场比例	灌溉农田	低投入雨养农田	高投入雨养农田	牧场
	千	百分比	千	百分比	千	百分比	千	百分比	百分比			
斯里兰卡	541	99.5	5	2.4	35	2.5	99	5.9	0.5	1.4	0.7	84.4
西亚	12 566	90.9	7 217	32.7	2 608	40.5	7 272	11.1	0.0	3.9	0.6	27.2
亚美尼亚	286	100.0	13	6.7	3	8.0	16	0.8	0.0	0.2	0.0	0.6
阿塞拜疆	1 437	100.0	149	33.6	33	38.6	1 379	28.1	0.0	0.9	5.0	1.5
巴林	1	100.0	—	—	—	—	0	0.0	0.0	—	—	100.0
塞浦路斯	43	99.6	0	0.0	0	0.0	28	6.0	0.4	0.2	0.0	34.6
格鲁吉亚	224	74.9	34	6.8	1	0.4	19	0.7	0.0	3.6	1.4	2.0
伊拉克	3 526	100.0	372	18.7	4	16.4	18	0.2	0.0	31.6	12.8	77.3
以色列	167	99.9	0	0.6	4	1.6	2	0.6	0.1	0.0	0.1	38.5
约旦	75	99.9	16	21.5	18	14.0	82	11.8	0.1	7.1	3.3	68.9
科威特	6	100.0	—	—	—	—	0	0.0	0.0	—	—	100.0
黎巴嫩	107	100.0	26	21.3	6	7.7	136	25.3	0.0	0.0	0.0	4.6
阿曼	59	98.2	0	0.0	0	0.0	5	1.9	1.8	100.0	100.0	94.4
巴勒斯坦	22	100.0	0	0.0	0	0.0	21	7.0	0.0	69.7	2.5	15.4
卡塔尔	12	100.0	—	—	—	—	0	0.0	0.0	—	—	100.0
沙特阿拉伯	1 724	99.9	0	35.7	0	38.9	380	13.1	0.1	64.3	61.1	86.9
叙利亚	1 262	100.0	676	58.9	839	68.9	968	25.3	0.0	2.9	0.8	54.3
土耳其	2 956	71.4	5 931	33.8	1 700	38.4	4 198	11.2	0.1	1.0	0.3	13.0
阿拉伯联合酋长国	269	99.9	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.1	100.0	100.0	100.0
也门	390	100.0	0	18.8	0	0.0	20	3.2	0.0	81.2	100.0	96.5
欧洲	3 095	11.8	2 372	5.7	9 332	4.2	4 289	0.6	0.1	1.1	0.2	17.3
东欧	8	0.1	2 112	7.0	7 885	5.2	3 501	0.6	0.0	1.0	0.2	13.9
白俄罗斯	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.5
保加利亚	0	0.0	7	0.3	11	1.2	33	0.9	0.0	0.0	0.0	3.0
捷克	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.9
匈牙利	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2
波兰	0	0.0	4	0.1	29	0.3	0	0.0	0.1	0.1	0.1	3.1
摩尔多瓦	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
罗马尼亚	0	0.0	104	7.9	753	11.8	0	0.0	0.0	0.5	0.0	3.0
俄罗斯联邦	8	0.2	1 981	10.9	7 001	7.7	3 467	0.6	0.1	1.6	0.2	14.7
斯洛伐克	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.3
乌克兰	0	0.0	16	0.4	91	0.3	0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.3
北欧	0	0.0	28	0.8	109	0.8	13	0.0	0.6	0.3	0.3	51.4
丹麦	0	0.0	22	7.4	91	6.3	13	1.4	0.8	0.4	0.3	56.7
爱沙尼亚	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.4
法罗群岛	—	—	—	—	—	—	0	0.0	—	—	—	0.0
芬兰	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.3	0.4	0.2	97.3
冰岛	—	—	—	—	—	—	0	0.0	—	—	—	44.8
爱尔兰	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.5	2.2	1.8	0.5

表 A2
(续)

国家/领土	水资源压力较大或极大的灌溉农田		干旱频率较高或极低的低投入雨养农田		干旱频率较高或极高的高投入雨养农田		干旱频率较高或极高的牧场		无数据的土地比例			
	公顷数	灌溉农田比例	公顷数	低投入雨养农田比例	公顷数	高投入雨养农田比例	公顷数	牧场比例	灌溉农田	低投入雨养农田	高投入雨养农田	牧场
	千	百分比	千	百分比	千	百分比	千	百分比	百分比			
马恩岛	-	-	-	-	-	-	0	0.0	-	-	-	0.0
拉脱维亚	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.1	0.0	2.8
立陶宛	0	0.0	0	0.0	3	0.1	0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0
挪威	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1.1	0.1	0.3	96.8
瑞典	0	0.0	6	1.0	11	0.6	0	0.0	0.6	0.4	0.1	66.6
英国	0	0.0	0	0.0	4	0.1	0	0.0	0.2	0.6	0.4	0.8
根西岛	-	-	-	-	-	-	0	0.0	-	-	-	0.0
泽西岛	-	-	-	-	-	-	0	0.0	-	-	-	0.0
南欧	2 037	20.2	178	3.1	1 197	4.4	747	2.0	0.2	1.7	0.9	26.0
阿尔巴尼亚	0	0.0	40	9.1	7	8.1	29	2.7	0.0	1.3	0.1	3.5
安道尔	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.7
波黑	0	0.0	0	5.3	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.4
克罗地亚	0	0.0	3	1.6	2	0.1	2	0.1	0.3	0.0	0.0	11.4
希腊	0	0.0	10	2.7	78	4.1	87	2.0	0.4	0.4	0.0	0.5
罗马教廷	0	0.0	-	-	-	-	-	-	0.0	-	-	-
意大利	1 197	31.7	13	0.6	25	0.5	42	0.6	0.2	0.1	0.2	21.2
马德拉群岛	3	98.1	-	-	-	-	0	0.7	1.9	-	-	11.9
马耳他	0	0.0	1	29.9	0	34.2	0	0.0	0.3	0.0	0.0	66.7
黑山	0	0.0	0	1.9	3	0.9	2	0.4	0.0	0.0	2.0	2.7
北马其顿	0	0.0	1	0.6	2	0.5	10	1.2	0.0	1.3	1.0	1.2
葡萄牙	0	0.0	24	7.1	55	3.9	76	3.2	0.2	3.1	0.6	59.6
圣马力诺	0	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	86.3
塞尔维亚	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.2	25.2
斯洛文尼亚	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.7
西班牙	837	23.8	86	4.0	1 024	8.3	500	3.6	0.2	3.5	1.8	39.1
西欧	1 050	26.1	53	2.4	141	0.5	27	0.1	0.1	0.9	0.0	6.5
奥地利	0	0.0	5	5.9	24	1.9	0	0.0	0.0	1.0	0.2	9.0
比利时	40	99.9	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0
法国	423	14.7	48	4.3	117	0.8	10	0.1	0.0	0.3	0.1	5.6
德国	136	26.8	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.1
列支敦士登	-	-	0	0.0	0	0.0	0	0.0	-	0.0	0.0	0.0
卢森堡	0	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
摩纳哥	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	60.6	0.0	0.0	0.0
荷兰	437	97.2	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.5	10.1	0.3	6.1
荷属安的列斯群岛	-	-	-	-	-	-	17	93.1	-	-	-	6.9
瑞士	13	32.2	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0.0	0.3	0.1	14.4
大洋洲	0	0.0	3 533	17.2	2 963	12.9	211 876	40.3	0.1	2.4	0.9	45.0
澳大利亚和新西兰	0	0.0	3 521	17.6	2 960	12.9	211 485	41.4	0.1	1.6	0.6	44.9
澳大利亚	0	0.0	3 519	18.6	2 957	13.6	211 432	42.4	0.0	0.2	0.1	45.5

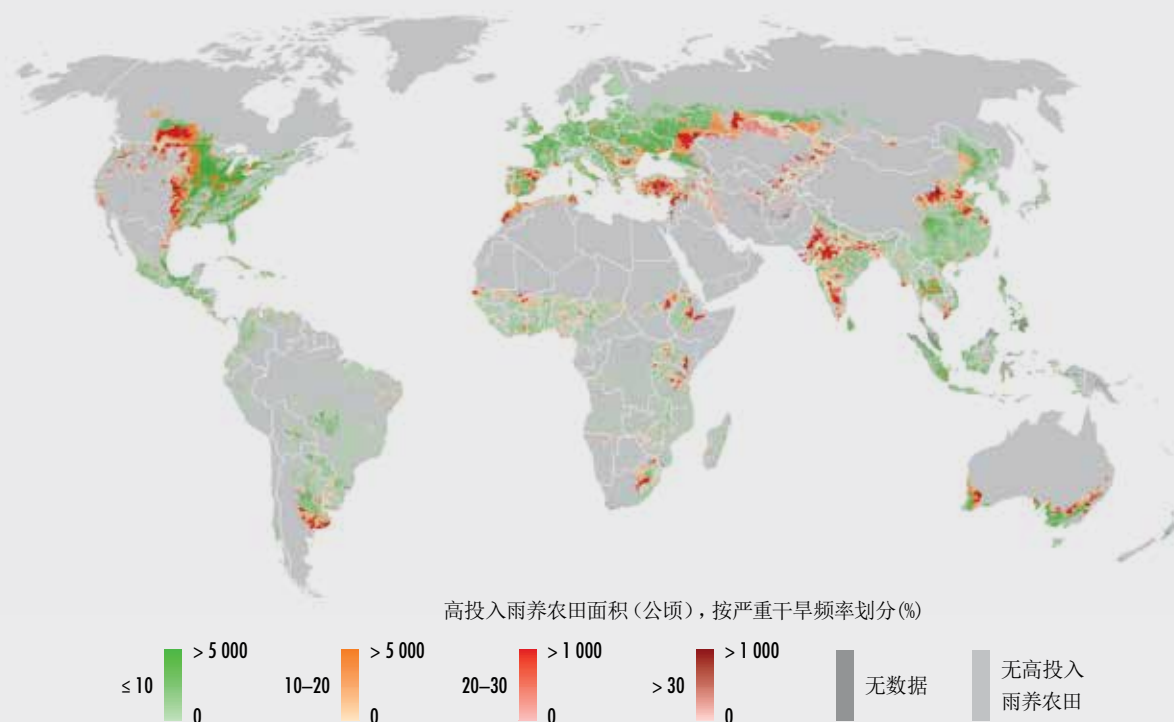
表 A2
(续)

国家/领土	水资源压力较大或极大的灌溉农田		干旱频率较高或极高的低投入雨养农田		干旱频率较高或极高的高投入雨养农田		干旱频率较高或极高的牧场		无数据的土地比例			
	公顷数	灌溉农田比例	公顷数	低投入雨养农田比例	公顷数	高投入雨养农田比例	公顷数	牧场比例	灌溉农田	低投入雨养农田	高投入雨养农田	牧场
	千	百分比	千	百分比	千	百分比	千	百分比	百分比			
新西兰	0	0.0	2	0.2	3	0.3	53	0.4	0.2	25.4	10.3	19.4
美拉尼西亚	0	0.0	12	2.1	3	1.6	391	2.6	0.0	30.1	37.7	50.3
斐济	0	0.0	0	0.0	0	0.0	63	19.3	0.0	0.0	0.0	36.3
新喀里多尼亚	–	–	2	4.3	0	6.6	53	7.2	–	5.9	2.0	3.8
巴布亚新几内亚	–	–	5	1.6	3	1.4	259	1.9	–	32.7	38.7	52.2
所罗门群岛	–	–	0	0.8	0	0.4	1	1.7	–	76.9	79.1	36.2
瓦努阿图	–	–	5	5.9	0	5.3	14	4.5	–	57.3	58.4	95.5

注：为便于统计，中国的数据不包括中国香港特别行政区和中国台湾省。葡萄牙和荷兰的数据分别不包括马德拉群岛和荷属安的列斯群岛。

图 A1

1984-2018年高投入雨养农田历史干旱频率

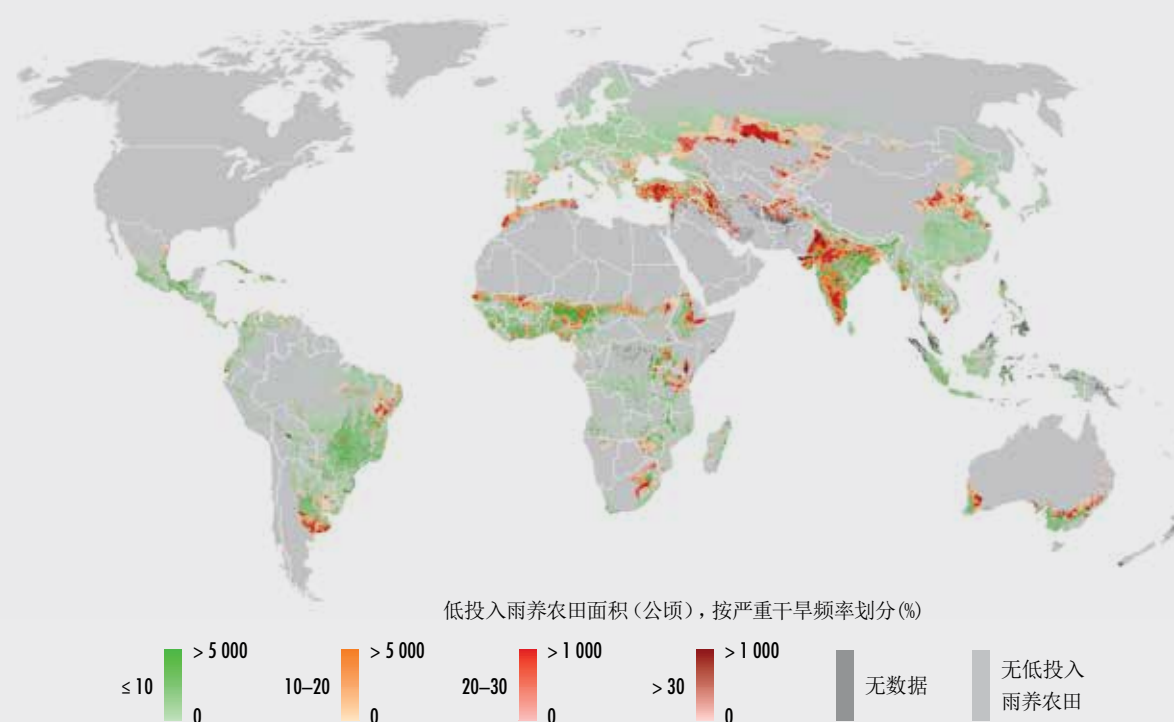


注：图例详情参见图5注释，第28页。

资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2019；¹ 粮农组织和国际应用系统分析研究所，2020；² 国际粮食政策研究所，2019。³

图 A2

1984-2018年低投入雨养农田历史干旱频率

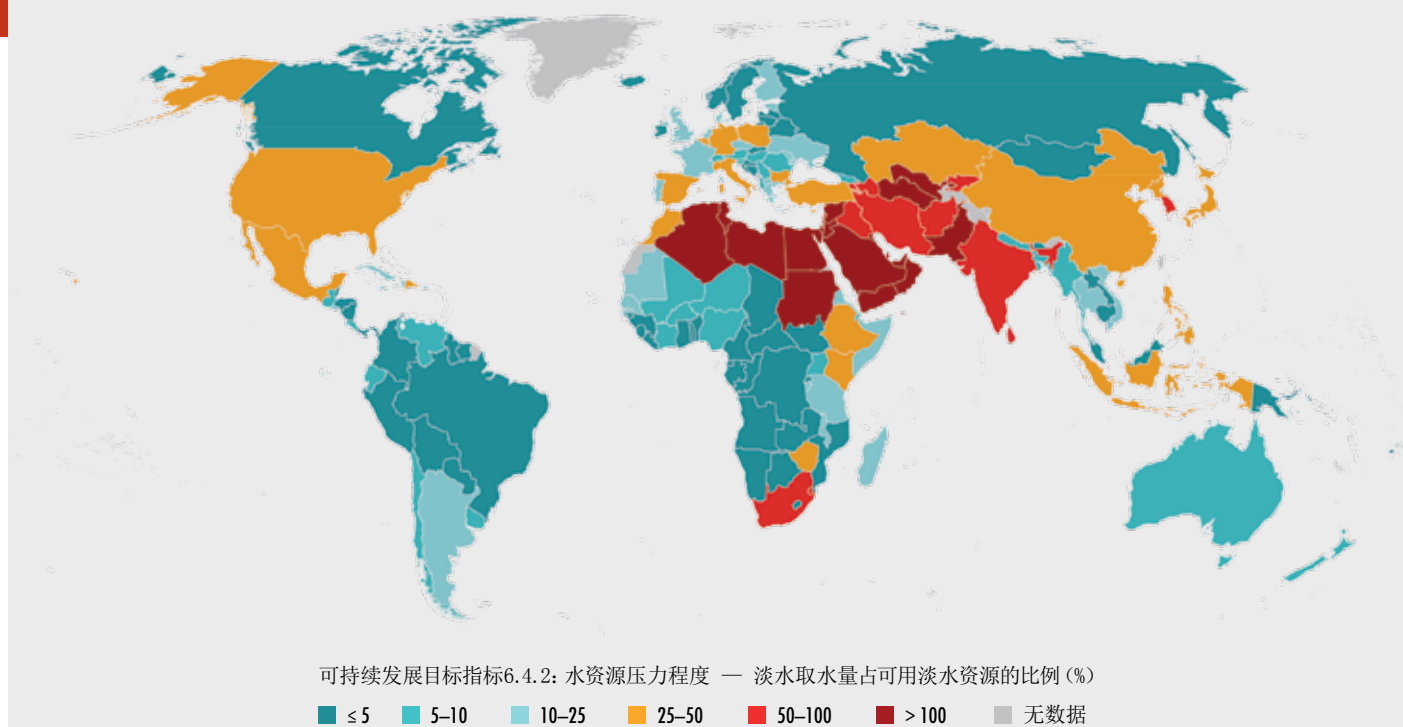


注：图例详情参见图5注释，第28页。

资料来源：粮农组织改编自粮农组织，2019；¹ 粮农组织和国际应用系统分析研究所，2020；² 国际粮食政策研究所，2019。³

图 A3

可持续发展目标指标6.4.2: 国家层面水资源压力程度, 2015年

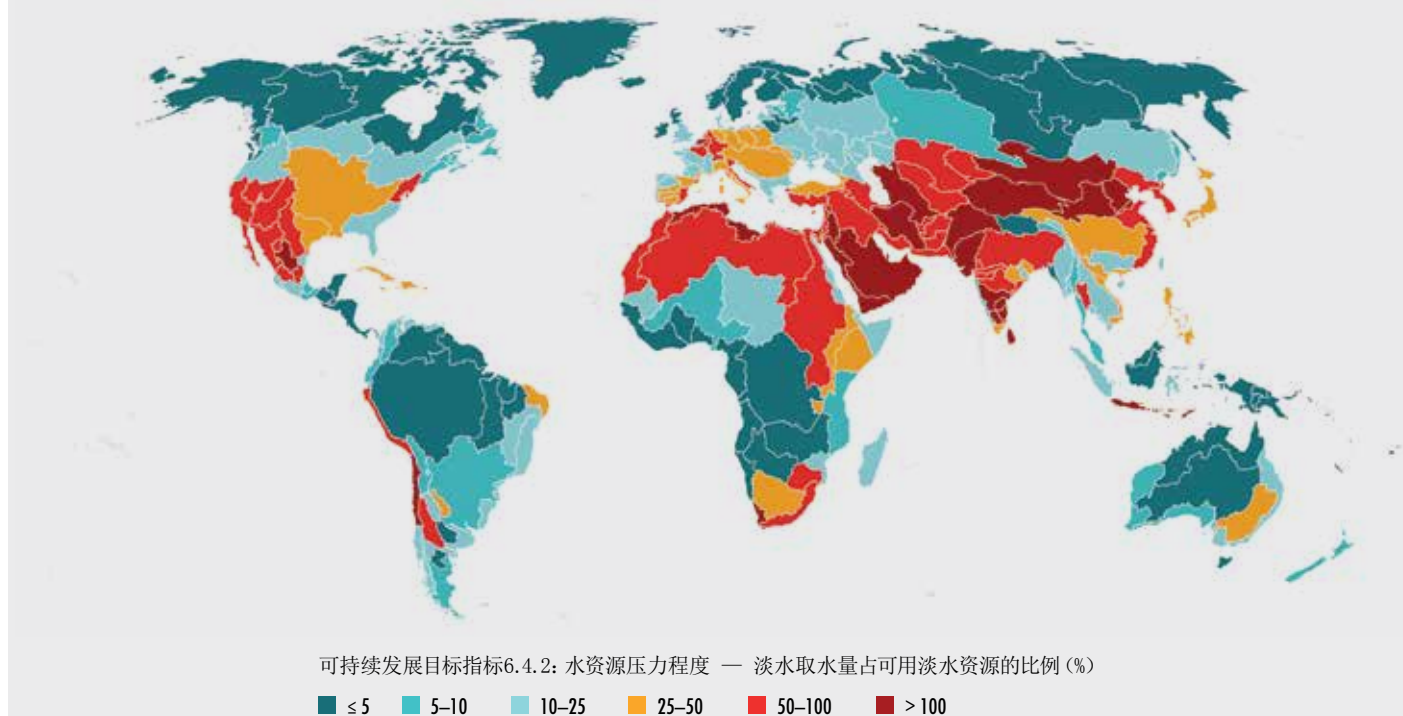


注: 图例详情参见图7注释, 第30页。

资料来源: 粮农组织, 2020。⁴

图 A4

可持续发展目标指标6.4.2: 流域层面水资源压力程度, 2015年



注: 图例详情参见图7注释, 第30页。

资料来源: 粮农组织, 2020。⁴

参考文献

术语表

1. FAO. 2020. AQUASTAT. In: FAO [online]. [Cited 15 August 2020]. www.fao.org/nr/water/aquastat/data/glossary/search.html
2. FAO. 2016. *Exploring the concept of water tenure*. Land and Water Discussion Paper No. 10. Rome. 89 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i5435e.pdf].
3. FAO. 2019. *GEMI – Integrated Monitoring Initiative for SDG 6: Step-by-step monitoring methodology for indicator 6.4.1* [online]. [Cited 6 August 2020]. www.fao.org/3/ca8483en/ca8483en.pdf
4. FAO. 2018. *Progress on level of water stress – global baseline for SDG 6 Indicator 6.4.2*. Rome, FAO/UN Water. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 58 p. [also available at www.fao.org/3/CA1592EN/ca1592en.pdf].
5. Batchelor, C., Hoogeveen, J., Faures, J.M. & Peiser, L. 2017. *Water accounting and auditing: a sourcebook*. FAO Water Report No. 43. Rome, FAO. 234 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i5923e.pdf].
6. FAO. 2014. *Water governance for agriculture and food security. Committee on Agriculture, Twenty-fourth Session, 29 September – 3 October 2014 (COAG/2014/6)* [online]. [Cited 12 August 2020]. www.fao.org/3/a-mk967e.pdf
7. FAO. 2012. *Coping with water scarcity: an action framework for agriculture and food security*. FAO Water Report No. 38. Rome. 96 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i3015e.pdf].
8. CEO Water Mandate, United Nations Global Compact & World Resources Institute. 2014. *Driving Harmonization of Water-Related Terminology*. Discussion paper. Oakland, USA, Pacific Institute.

第1章

1. FAO. 1993. *The State of Food and Agriculture 1993. Water policies and agriculture*. Rome. 328 pp. [also available at www.fao.org/3/t0800e/t0800e.pdf].
2. FAO. 2012. *Coping with water scarcity: an action framework for agriculture and food security*. FAO Water Report No. 38. Rome. 96 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i3015e.pdf].

3. FAO. 2016. *The State of Food and Agriculture 2016. Climate change, agriculture and food security*. Rome. 190 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i6030e.pdf].
4. Gohar, A.A., Cashman, A. & Ward, F.A. 2019. Managing food and water security in small island states: new evidence from economic modelling of climate stressed groundwater resources. *Journal of Hydrology*, 569: 239–251.
5. Holding, S., Allen, D.M., Foster, S., Hsieh, A., Larocque, I., Klassen, J. & Van Pelt, S.C. 2016. Groundwater vulnerability on small islands. *Nature Climate Change*, 6(12): 1100–1103.
6. Veldkamp, T.I.E., Wada, Y., Aerts, J.C.J.H. & Ward, P.J. 2016. Towards a global water scarcity risk assessment framework: incorporation of probability distributions and hydro-climatic variability. *Environmental Research Letters*, 11(2): 024006 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/11/2/024006>
7. McDonald, R.I., Green, P., Balk, D., Fekete, B.M., Revenga, C., Todd, M. & Montgomery, M. 2011. Urban growth, climate change, and freshwater availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(15): 6312–6317.
8. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (UN DESA). 2019. *World Population Prospects 2019*. Online Edition. Rev. 1. Population Division. In: *United Nations* [online]. [Cited 1 August 2020]. <https://population.un.org/wpp/>
9. Falkenmark, M. & Widstrand, C. 1992. Population and water resources: a delicate balance. *Population Bulletin*, 47(3): 1–36.
10. Falkenmark, M. 1989. The massive water scarcity now threatening Africa: why isn't it being addressed? *Ambio*, 18: 112–118.
11. FAO. 2020. AQUASTAT. In: FAO [online]. [Cited 15 August 2020]. www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en
12. Shiklomanov, I.A. 2000. Appraisal and Assessment of World Water Resources. *Water International*, 25(1): 11–32.
13. Food Security Information Network (FSIN). 2019. *Global report on food crises 2019. Joint analysis for better decisions*. Rome and Washington, DC, FAO, WFP & IFPRI.

参考文献

14. Mugagga, F. & Nabaasa, B.B. 2016. The centrality of water resources to the realization of Sustainable Development Goals (SDG). A review of potentials and constraints on the African continent. *International Soil and Water Conservation Research*, 4(3): 215–223.
15. Funge-Smith, S.J. 2018. *Review of the state of world fishery resources. Inland fisheries*. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 942 Rev. 3. Rome, FAO. [also available at www.fao.org/3/ca0388en/CA0388EN.pdf].
16. Lynch, A.J., Baumgartner, L.J., Boys, C.A., Conallin, J., Cowx, I.G., Finlayson, C.M., Franklin, P.A., Hogan, Z., Koehn, J.D., McCartney, M.P., O'Brien, G., Phouthavong, K., Silva, L.G.M., Tob, C.A., Valbo-Jørgensen, J., Vu, A.V., Whiting, L., Wibowo, A. & Duncan, P. 2019. Speaking the same language: can the sustainable development goals translate the needs of inland fisheries into irrigation decisions? *Marine and Freshwater Research*, 70(9): 1211–1228.
17. AP News Agency. 2020. Egypt: Ethiopia rejecting 'fundamental issues' on Nile dam. *Aljazeera*, 14 June 2020. [also available at www.aljazeera.com/news/2020/06/egypt-ethiopia-rejecting-fundamental-issues-nile-dam-200614113558814.html].
18. FAO. 2017. *The future of food and agriculture – Trends and challenges*. Rome. 185 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i6583e.pdf].
19. FAO & Earthscan. 2011. *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture – Managing systems at risk*. Rome, FAO, and London, Earthscan. 309 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i688e.pdf].
20. United Nations. 1998. Standard country or area codes for statistical use. In: *United Nations Statistics Division* [online]. [Cited 1 August 2020]. <http://unstats.un.org/unsd/methods/m49/m49.htm>
21. World Bank. 2017. New country classifications by income level: 2017–2018. In: *World Bank* [online]. <https://blogs.worldbank.org/opendata/new-country-classifications-income-level-2017-2018>
22. Global Panel on Agriculture and Food Systems for Nutrition. 2016. *Food systems and diets: facing the challenges of the 21st century*. London, UK, Global Panel.
23. International Food Policy Research Institute (IFPRI). 2017. *2017 Global Food Policy Report*. Washington, DC.
24. Mekonnen, M.M. & Hoekstra, A.Y. 2012. A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems*, 15(3): 401–415.
25. Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E.J.M., Smith, P. & Haines, A. 2016. The impacts of dietary change on greenhouse gas emissions, land use, water use, and health: a systematic review. *PLOS ONE*, 11(11): e0165797. [online]. [Cited 11 April 2020]. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165797>
26. Mottet, A., de Haan, C., Falcucci, A., Tempio, G., Opio, C. & Gerber, P. 2017. Livestock: on our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate. *Global Food Security*, 14: 1–8.
27. Gephart, J.A., Troell, M., Henriksson, P.J.G., Beveridge, M.C.M., Verdegem, M., Metian, M., Mateos, L.D. & Deutsch, L. 2017. The 'seafood gap' in the food-water nexus literature—issues surrounding freshwater use in seafood production chains. *Advances in Water Resources*, 110: 505–514.
28. FAO, IFAD, UNICEF, WFP & WHO. 2020. *The State of Food Security and Nutrition in the World 2020. Transforming food systems for affordable healthy diets*. Rome, FAO. [also available at <https://doi.org/10.4060/ca9692en>].
29. Thornton, P.K. & Herrero, M. 2010. *The inter-linkages between rapid growth in livestock production, climate change, and the impacts on water resources, land use, and deforestation*. Policy Research Working Papers. Washington, DC, World Bank.
30. Gill, M., Feliciano, D., Macdiarmid, J. & Smith, P. 2015. The environmental impact of nutrition transition in three case study countries. *Food Security*, 7(3): 493–504.
31. High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition (HLPE). 2015. *Water for food security and nutrition*. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security. Rome, FAO. 128 pp. [also available at www.fao.org/3/a-av045e.pdf].
32. United Nations. 2010. The human right to water and sanitation. General Assembly Resolution A/RES/64/292
33. Lowder, S.K., Skoet, J. & Raney, T. 2016. The number, size, and distribution of farms, smallholder farms, and family farms worldwide. *World Development*, 87: 16–29.
34. Li, X., Waddington, S.R., Dixon, J., Joshi, A.K. & de Vicente, M.C. 2011. The relative importance of drought and other water-related constraints for major food crops in South Asian farming systems. *Food Security*, 3(1): 19–33.
35. Balasubramanya, S. & Stifel, D. 2020. Viewpoint: Water, agriculture & poverty in an era of climate change: Why do we know so little? *Food Policy*, 93: 101905 [online]. [Cited 25 June 2020]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0306919220301093>
36. Burney, J.A. & Naylor, R.L. 2012. Smallholder irrigation as a poverty alleviation tool in sub-Saharan Africa. *World Development*, 40(1): 110–123.
37. Burney, J.A., Naylor, R.L. & Postel, S.L. 2013. The case for distributed irrigation as a development priority in sub-Saharan Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(31): 12513–12517.

38. Xie, H., You, L., Wielgosz, B. & Ringler, C. 2014. Estimating the potential for expanding smallholder irrigation in Sub-Saharan Africa. *Agricultural Water Management*, 131: 183–193.
39. Nakawuka, P., Langan, S., Schmitter, P. & Barron, J. 2018. A review of trends, constraints and opportunities of smallholder irrigation in East Africa. *Global Food Security*, 17: 196–212.
40. Bouma, J.A., Hegde, S.S. & Lasage, R. 2016. Assessing the returns to water harvesting: a meta-analysis. *Agricultural Water Management*, 163: 100–109.
41. Malabo Montpellier Panel. 2018. *Water-wise: smart irrigation strategies for Africa*. A Malabo Montpellier Panel Report. Dakar.
42. FAO. 2011. *The State of Food and Agriculture 2010–11. Women in agriculture. Closing the gender gap for development*. Rome. 155 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i2050e.pdf).
43. FAO. 2012. Passport to mainstreaming gender in water programmes: key questions for interventions in the agricultural sector. p. 61. Rome. (also available at www.fao.org/3/i3173e/i3173e.pdf).
44. Office of the United Nations High Commissioner for Human Rights (OHCHR). 2016. *General recommendation No. 34 (2016) on the rights of rural women*. [online]. CEDAW/C/GC/34. Geneva, Committee on the Elimination of Discrimination against Women. [Cited 1 August 2020]. <file:///C:/Users/HOME/AppData/Local/Temp/N1606190.pdf>.
45. Tsur, Y. & Dinar, A. 1995. *Efficiency and equity considerations in pricing and allocating irrigation water*. Policy Research Working Paper No. 1460. Washington, DC, World Bank. 40 pp.
46. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2015. *Water resources allocation: sharing risks and opportunities*. OECD Studies on Water. Paris. 144 pp. (also available at www.oecd-ilibrary.org/environment/water-resources-allocation_9789264229631-en).
47. Roa-García, M. 2014. Equity, efficiency and sustainability in water allocation in the Andes: trade-offs in a full world. *Water Alternatives*, 7(2): 298–319.
48. Mehta, L. 2006. *Water and human development: capabilities, entitlements and power*. [online]. Background paper for the Human Development Report 2006. Institute of Development Studies. [Cited 1 August 2020]. www.hdr.undp.org/sites/default/files/mehta_l_rev.pdf
49. Jägermeyr, J., Pastor, A., Biemans, H. & Gerten, D. 2017. Reconciling irrigated food production with environmental flows for Sustainable Development Goals implementation. *Nature Communications*, 8(1): 15900.
50. International Conference on Water and the Environment (ICWE). 1992. *The Dublin Statement on Water and Sustainable Development*. [online]. Dublin. [Cited 1 August 2020]. www.wmo.int/pages/prog/hwarp/documents/english/icwedece.html
51. Morgera, E., Webster, E., Hamley, G., Sindico, F., Robbie, J., Switzer, S., Berger, T., Silva Sánchez, P., Lennan, M., Martin-Nagle, R., Tsioumani, E., Moynihan, R. & Zydek, A. 2020. *The right to water for food and agriculture*. Rome, FAO. 143 pp. (also available at www.fao.org/3/ca8248en/CA8248EN.pdf).
52. van der Zaag, P. & Savenije, H. 2006. *Water as an economic good: the value of pricing and the failure of markets*. Value of Water Research Report Series No. 19. Delft, Netherlands, UNESCO-IHE.
53. Gravelle, H. & Rees, R. 2004. *Microeconomics*. Third edition. Harlow, UK, Financial Times/Prentice Hall.
54. Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science*, 162(3859): 1243–1248.
55. Ostrom, E. 1990. *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. New York, USA, Cambridge University Press.
56. FAO. 2016. *Governing tenure rights to commons. A guide to support the implementation of the 'Voluntary guidelines on the responsible governance of tenure of land, fisheries and forests in the context of national food security'*. Governance of Tenure Technical Guide No. 8. Rome. 95 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i6381e.pdf).
57. Cotula, L. 2008. The property rights challenges of improving access to water for agriculture: lessons from the Sahel. *Journal of Human Development*, 9(1): 5–22.
58. Vapnek, J., Aylward, B., Popp, C. & Bartram, J. 2009. *Law for water management. A guide to concepts and effective approach*. FAO Legislative Study No. 101. Rome, FAO. 359 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i1284e.pdf).
59. FAO. 2018. *Sustainable food systems: concept and framework*. [online]. Technical Brief. Rome. [Cited 1 August 2020]. www.fao.org/3/ca2079en/CA2079EN.pdf

参考文献

60. Mateo-Sagasta, J., Marjani Zadeh, S. & Turrall, H., eds. 2018. *More people, more food, worse water? A global review of water pollution from agriculture*. Rome and Colombo, FAO and IWMI. 221 pp. [also available at www.fao.org/3/ca0146en/CA0146EN.pdf].
61. Kirby, R.M., Bartram, J. & Carr, R. 2003. Water in food production and processing: quantity and quality concerns. *Food Control*, 14(5): 283–299.
62. Damania, R., Desbureaux, S., Rodella, A.-S., Russ, J. & Zaveri, E. 2019. *Quality unknown: the invisible water crisis*. Washington, DC, World Bank.
63. Mateo-Sagasta, J. & Burke, J. 2011. *Agriculture and water quality interactions: a global overview*. SOLAW Background Thematic Report No. 8. Rome, FAO. 46 pp. [also available at www.fao.org/3/a-bl092e.pdf].
64. United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). 2019. *The United Nations World Water Development Report 2019. Leaving No One Behind*. Paris, UNESCO.
65. Zeng, R., Cai, X., Ringler, C. & Zhu, T. 2017. Hydropower versus irrigation—an analysis of global patterns. *Environmental Research Letters*, 12(3): 034006 [online]. [Cited 1 August 2020]. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aa5f3f>
66. Cai, X., McKinney, D.C. & Rosegrant, M.W. 2003. Sustainability analysis for irrigation water management in the Aral Sea region. *Agricultural Systems*, 76(3): 1043–1066.
67. Greimel, F., Schülting, L., Graf, W., Bondar-Kunze, E., Auer, S., Zeiringer, B. & Hauer, C. 2018. Hydropowering impacts and mitigation. In S. Schmutz & J. Sendzimir, eds. *Riverine ecosystem management*, pp. 91–110. Cham, Switzerland, Springer International Publishing.
68. Schmutz, S., Bakken, T.H., Friedrich, T., Greimel, F., Harby, A., Jungwirth, M., Melcher, A., Unfer, G. & Zeiringer, B. 2015. Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropowering rivers of Austria. *River Research and Applications*, 31(8): 919–930.
69. Yoshida, Y., Lee, H.S., Trung, B.H., Tran, H.-D., Lall, M.K., Kakar, K. & Xuan, T.D. 2020. Impacts of mainstream hydropower dams on fisheries and agriculture in Lower Mekong Basin. *Sustainability*, 12(6): 2408 [online]. [Cited 8 August 2020]. www.mdpi.com/2071-1050/12/6/2408
70. Young, P.S., Cech, J.J. & Thompson, L.C. 2011. Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21(4): 713–731.
71. Yüksel, I. 2010. Hydropower for sustainable water and energy development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(1): 462–469.
72. Amjath-Babu, T.S., Sharma, B., Brouwer, R., Rasul, G., Wahid, S.M., Neupane, N., Bhattarai, U. & Sieber, S. 2019. Integrated modelling of the impacts of hydropower projects on the water-food-energy nexus in a transboundary Himalayan river basin. *Applied Energy*, 239: 494–503.
73. Räsänen, T.A., Joffre, O.M., Someth, P., Thanh-Cong, T., Keskinen, M. & Kumm, M. 2015. Model-based assessment of water, food, and energy trade-offs in a cascade of multipurpose reservoirs: case study of the Sesan tributary of the Mekong River. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 141(1): 05014007 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29WR.1943-5452.0000459>
74. Conway, D., van Garderen, E.A., Deryng, D., Dorling, S., Krueger, T., Landman, W., Lankford, B., Lebek, K., Osborn, T., Ringler, C., Thurlow, J., Zhu, T. & Dalin, C. 2015. Climate and southern Africa's water–energy–food nexus. *Nature Climate Change*, 5(9): 837–846.
75. High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition (HLPE). 2013. *Biofuels and food security*. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security. Rome, FAO. 131 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i2952e.pdf].
76. Rulli, M.C., Bellomi, D., Cazzoli, A., De Carolis, G. & D'Odorico, P. 2016. The water-land-food nexus of first-generation biofuels. *Scientific Reports*, 6(1): 22521 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://doi.org/10.1038/srep22521>
77. Stone, K. 2015. *Water at Risk: The impact of biofuels expansion on water resources and poverty*. Washington, DC, ActionAid USA.
78. Eide, A. 2008. *The right to food and the impact of liquid biofuels (agrofuels)*. Right to Food Study. Rome, FAO. 54 pp. [also available at www.fao.org/3/a-ap550e.pdf].
79. FAO. 2017. *Water for sustainable food and agriculture: a report produced for the G20 Presidency of Germany*. Rome. 27 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i7959e.pdf].

80. FAO. 2008. *The State of Food and Agriculture 2008. Biofuels: prospects, risks and opportunities*. Rome. 138 pp. [also available at www.fao.org/3/i0100e/i0100e.pdf].
81. Gerbens-Leenes, P.W., Hoekstra, A.Y. & van der Meer, T.H. 2009. The water footprint of energy from biomass: a quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply. *Ecological Economics*, 68(4): 1052–1060.
82. Xie, X., Zhang, T., Wang, L. & Huang, Z. 2017. Regional water footprints of potential biofuel production in China. *Biotechnology for Biofuels*, 10(1): 95 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://doi.org/10.1186/s13068-017-0778-0>
83. FAO. 2014. FAO at World Water Week 2014. Why water and energy matter for agriculture? In: FAO [online]. [Cited 1 August 2020]. www.fao.org/land-water/news-archive/news-detail/en/c/267274/
84. United States Department of Energy (USDE). 2014. *The water-energy nexus: challenges and opportunities*. Washington, DC.
85. Schewe, J., Heinke, J., Gerten, D., Haddeland, I., Arnell, N.W., Clark, D.B., Dankers, R., Eisner, S., Fekete, B.M., Colón-González, F.J., Gosling, S.N., Kim, H., Liu, X., Masaki, Y., Portmann, F.T., Satoh, Y., Stacke, T., Tang, Q., Wada, Y., Wisser, D., Albrecht, T., Frieler, K., Piontek, F., Warszawski, L. & Kabat, P. 2014. Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9): 3245–3250.
86. FAO & Stockholm International Water Institute (SIWI). (forthcoming). *Nutrition-sensitive water productivity – rationale, methodology, farmers and policy*. FAO Land and Water Discussion Papers. Rome.
87. FAO. 2019. *Water use in livestock production systems and supply chains – guidelines for assessment (Version 1)*. Rome, Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. 126 pp. [also available at www.fao.org/3/ca5685en/ca5685en.pdf].
88. FAO. 2019. *Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems: guidelines for assessment (Version 1)*. Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. Rome. 170 pp. [also available at www.fao.org/3/ca2934en/CA2934EN.pdf].
89. Doreau, M., Corson, M.S. & Wiedemann, S.G. 2012. Water use by livestock: a global perspective for a regional issue? *Animal Frontiers*, 2(2): 9–16.
90. Kumar, C., Begeladze, S., Calmon, M. & Saint-Laurent, C. 2015. *Enhancing food security through forest landscape restoration: lessons from Burkina Faso, Brazil, Guatemala, Viet Nam, Ghana, Ethiopia and Philippines*. Gland, Switzerland, IUCN.
91. Sheil, D. 2018. Forests, atmospheric water and an uncertain future: the new biology of the global water cycle. *Forest Ecosystems*, 5(1): 19.
92. Walker, C., Beretta, C., Sanjuán, N. & Hellweg, S. 2018. Calculating the energy and water use in food processing and assessing the resulting impacts. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(4): 824–839.
93. Manzardo, A., Mazzi, A., Loss, A., Butler, M., Williamson, A. & Scipioni, A. 2016. Lessons learned from the application of different water footprint approaches to compare different food packaging alternatives. *Journal of Cleaner Production*, 112: 4657–4666.
94. Ölmez, H. 2013. Water consumption, reuse and reduction strategies in food processing. In B.K. Tiwari, T. Norton & N.M. Holden, eds. *Sustainable Food Processing*, pp. 401–434. Chichester, UK, John Wiley & Sons.
95. Meneses, Y.E. & Wang, B. 2020. Water use in the food industry. Background paper for *The State of Food and Agriculture 2020. Overcoming water challenges in agriculture*. Nebraska, USA, University of Nebraska-Lincoln.
96. Hansen, C.L. & Cheong, D.Y. 2019. Agricultural waste management in food processing. In M. Kutz, ed. *Handbook of farm, dairy and food machinery engineering*. Third edition, pp. 637–716. Academic Press.
97. Noukeu, N.A., Gouado, I., Priso, R.J., Ndongo, D., Taffouo, V.D., Dibong, S.D. & Ekodeck, G.E. 2016. Characterization of effluent from food processing industries and stillage treatment trial with *Eichhornia crassipes* (Mart.) and *Panicum maximum* (Jacq.). *Water Resources and Industry*, 16: 1–18.
98. Amabye, T.G. 2015. Effect of food processing industries' effluents on the environment: a case study of MOHA Mekelle Bottling Company, Tigray, Ethiopia. *Industrial Chemistry*, 01(02) [online]. [Cited 8 August 2020]. doi: 10.4172/2469-9764.1000110
99. Doorn, M., Towprayoon, S., Manso Vieira, S.M., Irving, W., Palmer, C., Pipatti, R. & Wang, C. 2006. Wastewater treatment and discharge. Chapter 5. In H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara & K. Tanabe, eds. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, pp. 6.1–6.28. Kanagawa, Japan, IGES.

参考文献

100. Jackson, D.C. & Marmulla, G. 2001. The influence of dams on river fisheries. In G. Marmulla, ed. *Dams, fish and fisheries: Opportunities, challenges and conflict resolution*, pp. 1–44. Fisheries Technical Paper No. 419. Rome, FAO. 166 pp. [also available at www.fao.org/tempref/docrep/fao/004/Y2785E/y2785e.pdf].
101. World Health Organization (WHO). 2006. *Wastewater and excreta use in aquaculture. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*. Geneva, Switzerland.
102. Marcussen, H., Holm, P.E., Ha, L.T. & Dalsgaard, A. 2007. Food safety aspects of toxic element accumulation in fish from wastewater-fed ponds in Hanoi, Vietnam: toxic element accumulation in wastewater-fed fish. *Tropical Medicine & International Health*, 12: 34–39.
103. Meneses, Y.E. & Flores, R.A. 2016. Feasibility, safety, and economic implications of whey-recovered water in cleaning-in-place systems: a case study on water conservation for the dairy industry. *Journal of Dairy Science*, 99(5): 3396–3407.
104. Lindgaard-Jorgensen, P., Kristensen, G.H. & Andersen, M. 2018. Road map towards zero water milk-processing plants - experiences from a Danish public-private partnership. *Environmental Management and Sustainable Development*, 7(2): 157.
105. World Health Organization (WHO). 2018. *Global Health Estimates 2016: Deaths by cause, age, sex, by country, and by region, 2000–2016*. Geneva, Switzerland.
106. United Nations Development Programme (UNDP). 2006. *Human Development Report 2006. Beyond scarcity: power, poverty and the global water crisis*. New York, USA.
107. Sanctuary, M., Tropp, H. & Haller, L. 2005. *Making water a part of economic development: the economic benefits of improved water management and services*. Stockholm, Stockholm International Water Institute.
108. Bryan, E., Chase, C. & Schulte, M. 2019. *Nutrition-sensitive irrigation and water management*. Water Global Practice Guidance Note. Washington, DC, World Bank.
109. Domènech, L. 2015. Improving irrigation access to combat food insecurity and undernutrition: a review. *Global Food Security*, 6: 24–33.
110. van der Hoek, W., Feenstra, S.G. & Konradsen, F. 2002. Availability of irrigation water for domestic use in Pakistan: its impact on prevalence of diarrhoea and nutritional status of children. *Journal of Health, Population and Nutrition*, 20(1): 77–84.
111. World Health Organization (WHO). 2014. *Preventing diarrhoea through better water, sanitation and hygiene: exposures and impacts in low- and middle-income countries*. Geneva, Switzerland.
112. United Nations Children's Fund (UNICEF) & World Health Organization (WHO). 2019. *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: special focus on inequalities*. New York, USA.
113. United Nations. 2015. *The World's Women 2015: trends and statistics*. New York, USA, United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division.
114. Ntouda, J., Sikodf, F., Ibrahim, M. & Abba, I. 2013. Access to drinking water and health of populations in Sub-Saharan Africa. *Comptes Rendus Biologies*, 336(5–6): 305–309.
115. UN-Water Global Analysis and Assessment of Sanitation and Drinking Water (GLAAS). 2019. *National systems to support drinking water, sanitation and hygiene: global status report 2019*. Geneva, Switzerland, WHO.
116. Geremew, A. & Damtew, Y.T. 2020. Household water treatment using adequate methods in sub-Saharan countries: evidence from 2013–2016 Demographic and Health Surveys. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 10(1): 66–75.
117. Sobsey, M.D. 2002. *Managing water in the home: accelerated health gains from improved water supply*. Geneva, Switzerland, WHO.
118. Daniel, D., Marks, S.J., Pande, S. & Rietveld, L. 2018. Socio-environmental drivers of sustainable adoption of household water treatment in developing countries. *Clean Water*, 1: 12 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://doi.org/10.1038/s41545-018-0012-z>
119. Clasen, T. 2015. Household water treatment and safe storage to prevent diarrheal disease in developing countries. *Current Environmental Health Reports*, 2(1): 69–74.
120. World Health Organization (WHO). 2012. *Status of national household water treatment and safe storage policies in selected countries: results of global survey and policy readiness for scaling up*. [online]. Geneva, Switzerland. [Cited 1 August 2020]. https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/205466/WHO_HSE_WSH_12.07_eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y

第2章

1. FAO & International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). 2020. *Global Agro-Ecological Zones (GAEZ v4.0)*. Laxenburg, Austria, and Rome.

2. FAO. 2018. *Brief guidelines to the Global Information and Early Warning System's (GIEWS) Earth Observation Website*. Rome. [also available at www.fao.org/3/CA0941EN/ca0941en.pdf].

3. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. 2019. *World urbanization prospects: the 2018 revision*. No. ST/ESA/SER.A/420. New York, USA, United Nations.

4. FAO. 2008. *Water and the rural poor interventions for improving livelihoods in sub-Saharan Africa*. Rome. 107 pp. [also available at www.fao.org/3/i0132e/i0132e.pdf].

5. Wrathall, D.J., Van Den Hoek, J., Walters, A. & Devenish, A. 2018. *Water stress and human migration: a global, georeferenced review of empirical research*. Land and Water Discussion Paper No. 11. Rome, FAO. 35 pp. [also available at www.fao.org/3/i8867EN/i8867en.pdf].

6. Salik, K.M., Qaisrani, A., Awais, M. & Ali, M. 2017. *Migration futures in Asia and Africa: economic opportunities and distributional effects – the case of Pakistan*. Islamabad, Sustainable Development Policy Institute. [also available at <http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.2.22393.77922>].

7. FAO. 2019. Earth Observation. Agricultural Stress Index System (ASIS): Historic Agricultural Drought Frequency (1984-2018). In: FAO [online]. [Cited 5 August 2020]. www.fao.org/giews/earthobservation/asis/index_1.jsp?type=131

8. Latham, J., Cumani, R., Rosati, I. & Bloise, M. 2014. Global Land Cover (GLC-SHARE) Beta-Release 1.0 Database. Land and Water Division. In: FAO [online]. [Cited 5 August 2020]. www.fao.org/land-water/land/land-governance/land-resources-planning-toolbox/category/details/en/c/1036355/

9. FAO. 2018. *Progress on level of water stress – global baseline for SDG 6 Indicator 6.4.2*. Rome, FAO/UN Water. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 58 p. [also available at www.fao.org/3/CA1592EN/ca1592en.pdf].

10. FAO. 2020. SDG Indicator 6.4.2 on water stress. Rome.

11. FAO. 2020. Contribution of the agriculture sector to the level of water stress. Rome.

12. Cumani, M. & Rojas, O. 2016. *Characterization of the agricultural drought prone areas at global scale: using the FAO Agricultural Stress Index System (ASIS) to enhance the understanding of, and boost resilience to water stress conditions in drought-prone areas*. Rome, FAO. 38 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i5764e.pdf].

13. FAO. 2018. *The impact of disasters and crises on agriculture and food security 2017*. Rome. 144 pp. [also available at www.fao.org/3/i8656EN/i8656en.pdf].

14. FAO. 2017. *Drought characteristics and management in Central Asia and Turkey*. FAO Water Report No. 44. Rome. 110 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i6738e.pdf].

15. Maher Salman, M., Pek, E. & Lamaddalena, N. 2019. *Field guide to improve water use efficiency in small-scale agriculture – the case of Burkina Faso, Morocco and Uganda*. Rome, FAO. 78 pp. [also available at www.fao.org/3/ca5789en/ca5789en.pdf].

16. World Bank. 2009. *Africa's infrastructure: a time for transformation*. V. Foster & C.M. Briceño-Garmendia, eds. Washington, DC.

17. International Food Policy Research Institute (IFPRI). 2019. Global Spatially-Disaggregated Crop Production Statistics Data for 2010 Version 1.0. Harvard Dataverse. In: *Harvard Dataverse* [online]. [Cited 5 August 2020]. <https://dataverse.harvard.edu/citation?persistentId=doi:10.7910/DVN/PRFF8V>

18. FAO. 2011. *AQUASTAT country profile – Viet Nam*. Rome. 16 pp. [also available at www.fao.org/3/ca0412en/CA0412EN.pdf].

19. Li, X., Waddington, S.R., Dixon, J., Joshi, A.K. & de Vicente, M.C. 2011. The relative importance of drought and other water-related constraints for major food crops in South Asian farming systems. *Food Security*, 3(1): 19–33.

20. Wichelns, D. 2015. Water productivity and food security: considering more carefully the farm-level perspective. *Food Security*, 7(2): 247–260.

21. Fuglie, K.O. 2008. Is a slowdown in agricultural productivity growth contributing to the rise in commodity prices? *Agricultural Economics*, 39: 431–441.

22. Fuglie, K. & Rada, N. 2013. *Resources, policies, and agricultural productivity in sub-Saharan Africa*. ERR-145. Washington, DC, United States Department of Agriculture Economic Research Service.

参考文献

23. FAO. 2003. *The State of Food Insecurity in the World 2003: monitoring progress towards the World Food Summit and Millennium Development Goals*. Rome. 36 pp. [also available at www.fao.org/3/j0083e/j0083e00.pdf].
24. FAO & Earthscan. 2011. *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture – Managing systems at risk*. Rome, FAO, and London, Earthscan. 309 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i1688e.pdf].
25. Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. 2007. *Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture*. London and Sterling, USA, Earthscan and IWMI.
26. Vanschoenwinkel, J. & Van Passel, S. 2018. Climate response of rainfed versus irrigated farms: the bias of farm heterogeneity in irrigation. *Climatic Change*, 147(1–2): 225–234.
27. Wood-Sichra, U., Joglekar, A. & You, L. 2016. *Spatial Production Allocation Model (SPAM) 2005: technical documentation*. HarvestChoice Working Paper. Washington, DC and St. Paul, USA, International Food Policy Research Institute (IFPRI) and International Science and Technology Practice and Policy (InSTePP) Center, University of Minnesota.
28. Fuglie, K., Gautam, M., Goyal, A. & Maloney, W.F. 2019. *Harvesting prosperity: technology and productivity growth in agriculture*. Washington, DC, World Bank.
29. Siebert, S. & Döll, P. 2010. Quantifying blue and green virtual water contents in global crop production as well as potential production losses without irrigation. *Journal of Hydrology*, 384(3–4): 198–217.
30. Lowder, S.K., Scoet, J. & Raney, T. 2016. The number, size, and distribution of farms, smallholder farms, and family farms worldwide. *World Development*, 87: 16–29.
31. Lowder, S.K., Sánchez, M.V. & Bertini, R. 2020. *Farms, family farms, farmland distribution and farm labour: what do we know today?* FAO Agricultural Development Economics Working Paper No. 19-08. Rome, FAO. 76 pp. [also available at www.fao.org/3/ca7036en/ca7036en.pdf].
32. FAO & International Finance Corporation (IFC). 2015. *Ethiopia: Irrigation market brief*. Rome. 67 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i5196e.pdf].
33. Yihun, Y.M. 2015. *Agricultural water productivity optimization for irrigated teff (eragrostic tef) in a water scarce semi-arid region of Ethiopia*. Leiden, Netherlands, CRC Press/Balkema.
34. Matsumoto, T. & Yamano, T. 2011. Fertilizer policies, price, and application in East Africa. In T. Yamano, K. Otsuka & F. Place, eds. *Emerging Development of Agriculture in East Africa*, pp. 58–72. Dordrecht, Netherlands, Springer.
35. FAO. 2020. RuLIS – Rural livelihoods information system. In: FAO [online]. [Cited 5 August 2020]. www.fao.org/in-action/rural-livelihoods-dataset-rulis/en/
36. FAO & International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). 2007. *Mapping biophysical factors that influence agricultural production and rural vulnerability*. Environment and Natural Resources Series No. 11 edition. Rome. 95 pp. [also available at www.fao.org/3/a1075e/a1075e00.pdf].
37. MapSPAM. 2019. Methodology: a look behind SPAM and what makes it run. In: MapSPAM [online]. [Cited 5 August 2020]. <http://mapspam.info/methodology/>
38. Sheahan, M. & Barrett, C.B. 2017. Ten striking facts about agricultural input use in Sub-Saharan Africa. *Food Policy*, 67: 12–25.
39. FAO. 2017. *The future of food and agriculture – Trends and challenges*. Rome. 185 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i6583e.pdf].
40. United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). 2017. *The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: the untapped resource*. Paris, UNESCO.
41. Hoekstra, A.Y., ed. 2003. *Virtual water trade: proceedings of the international expert meeting on virtual water trade*. Value of Water Research Report Series No. 12. Delft, Netherlands, IHE.
42. Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y. & Savenije, H.H.G. 2006. Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10(3): 455–468.
43. Hoekstra, A. 2010. *The relation between international trade and freshwater scarcity*. Staff Working Paper ERSD-2010-05. Enschede, Netherlands, World Trade Organization.

44. Jackson, L.A., Pene, C., Martinez-Hommel, M.-B., Tamiotti, L. & Hofmann, C. 2014. Water policy, agricultural trade and WTO rules. In P. Martinez-Santos, M. Aldaya & M. Ramón Llamas, eds. *Integrated water resources management in the 21st century: revisiting the paradigm*, pp. 59–78. Leiden, Netherlands, CMR Press. 321 pp.
45. Liu, W., Antonelli, M., Kumm, M., Zhao, X., Wu, P., Liu, J., Zhuo, L. & Yang, H. 2019. Savings and losses of global water resources in food-related virtual water trade. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 6(1): e1320 [online]. [Cited 5 August 2020]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/wat2.1320>
46. Oki, T., Yano, S. & Hanasaki, N. 2017. Economic aspects of virtual water trade. *Environmental Research Letters*, 12(4): 044002 [online]. [Cited 5 August 2020]. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa625f>
47. Yano, S., Hanasaki, N., Itsubo, N. & Oki, T. 2016. Potential impacts of food production on freshwater availability considering water sources. *Water*, 8(4): 163.
48. Dalin, C., Wada, Y., Kastner, T. & Puma, M.J. 2017. Groundwater depletion embedded in international food trade. *Nature*, 543(7647): 700–704.
49. Barrett, C.B., Christiaensen, L., Sheahan, M. & Shimeles, A. 2017. On the Structural Transformation of Rural Africa. *Journal of African Economies*, 26(suppl_1): i11–i35.
50. World Bank & United Nations. 2014. *Improving trade and transport for landlocked developing countries: a ten-year review*. Washington, DC.
51. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2013. *Succeeding with trade reforms: the role of aid for trade. The development dimension*. Paris.
52. International Fund for Agricultural Development (IFAD). 2014. *IFAD's approach in small island developing states: a global response to island voices for food security*. Rome.
53. FAO. 2016. *State of Food Security and Nutrition in Small Island Developing States (SIDS)* [online]. [Cited 5 August 2020]. www.fao.org/3/a-i5327e.pdf
54. United Nations. 2010. *Trends in sustainable development: small island developing states (SIDS)*. New York, USA.
55. Bush, M.J. 2018. *Climate change adaptation in small island developing states*. Hoboken, USA, John Wiley & Sons.
56. Alam, K. 2015. Farmers' adaptation to water scarcity in drought-prone environments: a case study of Rajshahi District, Bangladesh. *Agricultural Water Management*, 148: 196–206.
57. International Fund for Agricultural Development (IFAD). 2012. *Gender and water. Securing water for improved rural livelihoods: the multiple-uses system approach*. Rome.
58. World Bank. 2019. *World Bank list of economies* [online]. [Cited 21 August 2020]. <http://databank.worldbank.org/data/download/site-content/CLASS.xls>
59. United Nations. 1998. Standard country or area codes for statistical use. In: *United Nations Statistics Division* [online]. [Cited 1 August 2020]. <http://unstats.un.org/unsd/methods/m49/m49.htm>
60. World Bank. 2017. New country classifications by income level: 2017–2018. In: *World Bank* [online]. <https://blogs.worldbank.org/opendata/new-country-classifications-income-level-2017-2018>
61. Turrall, H., Burke, J.J. & Faurès, J.-M. 2011. *Climate change, water and food security*. FAO Water Report No. 36. Rome, FAO. 200 pp. (also available at www.fao.org/3/i2096e/i2096e.pdf).
62. Schewe, J., Heinke, J., Gerten, D., Haddeland, I., Arnell, N.W., Clark, D.B., Dankers, R., Eisner, S., Fekete, B.M., Colón-González, F.J., Gosling, S.N., Kim, H., Liu, X., Masaki, Y., Portmann, F.T., Satoh, Y., Stacke, T., Tang, Q., Wada, Y., Wisser, D., Albrecht, T., Frieler, K., Piontek, F., Warszawski, L. & Kabat, P. 2014. Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9): 3245–3250.
63. Gosling, S.N. & Arnell, N.W. 2016. A global assessment of the impact of climate change on water scarcity. *Climatic Change*, 134(3): 371–385.
64. Fung, F., Lopez, A. & New, M. 2011. Water availability in +2 °C and +4 °C worlds. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1934): 99–116.
65. Smirnov, O., Zhang, M., Xiao, T., Orbell, J., Lobben, A. & Gordon, J. 2016. The relative importance of climate change and population growth for exposure to future extreme droughts. *Climatic Change*, 138(1–2): 41–53.

参考文献

66. Prudhomme, C., Giuntoli, I., Robinson, E.L., Clark, D.B., Arnell, N.W., Dankers, R., Fekete, B.M., Franssen, W., Gerten, D., Gosling, S.N., Hagemann, S., Hannah, D.M., Kim, H., Masaki, Y., Satoh, Y., Stacke, T., Wada, Y. & Wisser, D. 2014. Hydrological droughts in the 21st century, hotspots and uncertainties from a global multimodel ensemble experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9): 3262–3267.
67. Hyland, M. & Russ, J. 2019. Water as destiny – the long-term impacts of drought in sub-Saharan Africa. *World Development*, 115: 30–45.
68. Dankers, R., Arnell, N.W., Clark, D.B., Falloon, P.D., Fekete, B.M., Gosling, S.N., Heinke, J., Kim, H., Masaki, Y., Satoh, Y., Stacke, T., Wada, Y. & Wisser, D. 2014. First look at changes in flood hazard in the inter-sectoral impact model intercomparison project ensemble. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9): 3257–3261.
69. Rosenzweig, C., Elliott, J., Deryng, D., Ruane, A.C., Müller, C., Arneth, A., Boote, K.J., Folberth, C., Glotter, M., Khabarov, N., Neumann, K., Piontek, F., Pugh, T.A.M., Schmid, E., Stehfest, E., Yang, H. & Jones, J.W. 2014. Assessing agricultural risks of climate change in the 21st century in a global gridded crop model intercomparison. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9): 3268–3273.
70. Elliott, J., Deryng, D., Müller, C., Frieler, K., Konzmann, M., Gerten, D., Glotter, M., Flörke, M., Wada, Y., Best, N., Eisner, S., Fekete, B.M., Folberth, C., Foster, I., Gosling, S.N., Haddeland, I., Khabarov, N., Ludwig, F., Masaki, Y., Olin, S., Rosenzweig, C., Ruane, A.C., Satoh, Y., Schmid, E., Stacke, T., Tang, Q. & Wisser, D. 2014. Constraints and potentials of future irrigation water availability on agricultural production under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9): 3239–3244.
71. Konar, M., Hussein, Z., Hanasaki, N., Mauzerall, D.L. & Rodriguez-Iturbe, I. 2013. Virtual water trade flows and savings under climate change. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 10(1): 67–101.
72. Ramírez, A., Harrod, C., Valbo-Jørgensen, J. & Funge-Smith, S. 2018. How climate change impacts inland fisheries. In M. Barange, T. Bahri, M.C.M. Beveridge, K.L. Cochrane, S. Funge-Smith & F. Poulain, eds. *Impacts of climate change on fisheries and aquaculture Synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options*, pp. 375–392. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 627. Rome, FAO. 628 pp. [also available at www.fao.org/3/i9705en/i9705en.pdf].
73. Smith, D.M., Matthews, J.H., Bharati, L., Borgomeo, E., McCartney, M., Mauroner, A., Nicol, A., Rodriguez, D., Sadoff, C., Suhardiman, D., Timboe, I., Amarnath, G. & Anisha, N. 2019. *Adaptation's thirst: accelerating the convergence of water and climate action*. Rotterdam and Washington, DC. [also available at www.iwmi.cgiar.org/Publications/Other/PDF/adaptations-thirst-gca-background-paper.pdf].
74. UNESCO & UN-Water. 2020. *The United Nations World Water Development Report 2020. Water and climate change*. Paris, UNESCO.
75. Thivet, G. & Fernandez, S. 2012. *Water demand management: the Mediterranean experience*. Technical focus paper. Stockholm, Global Water Partnership, Plan Bleu.
76. FAO. 2012. *Coping with water scarcity: an action framework for agriculture and food security*. FAO Water Report No. 38. Rome. 96 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i3015e.pdf].
77. Molle, F. 2003. *Development trajectories of river basins: a conceptual framework*. Research Report No. 72. Colombo, IWMI.
78. Mateo-Sagasta, J., Marjani Zadeh, S. & Turrall, H., eds. 2018. *More people, more food, worse water? A global review of water pollution from agriculture*. Rome and Colombo, FAO and IWMI. 221 pp. [also available at www.fao.org/3/ca0146en/CA0146EN.pdf].
79. Quiñones, R.A., Fuentes, M., Montes, R.M., Soto, D. & León-Muñoz, J. 2019. Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture*, 11(2): 375–402.
80. European Environment Agency. 2018. *European waters: assessment of status and pressures 2018*. EEA Report No. 7/2018. Copenhagen.
81. United States Environmental Protection Agency (EPA). 2020. The sources and solutions: agriculture. In: *Nutrient Pollution* [online]. [Cited 5 August 2020]. www.epa.gov/nutrientpollution/sources-and-solutions-agriculture
82. FAO. 2019. Collecting, analyzing and disseminating data, one country at a time! In: *FAO Environment Statistics – Livestock manure* [online]. [Cited 5 August 2020]. www.fao.org/economic/ess/environment/data/livestock-manure/en/
83. FAO. 2020. FAOSTAT. In: *FAO* [online]. [Cited 15 August 2020]. <http://faostat.fao.org>
84. Srivastava, A., Jangid, N., Srivastava, M. & Rawat, V. 2019. Pesticides as water pollutants. In K.A. Wani & Mamta, eds. *Handbook of Research on the Adverse Effects of Pesticide Pollution in Aquatic Ecosystems*, pp. 1–19. Hershey, USA, IGI Global.

85. FAO. 2016. *The FAO Action Plan on Antimicrobial Resistance 2016-2020*. Rome. 23 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i5996e.pdf].
86. FAO. 2018. *Antimicrobial resistance in the environment: summary report of an FAO meeting of experts* [online]. [Cited 5 August 2020]. www.fao.org/3/BU656en/bu656en.pdf
87. Review on Antimicrobial Resistance. 2016. *Tackling drug-resistant infections globally: final report and recommendations*. London.
88. Van Boeckel, T.P., Brower, C., Gilbert, M., Grenfell, B.T., Levin, S.A., Robinson, T.P., Teillant, A. & Laxminarayan, R. 2015. Global trends in antimicrobial use in food animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(18): 5649–5654.
89. United States Environmental Protection Agency (EPA). 2013. *Literature review of contaminants in livestock and poultry manure and implications for water quality*. EPA Office of Water 820-R-13-002. Washington, DC.
90. FAO & Intergovernmental Technical Panel on Soils (ITPS). 2015. *Status of the world's soil resources: main report*. Rome. 649 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i5199e.pdf].
91. Hanson, B., Grattan, S. & Fulton, A. 2006. *Agricultural salinity and drainage*. Davis, USA, University of California Irrigation Program.
92. Ayers, R.S. & Westcot, D.W. 1985. *Water quality for agriculture*. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29, rev. 1. Rome, FAO. [also available at www.fao.org/3/t0234e/t0234e00.htm].
93. Tanji, K.K. & Kielen, N.C. 2002. *Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas*. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 61. Rome, FAO. 202 pp. [also available at www.fao.org/3/a-ap103e.pdf].
94. FAO. 2020. Novel initiative to map salt-affected soils globally. In: FAO [online]. [Cited 5 August 2020]. www.fao.org/global-soil-partnership/resources/highlights/detail/en/c/1269946/
95. Okorogbona, A.O.M., Denner, F.D.N., Managa, L.R., Khosa, T.B., Maduwa, K., Adebola, P.O., Amoo, S.O., Ngoben, H.M. & Macevele, S. 2018. Water quality impacts on agricultural productivity and environment. In E. Lichtfouse, ed. *Sustainable Agriculture Reviews*, pp. 1–35. Sustainable Agriculture Reviews. Cham, Springer International Publishing.
96. Braul, L. & Kirychuk, B. 2001. *Water quality and cattle*. Agriculture and Agri-Food Canada.
97. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2012. *Water quality and agriculture: meeting the policy challenge*. OECD Studies on Water. Paris.
98. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2018. *Human acceleration of the nitrogen cycle: managing risks and uncertainty*. Paris.
99. Jansson, M., Andersson, R., Berggren, H. & Leonardson, L. 1994. Wetlands and lakes as nitrogen traps. *Ambio*, 23(6): 320–325.
100. Hey, D.L., Urban, L.S. & Kostel, J.A. 2005. Nutrient farming: the business of environmental management. *Ecological Engineering*, 24(4): 279–287.
101. Mitsch, W.J. & Day, J.W. 2006. Restoration of wetlands in the Mississippi-Ohio-Missouri (MOM) River Basin: experience and needed research. *Ecological Engineering*, 26(1): 55–69.
102. United States Department of Agriculture (USDA). 2006. *Nutrient Management (Ac.)*. No. Code 590. United States Department of Agriculture. [also available at www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs143_022228.pdf].
103. FAO. 2018. *Nutrient flows and associated environmental impacts in livestock supply chains: guidelines for assessment*. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 199 p. [also available at www.fao.org/3/CA1328EN/ca1328en.pdf].
104. Cui, Z., Zhang, H., Chen, X., Zhang, C., Ma, W., Huang, C., Zhang, W., Mi, G., Miao, Y., Li, X., Gao, Q., Yang, J., Wang, Z., Ye, Y., Guo, S., Lu, J., Huang, J., Lv, S., Sun, Y., Liu, Y., Peng, X., Ren, J., Li, S., Deng, X., Shi, X., Zhang, Q., Yang, Z., Tang, L., Wei, C., Jia, L., Zhang, J., He, M., Tong, Y., Tang, Q., Zhong, X., Liu, Z., Cao, N., Kou, C., Ying, H., Yin, Y., Jiao, X., Zhang, Q., Fan, M., Jiang, R., Zhang, F. & Dou, Z. 2018. Pursuing sustainable productivity with millions of smallholder farmers. *Nature*, 555(7696): 363–366.
105. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2017. *Diffuse pollution, degraded waters: emerging policy solutions*. OECD Studies on Water. Paris.

第3章

1. Challinor, A.J., Watson, J., Lobell, D.B., Howden, S.M., Smith, D.R. & Chhetri, N. 2014. A meta-analysis of crop yield under climate change and adaptation. *Nature Climate Change*, 4(4): 287–291.
2. Rosenzweig, C., Elliott, J., Deryng, D., Ruane, A.C., Müller, C., Arneth, A., Boote, K.J., Folberth, C., Glotter, M., Khabarov, N., Neumann, K., Piontek, F., Pugh, T.A.M., Schmid, E., Stehfest, E., Yang, H. & Jones, J.W. 2014. Assessing agricultural risks of climate change in the 21st century in a global gridded crop model intercomparison. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9): 3268–3273.
3. Stevanović, M., Popp, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J.P., Müller, C., Bonsch, M., Schmitz, C., Bodirsky, B.L., Humpenöder, F. & Weindl, I. 2016. The impact of high-end climate change on agricultural welfare. *Science Advances*, 2(8): e1501452 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501452>
4. Rockström, J. & Karlberg, L. 2009. Zooming in on the global hotspots of rainfed agriculture in water-constrained environments. *Rainfed agriculture: unlocking the potential*, pp. 36–43. Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture Series No. 7. Wallingford, UK, CAB.
5. Schils, R., Olesen, J.E., Kersebaum, K.-C., Rijk, B., Oberforster, M., Kalyada, V., Khitrykau, M., Gobin, A., Kirchev, H., Manolova, V., Manolov, I., Trnka, M., Hlavinka, P., Palosuo, T., Peltonen-Sainio, P., Jauhainen, L., Lorgeou, J., Marrou, H., Danalatos, N., Archontoulis, S., Fodor, N., Spink, J., Roggero, P.P., Bassu, S., Pulina, A., Seehusen, T., Uhlen, A.K., Żyłowska, K., Nieróbca, A., Kozyra, J., Silva, J.V., Maças, B.M., Coutinho, J., Ion, V., Takáč, J., Mínguez, M.I., Eckersten, H., Levy, L., Herrera, J.M., Hiltbrunner, J., Kryvobok, O., Kryvoshein, O., Sylvester-Bradley, R., Kindred, D., Topp, C.F.E., Boogaard, H., de Groot, H., Lesschen, J.P., van Bussel, L., Wolf, J., Zilstra, M., van Loon, M.P. & van Ittersum, M.K. 2018. Cereal yield gaps across Europe. *European Journal of Agronomy*, 101: 109–120.
6. Mueller, N.D., Gerber, J.S., Johnston, M., Ray, D.K., Ramankutty, N. & Foley, J.A. 2012. Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature*, 490(7419): 254–257.
7. Antón, J. & Cattaneo, A. 2019. Agricultural risk management and climate change: what role for policy? In D. Blandford & K. Hassapoyannes, eds. *Global challenges for future food and agricultural policies*, pp. 281–306. World Scientific Series in Grand Public Policy Challenges of the 21st Century. World Scientific. 440 pp. [also available at www.worldscientific.com/doi/abs/10.1142/9789813235403_0015].
8. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2011. *Managing risk in agriculture: policy assessment and design*. Paris. [also available at www.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/managing-risk-in-agriculture_9789264116146-en].
9. FAO. 2012. *Coping with water scarcity: an action framework for agriculture and food security*. FAO Water Report No. 38. Rome. 96 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i3015e.pdf].
10. FAO & World Water Council. 2018. *Water accounting for water governance and sustainable development*. Rome and Marseille. 50 pp. [also available at www.fao.org/3/i8868en/i8868en.pdf].
11. Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. 2007. *Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture*. London and Sterling, USA, Earthscan and IWMI.
12. Committee on World Food Security (CFS). 2014. *Principles for responsible investment in agriculture and food systems*. Rome. 27 pp. [also available at www.fao.org/3/a-au866e.pdf].
13. Wichelns, D. 2015. Water productivity and food security: considering more carefully the farm-level perspective. *Food Security*, 7(2): 247–260.
14. Vogel, E., Donat, M.G., Alexander, L.V., Meinshausen, M., Ray, D.K., Karoly, D., Meinshausen, N. & Frieler, K. 2019. The effects of climate extremes on global agricultural yields. *Environmental Research Letters*, 14(5): 054010 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab154b>
15. van Ittersum, M.K., van Bussel, L.G.J., Wolf, J., Grassini, P., van Wart, J., Guilpart, N., Claessens, L., de Groot, H., Wiebe, K., Mason-D'Croz, D., Yang, H., Boogaard, H., van Oort, P.A.J., van Loon, M.P., Saito, K., Adimo, O., Adjei-Nsiah, S., Agali, A., Bala, A., Chikowo, R., Kaizzi, K., Kouressy, M., Makoi, J.H.J.R., Ouattara, K., Tesfaye, K. & Cassman, K.G. 2016. Can sub-Saharan Africa feed itself? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(52): 14964–14969.
16. Hatibu, H., Oweis, T., Wani, S., Barron, J., Bruggeman, A., Qiang, Z., Farahani, J. & Karlberg, L. 2007. Managing water in rainfed agriculture. In D. Molden, ed. *Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture*, pp. 315–352. London, IWMI and Earthscan. 48 pp.
17. FAO. 2020. FAOSTAT. In: FAO [online]. [Cited 15 August 2020]. <http://faostat.fao.org>

18. Eurostat. 2019. Agri-environmental indicator - irrigation. In: *Statistics explained* [online]. [Cited 8 August 2020]. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_irrigation
19. FAO. 2018. *Future of food and agriculture 2018 - alternative pathways to 2050*. Supplemental Material. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 64 p. [also available at www.fao.org/3/CA1564EN/CA1564EN.pdf].
20. Barron, J., Tengberg, A., Garg, K., Anantha, K.H., Sreenath, D. & Whitbread, A. 2020. Strengthen resilience in rainfed agricultural systems through agricultural water management: a review on current state and ways ahead. Background paper for *The State of Food and Agriculture 2020. Overcoming water challenges in agriculture*. Uppsala, Sweden, Swedish University of Agricultural Sciences.
21. Rockström, J., Karlberg, L., Wani, S.P., Barron, J., Hatibu, N., Oweis, T., Bruggeman, A., Farahani, J. & Qiang, Z. 2010. Managing water in rainfed agriculture—the need for a paradigm shift. *Agricultural Water Management*, 97(4): 543–550.
22. Ranjan, P., Patle, G.T., Prem, M. & Solanke, K.R. 2017. Organic mulching: a water saving technique to increase the production of fruits and vegetables. *Current Agriculture Research Journal*, 5(3): 371–380.
23. Abouziena, H.F. & Haggag, W.M. 2016. Weed control in clean agriculture: a review. *Planta Daninha*, 34(2): 377–392.
24. Studer, R. & Liniger, H. 2013. *Water harvesting: guidelines to good practice*. Bern, Amsterdam, Wageningen and Rome, Centre for Development and Environment (CDE), Rainwater Harvesting Implementation Network (RAIN), MetaMeta, International Fund for Agricultural Development (IFAD).
25. FAO & Earthscan. 2011. *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture – Managing systems at risk*. Rome, FAO, and London, Earthscan. 309 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i1688e.pdf].
26. Bouma, J.A., Hegde, S.S. & Lasage, R. 2016. Assessing the returns to water harvesting: a meta-analysis. *Agricultural Water Management*, 163: 100–109.
27. FAO. 2000. *Small ponds make a big difference: integrating fish with crop and livestock farming*. Rome. [also available at www.fao.org/3/x7156e/x7156e00.htm#TopOfPage].
28. FAO. 2001. *Integrated agriculture-aquaculture: a primer*. FAO Fisheries Technical Paper No. 407. Rome. 149 pp. [also available at www.fao.org/3/y1187e/y1187e00.htm#TopOfPage].
29. Shrestha, M.K. & Pant, J., eds. 2012. *Small-scale Aquaculture for Rural Livelihoods: Proceedings of The National Symposium on Small-scale Aquaculture for Increasing Resilience of Rural Livelihoods in Nepal*. Chitwan, Nepal and Penang, Malaysia, Institute of Agriculture and Animal Science, Tribhuvan University, Rampur and WorldFish Center.
30. Tekle, K. 2018. Household level rainwater harvesting in the drylands of northern Ethiopia: its role for food and nutrition security. AgriFoSe2030 Report No. 11. Mekelle, Ethiopia, Agriculture for Food Security 2030.
31. Moges, G., Hengsdijk, H. & Jansen, H.C. 2011. Review and quantitative assessment of ex situ household rainwater harvesting systems in Ethiopia. *Agricultural Water Management*, 98(8): 1215–1227.
32. FAO. 2018. *One million cisterns for the Sahel initiative*. Rome. 2 pp. [also available at www.fao.org/3/ca0882en/ca0882en.pdf].
33. Molden, D., Oweis, T., Steduto, P., Bindraban, P., Hanjra, M.A. & Kijne, J. 2010. Improving agricultural water productivity: between optimism and caution. *Agricultural Water Management*, 97(4): 528–535.
34. Wisser, D., Frolking, S., Douglas, E.M., Fekete, B.M., Schumann, A.H. & Vörösmarty, C.J. 2010. The significance of local water resources captured in small reservoirs for crop production – a global-scale analysis. *Journal of Hydrology*, 384(3–4): 264–275.
35. Oweis, T. 1997. *Supplemental irrigation: a highly efficient water-use practice*. Aleppo, Syrian Arab Republic, International Center for Agricultural Research in the Dry Areas.
36. Giordano, M., De Fraiture, C., Weight, E. & van der Bliek, J. 2012. *Water for wealth and food security: supporting farmer-driven investments in agricultural water management*. Synthesis report of the AgWater Solutions Project. Colombo, IWMI.
37. Kahinda, J.M., Rockström, J., Taigbenu, A.E. & Dimes, J. 2007. Rainwater harvesting to enhance water productivity of rainfed agriculture in the semi-arid Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 32(15–18): 1068–1073.

参考文献

38. Rost, S., Gerten, D., Hoff, H., Lucht, W., Falkenmark, M. & Rockström, J. 2009. Global potential to increase crop production through water management in rainfed agriculture. *Environmental Research Letters*, 4(4): 044002 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/4/4/044002>
39. Jägermeyr, J., Gerten, D., Schaphoff, S., Heinke, J., Lucht, W. & Rockström, J. 2016. Integrated crop water management might sustainably halve the global food gap. *Environmental Research Letters*, 11(2): 025002 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/11/2/025002>
40. Magombeyi, M.S., Taigbenu, A.E. & Barron, J. 2018. Effectiveness of agricultural water management technologies on rainfed cereals crop yield and runoff in semi-arid catchment: a meta-analysis. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 16(4–5): 418–441.
41. Abera, W., Tamene, L., Tibebe, D., Adimassu, Z., Kassa, H., Hailu, H., Mekonnen, K., Desta, G., Sommer, R. & Verchot, L. 2020. Characterizing and evaluating the impacts of national land restoration initiatives on ecosystem services in Ethiopia. *Land Degradation & Development*, 31(1): 37–52.
42. Piemontese, L., Castelli, G., Fetzer, I., Barron, J., Liniger, H., Harari, N., Bresci, E. & Jaramillo, F. 2020. Estimating the global potential of water harvesting from successful case studies. *Global Environmental Change*, 63: 102121 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959378020307044>
43. Adimassu, Z., Langan, S. & Barron, J. 2018. Highlights of soil and water conservation investments in four regions of Ethiopia. Colombo, IWMI.
44. FAO. 2018. *Future of food and agriculture 2018 – alternative pathways to 2050*. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 244 p. [also available at www.fao.org/3/i8429en/i8429en.pdf].
45. Mekonnen, M.M. & Hoekstra, A.Y. 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(5): 1577–1600.
46. FAO, IFAD, UNICEF, WFP & WHO. 2019. *The State of Food Security and Nutrition in the World 2019. Safeguarding against economic slowdowns and downturns*. Rome, FAO. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 234 pp p. [also available at www.fao.org/3/ca5162en/ca5162en.pdf].
47. Zwart, S.J. & Bastiaanssen, W.G.M. 2004. Review of measured crop water productivity values for irrigated wheat, rice, cotton and maize. *Agricultural Water Management*, 69(2): 115–133.
48. Sadras, V., Grassini, P. & Steduto, P. 2012. *Status of water use efficiency of main crops. The state of the world's land and water resources*. SOLAW Background Thematic Report No. 7. Rome, FAO. 45 pp. [also available at www.fao.org/fileadmin/templates/solaw/files/thematic_reports/TR_07_web.pdf].
49. Hatfield, J.L., Sauer, T.J. & Prueger, J.H. 2001. Managing soils to achieve greater water use efficiency: a review. *Agronomy Journal*, 93(2): 271–280.
50. Mekonnen, M.M. & Neale, C.M.U. 2020. Closing the water productivity gaps of crop and livestock products: a global analysis. Background paper for *The State of Food and Agriculture 2020. Overcoming water challenges in agriculture*. Lincoln, USA, Robert B. Daugherty Water for Food Global Institute, University of Nebraska-Lincoln.
51. Pradhan, P., Fischer, G., van Velthuizen, H., Reusser, D.E. & Kropp, J.P. 2015. Closing yield gaps: how sustainable can we be? *PLOS ONE*, 10(6): e0129487 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0129487>
52. European Environment Agency. 2017. Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016: an indicator-based report. EEA Report No. 1. Copenhagen.
53. Amosson, S., Almas, L., Girase, J., Kenny, N., Guerrero, B., Vimlesh, K. & Marek, T. 2011. Economics of irrigation systems. College Station, USA, Texas A&M Agrilife Extension Service.
54. Bjorneberg, D.L. 2013. *Irrigation: methods. Reference Modules in Earth Systems and Environmental Sciences* [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://eprints.nwisrl.ars.usda.gov/1568/1/1524.pdf>
55. Osewe, M., Liu, A. & Njagi, T. 2020. Farmer-led irrigation and its impacts on smallholder farmers' crop income: evidence from southern Tanzania. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(5): 1512.
56. Burney, J.A., Naylor, R.L. & Postel, S.L. 2013. The case for distributed irrigation as a development priority in sub-Saharan Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(31): 12513–12517.

57. van Koppen, B.C.P., Namara, R. & Safilios-Rothschild, C. 2005. Reducing poverty through investments in agricultural water management: poverty and gender issues and synthesis of sub-Saharan Africa case study reports. IWMI Working Paper No. 101. Colombo, IWMI.
58. You, L., Ringler, C., Wood-Sichra, U., Robertson, R., Wood, S., Zhu, T., Nelson, G., Guo, Z. & Sun, Y. 2011. What is the irrigation potential for Africa? A combined biophysical and socioeconomic approach. *Food Policy*, 36(6): 770–782.
59. Tatalovic, M. 2009. Irrigation reform needed in Asia. In: *Nature* [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://doi.org/10.1038/news.2009.826>
60. Facon, T. 2012. Forty years of irrigation and drainage system performance. Paper presented at Asian Irrigation Forum, 11 April 2012, Manila.
61. FAO. 1989. *Guidelines for designing and evaluating surface irrigation systems*. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 45. Rome. (also available at www.fao.org/3/T0231E/T0231E00.htm).
62. Brouwer, C., Prins, K., Kay, M. & Heibloem, M. 1988. Irrigation methods. Irrigation Water Management Training Manual No. 9. Rome, FAO. (also available at www.fao.org/tempref/agl/AGLW/fwm/Manual5.pdf).
63. Goyal, M.R., Panigrahi, B. & Panda, S.N., eds. 2017. *Micro irrigation scheduling and practices*. Innovations and Challenges in Micro Irrigation. Oakville, Canada, Apple Academic Press.
64. Reich, D., Godin, R., Chávez, J.L. & Broner, I. 2014. Subsurface drip irrigation (SDI). Crop Series | Irrigation Fact Sheet 4.716. Fort Collins, USA, Colorado State University.
65. FAO. 2011. *Save and grow – a policymaker’s guide to the sustainable intensification of smallholder crop production*. Rome. 102 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i2215e.pdf).
66. FAO. 2017. *Does improved irrigation technology save water? A review of the evidence*. Cairo. 54 pp. (also available at www.fao.org/3/I7090EN/i7090en.pdf).
67. Geerts, S. & Raes, D. 2009. Deficit irrigation as an on-farm strategy to maximize crop water productivity in dry areas. *Agricultural Water Management*, 96(9): 1275–1284.
68. Fereres, E. & Soriano, M.A. 2006. Deficit irrigation for reducing agricultural water use. *Journal of Experimental Botany*, 58(2): 147–159.
69. World Bank. 2010. *World Development Report 2010. Development and climate change*. Washington, DC.
70. Perry, C., Steduto, P., Allen, R.G. & Burt, C.M. 2009. Increasing productivity in irrigated agriculture: agronomic constraints and hydrological realities. *Agricultural Water Management*, 96(11): 1517–1524.
71. Fernández García, I., Rodríguez Díaz, J.A., Camacho Poyato, E., Montesinos, P. & Berbel, J. 2014. Effects of modernization and medium term perspectives on water and energy use in irrigation districts. *Agricultural Systems*, 131: 56–63.
72. Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C., Rodríguez-Díaz, J.A., Camacho, E. & Montesinos, P. 2015. Literature review on rebound effect of water saving measures and analysis of a Spanish case study. *Water Resources Management*, 29(3): 663–678.
73. Díaz, J.A.R., Urrestarazu, L.P., Poyato, E.C. & Montesinos, P. 2012. Modernizing water distribution networks: lessons from the Bembézar MD Irrigation District, Spain. *Outlook on Agriculture*, 41(4): 229–236.
74. Giordano, M., Turral, H., Scheierling, S.M., Tréguer, D.O. & McCornick, P.G. 2017. Beyond ‘more crop per drop’: evolving thinking on agricultural water productivity. IWMI Research Report No. 169. Colombo, IWMI.
75. Jägermeyr, J., Pastor, A., Biemans, H. & Gerten, D. 2017. Reconciling irrigated food production with environmental flows for Sustainable Development Goals implementation. *Nature Communications*, 8(1): 15900.
76. Grafton, R.Q., Williams, J., Perry, C.J., Molle, F., Ringler, C., Steduto, P., Udall, B., Wheeler, S.A., Wang, Y., Garrick, D. & Allen, R.G. 2018. The paradox of irrigation efficiency. *Science*, 361(6404): 748–750.
77. Umair, M., Hussain, T., Jiang, H., Ahmad, A., Yao, J., Qi, Y., Zhang, Y., Min, L. & Shen, Y. 2019. Water-saving potential of subsurface drip irrigation for winter wheat. *Sustainability*, 11(10): 2978.
78. Parthasarathi, T., Vanitha, K., Mohandass, S. & Vered, E. 2018. Evaluation of drip irrigation system for water productivity and yield of rice. *Agronomy Journal*, 110(6): 2378–2389.

参考文献

79. Pawar, N., Bishnoi, D.K., Singh, M. & Dhillon, A. 2015. Comparative economic analysis of drip irrigation vis-à-vis flood irrigation system on productivity of Bt. cotton in Haryana. *Agricultural Science Digest - A Research Journal*, 35(4): 300–303.
80. Ayars, J.E., Phene, C.J., Hutmacher, R.B., Davis, K.R., Schoneman, R.A., Vail, S.S. & Mead, R.M. 1999. Subsurface drip irrigation of row crops: a review of 15 years of research at the Water Management Research Laboratory. *Agricultural Water Management*, 42(1): 1–27.
81. Hanson, B. & May, D. 2004. Effect of subsurface drip irrigation on processing tomato yield, water table depth, soil salinity, and profitability. *Agricultural Water Management*, 68(1): 1–17.
82. Luhach, M.S., Khatkar, R.K., Singh, V.K. & Khatry, R.S. 2004. Economic analysis of sprinkler and drip irrigation technology in Haryana. *Agricultural Economics Research Review*, 17: 107–113.
83. de Wit, C.T. 1992. Resource use efficiency in agriculture. *Agricultural Systems*, 40(1–3): 125–151.
84. Sadras, V.O. 2004. Yield and water-use efficiency of water- and nitrogen-stressed wheat crops increase with degree of co-limitation. *European Journal of Agronomy*, 21(4): 455–464.
85. Fereres, E., Orgaz, F., Gonzalez-Dugo, V., Testi, L. & Villalobos, F.J. 2014. Balancing crop yield and water productivity tradeoffs in herbaceous and woody crops. *Functional Plant Biology*, 41(11): 1009.
86. Passioura, J.B. & Angus, J.F. 2010. Improving productivity of crops in water-limited environments. *Advances in Agronomy*, 106: 37–75.
87. Ritchie, J.T. & Basso, B. 2008. Water use efficiency is not constant when crop water supply is adequate or fixed: the role of agronomic management. *European Journal of Agronomy*, 28(3): 273–281.
88. Sadras, V.O. & Angus, J.F. 2006. Benchmarking water-use efficiency of rainfed wheat in dry environments. *Australian Journal of Agricultural Research*, 57(8): 847.
89. Grassini, P., Yang, H., Irmak, S., Thorburn, J., Burr, C. & Cassman, K.G. 2011. High-yield irrigated maize in the western US corn belt: II. Irrigation management and crop water productivity. *Field Crops Research*, 120(1): 133–141.
90. Barbieri, P., Echarte, L., Della Maggiora, A., Sadras, V.O., Echeverria, H. & Andrade, F.H. 2012. Maize evapotranspiration and water-use efficiency in response to row spacing. *Agronomy Journal*, 104(4): 939–944.
91. Van Dam, J.C., Singh, R., Bessembinder, J.J.E., Leffelaar, P.A., Bastiaanssen, W.G.M., Jhorar, R.K., Kroes, J.G. & Droogers, P. 2006. Assessing options to increase water productivity in irrigated river basins using remote sensing and modelling tools. *International Journal of Water Resources Development*, 22(1): 115–133.
92. FAO. 2020. Conservation Agriculture. In: FAO [online]. [Cited 1 August 2020]. www.fao.org/conservation-agriculture/en/
93. Kassam, A., Friedrich, T. & Derpsch, R. 2019. Global spread of conservation agriculture. *International Journal of Environmental Studies*, 76(1): 29–51.
94. Li, H., He, J., Bharucha, Z.P., Lal, R. & Pretty, J. 2016. Improving China's food and environmental security with conservation agriculture. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 14(4): 377–391.
95. Sapkota, T.B., Jat, M.L., Aryal, J.P., Jat, R.K. & Khatri-Chhetri, A. 2015. Climate change adaptation, greenhouse gas mitigation and economic profitability of conservation agriculture: some examples from cereal systems of Indo-Gangetic Plains. *Journal of Integrative Agriculture*, 14(8): 1524–1533.
96. Lampurlanés, J., Plaza-Bonilla, D., Álvaro-Fuentes, J. & Cantero-Martínez, C. 2016. Long-term analysis of soil water conservation and crop yield under different tillage systems in Mediterranean rainfed conditions. *Field Crops Research*, 189: 59–67.
97. Bottinelli, N., Angers, D.A., Hallaire, V., Michot, D., Le Guillou, C., Cluzeau, D., Heddadj, D. & Menasseri-Aubry, S. 2017. Tillage and fertilization practices affect soil aggregate stability in a humic cambisol of northwest France. *Soil and Tillage Research*, 170: 14–17.
98. Shao, Y., Xie, Y., Wang, C., Yue, J., Yao, Y., Li, X., Liu, W., Zhu, Y. & Guo, T. 2016. Effects of different soil conservation tillage approaches on soil nutrients, water use and wheat-maize yield in rainfed dry-land regions of North China. *European Journal of Agronomy*, 81: 37–45.
99. Peiretti, R. & Dumanski, J. 2014. The transformation of agriculture in Argentina through soil conservation. *International Soil and Water Conservation Research*, 2(1): 14–20.

100. Yang, Y., Ding, J., Zhang, Y., Wu, J., Zhang, J., Pan, X., Gao, C., Wang, Y. & He, F. 2018. Effects of tillage and mulching measures on soil moisture and temperature, photosynthetic characteristics and yield of winter wheat. *Agricultural Water Management*, 201: 299–308.

101. FAO. 2010. *An international consultation on integrated crop-livestock systems for development: the way forward for sustainable production intensification*. Integrated Crop Management. Vol. 13. Rome. 75 pp. (also available at www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/images/iclsd/documents/crop_livestock_proceedings.pdf).

102. Pittelkow, C.M., Liang, X., Linquist, B.A., van Groenigen, K.J., Lee, J., Lundy, M.E., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T. & van Kessel, C. 2015. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*, 517(7534): 365–368.

103. Duncan, A.J., Bachewe, F., Mekonnen, K., Valbuena, D., Rachier, G., Lule, D., Bahta, M. & Erenstein, O. 2016. Crop residue allocation to livestock feed, soil improvement and other uses along a productivity gradient in Eastern Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 228: 101–110.

104. Valbuena, D., Erenstein, O., Homann-Kee Tui, S., Abdoulaye, T., Claessens, L., Duncan, A.J., Gérard, B., Rufino, M.C., Teufel, N., van Rooyen, A. & van Wijk, M.T. 2012. Conservation agriculture in mixed crop–livestock systems: scoping crop residue trade-offs in sub-Saharan Africa and South Asia. *Field Crops Research*, 132: 175–184.

105. Erenstein, O. 2011. Cropping systems and crop residue management in the Trans-Gangetic Plains: issues and challenges for conservation agriculture from village surveys. *Agricultural Systems*, 104(1): 54–62.

106. Giller, K.E., Andersson, J.A., Corbeels, M., Kirkegaard, J., Mortensen, D., Erenstein, O. & Vanlauwe, B. 2015. Beyond conservation agriculture. *Frontiers in Plant Science*, 6: 10 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00870>

107. FAO. 2012. *Conservation agriculture for climate change mitigation. Highlights from the learning event, September 2012* [online]. [Cited 8 August 2020]. www.fao.org/climatechange/35145-01475a57da304df922b9ea292fddc29fa.pdf

108. Batchelor, C. & Schnitzer, J. 2018. *Compendium on climate-smart irrigation: concepts, evidence and options for a climate-smart approach to improving the performance of irrigated cropping systems*. Rome, Global Alliance for Climate-Smart Agriculture (GACSA).

109. Rosegrant, M. 2020. Water management for sustainable irrigated and rainfed agriculture: opportunities, challenges, impacts and the way forward. Background paper for *The State of Food and Agriculture 2020. Overcoming water challenges in agriculture*. Washington, DC.

110. Lemoalle, J. 2008. Water productivity of aquatic systems. Final report for the project: Improved Fisheries Productivity and Management in Tropical Reservoirs. Penang, Malaysia, Challenge Program on Water and Food and WorldFish Center.

111. Mekonnen, M.M. & Hoekstra, A.Y. 2012. A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems*, 15(3): 401–415.

112. FAO. 2020. FAOSTAT. In: FAO [online]. [Cited 15 August 2020]. <http://faostat.fao.org>

113. United States Department of Agriculture (USDA). 2020. Nutrient Data Laboratory. In: *USDA National Agricultural Library - Food and Nutrition Information Center* [online]. [Cited 8 August 2020]. www.nal.usda.gov/fnic/usda-nutrient-data-laboratory

114. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2019. Summary for policymakers. In P. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H. Pörtner, D. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi & J. Malley, eds. *Climate change and land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*, pp. 1–36. Geneva.

115. FAO. 2019. *Water use in livestock production systems and supply chains – guidelines for assessment (Version 1)*. Rome, Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. 126 pp. (also available at www.fao.org/3/ca5685en/ca5685en.pdf).

116. FAO. 2016. *Climate change and food security: risks and responses*. Rome. 106 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i5188e.pdf).

117. Livestock Emergency Guidelines. 2014. *Livestock Emergency Guidelines and Standards (LEGS)*. Second edition. Rugby, UK, Practical Action Publishing.

118. FAO. 2006. *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Rome. 414 pp. (also available at www.fao.org/3/a-a0701e.pdf).

参考文献

119. Descheemaeker, K., Amede, T. & Hailelassie, A. 2010. Improving water productivity in mixed crop–livestock farming systems of sub-Saharan Africa. *Agricultural Water Management*, 97(5): 579–586.
120. Palhares, J.C.P. 2014. Pegada hídrica de suínos e o impacto de estratégias nutricionais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18(5): 533–538.
121. Krauß, M., Kraatz, S., Drastig, K. & Prochnow, A. 2015. The influence of dairy management strategies on water productivity of milk production. *Agricultural Water Management*, 147: 175–186.
122. Hailelassie, A., Peden, D., Gebreselassie, S., Amede, T. & Descheemaeker, K. 2009. Livestock water productivity in mixed crop–livestock farming systems of the Blue Nile Basin: assessing variability and prospects for improvement. *Agricultural Systems*, 102(1–3): 33–40.
123. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). 2019. *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn, Germany, IPBES Secretariat.
124. Rao, M.S., Batchelor, C.H., James, A.J., Nagaraja, R., Seeley, J. & Butterworth, J.A. 2003. *Andhra Pradesh rural livelihoods programme water audit report*. Hyderabad, India, APRLP.
125. Garg, K.K., Karlberg, L., Barron, J., Wani, S.P. & Rockstrom, J. 2012. Assessing impacts of agricultural water interventions in the Kothapally watershed, Southern India. *Hydrological Processes*, 26(3): 387–404.
126. Glendenning, C.J., van Ogtrop, F.F., Mishra, A.K. & Vervoort, R.W. 2012. Balancing watershed and local scale impacts of rain water harvesting in India—a review. *Agricultural Water Management*, 107: 1–13.
127. Searchinger, T., Adhya, T., Linquist, B., Wassmann, R. & Yan, X. 2014. *Wetting and drying: reducing greenhouse gas emissions and saving water from rice production*. Creating a Sustainable Food Future Installment No. 8. Washington, DC, World Resources Institute.
128. Meijide, A., Gruening, C., Goded, I., Seufert, G. & Cescatti, A. 2017. Water management reduces greenhouse gas emissions in a Mediterranean rice paddy field. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 238: 168–178.
129. United Nations World Water Assessment Programme (WWAP) & UN-Water. 2018. *The United Nations World Water Development Report 2018. Nature-based solutions for water*. Paris, UNESCO.
130. FAO. 2008. *Forests and Water*. FAO Forestry Paper No.155. Rome. (also available at www.fao.org/3/i0410e/i0410e.pdf).
131. FAO. 2018. *Unasylva: forests and sustainable cities*. Rome. 84 pp. (also available at www.fao.org/3/i8707en/i8707en.pdf).
132. Boonsong, K., Piyatiratitivorakul, S. & Patanaponpaiboon, P. 2003. Potential use of mangrove plantation as constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 48(5): 257–266.
133. Spalding, M., McIvor, A., Tonneijck, T., Tol, S. & van Eijk, P. 2014. *Mangroves for coastal defence. Guidelines for coastal managers & policy makers*. Wetlands International and The Nature Conservancy.
134. Ouyang, X. & Guo, F. 2016. Paradigms of mangroves in treatment of anthropogenic wastewater pollution. *Science of The Total Environment*, 544: 971–979.
135. Berry, P., Yassin, F., Belcher, K. & Lindenschmidt, K.-E. 2017. An economic assessment of local farm multi-purpose surface water retention systems under future climate uncertainty. *Sustainability*, 9(3): 456.
136. United Nations Environment Programme (UNEP) & Caribbean Environment Programme [CEP]. 1994. *Guidelines for sediment control practices in the Insular Caribbean*. CEP Technical Report No. 32. Kingston, UNEP & CEP.
137. Joshi, P.K., Jha, A.K., Wani, S.P., Sreedevi, T.K. & Shaheen, F.A. 2008. *Impact of watershed program and conditions for success: a meta-analysis approach*. Global Theme on Agroecosystems Report No. 46. Patancheru, India, ICRISAT. 24 pp.
138. Liu, Y., Engel, B.A., Flanagan, D.C., Gitau, M.W., McMillan, S.K. & Chaubey, I. 2017. A review on effectiveness of best management practices in improving hydrology and water quality: needs and opportunities. *Science of The Total Environment*, 601–602: 580–593.
139. Myint, M.M. & Westerberg, V. 2015. *An economic valuation of a large-scale rangeland restoration project through the Hima system in Jordan*. Nairobi, International Union for Conservation of Nature.
140. Ran, L., Lu, X. & Xu, J. 2013. Effects of vegetation restoration on soil conservation and sediment loads in China: a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(13): 1384–1415.

141. Senkondo, W., Tumbo, M. & Lyon, S. 2018. On the evolution of hydrological modelling for water resources in Eastern Africa. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 13(028): 1–26.
142. Xie, H. & Ringler, C. 2017. Agricultural nutrient loadings to the freshwater environment: the role of climate change and socioeconomic change. *Environmental Research Letters*, 12(10): 104008 [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aa8148>
143. Gregory, R., Funge-Smith, S.J. & Baumgartner, L. 2018. *An ecosystem approach to promote the integration and coexistence of fisheries within irrigation systems*. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1169. Rome, FAO. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 62 pp. (also available at www.fao.org/3/CA2675EN/ca2675en.pdf).
144. FAO. 2020. AQUASTAT. In: FAO [online]. [Cited 15 August 2020]. www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en
145. United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). 2017. *The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: the untapped resource*. Paris, UNESCO.
146. International Desalination Association (IDA). 2019. *IDA Water Security Handbook 2019–2020*. Topsfield, USA.
147. FAO. 2013. *Reutilización del agua en la agricultura: ¿Beneficios para todos?* Informe sobre Temas Hídricos No. 35. Rome. 142 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i1629s.pdf).
148. Jaramillo, M.F. & Restrepo, I. 2017. Wastewater reuse in agriculture: a review about its limitations and benefits. *Sustainability*, 9(10): 1734.
149. ESPON, Interact, Interreg Europe & URBACT. 2016. *Pathways to a circular economy in cities and regions: a policy brief addressed to policy makers from European cities and regions*. Lille, France.
150. Neczaj, E. & Grosser, A. 2018. Circular economy in wastewater treatment plant – challenges and barriers. *Proceedings*, 2(11): 614.
151. European Statistical Office. 2019. Sewage sludge production and disposal. In: *EUROSTAT* [online]. [Cited 8 August 2020].
152. FAO. 2019. *International Symposium on the Use of Nonconventional Waters for Achieving Food Security* [online]. [Cited 8 August 2020]. www.fao.org/3/ca7124en/ca7124en.pdf
153. Kumar, M., Culp, T. & Shen, Y. 2017. Water desalination history, advances, and challenges. *Frontiers of Engineering: Reports on Leading-Edge Engineering from the 2016 Symposium.*, pp. 55–68. Washington, DC, National Academies Press.
154. Voutchkov, N., Kaiser, G., Stover, R., Lienhart, J. & Awerbuch, L. 2019. *Sustainable management of desalination plant concentrate*. Desalination industry position paper. Topsfield, USA, Energy and Environment Committee of the International Desalination Association (IDA).
155. Jones, E., Qadir, M., van Vliet, M.T.H., Smakhtin, V. & Kang, S. 2019. The state of desalination and brine production: a global outlook. *Science of The Total Environment*, 657: 1343–1356.
156. Martínez Beltrán, J. & Koo-Oshima, S. 2006. *Water desalination for agricultural applications. Proceedings of the FAO expert consultation on water desalination for agricultural applications, 26–27 April 2004, Rome*. Land and Water Discussion Paper No. 5. Rome, FAO. 55 pp. (also available at www.fao.org/3/a-a0494e.pdf).
157. Morillo, J., Usero, J., Rosado, D., El Bakouri, H., Riaza, A. & Bernaola, F.-J. 2014. Comparative study of brine management technologies for desalination plants. *Desalination*, 336: 32–49.
158. Ward, C. & Debele, B. 2019. *The role of desalination in an increasingly water-scarce world*. Technical Paper. Washington, DC, World Bank. (also available at <http://documents.worldbank.org/curated/en/476041552622967264/The-Role-of-Desalination-in-an-Increasingly-Water-Scarce-World-Technical-Paper>).
159. Wittholz, M.K., O'Neill, B.K., Colby, C.B. & Lewis, D. 2008. Estimating the cost of desalination plants using a cost database. *Desalination*, 229(1–3): 10–20.
160. Ghaffour, N., Missimer, T.M. & Amy, G.L. 2013. Technical review and evaluation of the economics of water desalination: current and future challenges for better water supply sustainability. *Desalination*, 309: 197–207.
161. Yermiyahu, U., Tal, A., Ben-Gal, A., Bar-Tal, A., Tarchitzky, J. & Lahav, O. 2007. Rethinking desalinated water quality and agriculture. *Science*, 318(5852): 920–921.
162. Dévora-Isiordia, G.E., Martínez-Macías, M. del R., Correa-Murrieta, M.A., Álvarez-Sánchez, J. & Fimbres-Weihs, G.A. 2018. Using desalination to improve agricultural yields: success cases in Mexico. In M. Eyvaz & E. Yüksel, eds. *Desalination and Water Treatment*, pp. 3–16. InTech.

参考文献

163. World Bank. 2017. *ICT in agriculture: connecting smallholders to knowledge, networks, and institutions*. Washington, DC, World Bank Group.
164. National Research Council. 1997. *Precision agriculture in the 21st century: geospatial and information technologies in crop management*. Washington, DC, National Academies Press.
165. Dargie, W. & Zimmerling, M. 2007. Wireless sensor networks in the context of developing countries. Paper presented at the 3rd IFIP World Information Technology Forum. Addis Ababa.
166. AKVA Group. 2019. Feed systems: Akvasmart CCS matches fish appetite. In: AKVA Group [online]. [Cited 8 August 2020]. www.akkvagroup.com/pen-based-aquaculture/feed-systems
167. FAO. 2019. WaPOR, remote sensing for water productivity. In: FAO [online]. [Cited 8 August 2020]. <https://wapor.apps.fao.org/home/1>
168. Digital Green. 2020. India. In: *Digital Green* [online]. [Cited 8 August 2020]. www.digitalgreen.org/india/
169. FAO. 2019. *Using remote sensing in support of solutions to reduce agricultural water productivity gaps* [online]. [Cited 8 August 2020]. www.fao.org/3/ca5372en/ca5372en.pdf
170. FAO. 2019. WaPOR: Gross Biomass Water Productivity 2019. Rome.
171. FAO. 2017. *FAO Aquaculture Newsletter*. No. 56. Rome. 66 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i7171e.pdf).
172. FAO. 2019. *FAO yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics 2017 / FAO annuaire. Statistiques des pêches et de l'aquaculture 2017 / FAO anuario. Estadísticas de pesca y acuicultura 2017*. Rome. 109 pp. (also available at www.fao.org/3/ca5495t/CA5495T.pdf).
173. FAO. 2018. *The State of the World Fisheries and Aquaculture 2018. Meeting the sustainable development goals*. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 244 p. (also available at www.fao.org/3/i9540en/i9540en.pdf).
174. Bregnballe, J. 2015. *A guide to recirculation aquaculture: an introduction to the new environmentally friendly and highly productive closed fish farming systems*. Rome and Copenhagen, FAO and EUROFISH International Organisation. 95 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i4626e.pdf).
175. Corner, R., Fersoy, H. & Crespi, V. 2020. *Integrated agri-aquaculture in desert and arid lands: learning from case studies from Algeria, Egypt and Oman*. Fisheries and Aquaculture Circular No. 1195. Cairo, FAO. 163 pp. (also available at www.fao.org/3/ca8610en/CA8610EN.pdf).
176. Chopin, T. & Robinson, S. 2004. Defining the appropriate regulatory and policy framework for the development of integrated multi-trophic aquaculture practices: introduction to the workshop and positioning of the issues. *Bulletin of the Aquaculture Association of Canada*, 104(3): 4–10.
177. Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y. & Wang, T.W. 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, 209(1–4): 169–184.
178. FAO. 2016. *Report of the FAO technical workshop on advancing aquaponics: an efficient use of limited resources, Osimo, Italy, 27–30 October 2015*. FAO Fisheries and Aquaculture Report No. 1132. Rome. 66 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i5337e.pdf).
179. FAO. 2014. *Small-scale aquaponic food production: integrated fish and plant farming*. Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 589. Rome. 262 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i4021e.pdf).
180. Soliman, N.F. 2017. *Aquaculture in Egypt under changing climate: challenges and opportunities*. Working Paper No. 4. Alexandria, Egypt, Alexandria Research Center for Adaptation to Climate Change (ARCA). (also available at <http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.2.18235.21284>).
181. FAO. 2015. *Mapping the vulnerability of mountain peoples to food insecurity*. Rome. 77 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i5175e.pdf).
182. Sumner, M. & Naidu, R., eds. 1998. Sodic soils: distribution, properties, management, and environmental consequences. *Sodic Soils, The World Scene*, pp. 19–34. Oxford University Press.
183. Yao, Z., Lai, Q., Hao, Z., Chen, L., Lin, T., Zhou, K. & Wang, H. 2015. Carbonic anhydrase 2-like and Na⁺-K⁺-ATPase α gene expression in medaka (*Oryzias latipes*) under carbonate alkalinity stress. *Fish Physiology and Biochemistry*, 41(6): 1491–1500.
184. FAO. 2020. Management of salt affected soils. In: FAO [online]. [Cited 8 August 2020]. www.fao.org/soils-portal/soil-management/management-of-some-problem-soils/salt-affected-soils/en/
185. Allan, G.L., Fielder, D.S., Fitzsimmons, K.M., Applebaum, S.L. & Raizada, S. 2009. Inland saline aquaculture. *New Technologies in Aquaculture*, pp. 1119–1147. Elsevier. (also available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9781845693848500361>).

186. FAO. 1996. *Manual on the production and use of live food for aquaculture*. FAO Fisheries Technical Paper No. 361. Rome. 295 pp. (also available at www.fao.org/3/a-w3732e.pdf).

187. Love, D.C., Fry, J.P., Genello, L., Hill, E.S., Frederick, J.A., Li, X. & Semmens, K. 2014. An international survey of aquaponics practitioners. *PLoS ONE*, 9(7): e102662 [online]. [Cited 22 May 2020]. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102662>

188. FAO. 2019. *Report of the special session on advancing integrated agriculture aquaculture through agroecology: Montpellier, 25 August 2018*. FAO Fisheries and Aquaculture Report No. 1286. Rome. 262 pp. (also available at www.fao.org/3/ca7209en/ca7209en.pdf).

189. FAO. 2017. *WASAG: The global framework on water scarcity in agriculture* [online]. [Cited 8 August 2020]. www.fao.org/3/a-i5604e.pdf

190. Halwart, M. & van Dam, A.A. 2006. *Integrated irrigation and aquaculture in West Africa: concepts, practices and potential*. Rome, FAO. 181 pp. (also available at www.fao.org/3/a0444e/A0444E.pdf).

191. Halwart, M. & Gupta, M.V. 2004. *Culture of fish in rice fields*. Rome and Penang, Malaysia, FAO and WorldFish Center. 83 pp. (also available at www.fao.org/3/a-a0823e.pdf).

192. FAO. 2020. *FAO Aquaculture Newsletter*. No. 61. Rome. 68 pp. (also available at www.fao.org/3/ca8302en/CA8302EN.pdf).

193. FAO. 2005. Rice fish culture, China. In: FAO [online]. [Cited 8 August 2020]. www.fao.org/giahs/giahsaroundtheworld/designated-sites/asia-and-the-pacific/rice-fish-culture/en/

194. Jones, R. 2017. *Aquaculture could feed the world and protect the planet - if we get it right* [online]. www.weforum.org/agenda/2017/10/how-aquaculture-can-feed-the-world-and-save-the-planet-at-the-same-time/

第4章

1. High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition (HLPE). 2015. *Water for food security and nutrition*. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security. Rome, FAO. 128 pp. (also available at www.fao.org/3/a-av045e.pdf).

2. Gregory, R., Funge-Smith, S.J. & Baumgartner, L. 2018. *An ecosystem approach to promote the integration and coexistence of fisheries within irrigation systems*. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1169. Rome, FAO. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 62 pp. (also available at www.fao.org/3/CA2675EN/ca2675en.pdf).

3. Harrod, C., Simmance, F., Funge-Smith, S. & Valbo-Jørgensen, J. 2018. Options and opportunities for supporting inland fisheries to cope with climate change adaptation in other sectors. In M. Barange, T. Bahri, M.C.M. Beveridge, K.L. Cochrane, S. Funge-Smith & F. Poulain, eds. *Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options*, pp. 567–584. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 627. Rome, FAO. 628 pp. (also available at www.fao.org/3/i9705en/i9705en.pdf).

4. FAO. 2016. *Coping with water scarcity – The role of agriculture Phase III: Strengthening national capacities*. Jordan. Rome. 32 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i5400e.pdf).

5. FAO. 2014. *Water governance for agriculture and food security*. Committee on Agriculture, Twenty-fourth Session, 29 September – 3 October 2014 (COAG/2014/6) [online]. [Cited 12 August 2020]. www.fao.org/3/a-mk967e.pdf

6. Groundwater Governance. 2019. About the project. In: *Groundwater Governance - A Global Framework for Action* [online]. [Cited 12 August 2020]. www.groundwatergovernance.org/about-the-project/en/

7. Water Governance Facility. 2020. About the Water Governance Facility. In: *Water Governance Facility* [online]. [Cited 12 August 2020]. www.watergovernance.org/about-us/

8. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2020. The OECD Water Governance Initiative. In: *OECD* [online]. www.oecd.org/regional/watergovernanceprogramme.htm

9. FAO. 2012. *Coping with water scarcity: an action framework for agriculture and food security*. FAO Water Report No. 38. Rome. 96 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i3015e.pdf).

10. FAO. 2016. *Exploring the concept of water tenure*. Land and Water Discussion Paper No. 10. Rome. 89 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i5435e.pdf).

11. Batchelor, C., Hoogeveen, J., Faurès, J.M. & Peiser, L. 2017. *Water accounting and auditing: a sourcebook*. FAO Water Report No. 43. Rome, FAO. 234 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i5923e.pdf).

参考文献

12. Ariyama, J., Batchelor, C. & Vallée, D. 2020. Eight country rapid water accounting reports prepared in the context of the SIDA funded project "Implementing the 2030 agenda on water efficiency, productivity and sustainability in the NENA region". Cairo, FAO.
13. Rosegrant, M. 2019. *From scarcity to security: managing water for a nutritious food future*. Chicago, USA, Chicago Council on Global Affairs.
14. Pingali, P.L. & Rosegrant, M.W. 2001. Intensive food systems in Asia: can the degradation problems be reversed? In D.R. Lee & C.B. Barrett, eds. *Tradeoffs or synergies? Agricultural intensification, economic development and the environment*, pp. 383–397. Wallingford, UK, CAB. 560 pp.
15. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2015. *Drying wells, rising stakes: towards sustainable agricultural groundwater use*. OECD Studies on Water. Paris.
16. Bureau of Reclamation. 2015. Reclamation announces initial water supply allocation for central valley project. In: *News Release Archive* [online]. [Cited 12 August 2020]. www.usbr.gov/newsroom/newsrelease/detail.cfm?RecordID=48986
17. Valbo-Jørgensen, J., Marmulla, G. & Welcomme, R.L. 2008. Migratory fish stocks in transboundary basins — implications for governance, management and research. In V. Lagutov, ed. *Rescue of Sturgeon Species in the Ural River Basin*, pp. 61–86. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. Dordrecht, Netherlands, Springer. 351 pp.
18. Bojic, D. & Vallée, D. 2019. Managing complexity for sustainability: experience from governance of water-food-energy nexus. Paper presented at Third World Irrigation Forum, 1 September 2019, Bali, Indonesia.
19. Institut Agronomique et Vétérinaire (IAV) Hassan II. forthcoming. Analysis of water productivity in Berrechid region, contribution to the FAO project "Implementing the 2030 agenda for efficiency, productivity and sustainability in the NENA region".
20. FAO. 2006. *Modern water rights: theory and practice*. FAO Legislative Study No. 92. Rome. 126 pp. [also available at www.fao.org/3/a-a0864e.pdf].
21. Lachman, B., Resetar, S., Kalra, N., Schaefer, A. & Curtright, A. 2016. Water market mechanisms. *Water Management, Partnerships, Rights, and Market Trends*, pp. 127–188. Santa Monica, USA, RAND Corporation.
22. Easter, K.W. & Huang, Q., eds. 2014. *Water markets for the 21st century: what have we learned?* Global Issues in Water Policy. Netherlands, Springer.
23. Rosegrant, M.W. & Binswanger, H.P. 1994. Markets in tradable water rights: potential for efficiency gains in developing country water resource allocation. *World Development*, 22(11): 1613–1625.
24. FAO. 2002. *Land tenure and rural development*. FAO Land Tenure Studies No. 3. Rome. 56 pp. [also available at www.fao.org/3/a-y4307e.pdf].
25. Rosegrant, M. 2016. Challenges and policies for global water and food security. *Economic Review: Special Issue 2016: Agriculture's Water Economy*.
26. FAO. 2012. *Voluntary guidelines on the responsible governance of tenure of land, fisheries and forests in the context of national food security*. Rome. 46 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i2801e.pdf].
27. Young, M. 2015. *Unbundling water rights: a blueprint for development of robust water allocation systems in the Western United States*. NI R 15-01. Durham, USA, Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions.
28. Ravnborg, H.M. 2016. Water governance reform in the context of inequality: securing rights or legitimizing dispossession? *Water International*, 41(6): 928–943.
29. Rosegrant, M.W., Ringler, C. & Zhu, T. 2009. Water for agriculture: maintaining food security under growing scarcity. *Annual Review of Environment and Resources*, 34(1): 205–222.
30. Morgera, E., Webster, E., Hamley, G., Sindico, F., Robbie, J., Switzer, S., Berger, T., Silva Sánchez, P., Lennan, M., Martin-Nagle, R., Tsioumani, E., Moynihan, R. & Zydek, A. 2020. *The right to water for food and agriculture*. Rome, FAO. 143 pp. [also available at www.fao.org/3/ca8248en/CA8248EN.pdf].
31. United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). 2019. *The United Nations World Water Development Report 2019. Leaving No One Behind*. Paris, UNESCO.
32. Marino, M. & Kemper, K. 1999. *Institutional frameworks in successful water markets - Brazil, Spain, and Colorado, USA*. Technical Paper No. 427. Washington, DC, World Bank.

33. Debaere, P. & Li, T. 2017. The effects of water markets: evidence from the Rio Grande. Selected Paper prepared for presentation at the 2017 Agricultural and Applied Economics Association Annual Meeting, Chicago, Illinois, July 30–August 1. University of Virginia.
34. Libecap, G., Cole, D. & Ostrom, E. 2012. Water rights and markets in the U.S. semi-arid West: efficiency and equity issues. In D.H. Cole & E. Ostrom, eds. *Property in land and other resources*, pp. 389–411. Cambridge, USA, Lincoln Institute. 492 pp.
35. Australian Government. 2019. *Australian Water Markets Report 2017–18: National overview section*. Melbourne, Australia, Bureau of Meteorology.
36. Boelens, R. & Vos, J. 2012. The danger of naturalizing water policy concepts: water productivity and efficiency discourses from field irrigation to virtual water trade. *Agricultural Water Management*, 108: 16–26.
37. Hearne, R. & Donoso, G. 2014. Water markets in Chile: are they meeting needs? In K.W. Easter & Q. Huang, eds. *Water Markets for the 21st Century*, pp. 103–126. Global Issues in Water Policy. Dordrecht, Netherlands, Springer. 359 pp.
38. Hadjigeorgalis, E. & Lillywhite, J. 2004. The impact of institutional constraints on the Limarí River Valley water market: constraints on the water market. *Water Resources Research*, 40(5) [online]. [Cited 8 August 2020]. <http://doi.wiley.com/10.1029/2003WR002701>
39. Young, M. 2014. Trading into trouble? Lessons from Australia's mistakes in water policy reform sequencing. In K.W. Easter & Q. Huang, eds. *Water Markets for the 21st Century*, pp. 203–214. Global Issues in Water Policy. Dordrecht, Netherlands, Springer. 359 pp. [also available at http://link.springer.com/10.1007/978-94-017-9081-9_11].
40. Grafton, R.Q. 2019. Policy review of water reform in the Murray-Darling Basin, Australia: the “do’s” and “do’nots”. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 63(1): 116–141.
41. Molle, F. & Closas, A. 2017. Groundwater Governance: A synthesis. Groundwater Governance in the Arab World Report No. 6. Colombo, IWMI and USAID.
42. Saleth, R.M. 2014. Water markets in India: extent and impact. In K.W. Easter & Q. Huang, eds. *Water Markets for the 21st Century*, pp. 239–261. Global Issues in Water Policy. Dordrecht, Netherlands, Springer. 359 pp.
43. Mukherjee, S. & Biswas, D. 2016. An enquiry into equity impact of groundwater markets in the context of subsidised energy pricing: a case study. *IIM Kozhikode Society & Management Review*, 5(1): 63–73.
44. Manjunatha, A.V., Speelman, S., Chandrakanth, M.G. & Van Huylenbroeck, G. 2011. Impact of groundwater markets in India on water use efficiency: a data envelopment analysis approach. *Journal of Environmental Management*, 92(11): 2924–2929.
45. Wang, J., Zhang, Q., Huang, J. & Rozelle, S. 2014. Assessment of the development of groundwater market in China. In K.W. Easter & Q. Huang, eds. *Water Markets for the 21st Century: What have we learned?*, pp. 263–282. Dordrecht, Netherlands, Springer. 359 pp.
46. Jianwei, M. 2008. Participants in groundwater markets: who are sellers and who are winners? Fighting poverty through sustainable water use. Paper presented at Proceedings of the CGIAR Challenge Program on Water and Food 2nd International Forum on Water and Food, 2008, Addis Ababa.
47. Babbitt, C., Hall, M. & Hayden, A. 2018. The future of groundwater in California: lessons in sustainable management from across the western U.S. Lincoln, USA, Environmental Defense Fund Daugherty Water for Food Global Institute at the University of Nebraska.
48. European Commission. 2013. The role of water pricing and water allocation in agriculture in delivering sustainable water use in Europe. Final report. Project No. 11589. Brussels.
49. Dinar, A., Pochat, V. & Albiac-Murillo, J., eds. 2015. *Water pricing experiences and innovations*. Global Issues in Water Policy. Cham, Switzerland, Springer International Publishing.
50. Molle, F. & Berkoff, J., eds. 2007. *Irrigation water pricing: the gap between theory and practice*. Wallingford, UK, CABI.
51. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2018. *Financing water: investing in sustainable growth*. OECD Environment Policy Papers No. 11. Paris.
52. Mamitimin, Y., Feike, T. & Doluschitz, R. 2015. Bayesian network modeling to improve water pricing practices in northwest China. *Water*, 7(10): 5617–5637.
53. Rosegrant, M. 2020. Water management for sustainable irrigated and rainfed agriculture: opportunities, challenges, impacts and the way forward. Background paper for *The State of Food and Agriculture 2020. Overcoming water challenges in agriculture*. Washington, DC.

参考文献

54. FAO. 2008. *AQUASTAT country profile – Israel* [online]. [Cited 12 August 2020]. www.fao.org/3/ca0341en/CA0341EN.pdf
55. Weitzman, M.L. 1974. Prices vs. quantities. *The Review of Economic Studies*, 41(4): 477.
56. Burness, H.S. & Quirk, J.P. 1980. Water law, water transfers, and economic efficiency: the Colorado River. *The Journal of Law and Economics*, 23(1): 111–134.
57. Rosegrant, M., Li, M. & Xu, W. 2017. Beyond water markets: second-best water allocation policy. In P. Pingali & G. Feder, eds. *Agriculture and Rural Development in a Globalizing World: challenges and opportunities*, pp. 227–250. Part Three: Community and rural institutions. Chapter 12. New York, USA, Routledge Earthscan.
58. Burness, H.S. & Quirk, J.P. 1979. Appropriative water rights and the efficient allocation of resources. *The American Economic Review*, 69(1): 25–37. [also available at <https://www.jstor.org/stable/1802494>].
59. Molle, F. 2009. Water scarcity, prices and quotas: a review of evidence on irrigation volumetric pricing. *Irrigation and Drainage Systems*, 23(1): 43–58.
60. Tsur, Y. & Dinar, A. 1995. *Efficiency and equity considerations in pricing and allocating irrigation water*. Policy Research Working Paper No. 1460. Washington, DC, World Bank. 40 pp.
61. Latinopoulos, P. 2005. Valuation and pricing of irrigation water: an analysis in Greek agricultural areas. *Global NEST Journal*, 7(3): 323–335.
62. Huang, Q., Rozelle, S., Howitt, R., Wang, J. & Huang, J. 2010. Irrigation water demand and implications for water pricing policy in rural China. *Environment and Development Economics*, 15(3): 293–319.
63. Rosegrant, M.W. & Hazell, P.B.R. 2000. *Transforming the rural Asian economy: the unfinished revolution*. New York, USA, Oxford University Press. 512 pp.
64. Perry, C. 2001. Water at any price? Issues and options in charging for irrigation water. *Irrigation and Drainage*, 50(1): 1–7.
65. Lofgren, H. 1996. *Cost of managing with less: cutting water subsidies and supplies in Egypt's agriculture*. Trade and Microeconomics Division Discussion Paper No. 7. IFPRI.
66. Brill, E., Hochman, E. & Zilberman, D. 1997. Allocation and pricing at the water district level. *American Journal of Agricultural Economics*, 79(3): 952–963.
67. Rosegrant, M., Ringler, C. & Rodgers, C. 2005. The water brokerage mechanism – efficient solution for the irrigation sector. Paper presented at XII World Water Congress “Water for Sustainable Development - Towards Innovative Solutions”, 2005, New Delhi, India.
68. FAO. 2017. *Community fisheries organizations of Cambodia: sharing processes, results and lessons learned in the context of the implementation of the SSF Guidelines*. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1138. Rome. 99 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i7206e.pdf].
69. Ostrom, E. 1990. *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. New York, USA, Cambridge University Press.
70. Liu, J., Meinzen-Dick, R., Qian, K., Zhang, L. & Jiang, L. 2002. The impact of irrigation management transfer on household production in central China. *China Economic Quarterly*, 17: 465–480.
71. Samad, M. & Vermillion, D.L. 1999. *Assessment of participatory management of irrigation schemes in Sri Lanka: partial reforms, partial benefits*. Colombo, IWMI.
72. Uphoff, N. & Wijayaratna, C.M. 2000. Demonstrated benefits from social capital: the productivity of farmer organizations in Gal Oya, Sri Lanka. *World Development*, 28(11): 1875–1890.
73. Chaudhry, W. 1998. *Water users' associations in Pakistan: institutional, organizational and participatory aspects*. Göttingen, Germany, Georg-August-Universität Göttingen.
74. Mekonnen, D.K., Channa, H. & Ringler, C. 2015. The impact of water users' associations on the productivity of irrigated agriculture in Pakistani Punjab. *Water International*, 40(5–6): 733–747.
75. Aarnoudse, E., Closas, A. & Lefore, N. 2018. *Water user associations: a review of approaches and alternative management options for sub-Saharan Africa*. Colombo, IWMI.
76. Araral, E. 2005. Water user associations and irrigation management transfer: understanding impacts and challenges. In P. Shyamsundar, E. Araral & S. Weeraratne, eds. *Devolution of resource rights, poverty, and natural resource management*, pp. 45–63. Environmental Economics Series No. 104. Washington, DC, World Bank. 121 pp.

77. Gómez, M. & Winkler, I. 2015. Gender equality, water governance and food security with a focus on the Near East and North Africa (NENA). Global Initiative for Economic, Social and Cultural Rights. Geneva.

78. FAO. 2016. *How can women control water? Increase agriculture productivity and strengthen resource management* [online]. [Cited 12 August 2020]. www.fao.org/3/a-i6405e.pdf

79. Araral, E. 2011. *The impact of decentralization on large scale irrigation: evidence from the Philippines*. SSRN Scholarly Paper ID 1904755. Rochester, USA, Social Science Research Network.

80. Mukherji, A., Fuleki, B., Suhardiman, D., Shah, T. & Giordano, M. 2009. *Irrigation reform in Asia: a review of 108 cases of irrigation management transfer*. IWMI Research Reports No. 118.

81. Shah, T., van Koppen, B., Merrey, D., de Lange, M. & Samad, M. 2002. *Institutional alternatives in African smallholder irrigation: lessons from international experience with irrigation management transfer*. Research Report No. 60. Colombo, Sri Lanka, IWMI. 24 pp.

82. Giordano, M., Samad, M. & Namara, R. 2007. Assessing the outcomes of IWMI's research and interventions on irrigation management transfer. In H. Waibel, ed. *International research on natural resource management - advances in impact assessment*, p. London and Rome, CAB International and FAO. 270 pp.

83. Hatibu, H., Oweis, T., Wani, S., Barron, J., Bruggeman, A., Qiang, Z., Farahani, J. & Karlberg, L. 2007. Managing water in rainfed agriculture. In D. Molden, ed. *Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture*, pp. 315–352. London, IWMI and Earthscan. 48 pp.

84. Adegoke, J., Aggarwal, P.K., Rüegg, M., Hansen, J., Cuellar, D., Diro, R., Shaw, R., Hellin, J., Greatrex, H. & Zougmore, R.B. 2017. Improving climate risk transfer and management for climate-smart agriculture – a review of existing examples of successful index-based insurance for scaling up. In: FAO [online]. [Cited 12 August 2020]. www.fao.org/3/a-bu216e.pdf

85. Wani, S., Rockstrom, J. & Sahrawat, K. 2017. *Integrated watershed management in rainfed agriculture*. London, CRC Press.

86. Government of India. 2017. National Rainfed Area Authority. In: *Ministry of Agriculture and Farmers Welfare* [online]. [Cited 12 August 2020]. http://nraa.gov.in/Organization_Structure.aspx

87. **Livestock Emergency Guidelines**. 2014. *Livestock Emergency Guidelines and Standards (LEGS)*. Second edition. Rugby, UK, Practical Action Publishing.

88. FAO. 2018. *Globally Important Agricultural Heritage Systems: combining agricultural biodiversity, resilient ecosystems, traditional farming practices and cultural identity* [online]. [Cited 12 August 2020]. www.fao.org/3/i9187en/i9187EN.pdf

89. Mati, M., Muchiri, J., Njenga, K., Penning de Vries, F. & Merrey, D. 2006. *Assessing water availability under pastoral livestock systems in drought-prone Isiolo District, Kenya*. Colombo, International Water Management Institute.

90. FAO. 2016. *Improving governance of pastoral lands: implementing the Voluntary Guidelines on the Responsible Governance of Tenure of Land, Fisheries and Forests in the Context of National Food Security*. Governance of Tenure Technical Guide No. 6. Rome. 146 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i5771e.pdf).

91. International Fund for Agricultural Development (IFAD). 2017. *The JP RWEE pathway to women's empowerment. The Joint Programme on Accelerating Progress towards the Economic Empowerment of Rural Women* [online]. [Cited 12 August 2020]. www.ifad.org/documents/38714170/39148759/Five+years+of+the+AAF%E2%80%99S+technical+assistance+facility/de6fa0c4-1398-4b0c-acdc-c9e227d73439

92. Watson, C. 2011. Protecting livestock, protecting livelihoods: the Livestock Emergency Guidelines and Standards (LEGS). *Pastoralism: Research, Policy and Practice*, 1(1): 9.

93. McCartney, M.P., Whiting, L., Makin, I., Lankford, B.A. & Ringler, C. 2019. Rethinking irrigation modernisation: realising multiple objectives through the integration of fisheries. *Marine and Freshwater Research*, 70(9): 1201.

94. Dougherty, T.C. & Hall, A.W. 1995. *Environmental impact assessment of irrigation and drainage projects*. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 53. Rome. 105 pp. (also available at www.fao.org/tempref/agl/AGLW/Morini/05_EIA.pdf).

95. Lorenzen, K., Smith, L., Nguyen Khoa, S., Burton, M. & Garaway, C. 2007. *Guidance manual: management of impacts of irrigation development on fisheries*. Colombo, Sri Lanka and Penang, Malaysia, IWMI and WorldFish Center.

参考文献

96. Joffre, O., Kosal, M., Kura, Y., Sereyath, P. & Thuok, N. 2012. *Community fish refuges in Cambodia – lessons learned*. Phnom Penh, WorldFish Center.
97. Belton, B., Filipski, M. & Hu, C. 2017. *Aquaculture in Myanmar: fish farm technology, production economics and management*. Feed the Future Innovation Lab for Food Security Policy Research Brief No. 37. East Lansing, USA, Michigan State University.
98. Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. 2007. *Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture*. London and Sterling, USA, Earthscan and IWMI.
99. Doocy, S., Daniels, A., Murray, S. & Kirsch, T.D. 2013. The human impact of floods: a historical review of events 1980-2009 and systematic literature review. *PLoS Currents and Disasters*, 5 [online]. [Cited 12 August 2020]. <https://currents.plos.org/disasters/index.html%3Fp=6695.html>
100. Svetlana, D., Radovan, D. & Jan, D. 2015. The economic impact of floods and their importance in different regions of the world with emphasis on Europe. *Procedia Economics and Finance*, 34: 649–655.
101. Spate Irrigation Network Foundation. 2015. *Flood based farming systems in Africa* [online]. [Cited 12 August 2020]. http://spate-irrigation.org/wp-content/uploads/2015/03/OP5_Flood-based-farming-in-Africa_SF.pdf
102. Talbot, C.J., Bennett, E.M., Cassell, K., Hanes, D.M., Minor, E.C., Paerl, H., Raymond, P.A., Vargas, R., Vidon, P.G., Wollheim, W. & Xenopoulos, M.A. 2018. The impact of flooding on aquatic ecosystem services. *Biogeochemistry*, 141(3): 439–461.
103. Opolot, E. 2013. Application of remote sensing and geographical information systems in flood management: a review. *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology*, 6(10): 1884–1894.
104. Bronstert, A. 2003. Floods and climate change: interactions and impacts. *Risk Analysis*, 23(3): 545–557.
105. FAO. 2018. *The impact of disasters and crises on agriculture and food security 2017*. Rome. 144 pp. (also available at www.fao.org/3/i8656EN/i8656en.pdf).
106. Short Gianotti, A.G., Warner, B. & Milman, A. 2018. Flood concerns and impacts on rural landowners: an empirical study of the Deerfield watershed, MA (USA). *Environmental Science & Policy*, 79: 94–102.
107. Lane, S.N. 2017. Natural flood management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4(3): e1211 [online]. [Cited 12 August 2020]. <http://doi.wiley.com/10.1002/wat2.1211>
108. Ahmed, F., Rafii, M.Y., Ismail, M.R., Juraimi, A.S., Rahim, H.A., Asfaliza, R. & Latif, M.A. 2013. Waterlogging tolerance of crops: breeding, mechanism of tolerance, molecular approaches, and future prospects. *BioMed Research International*, 2013: 1–10.
109. Shaw, R.E., Meyer, W.S., McNeill, A. & Tyerman, S.D. 2013. Waterlogging in Australian agricultural landscapes: a review of plant responses and crop models. *Crop and Pasture Science*, 64(6): 549.
110. Ritzema, H.P., Satyanarayana, T.V., Raman, S. & Boonstra, J. 2008. Subsurface drainage to combat waterlogging and salinity in irrigated lands in India: lessons learned in farmers' fields. *Agricultural Water Management*, 95(3): 179–189.
111. Ashraf, M.A. 2012. Waterlogging stress in plants: a review. *African Journal of Agricultural Research*, 7(13): 1976–1981.
112. Bennett, S.J., Barrett-Lennard, E.G. & Colmer, T.D. 2009. Salinity and waterlogging as constraints to saltland pasture production: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129(4): 349–360.
113. Department of Primary industries and Regional Development (DPIRD). 2019. *Managing waterlogging in crops and pastures* [online]. [Cited 12 August 2020]. www.agric.wa.gov.au/waterlogging/managing-waterlogging-crops-and-pastures
114. Islam, M.R., Abdullah, H.M., Ahmed, Z.U., Islam, I., Ferdush, J., Miah, M.G. & Miah, M.M.U. 2018. Monitoring the spatiotemporal dynamics of waterlogged area in southwestern Bangladesh using time series Landsat imagery. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 9: 52–59.
115. FAO. 2020. AQUASTAT. In: FAO [online]. [Cited 15 August 2020]. www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en
116. International Commission on Irrigation and Drainage (ICID). 2018. *Agricultural Water Management for Sustainable Rural Development: Annual report 2017-2018*. New Delhi.
117. Valipour, M. 2014. Drainage, waterlogging, and salinity. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60(12): 1625–1640.
118. Smedema, L.K., Vlotman, W.F. & Rycroft, D.W. 2004. *Modern land drainage*. London, Taylor & Francis.

119. Sheng, F. & Xiuling, C. 2007. Developing drainage as the basis of comprehensive control of drought, waterlogging, salinity and saline groundwater. *Irrigation and Drainage*, 56(S1): S227–S244.

第5章

1. FAO. 2012. *Coping with water scarcity: an action framework for agriculture and food security*. FAO Water Report No. 38. Rome. 96 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i3015e.pdf).

2. Bhaduri, A., Ringler, C., Dombrowski, I., Mohtar, R. & Scheumann, W. 2015. Sustainability in the water–energy–food nexus. *Water International*, 40(5–6): 723–732.

3. Pingali, P.L. & Rosegrant, M.W. 2001. Intensive food systems in Asia: can the degradation problems be reversed? In D.R. Lee & C.B. Barrett, eds. *Tradeoffs or synergies? Agricultural intensification, economic development and the environment*, pp. 383–397. Wallingford, UK, CABI. 560 pp.

4. High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition (HLPE). 2015. *Water for food security and nutrition*. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security. Rome, FAO. 128 pp. (also available at www.fao.org/3/a-av045e.pdf).

5. FAO. 2017. *Near East and North Africa Regional Overview of Food Insecurity 2016*. Cairo. 35 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i6860e.pdf).

6. Sdravovich, C., Sab, R., Zouhar, Y. & Albertin, G. 2014. *Subsidy reform in the Middle East and North Africa: recent progress and challenges ahead*. Departmental Paper No. 14/08. Washington, DC, International Monetary Fund.

7. World Bank. 2018. *Beyond scarcity: water security in the Middle East and North Africa*. MENA Development Report. Washington, DC.

8. World Bank. 2007. *Making the most of scarcity: accountability for better water management results in the Middle East and North Africa*. MENA Development Report. Washington, DC.

9. Arab Water Council. 2014. *3rd Arab Water Forum: 'Together towards a Secure Arab Water'*. Final report. Cairo.

10. Berglöv, E., Devarajan, S., Jägerskog, A., Clausen, T.J., Holmgren, T. & Lexén, K. 2015. Water for development: fulfilling the promise. In A. Jägerskog, T. J. Clausen, T. Holmgren & K. Lexén, eds. *Water for development – charting a water wise path*, pp. 23–27. Report No. 35. Stockholm, Stockholm International Water Institute (SIWI). 73 pp.

11. United States Department of Agriculture (USDA). 2016. *Algeria: Grain and Feed Annual*. Foreign Agricultural Service Network GAIN Report AG1601. Global Agricultural Information. Foreign Agricultural Service. (also available at https://apps.fas.usda.gov/newgainapi/api/report/downloadreportbyfilename?filename=Grain%20and%20Feed%20Annual_Algers_Algeria_3-23-2016.pdf).

12. Tellioglu, I. & Konandreas, P. 2017. *Agricultural policies, trade and sustainable development in Egypt*. Geneva, International Centre for Trade and Sustainable Development.

13. Kassim, Y., Mahmoud, M., Kurdi, S. & Breisinger, C. 2018. *An agricultural policy review of Egypt: first steps towards a new strategy*. MENA RP Working Paper No. 11. Washington, DC, and Cairo, International Food Policy Research Institute.

14. FAO. 2014. *Iran: country fact sheet on food and agriculture policy trends* [online]. www.fao.org/3/a-i4126e.pdf

15. Sadiddin, A. 2013. An assessment of policy impact on agricultural water use in the northeast of Syria. *Environmental Management and Sustainable Development*, 2(1): 74.

16. FAO. 2017. *Tunisia: country fact sheet on food and agriculture policy trends* [online]. [Cited 15 August 2020]. www.fao.org/3/a-i7738e.pdf

17. FAO. 2019. *Rural transformation – key for sustainable development in the Near East and North Africa*. Overview of Food Security and Nutrition 2018. Cairo. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 80 p. (also available at www.fao.org/3/ca3817en/ca3817en.pdf).

18. Elbehri, A. & Sadiddin, A. 2016. Climate change adaptation solutions for the green sectors of selected zones in the MENA region. *Future of Food: Journal on Food, Agriculture and Society*, 4(3): 39–54.

19. FAO. 2020. FAOSTAT. In: FAO [online]. [Cited 15 August 2020]. <http://faostat.fao.org>

20. Mekonnen, M.M. & Hoekstra, A.Y. 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(5): 1577–1600.

参考文献

21. FAO. 2020. AQUASTAT. In: FAO [online]. [Cited 15 August 2020]. www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en
22. FAO, International Centre for Advanced Mediterranean Agronomic Studies Mediterranean Agronomic Institute of Montpellier (CIHEAM-IAMM) & Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD). 2017. *Study on small-scale family farming in the Near East and North Africa region*. Synthesis. Cairo. 182 pp. [also available at www.fao.org/3/b-i6436e.pdf].
23. Ababsa, M. 2013. Crise agricole, crise foncière et sécheresse en Syrie (2000-2011). *Maghreb - Machrek*, 215(1): 101-122.
24. Weinthal, E., Zawahri, N. & Sowers, J. 2015. Securitizing water, climate, and migration in Israel, Jordan, and Syria. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 15(3): 293-307.
25. De Châtel, F. 2014. The role of drought and climate change in the Syrian uprising: untangling the triggers of the revolution. *Middle Eastern Studies*, 50(4): 521-535.
26. United Nations Office for the Coordination of Humanitarian Affairs. 2010. *Syria drought response plan 2009-2010. Mid-term review*. New York, USA.
27. Rosegrant, M. 2019. *From scarcity to security: managing water for a nutritious food future*. Chicago, USA, Chicago Council on Global Affairs.
28. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2019. *Navigating pathways to reform water policies in agriculture*. Paris.
29. Dhawan, V. 2017. *Water and agriculture in India: status, challenges and possible options for action. Background paper for the South Asia expert panel during the Global Forum for Food and Agriculture*. Hamburg, Germany, German Asia-Pacific Business Association. [also available at www.oav.de/fileadmin/user_upload/5_Publikationen/5_Studien/170118_Study_Water_Agriculture_India.pdf].
30. Palanisami, K., Mohan, K., Giordano, M. & Charles, C. 2011. *Measuring irrigation subsidies in Andhra Pradesh and southern India: an application of the GSI method for quantifying subsidies*. Geneva, Global Subsidies Initiative.
31. Lynch, A.J., Baumgartner, L.J., Boys, C.A., Conallin, J., Cowx, I.G., Finlayson, C.M., Franklin, P.A., Hogan, Z., Koehn, J.D., McCartney, M.P., O'Brien, G., Phouthavong, K., Silva, L.G.M., Tob, C.A., Valbo-Jørgensen, J., Vu, A.V., Whiting, L., Wibowo, A. & Duncan, P. 2019. Speaking the same language: can the sustainable development goals translate the needs of inland fisheries into irrigation decisions? *Marine and Freshwater Research*, 70(9): 1211-1228.
32. Jägermeyr, J., Pastor, A., Biemans, H. & Gerten, D. 2017. Reconciling irrigated food production with environmental flows for Sustainable Development Goals implementation. *Nature Communications*, 8(1): 15900.
33. Thorpe, A., Whitmarsh, D., Drakeford, B., Reid, C., Karimov, B., Timirkhanov, S., Satybekov, K. & Van Anrooy, R. 2011. *Feasibility of restocking and culture-based fisheries in Central Asia*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 565. Ankara, FAO. 106 pp. [also available at www.fao.org/3/ba0037e/ba0037e.pdf].
34. Valbo-Jørgensen, J. & Thompson, P. 2007. *Culture-based fisheries in Bangladesh: a socio-economic perspective*. FAO Fisheries Technical Paper No. 499. Rome, FAO. 41 pp. [also available at www.fao.org/3/a1412e/a1412e00.pdf].
35. De Silva, S. & Funge-Smith, S. 2005. *A review of stock enhancement practices in the inland water fisheries of Asia*. RAP Publication No. 2005/12. Bangkok, FAO Regional Office for Asia and the Pacific. 93 pp. [also available at www.fao.org/3/a-ae932e.pdf].
36. Sugunan, V.V. 1997. *Fisheries management of small water bodies in seven countries in Africa, Asia and Latin America*. FAO Fisheries Circular No. 933. Rome, FAO. [also available at www.fao.org/3/w7560e/w7560e00.htm].
37. FAO. 2015. *Responsible stocking and enhancement of inland waters in Asia*. RAP Publication No. 2015/11. Bangkok, FAO Regional Office for Asia and the Pacific. 142 pp. [also available at www.fao.org/3/a-i5303e.pdf].
38. Renault, D. & Facon, T. 2004. Beyond drops for crops: the system approach for water value assessment in rice-based production systems. Paper presented at FAO Rice Conference 04/CRS.17, 12 February 2004, Rome. [also available at www.fao.org/3/y5682e/y5682e09.htm].
39. Renault, D., Wahaj, R. & Smits, S. 2013. *Multiple uses of water services in large irrigation systems: auditing and planning modernization the MASSMUS approach*. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 67. Rome, FAO. 225 pp. [also available at www.fao.org/3/i3414e/i3414e.pdf].
40. Nguyen-Khoa, S., Smith, L. & Lorenzen, K. 2005. *Impacts of irrigation on inland fisheries: appraisals in Laos and Sri Lanka*. Comprehensive Assessment Research Report No. 7. Colombo, Comprehensive Assessment Secretariat.

41. Jutagate, T., Silva, S.S.D. & Mattson, N.S. 2003. Yield, growth and mortality rate of the Thai river sprat, *Clupeichthys aesarnensis*, in Sirinthorn Reservoir, Thailand. *Fisheries Management and Ecology*, 10(4): 221–231.
42. Kolding, J., van Zwieten, P., Marttin, F., Funge-Smith, S. & Poulain, F. 2019. *Freshwater small pelagic fish and their fisheries in the major African lakes and reservoirs in relation to food security and nutrition*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. T642. Rome, FAO. 122 pp. (also available at www.fao.org/documents/card/en/c/CA0843EN/).
43. FAO. 2017. *Watershed management in action – lessons learned from FAO field projects*. Rome. 168 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i8087e.pdf).
44. Goyal, A. & Nash, J. 2017. *Reaping richer returns: public spending priorities for African agriculture productivity growth*. Washington, DC, World Bank.
45. Shah, T., Ul Hassan, M., Khattak, M.Z., Banerjee, P.S., Singh, O.P. & Rehman, S.U. 2009. Is irrigation water free? A reality check in the Indo-Gangetic Basin. *World Development*, 37(2): 422–434.
46. Kishore, A. 2004. Understanding agrarian impasse in Bihar. *Economic and Political Weekly*, 39(31): 3484–3491.
47. Shah, T., Rajan, A., Rai, G.P., Verma, S. & Durga, N. 2018. Solar pumps and South Asia's energy-groundwater nexus: exploring implications and reimagining its future. *Environmental Research Letters*, 13(11): 115003 [online]. [Cited 7 February 2020]. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aac53f>
48. Jayan, T.V. 2018. Solar pumps: a nondescript village in Gujarat shows the way. In: *The Hindu* [online]. [Cited 15 August 2020]. <https://www.thehindubusinessline.com/news/solar-pumps-a-nondescript-village-in-gujarat-shows-the-way/article22694612.ece>
49. Claassen, R., Cattaneo, A. & Johansson, R. 2008. Cost-effective design of agri-environmental payment programs: U.S. experience in theory and practice. *Ecological Economics*, 65(4): 737–752.
50. United Nations. 2018. *Forests and water: valuation and payments for forest ecosystem services*. Geneva.
51. FAO. 2013. *Financial sustainability for environmental services: rural development in microwatersheds Rio Rural, Brazil*. Case studies on Remuneration of Positive Externalities (RPE)/Payments for Environmental Services (PES). Prepared for the multi-stakeholder dialogue 12-13 September 2013. Rome. (also available at www.fao.org/fileadmin/user_upload/pes-project/docs/FAO_RPE-PES_RJ_Brazil.pdf).
52. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2012. *Meeting the water reform challenge*. OECD Studies on Water. Paris, OECD Publishing.
53. Rosegrant, M.W., Ringler, C. & Zhu, T. 2009. Water for agriculture: maintaining food security under growing scarcity. *Annual Review of Environment and Resources*, 34(1): 205–222.
54. Mekonnen, M.M. & Hoekstra, A.Y. 2011. *National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption*. Value of Water Research Report Series No. 50. Delft, Netherlands, UNESCO-IHE.
55. Ramirez-Vallejo, J. & Rogers, P. 2010. Failure of the virtual water argument: possible explanations using the case study of Mexico and NAFTA. In C. Ringler, A.K. Biswas & S. Cline, eds. *Global change: impacts on water and food security*, pp. 113–126. Berlin, Springer. 281 pp.
56. Kumar, M.D. & Singh, O.P. 2005. Virtual water in global food and water policy making: is there a need for rethinking? *Water Resources Management*, 19(6): 759–789.
57. Wichelns, D. 2010. Virtual water: a helpful perspective, but not a sufficient policy criterion. *Water Resources Management*, 24: 2203–2219.
58. Berritella, M., Rehdanz, K., Tol, R. & Zhang, J. 2008. The impact of trade liberalization on water use: a computable general equilibrium analysis. *Journal of Economic Integration*, 23(3): 631–655.
59. Konar, M. & Caylor, K.K. 2013. Virtual water trade and development in Africa. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(10): 3969–3982.
60. Hoekstra, A. 2010. *The relation between international trade and freshwater scarcity*. Staff Working Paper ERSD-2010-05. Enschede, Netherlands, World Trade Organization.
61. Wichelns, D. 2010. *An economic analysis of the virtual water concept in relation to the agri-food sector*. Background report supporting the OECD study (2010) Sustainable management of water resources in agriculture. Paris, OECD.

参考文献

62. Jackson, L.A., Pene, C., Martinez-Hommel, M.-B., Tamiotti, L. & Hofmann, C. 2014. Water policy, agricultural trade and WTO rules. In P. Martinez-Santos, M. Aldaya & M. Ramón Llamas, eds. *Integrated water resources management in the 21st century: revisiting the paradigm*, pp. 59–78. Leiden, Netherlands, CMR Press. 321 pp.
63. Domenech, L. & Ringler, C. 2013. *The impact of irrigation on nutrition, health, and gender: a review paper with insights for Africa south of the Sahara*. Discussion Paper No. 01259. Washington, DC, IFPRI.
64. Bryan, E., Chase, C. & Schulte, M. 2019. *Nutrition-sensitive irrigation and water management*. Water Global Practice Guidance Note. Washington, DC, World Bank.
65. Iannotti, L., Cunningham, K. & Ruel, M. 2009. *Improving diet quality and micronutrient nutrition: homestead food production in Bangladesh*. 2020 Vision Initiative. IFPRI Discussion Paper 00928. Washington, DC, IFPRI.
66. Olney, D.K., Talukder, A., Iannotti, L.L., Ruel, M.T. & Quinn, V. 2009. Assessing impact and impact pathways of a homestead food production program on household and child nutrition in Cambodia. *Food and Nutrition Bulletin*, 30(4): 355–369.
67. Burney, J., Woltering, L., Burke, M., Naylor, R. & Pasternak, D. 2010. Solar-powered drip irrigation enhances food security in the Sudano-Sahel. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(5): 1848–1853.
68. FAO. 2019. *Estudio de caso "gobernanza del agua en territorios agrícolas de la cuenca estratégica del río Guadalupe del valle central de Tarija"*. Informe de Consultoría Nacional. La Paz, Ministerio de Medio Ambiente y Agua, Gobierno Autónomo Departamental de Tarija and FAO. 48 pp.
69. FAO. forthcoming. *Study on water governance in the Tinguiririca sub-basin of the Rio Rapel river basin*. Rome.
70. Rockström, J., Karlberg, L., Wani, S.P., Barron, J., Hatibu, N., Oweis, T., Bruggeman, A., Farahani, J. & Qiang, Z. 2010. Managing water in rainfed agriculture—the need for a paradigm shift. *Agricultural Water Management*, 97(4): 543–550.
71. Hatibu, H., Oweis, T., Wani, S., Barron, J., Bruggeman, A., Qiang, Z., Farahani, J. & Karlberg, L. 2007. Managing water in rainfed agriculture. In D. Molden, ed. *Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture*, pp. 315–352. London, IWMI and Earthscan. 48 pp.
72. FAO. 2019. *Proactive approaches to drought preparedness – Where are we now and where do we go from here?* Rome. 47 pp. (also available at www.fao.org/3/ca5794en/ca5794en.pdf).
73. FAO. 2019. *Water use in livestock production systems and supply chains – guidelines for assessment (Version 1)*. Rome, Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. 126 pp. (also available at www.fao.org/3/ca5685en/ca5685en.pdf).
74. FAO. 2010. *An international consultation on integrated crop-livestock systems for development: the way forward for sustainable production intensification*. Integrated Crop Management. Vol. 13. Rome. 75 pp. (also available at www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/images/iclsd/documents/crop_livestock_proceedings.pdf).
75. Bhattarai, M. & Narayanamoorthy, A. 2003. Impact of irrigation on rural poverty in India: an aggregate panel-data analysis. *Water Policy*, 5(5–6): 443–458.
76. Benson, T. 2015. Associations between irrigated farming and improved nutrition in Malawian farm households. In N.-L. Aberman, J. Meerman & T. Benson, eds. *Mapping the linkages between agriculture, food security and nutrition in Malawi*, pp. 50–55. Lilongwe, and Washington, DC, IFPRI. 61 pp.
77. van der Hoek, W., Feenstra, S.G. & Konradsen, F. 2002. Availability of irrigation water for domestic use in Pakistan: its impact on prevalence of diarrhoea and nutritional status of children. *Journal of Health, Population and Nutrition*, 20(1): 77–84.
78. Rosegrant, M.W., Sulser, T.B., Mason-D'Croz, D., Cenacchi, N., Nin-Pratt, A., Dunston, S., Zhu, T., Ringler, C., Wiebe, K., Robinson, S., Willenbockel, D., Xie, H., Kwon, H.Y., Johnson, T., Thomas, T.S., Wimmer, F., Schaldach, R., Nelson, G.C. & Willaarts, B. 2017. *Quantitative foresight modeling to inform the CGIAR Research Portfolio*. Washington, DC, IFPRI.
79. You, L., Ringler, C., Wood-Sichra, U., Robertson, R., Wood, S., Zhu, T., Nelson, G., Guo, Z. & Sun, Y. 2011. What is the irrigation potential for Africa? A combined biophysical and socioeconomic approach. *Food Policy*, 36(6): 770–782.
80. Xie, H., You, L., Wielgosz, B. & Ringler, C. 2014. Estimating the potential for expanding smallholder irrigation in Sub-Saharan Africa. *Agricultural Water Management*, 131: 183–193.
81. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2018. *Financing water: investing in sustainable growth*. OECD Environment Policy Papers No. 11. Paris.

82. Svendsen, M., Gulati, A. & Raju, K.V. 2003. Reform options for construction and rehabilitation. In A. Gulati, R.S. Meinzen-Dick & K.V. Raju, eds. *Financial and institutional reforms in Indian irrigation*, p. Bangalore, India, Books for Change.

83. World Bank. 2017. Public-private partnership in irrigation. In: *PPP Legal Resource Center* [online]. [Cited 15 August 2020]. <https://ppp.worldbank.org/public-private-partnership/ppp-sector/water-sanitation/ppps-irrigation>

84. FAO. 2016. *Lessons learned in water accounting: the fisheries and aquaculture perspective in the System of Environmental-Economic Accounting (SEEA) framework*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 599. Rome, FAO. 78 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i5880e.pdf).

85. FAO & Earthscan. 2011. *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture – Managing systems at risk*. Rome, FAO, and London, Earthscan. 309 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i1688e.pdf).

86. FAO. 2019. *Report of the special session on advancing integrated agriculture aquaculture through agroecology: Montpellier, 25 August 2018*. FAO Fisheries and Aquaculture Report No. 1286. Rome. 262 pp. (also available at www.fao.org/3/ca7209en/ca7209en.pdf).

87. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2015. *Water resources allocation: sharing risks and opportunities*. OECD Studies on Water. Paris. 144 pp. (also available at www.oecd-ilibrary.org/environment/water-resources-allocation_9789264229631-en).

技术附件

1. Rosegrant, M. 2020. Water management for sustainable irrigated and rainfed agriculture: opportunities, challenges, impacts and the way forward. Background paper for *The State of Food and Agriculture 2020. Overcoming water challenges in agriculture*. Washington, DC.

2. Rosegrant, M., Koo, J., Cenacchi, N., Ringler, C., Robertson, R., Fisher, M., Cox, C., Garrett, K., Perez, N. & Sabbagh, P. 2014. *Food security in a world of natural resource scarcity: the role of agricultural technologies*. Washington, DC, IFPRI. (also available at <http://ebrary.ifpri.org/cdm/ref/collection/p15738coll2/id/128022>).

3. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland. 104 pp.

4. Rosegrant, M.W., Sulser, T.B., Mason-D'Croz, D., Cenacchi, N., Nin-Pratt, A., Dunston, S., Zhu, T., Ringler, C., Wiebe, K., Robinson, S., Willenbockel, D., Xie, H., Kwon, H.Y., Johnson, T., Thomas, T.S., Wimmer, F., Schaldach, R., Nelson, G.C. & Willaarts, B. 2017. *Quantitative foresight modeling to inform the CGIAR Research Portfolio*. Washington, DC, IFPRI.

5. Palazzo, A., Valin, H.J.P., Batka, M. & Havlik, P. 2019. *Investment needs for irrigation infrastructure along different socioeconomic pathways*. Policy Research Working Papers. World Bank. (also available at <http://elibrary.worldbank.org/doi/book/10.1596/1813-9450-8744>).

6. Robinson, S., Mason-D'Croz, D., Islam, S., Sulser, T., Robertson, R., Zhu, T., Gueneau, A., Pitois, G. & Rosegrant, M. 2015. The International Model for Policy Analysis of Agricultural Commodities and Trade (IMPACT): Model description for version 3. IFPRI Discussion Paper No. 1483. Washington, DC, IFPRI.

7. FAO & International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). 2020. *Global Agro-Ecological Zones (GAEZ v4.0)*. Laxenburg, Austria, and Rome.

8. International Food Policy Research Institute (IFPRI). 2019. Global Spatially-Disaggregated Crop Production Statistics Data for 2010 Version 1.0. Harvard Dataverse. In: *Harvard Dataverse* [online]. [Cited 5 August 2020]. <https://dataverse.harvard.edu/citation?persistentId=doi:10.7910/DVN/PRFF8V>

9. FAO. 2019. Earth Observation. Agricultural Stress Index System (ASIS): Historic Agricultural Drought Frequency (1984-2018). In: *FAO* [online]. [Cited 5 August 2020]. www.fao.org/giews/earthobservation/asis/index_1.jsp?type=131

10. FAO. 2020. *SDG Indicator 6.4.2 on water stress*. Rome.

11. FAO. 2020. *Contribution of the agriculture sector to the level of water stress*. Rome.

12. Schiavina, M., Freire, S. & MacManus, K. 2019. GHS population grid multitemporal (1975-1990-2000-2015), R2019A. In: *European Commission* [online]. [Cited 6 August 2020]. <http://data.europa.eu/89h/0c6b9751-a71f-4062-830b-43c9f432370f>

13. FAO. 2020. *Hand in Hand Geospatial Platform* [online]. [Cited 12 November 2020]. <https://data.apps.fao.org/>

参考文献

14. Wood-Sichra, U., Joglekar, A. & You, L. 2016. *Spatial Production Allocation Model (SPAM) 2005: technical documentation*. HarvestChoice Working Paper. Washington, DC and St. Paul, USA, International Food Policy Research Institute (IFPRI) and International Science and Technology Practice and Policy (InSTePP) Center, University of Minnesota.

统计附件

1. FAO. 2019. Earth Observation. Agricultural Stress Index System (ASIS): Historic Agricultural Drought Frequency (1984-2018). In: FAO [online]. [Cited 5 August 2020]. www.fao.org/giews/earthobservation/asis/index_1.jsp?type=131

2. FAO & International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). 2020. *Global Agro-Ecological Zones (GAEZ v4.0)*. Laxenburg, Austria, and Rome.

3. International Food Policy Research Institute (IFPRI). 2019. Global Spatially-Disaggregated Crop Production Statistics Data for 2010 Version 1.0. Harvard Dataverse. In: *Harvard Dataverse* [online]. [Cited 5 August 2020]. <https://dataverse.harvard.edu/citation?persistentId=doi:10.7910/DVN/PRFF8V>

4. FAO. 2020. SDG Indicator 6.4.2 on water stress. Rome.



2020 粮食及农业状况

应对农业中的水资源挑战

愈演愈烈的缺水问题对粮食安全和营养构成威胁。因此，迫切需要采取行动，在农业生产中更可持续、更公平地利用水资源。灌溉农业依然是淡水资源的最大用户，但随着对淡水资源的需求和竞争不断升级，淡水资源短缺问题正日益加重。同时，雨养农业正面临气候变化带来的降雨波动幅度不断加大的问题。这些趋势将加剧水资源使用者之间的矛盾纠纷和水资源获取方面的不平等，尤其对小农、农村贫困人口及其他弱势群体而言。

《2020年粮食及农业状况》就灌溉农业中普遍存在的水资源短缺问题、雨养农业中普遍存在的水资源不足问题以及受影响人口数量提供了新的估计数字。报告发现，各国之间存在巨大差异，各国内部同样也存在巨大的空间差异。这一实证可为各方提供参考依据，去探讨各国应如何根据问题的性质和大小以及包括农业生产系统类型、国家发展水平和政治结构在内的其他因素制定合理的政策和干预措施。在此基础上，本报告就各国应如何对各项政策和干预措施进行优先排序提供了指导意见，以应对农业中的缺水问题，确保人们能高效、可持续、公平地获取水资源。



ISBN 978-92-5-133647-2 ISSN 1020-7619



9 789251 336472

CB1447ZH/1/12.20