

# 全球湿地展望

2018 年全球湿地  
及其为人类提供服务状况

© 湿地公约秘书处 2018

**引用：全球湿地展望（2018）。全球湿地展望：全球湿地及其为人类提供服务状况。瑞士格朗：湿地公约秘书处。**

**首席作者：**Royal C. Gardner, C. Max Finlayson

第一部分主要作者：Royal C. Gardner, C. Max Finlayson

第二部分主要作者：C. Max Finlayson, Nick Davidson, Siobhan Fennessy, David Coates, Royal C. Gardner

特约作者：Will Darwall, Michael Dema, Mark Everard, Louise McRae, Christian Perennou, David Stroud

第三部分主要作者：Anne van Damm.

特约作者：Channa Bambaradeniya, Peter Davies, Wei-Ta Fang, Vincent Hilomen, Kassim Kulindwa, Laura Martinez, Christian Perennou, Luisa Ricaurte, Michael Scoullou, Sanjiv de Silva, Gert Michael Steiner

第四部分主要作者：Royal C. Gardner, Chris Baker, Nick Davidson, Ritesh Kumar, David Stroud

特约作者：Stefano Barchiesi, C. Max Finlayson, Erin Okuno, Christian Perennou

**编辑：**Nigel Dudley

**设计与排版：**Miller Design

**封面照片：**乌拉圭圣米格尔国家公园 © Charlie Waite

湿地公约秘书处在秘书长玛莎·罗杰斯·乌瑞格的领导下协助项目协调、支持和出版。

免责声明：本书所表达的意见是作者或撰稿人的意见，不一定反映《湿地公约》（《拉姆萨尔公约》）的意见或政策，也不代表《湿地公约》对任何国家、地区、城市、地域或其当局的法律地位或发展状态，或关于其边境及边界的划定发表的任何意见。

致谢：作者衷心感谢许多为《全球湿地展望》做出贡献的湿地专家，包括 2016 年 9 月在中国常熟举办的国际生态学协会（INTECOL）湿地大会期间写作研讨会的与会者；2017 年 2 月和 2018 年 1 月在瑞士格朗举行的第 20 届和第 21 届湿地公约科技评审委员会（STRP）会议的与会者；对一稿进行了审查并提供了评论意见的科技评审委员会国家协调人员；以及 6 名对二稿作出评论意见的匿名审评人员，他们在湿地和区域多样性方面经验丰富。作者也深切感谢由玛莎·罗杰斯·乌瑞格领导的湿地公约秘书处的支持，特别是编辑奈杰尔·达德利的突出贡献。

# 目录

## 内容提要 3

### 1. 引言 9

湿地对可持续发展具有全球重要性	10
《湿地公约》的作用	11
国家和国际层面的《湿地公约》	12
全球政策和目标中的湿地	13
国际协定中的湿地	14

### 2. 现状和趋势 15

《湿地公约》追踪全球湿地现状和趋势	16
全球湿地面积数据的准确性不断提高	17
自然湿地减少，人工湿地增加	18
欧洲湿地变化展现了全球趋势	19
自然内陆湿地的面积正发生变化，总体呈下降趋势	20
内陆湿地的变化	21
自然滨海 / 海洋湿地类型的面积也随着时间的推移在减少	22
人工湿地面积有所增加	23
众多依赖湿地的物种种群正在减少	24
热带地区湿地依赖物种呈现高危区域发展趋势	25
依赖湿地的物种发展趋势	26
湿地依赖物种状况：类群组	27
水质变化主要呈下降趋势	30
众多污染物在影响水质	31
湿地维持着全球水循环 - 水文过程	33
复杂的生物地球化学过程维持着功能性湿地生态系统	34
湿地是世界上最大的碳库，但也释放甲烷	35
湿地是生物生产力最高的生态系统之一	36
湿地在提供生态系统服务方面发挥着关键作用	37
湿地生态系统服务类型	38
湿地提供的生态系统服务种类	39
湿地生态系统的服务价值超过其他陆地生态系统	41

## 3. 变化的驱动因子 43

湿地的驱动因子包括直接因子和间接因子	44
直接驱动因子包含物理条件的变化	45
从湿地中提取水、物种和土壤	46
污染物和外来物种使得许多湿地退化	47
直接驱动因子还包括生境结构的变化	48
湿地变化的直接驱动因子	49
通过对直接因子施加作用影响湿地的间接因子	50
湿地变化的间接驱动因子	51
全球大趋势对湿地变化的直接因子和间接因子均有影响	52
评估湿地退化与消失的驱动因子	54

## 4. 应对措施 55

应对多种挑战	56
加强国际重要湿地网络	57
增加保护区域湿地覆盖率	58
将湿地纳入 2015 年后发展议程的规划及实施计划	59
《湿地公约》对实现“可持续发展目标”至关重要	60
加强法律和政策建设，保护湿地	61
零净损失目标	62
落实《湿地公约》指导，实现湿地合理利用	63
使用《湿地公约》机制识别和应对挑战	65
使用经济 and 财政激励	66
政府维持和增加湿地恢复投入	67
促进可持续的生产和消费实践	68
将合理利用和公众参与纳入更广泛的发展规划	69
将多元观点融入湿地管理	70
更新和完善国家湿地资源调查，支持合理利用	71
充分利用公民科学	72

## 5 结论 73

步入未来	74
------	----

## 6 参考文献 75



# 序

## 湿地与人类息息相关。它是人们赖以生存的沃土，为人们提供绵延的生计和福祉。



湖泊、河流、沼泽、盐沼、泥炭地、红树林和珊瑚礁等湿地为人类提供了基本的生态系统服务，并为人类生活做出了贡献。湿地是水的来源和净化器，它保护我们不受洪水、干旱和其他灾害的影响，为数百万人提供食

物和谋生之道，支持丰富的生物多样性，其储碳量为生态系统之最。然而，湿地的价值在很大程度上仍未得到政策制定者和决策者的认可。结果是据已知数据，自1970年以来35%的湿地已经消失，其速度是森林的三倍。

这可不是一个好消息。现在湿地的消逝仍在继续，对自然和人类产生了直接、可衡量的负面影响。《全球湿地展望》的目的是提高对湿地价值的认识，并提出建议，确保湿地得到保护和合理利用，并使其益处得到所有人的承认和重视。

《湿地公约》在牵头应对这一变化发挥了独特的作用。作为唯一针对湿地的国际性条约，它提供了一个由170个缔约方组成的平台，共同致力于湿地保护和合理利用，提供最权威的数据、建议和策略，让功能健全的湿地充分发挥对自然和社会的效益。

在气候变化、水资源需求上升以及洪水和干旱风险增加的背景下，湿地对于实现可持续发展比以往任何时候都更加关键。事实上，湿地直接或间接地有助于实现可持续发展目标的75项指标。至关重要的是，《湿地公约》与联合国环境规划署作为“联合国可持续发展目标”6.6.1的共同管理者，在编制湿地报

告指标方面发挥了领导作用。该公约为促进合作伙伴关系提供了一个前所未有的平台，以实现其他国际政策目标，包括“爱知生物多样性目标”、《巴黎气候变化协定》和《仙台减轻灾害风险框架》，以促进共同利益、扩大必要的行动规模，保护并合理利用湿地。

这些宏伟规划的前提是——我们有一个基准来衡量湿地管理的成败。《全球湿地展望》简要说明了湿地的现状、趋势和压力，并概述了各国为努力扭转湿地数量和质量历史性下降局面所采取的措施。我很高兴能介绍第一版《全球湿地展望》，它实用且具有鼓动性，并使你在采取所建议的应对措施时变得更加有效率。

玛莎·罗杰斯·乌瑞格  
湿地公约秘书处秘书长

# 关键讯息

---

- 健康的、发挥功能的自然湿地对人类生活和可持续发展至关重要。
- 尽管湿地的全球覆盖面积几乎和格陵兰岛的面积一样大，但湿地面积正在急剧缩减。据可查数据，自 1970 年以来，湿地面积减少了 35%。
- 因此，湿地动植物处于危险之中，四分之一的物种面临灭绝的风险。
- 由于排干、污染、物种入侵、非可持续利用、流态受损和气候变化，现存湿地的质量也不容乐观。
- 然而，从粮食安全到减缓气候变化，湿地的生态系统服务效益巨大，远远超过其他陆地生态系统。
- 《湿地公约》推动湿地的保护与合理利用，是阻止和扭转湿地损失的核心。
- 保护和恢复健康湿地的关键步骤包括：
  - 加强国际重要湿地及其他湿地保护区网络
  - 将湿地纳入 2015 年后发展议程的规划和实施中
  - 加强法律和政策制定以保护所有湿地
  - 贯彻《湿地公约》指导原则以实现合理利用
  - 对社区和交易实行经济和财政激励
  - 确保所有利益相关者参与湿地管理
  - 提高国家湿地调查和状态速评能力



# 内容提要

湿地保护和合理利用对人类生计至关重要。湿地所提供的广泛生态系统服务意味着它们是可持续发展的核心。然而，政策制定者和决策者往往低估了湿地的功能效用对自然和人类的价值。

了解这些价值以及湿地的现状，对于确保湿地保护与合理利用至关重要。本书对全球湿地状态、变化趋势、变化动因以及维持或恢复湿地生态特征所需要采取的步骤进行了总结与概述。



# 现状和趋势

## 面积

全球湿地面积数据的准确性不断提高。内陆和滨海湿地覆盖面积超过 1210 万平方公里，几乎与格陵兰岛的面积一样大；其中 54% 的湿地常年积水，46% 季节性淹没。然而世界各地的自然湿地面积长期处于下降状态；据可查数据，1970 年至 2015 年期间，内陆湿地和海洋 / 滨海湿地均下降了约 35%，是森林消失速度的三倍。相比之下，人工湿地，主要是稻田和水库，在此期间几乎翻了一倍，现已占湿地面积的 12%。这些人工湿地的增长并不能弥补自然湿地的损失。

## 生物多样性

据可查数据，总体上，鱼类、水鸟和海龟等栖息于湿地的物种急剧下降。特别是在热带地区，四分之一的物种面临灭绝的危险。自 1970 年以来，81% 的内陆湿地物种和 36% 的沿海和海洋物种种群一直在减少。

评估发现，几乎所有栖息于内陆和滨海湿地的动物类群处于高等级全球威胁（超过全球受威胁物种的 10%）。物种灭绝危险程度最高（超过全球受威胁物种的 30%）的是海龟、栖息于湿地的巨型动物、淡水爬行动物、两栖动物、非海洋软体动物、珊瑚、蟹类和龙虾。灭绝的风险似乎仍在增加。尽管水鸟物种的全球受威胁程度相对较低，但长期以来，大多数水鸟种群一直在下降。只有生活在珊瑚礁中的鸚鵡鱼和刺尾鱼、以及蜻蜓处于受威胁程度较低的状态。

## 水质

湿地水质持续恶化。自 20 世纪 90 年代以来，几乎所有处于拉丁美洲、非洲和亚洲的河流中遭受着日益严重的水污染，可以预料水质恶化将逐渐升级。

主要威胁包括未经处理的废水、工业废水、农业径流、侵蚀和沉积物的变化。到 2050 年，全球三分之

一的人口可能面临水中含有过量氮和磷的问题，而这也会导致藻类迅速爆发和腐烂，进而引发鱼类和其他物种的死亡。严重的病原体污染影响着拉丁美洲、非洲和亚洲三分之一的河流，在过去 20 年里，粪便大肠菌群不断增加。在包括地下水在内的许多湿地中，盐分渐渐累积，损害着农业。化石燃料中的氮氧化物和农业产生的氨会导致酸沉积。酸性矿排水就是一种主要污染物。发电厂和工业生产造成的热污染使水中溶解氧减少，改变了食物链，减少了生物多样性。至少有 5.25 万亿个持久性塑料微粒漂浮在世界海洋中，并在沿海水域产生巨大影响。在近半数经合组织国家中，农业地区的水中农药含量超过国家建议限度。这些因素都危害着我们的健康，破坏了生态系统服务，进一步损害了生物多样性。

## 生态过程

湿地是最具生物生产力的生态系统之一。它们通过接收、储存和释放水，调节水流和维持生命，在水循环中发挥主要作用。河道、洪泛区与其相连的湿地在水文中发挥着重要作用，但许多“在地理上被孤立的”湿地也很重要。然而，土地利用变化和水调节基础设施削弱了许多河流系统和洪泛区湿地的连通性。湿地调节养分和微量金属循环，并能过滤各种污染物。它们储存着全球大部分的土壤碳，但在未来，特别是在多年冻土地区，气候变化可能导致它们成为碳源。

## 生态服务

湿地生态系统服务远远超过其他陆地生态系统。它们提供关键的粮食供应，包括大米、淡水鱼和沿岸鱼，以及淡水、纤维和燃料。调节服务影响气候和水文状况，减少污染和灾害风险。湿地的自然特征往往在文化和精神上具有重要作用。

# 驱动因子

湿地让人身心愉悦，给旅游业带来收益。尽管有一些生态系统服务的全球数据，但各个国家和地区的决策者急需更多有针对性的信息。

湿地的碳储与碳封存在调节全球气候方面发挥着重要作用。泥炭地和有植被的滨海湿地都是巨大的碳库。盐沼每年能封存数百万吨的碳。虽然泥炭地仅占陆地面积的 3%，但其碳储量可达森林的 2 倍。然而，淡水湿地也是温室气体甲烷在自然界的最大排放地，尤其是管理失当的时候。热带水库也释放甲烷，有时甚至会抵消其水力发电所带来的低碳效益。

合理地利用湿地，需要了解其变化的驱动因

子，这样才能从根源上应对湿地的消失和退化问题。由于排水、流转、污染、物种入侵、资源开采以及其它影响湿地水量、洪水和干旱发生频率的行为，湿地在不断消失和退化。

反过来，这些直接因子又受到间接因子的影响，并牵涉到湿地对能源、食物、纤维、基础设施、旅游和娱乐项目的供应。气候变化对湿地的变化而言，既是直接因子，又是间接因子。因此，适应和缓解措施可以对引起湿地变化的其他因子产生乘倍效应。全球大趋势也很重要，包括人口结构、全球化、消费与城市化，而气候变化使得每个方面都具有不确定性。





# 《湿地公约》

《湿地公约》旨在推动湿地保护及其合理利用。该公约确保湿地效益有助于实现“联合国可持续发展目标”（SDGs）、“爱知生物多样性目标”、《巴黎气候变化协定》及其他相关国际承诺。《湿地公约第四版战略计划》对于公约工作的开展提供了指导，包括处理湿地消失驱动因子，促进湿地的合理利用，完善公约的实施，有效地保护和管理国际重要湿地网络。迄今，公约各缔约方维护着 2300 多个国际重要湿地的生态特征，其面积约为 2.5 亿公顷，占全球湿地的 13%–18%。

《湿地公约》在扭转全球湿地消失中具有独一无二的地位。作为唯一针对湿地的国际公约，它为实现多个湿地相关的全球目标提供了平台。事实上，湿地直接或间接地有助于实现“可持续发展目标”的 75 项指标。至关重要是，《湿地公约》与联合国环境规划署作为“联合国可持续发展目标”6.6.1 的共同管理者，在编制湿地报告指标方面发挥了领导作用。该公约为促进合作伙伴关系提供了一个前所未有的平台，可与其他国际机制相互协作，为各国政府准确地提供现有资料、建议和策略，促使各国政府充分发挥湿地对自然和社会的功能效用。



© Gabriel Mejia





# 应对措施

**需要在国家及国际层面采取紧急行动，提高对湿地效益的认识，为湿地的存续提供更多保障，并确保将其纳入国家发展规划。特别是：**

- **加强国际重要湿地及其他湿地保护区网络**

超过 2300 个国际重要湿地 ( Ramsar Sites ) 获得认证，令人鼓舞。然而，仅仅认证是不够的。必须制定并执行管理计划，以确保其有效性。到目前为止，只有不到一半的国际重要湿地做到了这一点。

- **将湿地整合到 2015 年后发展议程的规划和实施**

将湿地纳入广泛的发展规划和行动，其中包括“可持续发展目标”、《巴黎气候变化协定》和《仙台减轻灾害风险框架》。

- **加强法律和政策制定以保护所有湿地**

湿地法律和政策应在各个层面进行跨部门应用。各国都需要制定国家湿地政策。其中一个非常重要的工具就是《湿地公约》所提倡的避免—缓解—补偿顺序，这在很多国家的法律中也有所体现。不破坏湿地要比恢复湿地更容易。

- **贯彻《湿地公约》指导原则以实现合理利用**

《湿地公约》有大量的相关指导原则。《湿地公约》机制，譬如关于生态特征变化的报告、记录国际重要湿地所面临风险的《蒙特勒档案》 ( Montreux Record ) 和公约咨询任务，有助于查明并应对保护和管理国际重要湿地所面临的挑战。

- **对社区和交易实行经济和财政激励**

可通过多种机制为湿地保护提供资金，包括为实现生态系统服务计划的气候变化应对战略与偿付。消除不正当的激励措施有积极作用。通过税收、认证和企业社会责任项目等途径，交易可以促进湿地保护。政府投资也极为重要。

- **将多种预期整合到湿地管理中**

必须考虑湿地的多重价值。为了确保决策的正确制定，利益相关者需要理解湿地生态系统服务及其对人类生计和人类福祉的重要性。

- **提高国家湿地调查和追踪湿地状态能力**

利用知识支持湿地保护和合理利用的创新方法。例如遥感和实地评估、公民科学以及当地民间知识的吸收。确定并衡量湿地效益指标和变化驱动因子是支持合理利用政策和适应性管理的关键。

在国际、国家、流域和局地层面，有各种行之有效的湿地保护备选方案。在整个过程中，良好的政府与公众参与非常关键，管理十分必要，投资必不可少，知识至关重要。

# 1 引言

健康的自然湿地是人类生存的关键。然而，它们面临着诸多挑战。《湿地公约》是唯一一项主要针对湿地的国际法律条约。它在全球范围内推动湿地保护与合理利用，确保湿地在实现“可持续发展目标”、“爱知生物多样性目标”、《巴黎气候变化协定》和其他相关承诺方面发挥关键作用。《全球湿地展望》概述了全球湿地的现状和趋势，以及面临的挑战和应对措施。





# 湿地对可持续发展具有全球重要性

湿地对人类的生存至关重要。它们是世界上最具生产力的生态系统，可提供重要的生态系统服务，拥有数不胜数的惠益和功能（MEA 2005； Russi et al. 2013）。湿地包括长期或季节性淹没的淡水生境，如湖泊、河流、沼泽、以及包括河口、潟湖、红树林和珊瑚礁在内的滨海和海洋地区。全球水循环是初级生产力和营养循环的基础，为人类提供淡水和食物。湿地可提供运输方式、水电资源、广泛的原材料、基因资源和药用植物，还可有效削减洪峰、保护海岸线、固碳和封存碳。湿地还具有文化和精神价值，是人们消遣娱乐、寻找精神慰藉的好去处。图 1.1 概述了部分湿地益处。

湿地对人类福祉的贡献往往被忽视或低估，因而也导致了湿地管理在发展规划中长期被忽略。某个部门的利益相关者在做出有关决策时，如果只顾眼前利益、不能顾全大局，就可能会错失获得多重利益的良机，甚至造成湿地进一步流失和退化的后果。实现湿地的合理

利用和可持续发展，需要鼓励所有部门的政策制定者认识和考虑湿地的多重价值及其相互依存关系。实现湿地的有效管理则需要社会多部门共同合作，特别是那些利用湿地并从中获益、或是能对湿地保护和管理工作的施加影响的社会部门。

本书概述了全球湿地状况及其相关的功能效益。它将为评估《2016–2024 年湿地公约战略计划》进展情况确立基准，并在“可持续发展目标”、“爱知生物多样性目标”、《仙台减轻灾害风险框架》和《巴黎气候变化协定》中加强对湿地的关注。本书审视了全球湿地状况和趋势，识别到了湿地领域知识的欠缺，并展望了湿地未来可能发生的变化。本书中列明了许多湿地消极趋势，但也突出强调了成功经验和最佳实践。它还评述了湿地消失和退化的驱动因子，并概述了湿地社区和其他部门的应对措施。

## 背景阅读 1.1

### 《全球湿地展望》的背景

《全球湿地展望》的撰写基于一系列分析，诸如《千年生态系统评估》（MEA 2005）、《全球生物多样性展望》（Convention on Biological Diversity 2014）、《全球土地展望》（UNCCD 2017）、《土地退化和恢复评估》（IPBES

2018）以及《生态系统和生物多样性经济学》（Russi et al. 2013）等，各项分析均提及湿地的消失和退化、湿地对生态系统服务、支撑当地社区的重要性。本书借鉴了大量已出版的文献，包括公约科技评审委员会自 1993 年成立以来编写和汇编的文献。

# 《湿地公约》的作用

《湿地公约》是唯一一项主要针对湿地的国际法律条约，于1971年在伊朗拉姆萨尔市签署，因而又被称为《拉姆萨尔公约》。该公约于1975年生效，迄今已有170个国家作为缔约方加入。《湿地公约》制定的《合理利用框架》（背景阅读1.2）提供了一种机制，确保将湿地纳入全球可持续发展议程，以支持与生物多样性、气候变化、灾害风险削减和土地退化有关的倡议。

该公约对湿地的定义相当宽泛：“自然或人工、常久或暂时性沼泽、泥炭地或水域地带，带有静止或流动的淡水、淡咸水或咸水的水体，包括低潮时水深不超过6米的浅海区域。”《湿地公约》确定了42型湿地，归并为三大类：海洋和滨海湿地、内陆湿地和人工湿地（Ramsar Convention Secretariat 2010a）。

缔约方有三项主要义务，这些义务也是《湿地公约》的“支柱”：

1. 保护与合理利用所有湿地（背景阅读1.2）；
2. 指定并保护至少一个国际重要湿地（图1.2）；
3. 对跨界湿地、共有湿地系统和共享物种的保护开展跨国界合作（背景阅读1.3，Gardner & Davidson 2011）。

《湿地公约》的另一个关键概念是湿地的生态特征：“在某一特定时间表征出湿地的生态系统组成、过程和效益/服务集合”（Ramsar Convention 2005）。《湿地公约》鼓励各国维持所有湿地的生态特征，要求向秘书处报告在国际重要湿地发生的任何人为破坏，并采取必要行动将这些湿地恢复到原来的状态。

## 背景阅读 1.2

### 湿地的合理利用

合理利用是该公约的核心，并适用于所有湿地。它的定义是“在可持续发展的背景下，通过实施生态系统手段来维持[湿地的]生态特征”（Ramsar Convention 2005）。人类福祉取决于湿地的生态系统服务。合理利用注重湿地管理、人类跨界需求，在善治的基础上，与当地社会合作。然而有些湿地的发展是不可避免的，所以“合理利用”并不适合每块湿地。缔约方通过国家政策和法律，清查、监测和研究，培训、教育和提高公众认识以及整合湿地管理计划，促进湿地的合理利用。

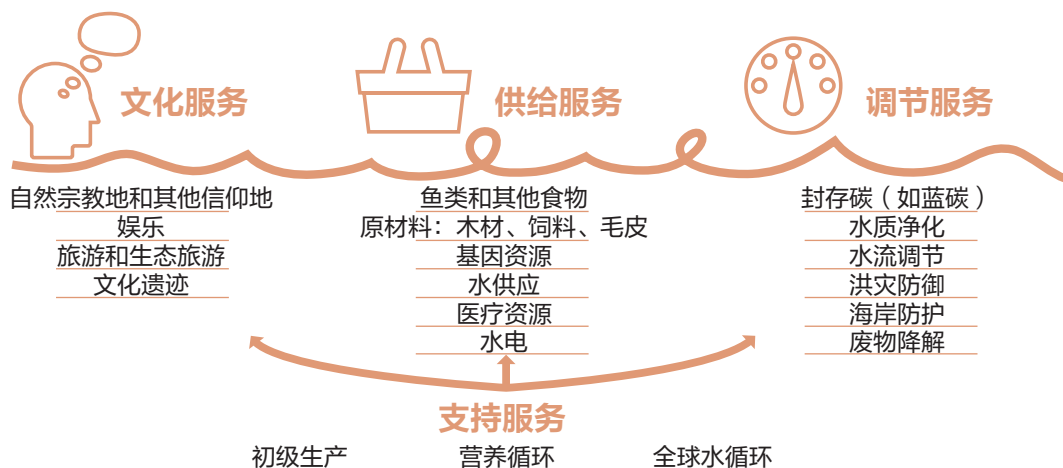


图 1.1 湿地提供的生态系统服务



# 国家和国际层面的《湿地公约》

现有国际重要湿地超过 2300 个，总面积近 2.5 亿公顷，几乎与格陵兰岛一样大。每个湿地至少符合表明国际重要性的九项标准中的一项，该标准与湿地类型、生态群落以及对水鸟、鱼类和其他类群的生存支持有

关。国际重要湿地可能覆盖全球陆地和滨海湿地面积的 13%–18%，显示出各缔约方相当大的决心( Davidson & Finlayson 2018 )。

## 背景阅读 1.3

### 国际合作

《湿地公约》呼吁在湿地管理方面开展国际合作 ( Ramsar Convention Secretariat 2010b )。其中一种措施是非正式跨国合作或通过跨界国际重要湿地指定开展合作。现有 20 个这样的湿地，包括两个跨三国湿地：瓦登海 ( 丹麦、德国和荷兰 ) 和莫拉瓦 - 迪耶 - 多瑙河汇流处的洪泛区 ( 奥地利、捷克和斯洛伐克 )。通过多国管理委员会开展覆盖河流流域的合作，例如尼日尔河流域管理局联合贝宁、布基纳法索、喀麦隆、

乍得、科特迪瓦、几内亚、马里、尼日尔和尼日利亚等国。共同物种的管理也很重要，包括迁徙物种、非迁徙物种以及外来入侵物种。这方面的例子包括东亚 - 澳大利亚东亚迁飞路线伙伴关系，其作为湿地公约区域倡议，与西半球水鸟保护网络的非正式合作。

另外，《湿地公约》还有 15 个区域合作网络和 4 个用于培训及能力建设的区域中心。



图 1.2 全球国际重要湿地 ( 来源: RSIS )

# 全球政策和目标中的湿地

健康且具有生态功能的湿地是其他几项全球协定的关键联动机制，包括与生物多样性、可持续发展、土地退化、气候变化和减少灾害风险的有关承诺。

## 《2030年可持续发展议程》与“可持续发展目标”

湿地是实现联合国17项“可持续发展目标”(SDG)和169项相关目标中诸多部分的核心，这些目标主要针对贫困、饥饿、健康、能源、消费和气候变化，都将列为今后十年全球发展行动议程。目标15特别呼吁对“内陆淡水生态系统及其服务”的保护和可持续利用；目标14鼓励保护海洋和沿海地区；目标6以水和卫生为重点，利用《湿地公约》的数据，以实现一个与水相关的生态系统趋势方面的目标；几项目标以“爱知生物多样性目标”为蓝本（见下文），并将在2020年后进行修订。

## “爱知生物多样性目标”

“爱知生物多样性目标”是《生物多样性公约》中《生物多样性战略规划（2011-2022）》目标的一部分，几乎所有目标均与湿地有关（Juffe-Bignoli et al. 2016）。一些目标力求阻止生态系统的丧失，其中，目标5的内容是到2020年，至少减半乃至全部消除自然生境的丧失；目标11的内容是到2020年通过保护至少17%的陆地和内陆水域，以及10%的沿海及海洋地区，使其具有“有效且公正的管理，保护区的生态示范性及良好连通性，以及其他因地制宜地的有效保护措施”。目标10侧重于珊瑚礁的保护，目标6涉及水生生物的可持续利用，目标7关注水产养殖管理（CBD 2010）。

## 防治土地退化

《联合国防治荒漠化公约》设定了“土地退化零增长”的目标，以遏止进一步退化的趋势。土地退化的许多形式与水管理有关，而土地退化还直接影响到泥炭地、河口和河流等湿地，包括世界各地退化高发区的湿地。





# 国际协定中的湿地

## 《巴黎协定》

2015年12月，根据《联合国气候变化框架公约》，196个国家政府就一项规模宏大、以减缓和适应气候变化为目的的计划达成了一致。该协定呼吁各国将基于自然的解决方案作为关键部分，制定国家自主贡献（NDCs）以应对气候变化，包括湿地方案。这在适应和减缓气候变化方面都具有关键作用；湿地通过储碳和封存碳，特别是泥炭土壤和沿海水域的蓝碳，对减缓气候变化非常重要（Ramsar Convention 2015）。它还鼓励各国把湿地保护和管理纳入国家自主贡献作为主要优先事项。

## 《仙台减轻灾害风险框架》

2015年3月，联合国减轻灾害风险办公室通过了一项为期15年的减轻灾害风险自愿战略。该协定不具法律约束力，但承认有必要“实施环境和自然资源综合管理办法，并纳入减轻灾害风险的手段，强调了湿地在建设弹性社区方面的重要性，特别提到了湿地在减轻洪水风险和减弱风暴破坏方面的作用。

## 与生物多样性有关的多边协定

湿地及湿地生物在其他与生物多样性有关的多边环境协定（MEAs）下受到保护，如《生物多样性公约》、《保护野生动物迁徙物种公约》（及其非洲-欧亚迁徙水鸟协定）、《濒危野生动植物种国际贸易公约》以及《世界遗产公约》。秘书处通过生物多样性联络组和参与多边环境协定进程进行合作。科学和技术方面的合作通过联合任务和协同指导展开，包括应对高致病性禽流感新问题的合作（Gardner & Grobicki 2016），以及内陆、沿海和海洋生物多样性快速生态评估指南，《联合国防治荒漠化公约》“土地退化零增长”的共同承诺等合作（Ramsar Convention and UNCCD 2014）。



© Vicente Weippert



## 2 现状和趋势

《湿地公约》追踪全球湿地现状和趋势，这有助于衡量“可持续发展目标”6的进展情况。处于内陆、沿海和海洋生境的自然湿地都在减少；虽然人工湿地有少量增加，但仍于事无补。湿地物种的种群数量正在减少，许多物种都受到威胁。全球水质仍在恶化。然而，因湿地在诸如粮食和水安全、减轻灾害风险和碳封存等方面的生态系统服务的重要性，与其它生态系统相比，湿地仍然是至关重要的，其经济和生物多样性价值远远超过许多陆地生态系统。





# 《湿地公约》追踪全球湿地现状和趋势

鉴于《湿地公约》对缔约方有特别要求，即通过“合理利用”保持所有湿地的“生态特征”，对现状和趋势的分析是围绕公约对生态特征的定义进行的（背景阅读 2.1）。因此，它主要阐述了构成湿地生态特征的生态系统组成、过程和服务，其详尽程度取决于信息的获得。目前正在通过湿地调查从缔约方处收集湿地范围等湿地生态特征的数据，从 2018 年 1 月起，各国向《湿地公

约》提交的国家报告将包含这些数据。由于该公约与联合国环境署共同管理“联合国可持续发展目标”指标 6.6.1（与水有关的生态系统范围随时而变），这些数据将被用作编制报告的正式机制。

**公约规定维护湿地生态特征的责任，包括《生物多样性公约》中的生态系统方法。**

## 背景阅读 2.1

### 湿地生态特征（Ramsar Convention 2005）

2005 年，公约将湿地的“生态特征”重新定义为“在某一特定时间表征湿地的生态系统组成、过程和效益/服务的集合”，如图 2.1 所示。

“合理使用”于 2005 年被重新定义之后，现在公约要求缔约方必须维持所有湿地的生态特征，而不是像以前一样只针对那些

认定的“国际重要湿地（拉姆萨尔湿地）”，（Finlayson et al. 2011）。并进一步要求，如有国际重要湿地的生态特征“由于技术开发、污染或其他人为干扰而发生了变化、正在发生变化或可能发生变化”，缔约方要进行上报。

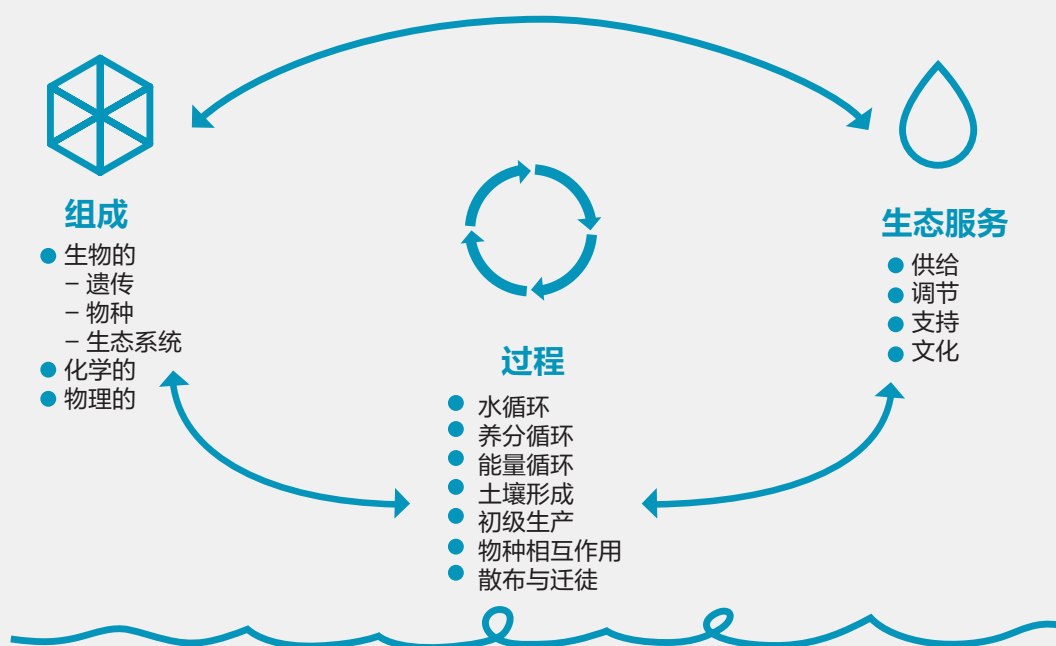


图 2.1 表征湿地生态特征概念化的组成、过程和生态系统服务概略图（引自 Finlayson et al. 2016）

## 全球湿地面积数据的准确性不断提高

据最新预测，全球内陆和滨海湿地面积超过 1210 万平方千米，几乎与格陵兰岛面积一样大。其中 54% 被永久性淹没，46% 被季节性淹没。估计还有 520 万平方千米间歇或偶尔地被淹没，但人们相信这包括受极端风暴影响的、湿地已被改造的地区。大约 93% 的湿地是内陆系统，剩下的 7% 是海洋和沿海系统 – 尽管这一带滨海湿地的估测不包括个别湿地类别，例如近海岸潮下湿地，但这也属于《湿地公约》定义的范围。相比之下，全球人工湿地面积较小：水库面积约为 30 万平方千米，稻田面积为 130 万平方千米 (Davidson et al. 2018; Davidson & Finlayson 2018)。

自 20 世纪 80 年代以来，全球湿地面积的估测值大幅度增长，这主要是由于遥感和绘图方法的最新改进；并不意味着实际湿地面积的增加 (Davidson et al. 2018)。

最大的湿地区域在亚洲 (占全球湿地面积的 32%)、随后是北美洲 (27%)、拉丁美洲和加勒比地区 (16%)。而欧洲 (13%)、非洲 (10%) 和大洋洲 (3%) 的面积较小 (Davidson et al. 2018)。

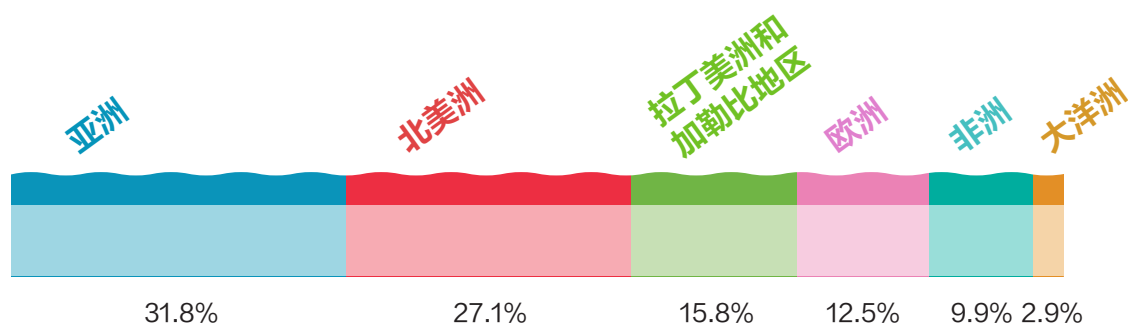


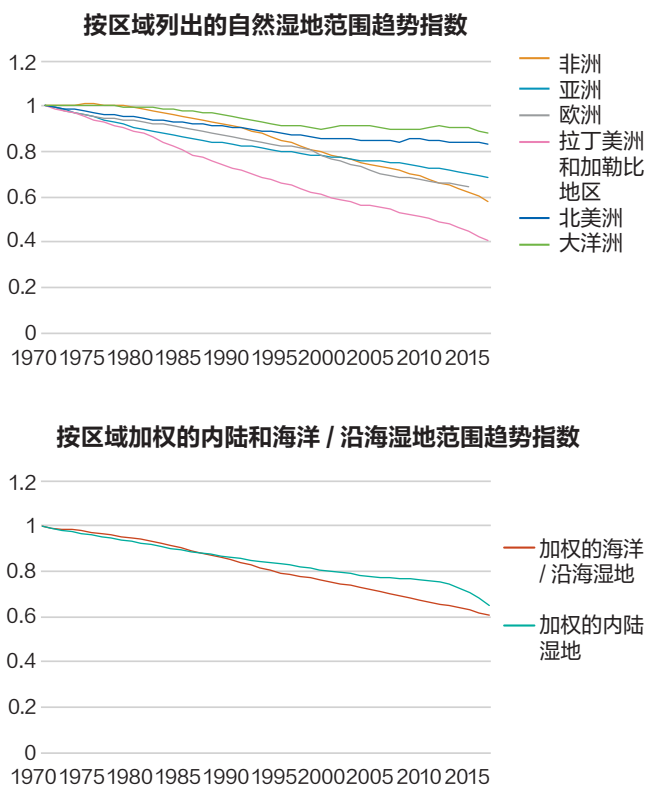
图 2.2 湿地面积的区域分布 (%) (引自 Davidson et al. 2018)



# 自然湿地减少，人工湿地增加

几个世纪以来，由于排水和改造，世界上大多数地区的自然湿地日益减少，现存的自然湿地仅占其原始面积的小部分（背景阅读 2.2）。在有数据记录的地区，自公元 1700 年以来，全球湿地资源损失高达 87%（这可能不代表全球总量），而且 20 世纪后期的湿地损失率在持续上升（Davidson 2014）。然而，对全球淹没区和开敞水域面积（包括自然湿地和人工湿地）的变化趋势最新评估报道了在不同时期净面积的损失（Prigent et al. 2012； Schroeder et al. 2015）和增加（Pekel et al. 2016； 背景阅读 2.4）。

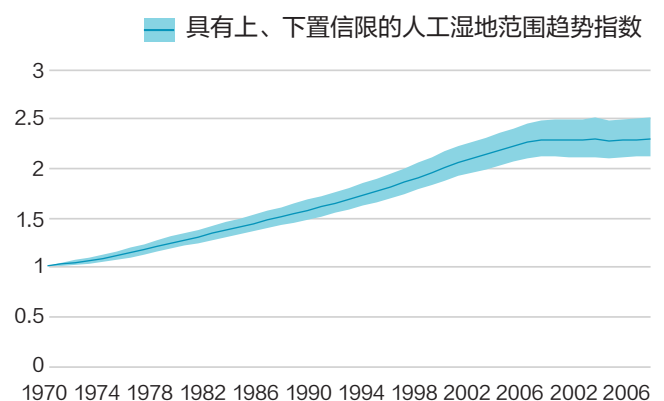
自 2014 年以来，《湿地公约》委托联合国环境署世界保护监测中心基于湿地样本，研发湿地范围趋势指数（WET）指数（Dixon et al. 2016）。该指数整理了 1970 年至 2015 年间的 2000 多个时间序列数据，并按区域和湿地类别进行了细化归类，汇总并分析了其平均趋势。



**图 2.3 1970 年来全球和地区的自然湿地范围趋势指数**

请注意，湿地范围趋势指数仅对已报道的案例进行趋势分析，不应被视为大洲尺度上总湿地面积变化的指标。

在 2017 年，这一指数分析扩展到所有国际重要湿地，呈现出持续下降的趋势（UN WCMC 2017）。分析（图 2.3）表明，1970 至 2015 年期间所研究的海洋 / 滨海湿地和内陆自然湿地面积减少了约 35%，所有地区的平均湿地面积都有所下降，下降比例从 12%（大洋洲）到 59% 不等（拉丁美洲，其中，加勒比地区数据不包括奥里诺科和亚马逊；两者均是湿地样本地区）。



**图 2.4 1970 年来全球人工湿地范围趋势指数**

来源：联合国环境署世界保护监测中心（2017）

根据湿地范围趋势指数估算的自然湿地年均损失率为  $-0.78\%$ ，比 1990 年至 2015 年间的自然森林年均损失率（ $-0.24\%$ ）高三倍以上（FAO 2016a）。自 2000 年以来，自然湿地的年损失率已从 1970 年至 1980 年间的  $-0.68\%$  到  $-0.69\%$  加快到  $-0.85\%$  到  $-1.60\%$ 。

相比之下，自 20 世纪 70 年代（甚至更早）以来，人工湿地一直在增加，其中有些是从自然湿地改造而来。水库面积增加了 30%，稻田增加了约 20%（Davidson et al. 2018）；见第 23 页。湿地范围趋势指数显示，尽管与自然湿地相比，人工湿地的面积相对较小，但自 1970 年以来，所研究地区的人工湿地面积增加了两倍（图 2.4）（Davidson et al. 2018）。因数据有限，导致区域趋势无法计算。



# 欧洲湿地变化展现了全球趋势

两千多年来，欧洲的土地利用变化导致了大规模的湿地排水，主要用于农业和城市发展。由于农业、港口和工业发展的不断侵占，河口、河谷和洪泛平原都发生了剧烈变化 (Davidson et al. 1991)。许多湿地的生态特征发生了变化，其中有修建水库和其他蓄水设施的原因：在伊比利亚，所有主要的河流都修建了水坝 (Nicola et al. 1996)。生境的丧失破坏了生态系统的功能和服务，特别是浅水渔业 (Lotze et al. 2005; Lotze 2007)，如瓦登海 (Eriksson et al. 2010)，该区域同时失去了大部分本地牡蛎礁 (Airoldi & Beck, 2007)。在 20 世纪 60 年代，Mar 项目整

理了国际重要湿地的国家编目 (IUCN 1965)，发现自 20 世纪 40 年代以来湿地加速流失，“从 1960 年到 1965 年，每天都有一公里的欧洲海岸被开发” (Airoldi & Beck 2007)。Davidson (2014) 报道了 20 世纪和 21 世纪初欧洲滨海和内陆湿地的重大损失。然而，通过填埋水库、水淹采石场和采砾场以及恢复被排干的湿地而产生了新的湿地 (Hertzman & Larsson 1999)。湿地范围趋势指数显示，自 1970 年以来，欧洲内陆和滨海湿地的总体损失约为 35% (UN WCMC 2017)。

## 背景阅读 2.2



© Michelle Guamanzara Medina

### 地中海湿地面积趋势

对约 400 个地中海湿地进行的湿地范围趋势指数的计算表明，1970–2013 年期间自然湿地丧失了 48%。这意味着该地区的湿地状况比周边三大洲的状况更严峻 (非洲 42%、亚洲 32%、欧洲 35%) (UN WCMC 2017)。这与以前的计算结果形成了鲜明对比，之前的计算只使用了 400 个湿地中的四分之三，发现 1975 年–2005 年

期间只丧失了 9% 的自然湿地。损失比例较小的原因部分是由于只包括了那些生境仍然良好的湿地，而不包括那些 2005 年前完全或大部分丧失的湿地。相反地，其他地点的文献报告可能会导致损失被高估，因为湿地损失较大的地点更有可能被上报。这两种相反的偏差说明了采样对计算区域湿地损失的影响。

来源：地中海湿地观测站

# 内陆自然湿地的面积正发生变化，总体呈下降趋势

尽管《湿地公约》各缔约方向第十三届缔约方大会提交了关于湿地范围的国家报告，提供了初步的国家数据，但关于各类湿地的范围、分布和趋势的数据仍不完整。随后提交的国家报告将完善各国数据，这些数据可在地区和全球层面，以及根据《湿地公约》的湿地类别、内陆、海洋和滨海以及人工湿地的分类进行汇总。通过这一机制，基于国际公认的湿地定义，提供了经过验证的国家数据，可衡量“可持续发展目标”指标 6.6.1 与水有关的生态系统的范围。Davidson 和 Finlayson (2018) 展示了关于不同湿地类型的多种信息来源；然而，目前还缺乏《湿地公约》分类中所有 42 种湿地类型各自的信息。因此下文使用了广义的湿地类别（表 2.1-2.3）。

内陆自然（地表）湿地由三大类组成：泥炭地、冲积土上的草本沼泽和木本沼泽，以及自然湖泊。这三

类湿地约占全球地表内陆湿地面积的 80%（图 2.5）。泥炭地占内陆湿地的 30% 以上。河流与溪流、森林泥炭沼泽和木本沼泽，以及冲积土洪泛森林面积较小。虽然缺乏有关依赖地下水的不同湿地类型面积信息，但地下湿地可能存在于大部分碳酸盐岩石下，在全球陆地表面的碳酸盐岩石占地约 1900 万平方千米（Williams 2008），地下湿地的面积比内陆和滨海地表湿地的面积更大。

大部分有数据的内陆湿地类别在全球范围内都在减少，尤其是森林泥炭地和热带泥炭地大幅度下降，尽管 1990 至 2008 年间全球泥炭地面积总体变化不大，而非森林泥炭地的面积据报还略有增加（数据来自 Joosten 2010），部分原因可能是森林泥炭地被改造（表 2.1）。

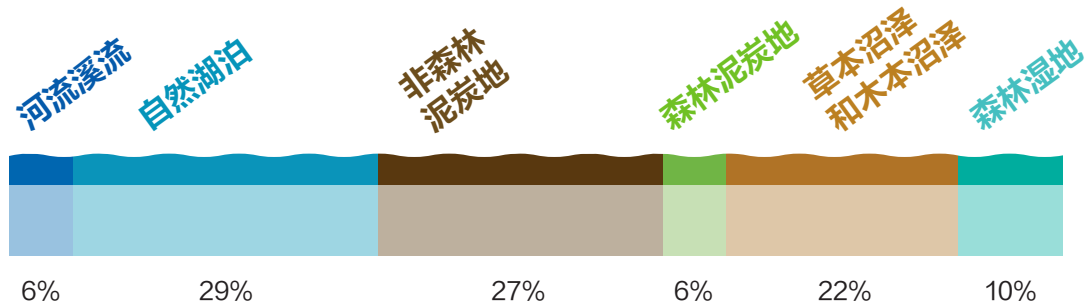


图 2.5 各内陆自然湿地类别的相对面积 (%)（摘自表 2.1）

## 背景阅读 2.3

### 全球地表水面积趋势

1984 年至 2015 年期间，估计永久地表水（淡水和咸水）损失近 9 万平方千米（占全球已测水域面积的 2%）。这一损失被 21 万平方千米新的永久水体所抵消，其中 3 万平方千米由季节性淹水变为永久性淹水，而且有 18 万平方千米的永久水体是在以前没有

地表水的地区形成的。除大洋洲有少量净损失（1%）外，各大洲的永久水体都有净增加（Pekel et al. 2016）。这些数据需要结合评估时期来进行解读，同时考虑干旱和洪水等极端事件。

# 内陆湿地的变化

定性的面积变化：

- 不变：(±5%)
- ↓ 减少：(-5-50%)
- ↑ 增加：(+5-50%)

表 2.1 海洋 / 滨海自然湿地的范围和面积变化

内陆自然湿地	全球面积 (百万平方千米)			
	湿地类别	湿地亚类 <sup>a</sup>	全球面积变化 (%) <sup>b</sup>	全球面积变化 (定性的) <sup>c</sup>
河流溪流	0.624-0.662			↓
自然湖泊	3.232-4.200			↓
自然湖泊 (>10 公顷)		2.670		↓
自然池塘 (1-10 公顷)		0.562		
泥炭地	4.232		-0.97	→
无林泥炭地 (藓类泥炭地、沼泽泥炭地)		3.118	+6.80	↑
森林泥炭地		0.696	-25.32	↓
热带泥炭地		1.505	-28	↓
北方温带泥炭地		3.380		
沼泽 (在冲积土上), 包括洪泛平原	2.530			↓
热带淡水沼泽 (冲积土)		1.460		↓
森林湿地 (在冲积土上)	1.170			
地下水依赖型湿地				
喀斯特溶洞系统				
泉水和绿洲				
其他地下水依赖型湿地				

来源：Davidson & Finlayson 2018； Global Mangrove Watch。浅蓝色阴影表示没有可用的数据或信息。

<sup>a</sup> 不同的湿地亚类根据不同的标准定义，其和不一定等于湿地类别的总数。北方温带泥炭地和热带泥炭地的面积不能与非森林泥炭地和森林泥炭地相加；更确切地说，这是所有泥炭地的两种不同的空间归类。

<sup>b</sup> 面积变化百分比的年份范围因来源和湿地类别而异：泥炭地、非森林泥炭地、森林泥炭地的年份范围是 1990-2008 年，热带泥炭地的年份范围是 2007-2015 年。

<sup>c</sup> 如果没有定量趋势，则从一系列已公布的小面积湿地类别趋势中解读定性趋势（引自 Davidson & Finlayson 2018）。



# 自然滨海 / 海洋湿地类型的面积也随着时间的推移在减少

自然滨海 / 海洋湿地中，面积最大的是无植被的潮滩、盐沼和珊瑚礁，它们占全球湿地总面积的近80%，红树林和海草床面积较小（图 2.6）。这些数据不包括沙丘、海滩、基岩海岸、贝类礁、海藻森林和浅滩潮下系统，因为这些湿地缺乏面积信息。其中，浅滩潮下系统面积较大，贝类礁和海藻森林面积较小。

在全球范围内，几乎所有自然滨海湿地类别的面积都有所减少（表 2.2），不少类别的损失非常大（滨海三角洲、海草床和贝类礁）。海藻森林是个例外，其趋势变化很大，某些地区下降，但在另一些地方则有所增加。

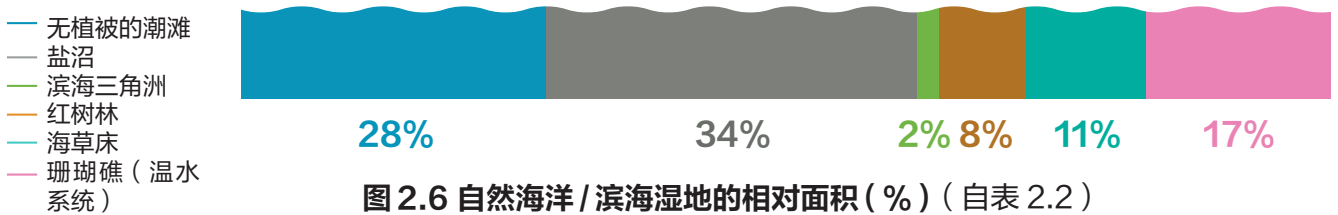


图 2.6 自然海洋 / 滨海湿地的相对面积 (%) (自表 2.2)

表 2.2 自然海洋 / 滨海湿地的范围和面积变化

	全球面积 (百万平方千米)		全球面积变化 (%) <sup>b</sup>	全球面积变化 (定性的) <sup>c</sup>
	湿地类别	湿地亚类 <sup>a</sup>		
河口	0.660			↓-↓↓
无植被的潮滩		0.458		↓-↓↓
盐沼		0.550		↓
滨海三角洲		>0.030	-52.4	↓↓
红树林	0.143		-4.3%	→
海草床	0.177		-29	↓
珊瑚礁 (温水系统)	0.284		-19	↓
贝类礁			-85	↓↓
海岸潟湖				↓
海藻森林			-0.018	→
浅水潮下带海洋系统				↓
沙丘 / 海滩 / 基岩海岸				
海岸喀斯特溶洞				

定性的面积变化：  
 → 不变：(±5%)  
 ↓ 减少 (-5-50%)  
 ↓↓ 减少 (>-50%)  
 ↑ 增加 (+5-50%)

来源：Davidson & Finlayson 2018；Global Mangrove Watch。浅蓝色阴影表示没有可用的数据或信息。

<sup>a</sup> 不同的湿地亚类根据不同的标准定义，其和不等于湿地类别的总数。

<sup>b</sup> 面积变化的年度范围因来源和湿地类别而异：滨海三角洲 1986 年 -2000 年；红树林 1996-2016 年；海草床 1879-2005 年；珊瑚礁 2008 年以前；贝类礁 2010 年以前；海带森林 1952-2015 年。

<sup>c</sup> 如果没有定量趋势，则从一系列已公布的小面积湿地类别趋势中解读定性趋势 (Davidson & Finlayson 2018)。

## 人工湿地面积有所增加

随着自然湿地的减少，人为建造的湿地数量不断增加，经常会取代自然湿地，但并不一定总是如此。人工湿地的面积主要来自稻田、水库等蓄水体，还有面积小得多的小池塘、泥炭土壤上的热带棕榈油和纸浆种植

园。暂时缺少人工湿草地、盐池、水产养殖塘和污水处理池的全球面积数据。自 20 世纪 60 年代以来，大多数类别的人工湿地全球面积大幅增加（表 2.3），目前可能占世界湿地的 12% 左右。

→ 不变：(±5%)  
 ↓ 减少 (-5-50%)  
 ↑ 增加 (+5-50%)  
 ↑↑ 增加 (>+50%)

表 2.3 人工湿地的范围和面积变化

人工湿地	全球面积变化 (百万平方千米)	全球面积变化 (%) <sup>a</sup>	全球面积变化 (定性的) <sup>b</sup>
<b>蓄水体</b>			
水库	0.443	+31.6	↑
小池塘 (如农用)	0.077		↑-↑↑
<b>农业湿地</b>			
水稻田	1.290	+30.2	↑
棕榈油种植园	0.002	+39	↑
湿草地			↓
<b>湿地废水处理系统 / 人工湿地</b>			↑
<b>盐田 (盐泉 / 盐湖)</b>			
<b>水产养殖池塘</b>			
<b>人造喀斯特溶洞</b>			

来源：Davidson & Finlayson 2018。浅蓝色阴影表示没有可用的数据或信息。

<sup>a</sup> 面积变化百分比的年度范围因来源和湿地类别而异：水库 1970–2012 年；水稻生产区 1965–2014 年；棕榈油种植园 1990–2015 年。

<sup>b</sup> 如果没有定量趋势，则从一系列已公布的小面积湿地类别趋势中解读定性趋势 (Davidson & Finlayson 2018)。



# 众多依赖湿地的物种种群正在减少

最近的评估支持了早期的分析，表明许多依赖湿地的物种长期减少，并面临灭绝风险。

世界自然保护联盟 (IUCN) 红色名录评估了动植物物种灭绝的威胁程度，并表明：

- 全球范围内被评估的超过 19500 多种依赖湿地的物种中，四分之一（25%）正濒临灭绝的威胁；
- 25% 依赖内陆湿地的物种（被调查物种超过 18000 种）在全球尺度上受到威胁，其中 6% 处于极危状态；
  - 依赖河流、溪流的内陆物种受到的全球威胁（34%）大于依赖草本沼泽和湖泊的物种（20%）；
  - 与陆生物种相比，依赖于内陆湿地的物种灭绝风险更高（Collen et al. 2014）。
- 被评估的沿海和近岸海洋物种数量非常小（不到 1500 种），它们具有相似的全球威胁程度（23%），且 1% 的物种处于极危状态。

地球生命力指数 (LPI) 计算了脊椎动物种群多度随时间的平均变化速度，而不是种群大小的绝对变化速度。它表明：

- 自 1970 年以来，81% 的淡水物种种群在全球范围内下降（图 2.7），比任何依赖其他生态系统的物种种群的下降趋势要大得多（WWF 2016）；
- 1979 年至 2008 年期间，温带地区淡水物种指数增加了 36%，而热带地区则减少了 70%（WWF 2012）；
- 与淡水生命力指数相比，2016 年统计的海洋生命力指数则下降了 36%，其中很大一部分发生于 20 世纪 70 年代至 80 年代后期，此后趋势趋于稳定（图 2.7），反映了 1988 年后全球鱼类捕捞量的趋势稳定，但种群数量很低（WWF 2016）。

红色名录指数 (RLI) 源于世界自然保护联盟的红色名录数据，评估了物种类群生存概率的趋势 (Butchart et al. 2007)：

- 据现有数据，四个湿地类群（哺乳动物、鸟类、两栖动物和珊瑚）的红色名录指数均显消极趋势（图 2.8），表明这些物种正日益走向灭绝；
- 珊瑚的下降速度最快（尤其因为与海洋酸化和变暖驱动的漂白事件相关）；
- 两栖动物的红色名录指数最低，表明驱动之下它们面临的威胁最大（特别是壶菌引起的威胁）；
- 自 20 世纪 80 年代后期以来，水鸟数量一直在下降。

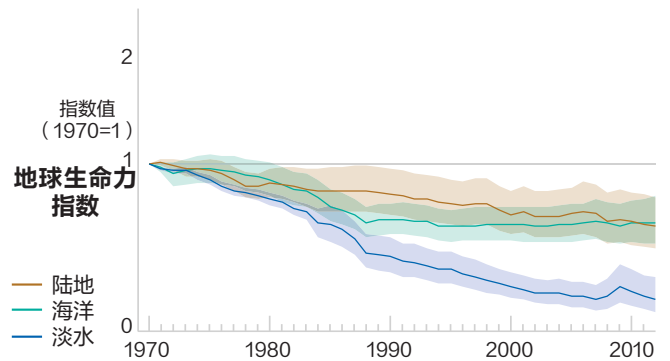


图 2.7 2016 年淡水、海洋和陆地生物群落的地球生命力指数

陆地生物群落包括热带和温带森林、草原、灌木林地和沙漠。  
来源：改编自 WWF (2016)

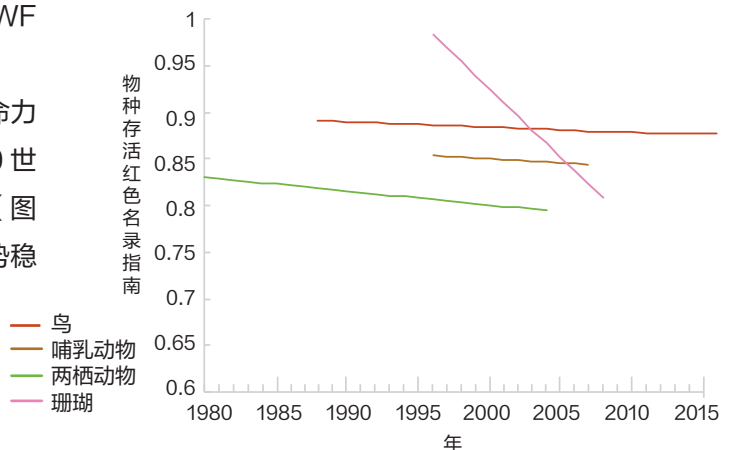


图 2.8 红色名录指数中不同湿地物种类群存活的变化趋势

来源：国际鸟盟 (2015)

# 热带地区湿地依赖物种呈现高危区域发展趋势

世界自然保护联盟红色名录已经对淡水物种和种群的区域分布状况和趋势进行了评估，但并未覆盖世界上的所有区域或每个类群。全球受胁物种比例来自于对现存物种进行评估后得出的威胁水平（排除已灭绝物种和统计数据不足的物种）。

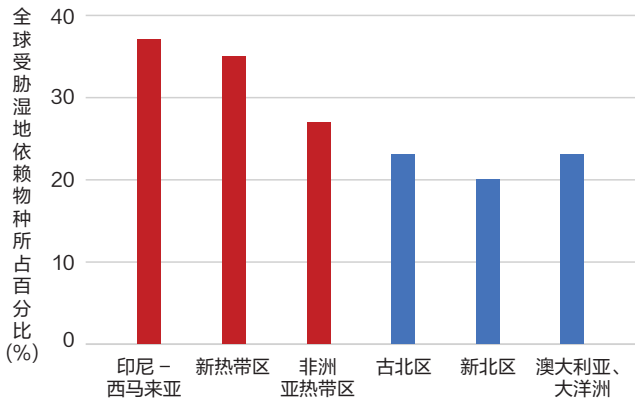


图 2.9 各生物地理区中淡水脊椎动物和十足目（蟹类和小龙虾）的全球受胁百分比

生物地理区（热带地区：红色；其他地区：蓝色）  
来源：Collen et al. (2014)

从分布区域来看，不同生物地理区（具有广泛相似的进化历史的区域）全球受胁的淡水类群百分比在 20% 至 37% 之间变化（图 2.9）（Collen et al. 2014），其中热带地区所受威胁最高。在更精细的空间尺度上，不同地区湿地依赖物种的全球威胁水平差异很大（表 2.4）。在所有被评估地区中，马达加斯加（43% 的湿地依赖物种已处于全球受胁状态）、新西兰（41%）、欧洲（36%）和拉丁美洲热带安第斯山脉（35%）的物种状况最差，而非洲（25%）与阿拉伯半岛（22%）也存在严重的问题。亚洲部分地区物种全球威胁水平较低（印度-缅甸，喜马拉雅东部和印度：10-19%），北美洲（20%），东地中海（19%）和大洋洲太平洋岛屿（12% - 仅淡水鱼）。即使在这些地区，一些类群也面临着风险，如印度-缅甸的蟹类和哺乳动物；印度的两栖动物和淡水鱼；北美的淡水虾；地中海东部的非海洋软体动物，十足目动物和淡水鱼等。

背景阅读 2.4（另见表 2.4）

## 热带选定地区淡水物种状态

**非洲大陆：** 在非洲，被评估的淡水类群中，全球受胁程度最高的物种是软体动物（41%），其次是两栖动物（31%），蟹类（28%）和鱼类（27%）（Darwall et al. 2011）。

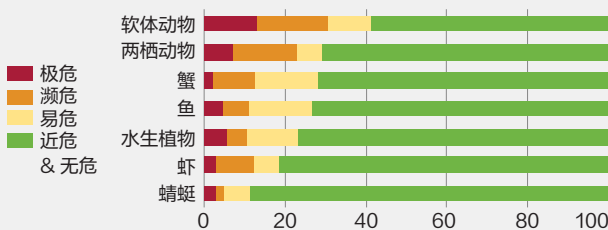


图 2.10 非洲淡水物种状况（引自 Darwall et al. 2011）

**马达加斯加和印度洋群岛：** 许多淡水类群处于全球受胁状态，特别是水生植物（80%），小龙虾（67%），两栖动物（49%），鱼类（43%）和非海洋软体动物（30%）（Máiz-Tomé et al. 2018）。

**印度-缅甸，东喜马拉雅和西高止山脉：** 许多印度-缅甸物种处于全球受胁状态，包括 77% 依赖于湿地的哺乳动物，以及蟹类（34%），两栖动物，鱼类和软体动物（各占 17%）。只有极少数物种（2%）处于极度濒危状态。在东喜马拉雅山脉和西高止山脉地区的鱼类受胁程度较高（分别占 18% 和 37%），西高止山脉地区的两栖动物受胁比例为 41%，其他类群的受胁程度低于欧洲和非洲（Allen et al. 2010, 2012; Molur et al. 2011）。

**热带安第斯山脉：** 18% 的淡水物种为全球受胁，其中 4% 处于极度濒危状态。受威胁程度最高的是软体动物（38% 全球受胁，其中 15% 为极危）和水生植物（33% 全球受胁，8% 极危）（Tognelli et al. 2016）。

# 依赖湿地的物种发展趋势

表 2.4 不同地区内陆湿地依赖类群的全球威胁状况

地区	亚区	全球受胁百分比 (%)											
		石松类与蕨类	淡水维管植物	非海洋软体动物	蟹类	小龙虾	淡水虾	蜻蜓	淡水鱼	两栖动物	水鸟**	湿地依赖性哺乳动物	所有被评估类群
非洲	非洲大陆		24	41	28		19	11	27	31			25
	马达加斯加和印度洋岛屿		80*	30	15	67	4	7	43	49			43
亚洲	阿拉伯半岛		16	24	0			29	50				22
	印度 - 缅甸		2	17	34		0	4	17	17	12	77	13
	东喜马拉雅山脉			2			8	2	18				10
	印度		9	12	11		4	3	37	41			19
欧洲	欧洲	40	8	59		67	41	16	40	23	15		36
	东地中海		3	45		44		7	41	33	5	38	19
拉丁美洲加勒比海	热带安第斯山脉		33	38				15	16				35
北美洲	北美洲					20	40		20	22			20
大洋洲	新西兰			47		0	0	0	49	75			41
	大洋洲的太平洋岛屿								12				12

来源: IUCN Freshwater Red List publications & Red List database<sup>1</sup>。

- <10% 全球受胁物种
- 10-25%
- >25%
- 未评估分类

1. 非洲大陆: Darwall et al. 2011; 马达加斯加: M áiz-Tomé et al. 2018; 印度 - 缅甸: Allen et al. 2012; 东喜马拉雅: Allen et al. 2010; 印度: Molur et al. 2011; 阿拉伯半岛: Garcia et al. 2008; 热带安第斯山脉: Tognelli et al. 2016; 欧洲: BirdLife International 2015a, Bilz et al. 2011, Cuttelod et al. 2011, Freyhof & Brooks 2011, Kalkman et al. 2010, Temple & Cox 2009, García Criado et al. 2017; 大洋洲太平洋岛屿: Pippard 2012; 东部地中海: Smith et al. 2014; 其他: Red List database 2017.3 (2017年10月30日查询)。

\* 仅地方性物种

\*\* 红色名录评估包含许多水鸟, 但是很多亚区红色名录淡水动物评估未涵盖该类群。



# 依赖湿地的物种状况：类群组

对不同类群组状态的评估已经开展，包括迁徙水鸟迁飞路线的评估等内容，通常这些评估针对标志性物种。表 2.5 进行了总结。只能对少数类群的全球状况做出评估，包括：海草、珊瑚、两栖动物、海龟、水鸟和哺乳动物。

评估结果如下。这些评估展现出一幅物种消亡的图景，令人十分沮丧，每个类群都面临着威胁。一多半的被评估类群中有超过四分之一的物种处于全球受胁状态，而海龟的所有物种都处于全球受胁状态。

几乎所有在世界自然保护联盟红色名录中被评估的内陆和滨海湿地依赖物种都面临较高的全球威胁水平（超过 10% 的物种已处于全球受胁状态）。

- 以下物种面临着全球灭绝的高风险：海龟（100% 的物种处于全球受胁状态），湿地依赖大型动物群（62%），淡水爬行动物（40%），非海洋软体动物（37%），两栖动物（35%），珊瑚（33%），以及蟹类和小龙虾（32%）。
- 所有被评估的类群中，只有珊瑚礁依赖性鸚鵡鱼和刺尾鱼（2% 全球受胁）以及蜻蜓（8%）所受威胁较低。

湿地依赖类群的状况总结如下（部分数据来自不完全统计）：

## 蕨类和石松类植物

在欧洲（唯一被评估区域），36% 的湿地依赖物种受到全球威胁（Garcia Criado et al. 2017）。

表 2.5 不同湿地依赖类群的全球威胁状况总结（IUCN 红色名录）

湿地依赖类群的全球受胁状况		
湿地依赖物种类群	全球受胁百分比 <sup>1</sup> (%)	极度濒危百分比 (%)
石松类 & 蕨类 <sup>2</sup>	36	未知
淡水维管植物 <sup>3</sup>	17	4
海草类	16	0
红树林	17	3
珊瑚	33	1
非海洋软体动物 <sup>3</sup>	37	10
蟹类	32	5
小龙虾	32	10
淡水虾	28	4
蜻蜓	8	1
鱼类		
淡水鱼	29	5
珊瑚礁鱼类（仅包括鸚鵡鱼与刺尾鱼）	2	0
两栖动物	35	9
爬行动物		
淡水爬行类	40	11
海龟	100	33
水鸟	18	3
哺乳动物	23	3
湿地依赖大型动物群 （重量超过 30 千克的鱼类、爬行动物和哺乳动物）	62	27

■ <10% 全球受胁物种  
■ 10-25%  
■ >25%

<sup>1</sup> 世界自然保护联盟红色名录状态：极危（CR）；濒危（EN）；易危（VU）。

<sup>2</sup> 仅欧洲地区。

<sup>3</sup> 仅部分地理区域。

## 淡水维管植物

整体上红色名录威胁程度相对较低（全球受胁的比例为 17%），但差别很大，从 2%（印度 - 缅甸）到非洲的 24% 和热带安第斯山脉的 33%。

## 海草类

72 个物种中，31% 的物种在减少，仅有 7% 在增加。10 个物种（占 16%）濒临灭绝的风险增加，其中 3 个已达濒危级别（Short et al. 2011）。

## 红树林

被评估的 66 个物种中有 11 种（17%）为全球受胁（Polidoro et al. 2010）。须特别关注的是中美洲的大西洋和太平洋沿岸地区，这些地区高达 40% 的物种面临灭绝的威胁。

## 珊瑚

被评估的 704 个物种中有 33% 处于全球受胁状态（Carpenter et al. 2008）。从地区来看，加勒比地区和珊瑚三角洲地区（西太平洋）的珊瑚濒临灭绝风险的比例最高。1996 年至 2008 年间，全球受胁状况恶化了 17.8%（BirdLife International 2015）。

## 非海洋软体动物

全球受胁状况高达 37%，欧洲上升至 59%，东地中海上升至 45%，非洲上升至 41%，热带安第斯山脉上升至 38%（Cuttelod et al. 2011）。

## 蟹类

32% 处于全球受胁状态，其中 5% 为极危（Collen et al. 2014）。非洲和印度 - 缅甸地区受胁水平很高。

## 淡水小龙虾

32% 为全球受胁，其中 10% 为极危（Richman et al. 2015）。

## 淡水虾

479 种物种中有 28% 为全球受胁，其中 4% 处于极度濒危状态。新北区（仅有少数物种，但 46% 为全球受胁状态），古北区（32%）和印尼 - 马来亚（30%）地区的物种受胁水平最高（De Grave et al. 2015）。从地区来看，欧洲地区（41%）和北美地区（40%）的虾类面临较高的威胁（表 2.4）。

## 蜻蜓

这是唯一被评估全球状态的昆虫类群（Clausnitzer et al. 2009）。已进行区域评估的只有 8% 为受胁状态，相对于其他湿地依赖类群受胁程度较低。1968 个物种平均受胁水平也很低（8%），仅有 1.5% 为极度濒危状态。

## 淡水鱼

在 8389 个被评估物种中，29% 为全球受胁，其中 5% 处于极危状态。威胁水平最高的地区是阿拉伯半岛（50%），新西兰（49%），马达加斯加（43%），东地中海（41%）和欧洲（40%）。

## 鸚鵡魚和刺尾魚

160 种珊瑚礁鱼类的大部分分布广泛且为无危级，仅有 3 种（2%）处于全球受胁状态（Comeros-Raynal et al. 2012）。

## 两栖动物

湿地依赖两栖动物处于受评估淡水类群中全球受胁程度最高的类群。特别是受壶菌的影响，35% 的两栖动物处于全球受胁状态，其中 9% 为极危（Stuart et al. 2004; Red List database 2017）。新西兰（75%），马达加斯加（49%），印度（41%）和东地中海（33%）地区的受胁程度很高，依赖河流和溪流的两栖动物比依赖静水的两栖动物全球受胁程度更高（Stuart et al. 2004）。1980 年至 2004 年间，全球状态恶化了 4.3%（BirdLife International 2015）。

## 爬行类

作为受胁程度最高的类群之一，有 40% 的物种为全球受胁，11% 为极危（Collen et al. 2014）。7 种海龟中，被评估的 6 种全部处于全球受胁状态，其中棱皮龟和太平洋丽龟为易危物种，大西洋绿龟和绿海龟为濒危物种，玳瑁和肯普氏丽龟为极危物种（IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group）。最新评估结果表明，这 7 个物种中有 6 个物种局部种群数量在增长，但在西太平洋地区种群数量仍呈持续下降趋势（Mazaris et al. 2017）。



© Alqasimi Badder

## 水鸟

尽管物种水平上处于一个相对较低的全球威胁水平，但仍有 18% 处于全球受胁，3% 为极危（IUCN Red List database）。全球受胁状况在 1988 年到 2016 年间恶化了 1.5%（BirdLife International 2018）。20 世纪 70 年代，水鸟生物地理种群很糟糕并处于全球恶化状态；虽然总体状况在 1976 年至 2005 年间略有改善，但 47% 的种群其数量仍在减少或已灭绝（Wetlands International 2010）。

- 只有火烈鸟、蛎鹬、长脚鹬和反嘴鹬、鸕鹚、海鸥、燕鸥和剪嘴鸥，增加的种群数量多于减少的种群；
- 其他 13 组水鸟的状况都有所恶化，特别是秧鸡及长脚秧鸡、斑胸滨鹬、水雉、彩鹬和鹳；
- 据估计，地中海、北欧和中欧以及高加索地区每年有 180 万只水鸟 / 海鸟被非法捕杀。

长途迁徙水鸟状态仍不容乐观。尽管 21 世纪初在某些迁徙路线上它们的状态有所改观，但其他飞行路线上它们的状态仍在恶化（Wetlands International 2010；Davidson 2017）；

- 自 20 世纪 60 年代以来，非洲 - 欧亚地区的飞行路线一直在稳步减少，其中东欧、西亚和东非的飞行路线状况尤其糟糕；

- 亚太地区飞行路线状况很差，但从 20 世纪 70 年代开始有了改善；

- 美洲的飞行路线状况相对较好且最近有所改善；

留鸟与短途迁徙候鸟的状态及其发展趋势也存在区域差异。

- 以下四个区域（南美、撒哈拉以南的非洲、亚洲和大洋洲）的种群仍然状态较差，其中亚洲地区最差，大洋洲最近有所改善。
- 北美和欧洲的留鸟种群状态相对较好，自 20 世纪 90 年代早期以来状态持续改善。

## 哺乳动物

23% 的内陆湿地依赖性哺乳动物为全球受胁状态，其中 3% 极危（Collen et al. 2014）。1996 年到 2006 年间全球受胁状况恶化了 1.9%（BirdLife International 2015）。

## 淡水大型动物群

重量大于 30 千克的湿地依赖鱼类、爬行类和哺乳动物面临着巨大的灭绝威胁：107 个被评估物种中有 62% 为全球受胁，其中 27% 极危（Carrizo et al. 2017）。南亚和东南亚地区淡水大型动物群受胁状态的比例非常高。



## 水质变化主要呈下降趋势

水质是关乎人类福祉的关键性问题（Horwitz et al. 2012），然而水质变化几乎完全呈负面趋势。水质下降导致湿地退化，尽管湿地同时也通过生态系统调节功能改善了水质（Russi et al. 2013）。主要威胁包括未经处理的废水、工业废物、农业径流、土壤侵蚀和沉积物的变化（见驱动因子部分）。自 20 世纪 90 年代以来，拉丁美洲、非洲和亚洲几乎所有河流的水污染状态都在加剧（WWAP 2017）。随着气候变化、经济发展、农业扩张和集约化的推进，水质恶化预计仍将加剧，人类健康、湿地和可持续发展面临日益严重的威胁（图 2.11，Veolia & IFPRI 2015）。

工业和市政废水处理能力大体上可以反映一个国家的经济收入。平均来说，高收入国家废水处理率为 70%，收入中等偏上的国家废水处理率为 38%，收入中等偏下的国家废水处理率为 28%，而低收入国家仅处理 8% 的废水（Sato et al. 2013）。全球 80% 的废水在未经充分处理的情况下被排入湿地（WWAP 2012；UN-Water 2015）。

每年大约有 250 亿到 400 亿吨地表土被侵蚀，主要来自于农业用地。土壤侵蚀每年运送了 2300–4200 万吨氮和 1500–2600 万吨磷（FAO and ITPS 2015）。在全球范围内，湿地水质面临的最大挑战是养分负荷增加和水体富营养化（图 2.12）。在北美五大湖地区，来自农业和家庭草坪的分散性污染源在不断增加，而这也意味着伊利湖地区将再度变得富营养化（Michalak et al. 2013；Scavia et al. 2014）。在欧洲，特别是来自分散性污染源的富营养化影响了 17 个成员国（European Commission 2012）大约 30% 的水体。约 15% 的地下水监测站的检测结果超过了世界卫生组织关于饮用水硝酸盐含量的标准（European Commission 2013）。到 2050 年，估计全球五分之一的人口将面临富营养化带来的风险，三分之一的人将面对水中含有过量氮和磷的问题（WWAP 2017）。

过多的沉积会影响水生生物多样性（Jones et al. 2012；Kemp et al. 2011），相反地，若沉积物被水坝阻拦，会减少海岸和三角洲地区沉积物的输入，（“沉积物饥饿”）导致地面沉降和湿地减少。密西西比三角洲的湿地流失及其对风暴和洪水抵御能力的缺失极大地增强了 2005 年卡特里娜飓风带来的冲击，部分原因是由于建设了大坝（Batker et al. 2010）。

全球水质监测计划的早期发现表明严重的病原体污染（图 2.13）已经影响了拉丁美洲，非洲和亚洲三分之一的河流域（UNEP 2016）。尽管卫生设施覆盖率有所提高（WHO/UNICEF 2015），过去二十年间该地区粪大肠杆菌负荷整体上仍在增加。湿地的微生物污染会带来严重的健康风险（Santo Domingo et al. 2007），会导致霍乱和贾第虫病等疾病的传播（Horwitz et al. 2012）。

盐度是水质的另一个决定性因素。清除植被和灌溉盐化的土壤会导致盐分淋溶，盐分随灌溉水渗透土壤层，导致地下水盐度增加（OECD 2012a）。上升的地下水水位会引起土壤和湿地盐渍化。在滨海地区，过度抽取地下水和海平面上升都会导致海水入侵（OECD 2015a；Werner et al. 2013）。地下水盐化和土壤盐渍化在很大程度上是不可逆转的（Bennett et al. 2009）。

通过控制发电厂的含硫污染物，经合组织国家减少了酸沉降的发生及其影响。然而，来自化石燃料的氮氧化物和来自农业的氨仍然导致酸沉积到湿地，随之造成水体富营养化。酸性矿区排水是许多国家的主要污染物（Simate & Ndlovu 2014），采矿活动也是溶解性重金属的重要来源。

湿地的热污染通常与发电厂和工业有关联。它减少氧，改变食物链，减少生物多样性并促进嗜热物种的入侵（Chuang et al. 2009；Teixeira et al. 2009）。热污染的全球程度和影响尚未得到充分研究（OECD 2017）。

# 众多污染物在影响水质

越来越多的塑料碎片正在向远处扩散。至少有多达 5.25 万亿个、重量超过 26 万吨的塑料颗粒，漂浮在全世界的海洋中 (Eriksen et al. 2014)。这些碎片在几个世纪内都不会降解 (Derraik 2002)。塑料颗粒会破坏食物链，伤害动物并释放持久性有机污染物。在有关生物群和海洋垃圾的事件报告中，约有 88% 与塑料有关 (GEF, 2012)；在地中海地区，18% 的大型掠食性深海鱼类胃内已经发现了塑料 (Romeo et al. 2015)；许多内陆系统，如五大湖 (Eriksen et al. 2013) 和偏远的山地湿地，微塑料污染正在增加 (Free et al. 2014)。

农业集约化使全世界的化学品使用量增加，达到

约 200 万吨 / 年 (De et al. 2014)。许多化学物质会淋洗到水中 (Flury 1996)，从而产生全球性问题 (Arias-Estévez et al. 2008; Bundschuh et al. 2012; EEA 2014; Luo et al. 2009)。其带来的影响在很大程度上是无法量化的，例如对土壤生物的影响 (Bü nemann et al. 2006)。在近一半的经合组织国家，农业地区地表水和地下水中的杀虫剂浓度超过了国家建议的限值 (OECD 2012b)。

新兴污染物如药品、激素、工业化学品、个人护理产品和许多其他污染物不断出现，并且经常被检出高于预期浓度 (Sauvé & Desrosiers 2014)。

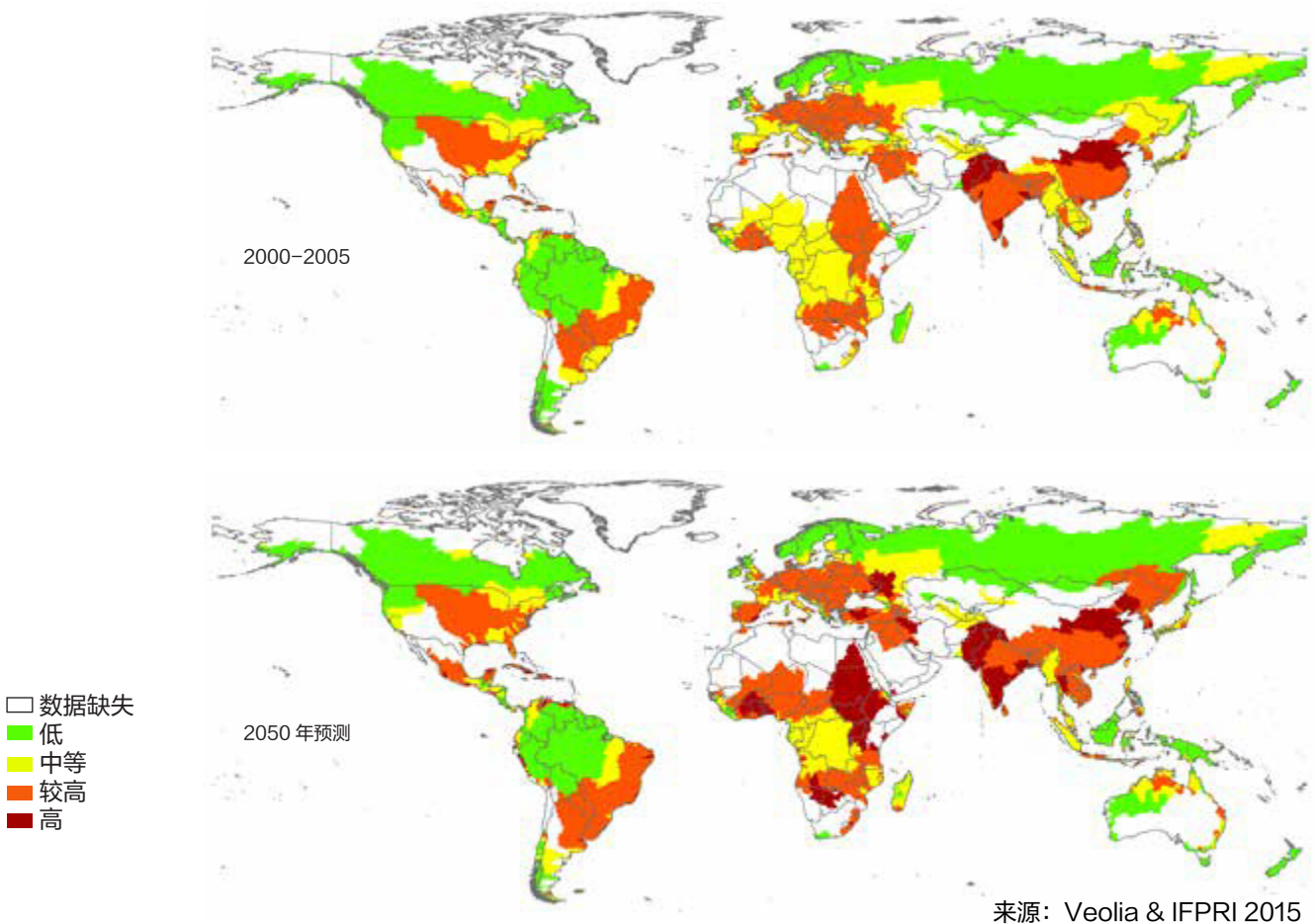
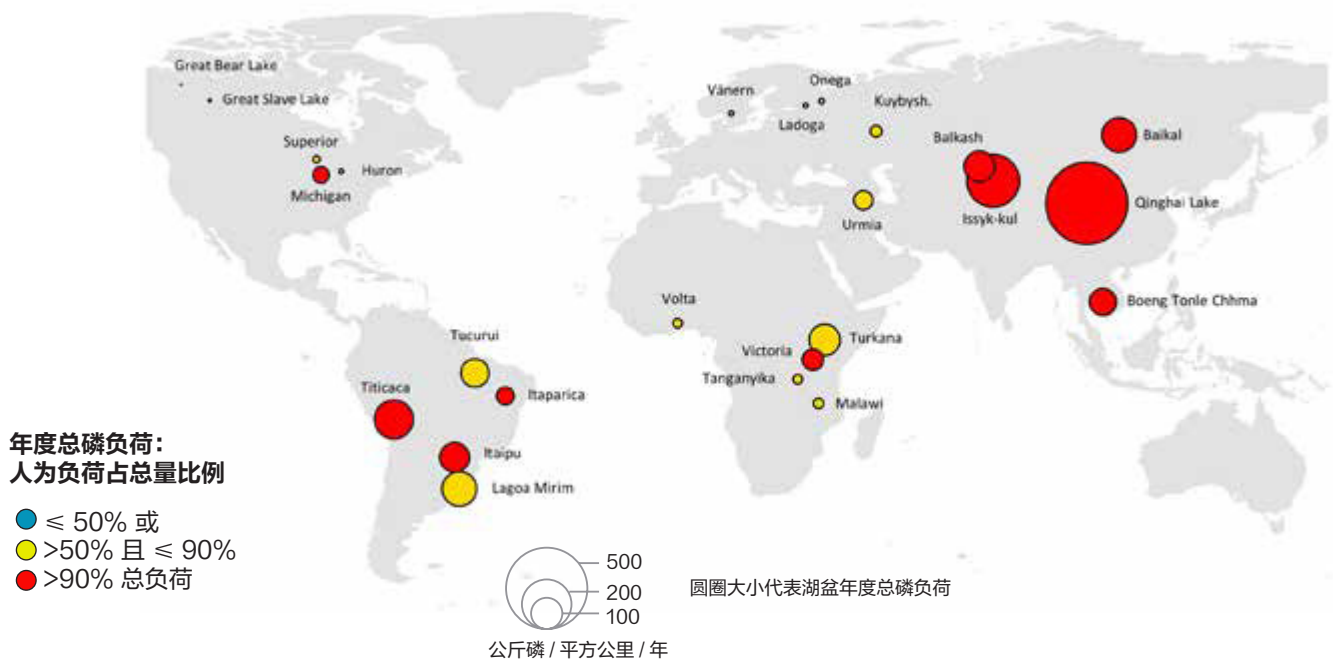


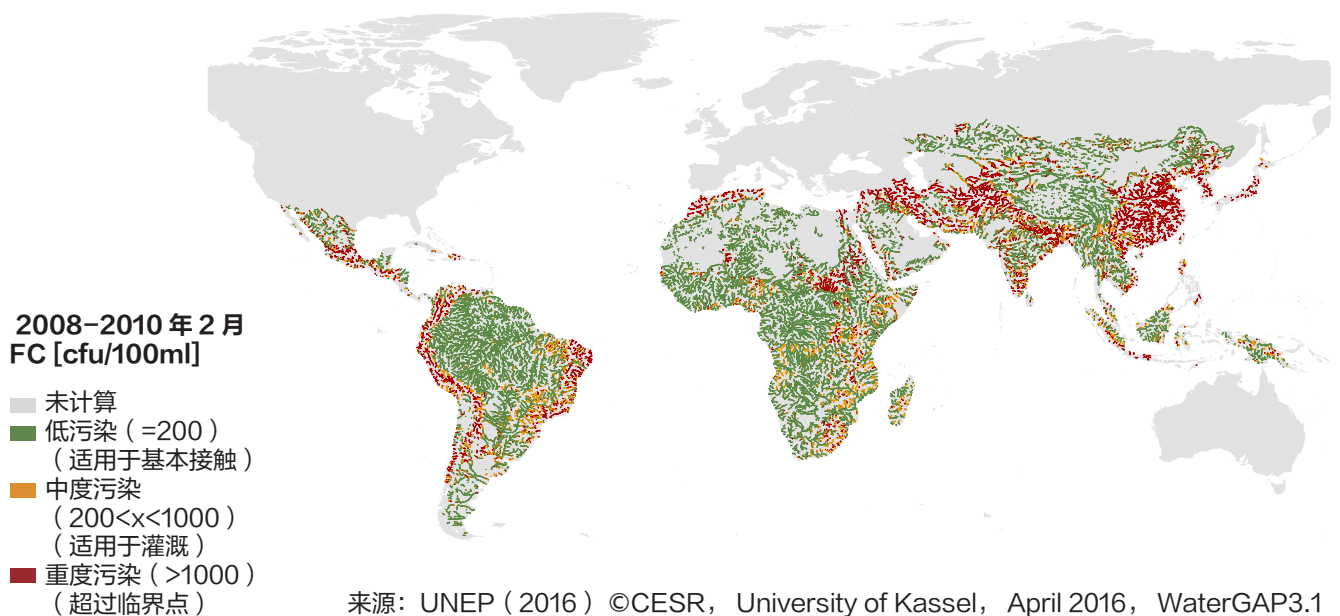
图 2.11 基准期 (2000-2005) 与 2050 年主要河流流域的水质风险指数对比

据联邦工业与科学组织 - 中度假设的预估，到 2050 年，三分之一的人将面临氮和磷污染的风险 (分别增加到 2.6 和 2.9 亿人)，五分之一的人将面临生化需氧量问题引起的水污染风险 (16 亿人)。



颜色表示人为负荷的比例是否超过 50% (黄色) 甚至 90% (红色) 或低于 50% (蓝色)。引自 UNEP (2016)。

**图 2.12 每个湖盆的平均总磷负荷与人类活动对 25 个最大湖泊的影响预测，2008–2010**



**图 2.13 非洲、亚洲和拉丁美洲粪大肠杆菌 (FC) 的预计流内浓度 (2008–2010 年 2 月)**



# 湿地维持着全球水循环 – 水文过程

生态系统过程是构成湿地动态变化和生态功能的物理、化学和生物交互作用，这些交互作用也为许多生态系统服务提供支持。这里讨论的几个主要过程可分为：水文、生物地球化学、碳封存和储存、以及初级生产力和能量流动。

湿地在水循环过程中扮演着重要的角色，随着时间变化，湿地不断接收、存储和释放水，调节着水的流动，提供维持生命所必需的水。水文情势用来衡量水流入和流出湿地的水位、体积、时间和频率，可决定湿地的结构和功能，影响生物多样性和初级生产，形成生态系统服务，如减少洪水和改善水质。水资源管理和海平面上升正在改变许多地区的水文情况，例如在湄公河三角洲，盐度和水位上升导致湿地结构和功能发生变化 (Erwin, 2009)。

水循环的变化影响湿地过程，减少或增加水量将短暂或季节性湿地转变为近永久性的湿地，或改变水流的季节性动态。许多河流流域会发生地表水变化及季节性水流变化，包括科罗拉多河、长江、墨累 – 达令河和尼罗河流域 (Gupta 2007)。过度抽取地下水已经耗尽了許多地区的湿地可用水量，如美国部分地区

(Froend et al. 2016)，华北平原、西北撒哈拉含水层系统，南美洲瓜拉尼含水层和印度西北部及中东地区地下含水层 (Famiglietti 2014)。减少自然水位波动的水管理也会降低生物多样性 (例如将湿地镶嵌体改为渠道化系统) 和物种丰富度 (例如降低植物种子萌发) (Voldseth et al. 2007; Blann et al. 2009)。

人类需求增加以及气候变化引起的降水和蒸散量的改变都会影响水文过程发展趋势，并对可用水产生竞争 (Hipsey & Arheimer 2013)。随着人口增加，消费和污染对淡水供应造成越来越大的压力 (Posted 2000)。用水量可以通过一个地区总的水足迹来表示 (图 2.14)，以便为水管理提供信息。总水足迹提供了一种供水压力的累计测量方法，即将水资源划分为“蓝水”(灌溉，工业和家庭用地表水与地下水)，“绿水”(土壤中存储的供作物生长的雨水和蒸散过程中损失的雨水) 和“灰水”(净化污染物所需的淡水)，来计算水资源供应压力。1996 年至 2013 年间，全球水足迹增加，其中农业占 92% (Mekonnen & Hoekstra 2011)，导致水文过程受到严重破坏。

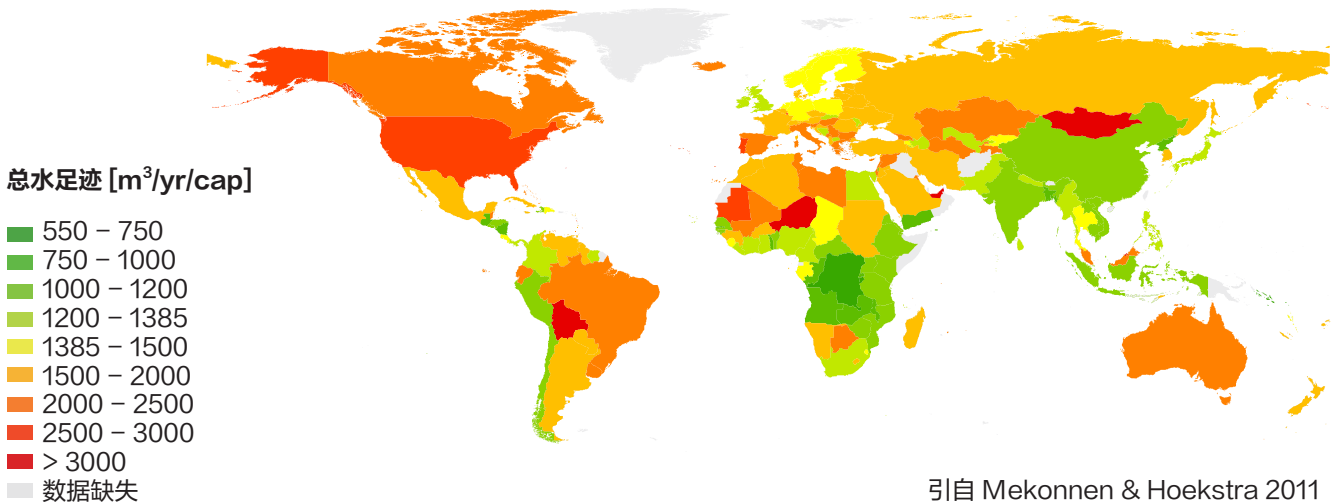


图 2.14 通过国家水足迹账户显示的绿色、蓝色和灰色水总量的全球水足迹

## 复杂的生物地球化学过程维持着湿地生态系统功能

由于其水文和土壤特性，湿地拥有一套独特的生物地球化学过程。达到饱和状态时，湿地土壤储存、转化和输出养分和其他化合物。导致营养摄取和存储的生态系统过程包括：植物组织的摄取和储存，微生物处理（特别是对碳、氮和硫），以及沉积物沉降的物理过程。许多生物地球化学过程是生态系统服务的基础，例如水质改善（特别是从农业和城市径流中去除养分）。

氮是生长所需的关键营养（Vitousek et al. 1997），但过量的氮会从农业和城市土地流失进而污染地表水和地下水（Paerl et al. 2016； Rabalais et al. 2002）。在浸水的土壤中，硝态氮被微生物通过反硝化作用转化为氮气，并返回大气层（Groffman et al. 2009），这一过程可以去除高达90%的进水硝酸盐负荷（Zedler & Kercher 2005）。反硝化速率与有机质和土壤硝酸盐的有效性密切相关，这两者在湿地中储量非常丰富，使湿地成为反硝化过程的“热点”（Groffman et al. 2012）。与农业径流相关的硝酸盐流失的增加会导致更高的反硝化速率（Zedler &

Kercher 2005）。氮也通过大气过程沉降在湿地中。

磷也是一种关键营养，在自然水平上，磷通常会限制植物生长。由于在很多形态下磷是不可溶的，大部分磷会附着在沉积物上并由此运输。农业集约化促使施用更多的矿物磷肥，然后流失到湿地（Ockenden et al. 2017）。当部分矿物磷肥促进植物生长时（Marton et al. 2015），另一部分沉入湿地底部并被土壤吸收（Kadlec 2008），造成水体富营养化。预计到2050年，气候变化会导致流失于湿地的磷增加30%（Ockenden et al. 2017）。

营养以包括有机物在内的多种形式从湿地排出。植物对营养的吸收和临时储存可以带来有益效果，即打破流域中的营养同步运动。例如，在温带气候下，植物在春季和夏季吸收磷，在秋季死亡时将其释放。这使得水质在关键的生长季节得以改善，并减少水体富营养化（Mitsch & Gosselink 2015）。

# 湿地是世界上最大的碳库，但也释放甲烷

全球大部分土壤碳库都位于湿地中。碳的封存和储存形成于初级生产（摄入二氧化碳进行光合作用并生成有机物）和呼吸作用（或分解作用；从有机物产生二氧化碳或甲烷）的平衡（Joosten et al. 2016）。湿地条件使得分解作用减慢，当分解作用慢于植物的初级生产时，碳就开始累积（Moomaw et al. 2018）。气候变化导致的气温和降水变化可能会改变这些过程的平衡，导致湿地成为碳源。泥炭地是强大的碳汇，是所有生态系统中最大的长期碳存储地。几千年来，泥炭以0.5–1.0 毫米/年的速度积累（Parish et al. 2008），使得泥炭地成为全球最大的碳储备之一，储存量超过600 皮克碳（Gorham 1991）；这几乎是大气中碳储量的四分之三（Moomaw et al. 2018）。虽然泥炭地仅占地球表面积的3%，但其碳储量可达全世界森林的两倍（Joosten et al. 2016）。

滨海和海洋湿地，包括盐沼，红树林和海草床，也是碳吸收和储存的关键场所。红树林是世界上“碳集中”程度最高的生态系统（Ewers Lewis et al. 2018）。大量的初级生产和沉积物截留使这种“蓝碳”积累下来，使碳能够长时间进行累积（可能长达数千年；

McLeod et al. 2011）。在河流三角洲地区，这些过程可能使湿地与海平面上升保持同步。当沉积物输入降低时，可能导致沉积物匮乏和三角洲湿地沉降（Giosan et al. 2014）。湿地土壤中的碳损失与沿海地区人为干扰的增加有关（Macreadie et al. 2017）。

然而，淡水湿地碳存储带来的气候变化减缓效益会因为释放甲烷（一种强效温室气体）被部分抵消。作为碳循环的一部分，湿地可以释放温室气体二氧化碳和甲烷，后者通过称为产甲烷菌的特殊细菌产生。湿地每年产生约100 Tg 的甲烷，占全球甲烷排放总量的20–25%（Keddy 2010）。排放量差异很大：淡咸水、咸水湿地的排放水平较低，因为较高的硫酸盐含量会抑制甲烷产生（Poffenbarger et al. 2011）；淡水地区则较高。

预计气候变化导致的温度升高会增加湿地的温室气体排放，特别是在永久冻土区，升温导致永久冻土融化，增加土壤中氧气和水的供应。随后的微生物活动产生大量的二氧化碳和（或）甲烷释放到大气中（Moomaw et al. 2018）。



© Ramsar Convention



# 湿地是生物生产力最高的生态系统之一

初级生产是植物生长的度量（即植物和藻类在光合作用中固定的碳），是所有动物的能量来源，也是许多湿地生态系统服务的基础，通过高水平生产力为人类社会提供服务。初级生产力因湿地类型、植物种类、气候、土壤、养分供应和水文状况而异（表 2.6；Bedford et al. 1999；Ehrenfeld 2003）。高的初级生产倾向于支持高的动物多样性（Keddy et al. 2009），例如高产的潘塔纳尔湿地（位于巴西，玻利维亚和巴拉圭）有 260 种鱼类、650 种鸟类和许多大型动物（Zedler & Kercher 2005）。

初级生产的趋势受到水质变化趋势特别是养分负荷的强烈影响，而水质受诸如农业径流的影响。随着营养物质的富集，湿地受到具有高生长速率的入侵物种（例如香蒲），或生长于特定位置的物种（如芦苇）的入侵

（Keenan & Lowe 2001）。高产植物物种的优势可引起其他湿地功能的权衡行为，例如当生物多样性下降的时候，湿地土壤中的有机物和碳积累会随之增加（Craft & Richardson 1993）。当香蒲侵入本土植物群落时，佛罗里达大沼泽地不断增加的磷负荷，促进了该地区的初级生产（Noe et al. 2001）。较高的大气二氧化碳浓度可以促进植物生长，尽管这种影响因物种和湿地类型而有所不同（Erickson et al. 2013）。

最后，湿地是有机碳的重要来源，输出凋落物及溶解性有机碳，为下游河流食物网提供支持（Elder et al. 2000）。有机碳也很重要，因为它能够削弱光线并吸收有害的 UV-B 辐射（Williamson et al. 1999），保护两栖动物和鱼卵免受 DNA 损伤等影响（Hader et al. 2007）。

表 2.6 一系列湿地生态系统初级生产的有机物累积量度（Cronk & Fennessy 2001）

湿地类别	净初级生产 干重 克 / 年 / 平方米
盐沼	130 – 3700
淡水潮沼	780 – 2300
淡水草本沼泽	900 – 5500
红树林	1270 – 5400
有植被北方泥炭地	260 – 2000
无植被北方泥炭地	100 – 2000

泥炭地数据包括地上和地下（根系）生产。

# 湿地在提供生态系统服务方面发挥着关键作用

在《湿地公约》生态特征概念框架及国际重要湿地价值中生态系统服务是核心组成 (Sharma et al. 2015; Wang et al. 2015)。与其他生态系统相比,湿地在提供生态系统服务方面发挥着更大的作用 (Costanza et al. 2014; Russi et al. 2013)。《湿地公约战略规划》号召将湿地效益纳入能源、采矿、城市发展和旅游等领域的战略中,推动对这些效益的主流化认识。

湿地的价值可以用不同的方式表达,从货币到美学,精神或图腾,以及定量或定性。定性表达可能包括:一种核心信念(例如,物种的存在权);重视程度(例如,灾害风险防范);或一种偏好(例如对旅游业的支持)。需多角度考虑问题。

《湿地公约战略规划》中的一项指标要求评估国际重要湿地的生态系统服务。2018年国家报告的数据表明已取得了一些进展,24%的报告国进行了此类评估。背景阅读 2.5 提供了一个例子。

基于现有生态系统服务评估和《千年生态系统评估》(2005),表 2.7 提供了湿地生态系统服务定性分析。对于内陆湿地,食物,淡水,纤维和燃料的重要性是显而易见的。调节服务非常重要,特别是在气候、水文、污染控制和解毒以及自然灾害方面。在河流、溪流和湖泊湿地,精神、感悟、休闲和教育服务非常重要。通过支持生物多样性、土壤形成和养分循环,调节服务得到强化。在沿海/滨海湿地中有不同的模式,食物是主要的供给服务,同时气候调节也很重要。潮滩、盐沼和红树林提供污染控制和解毒服务,并与珊瑚礁一起调节自然灾害。

## 背景阅读 2.5

### 伊其克乌尔生态服务

位于突尼斯的伊其克乌尔国家公园是国际重要湿地,覆盖了 12600 公顷的湖泊和沼泽。20 世纪 90 年代,由于调水和建设水坝,该湿地受到了严重威胁,而新的管理策略和连续几年丰沛的降水使该地区生态系统服务免于崩塌。该公园对其水鸟非常重要,并为当地和区域人口提供多样化的生态系统服务。2015 年量化信息表明,该湿地提供的价值高达约 320 万美元/年,或 254 美元/公顷,其中调节服务提供 73% 的价值,供给服务提

供 18%,文化服务提供 9%。防洪(34%),地下水补给(23%)和沉积物滞留(12%)的价值最高,其次是放牧(10%),休闲/旅游(9%)和渔业(7%)。服务价值效益几乎是管理成本的十倍。虽然有利于当地人口的份额相对较低(11%),但每户的份额不可忽略,位于公园内的家庭效益平均约为每户 1600 美元/年。这些数值将用于争取将水资源从水坝释放以维持湿地,并将公园价值传达给当地社区(引自 Daly-Hassen 2017)。

# 湿地生态系统服务类型

表 2.7 湿地生态系统服务综合清单

湿地类别 / 服务	内陆湿地					滨海湿地							人工湿地					
	河流 溪流	湖泊	泥 炭 地	草 本 沼 泽 和 木 本 沼 泽	地 下 湿 地	盐 沼	红 树 林	海 草	珊 瑚 礁	贝 类 礁	潟 湖	海 藻	水 库	稻 田	湿 草 地	废 水 塘	盐 滩	水 塘
<b>供给服务</b>																		
食物	H	H	H	H	na	H	H	M	M	M	M	L	M	H	H	L	H	H
淡水	H	H	L	M	H	L	na	na	na	na	L	na	M	na	na	L	na	na
纤维与燃料	M	M	H	H	na	L	H	na	na	na	M	na	L	na	na	L	na	L
生化产品	L	?	?	L	?	L	L	?	L	?	?	L	?	na	?	?	L	?
基因材料	L	L	?	?	?	L	L	?	L	?	?	?	L	L	?	?	L	L
<b>调节服务</b>																		
气候	L	H	H	H	L	H	H	H	M	L	L	na	M	L	L	na	L	na
水文	H	H	M	M	L	M	H	na	na	na	M	na	H	M	L	na	na	na
污染控制	H	M	M	H		H	H	L	L	na	M	?	L	L	L	H	na	na
侵蚀防护	M	M	M	M	H	M	H	L	M	M	L	L	L	M	M	L	M	na
自然风险	M	H	M	H	na	H	H	M	H	M	M	L	L	L	L	na	M	na
<b>文化服务</b>																		
精神和感悟	M	H	M	M	L	?	L	?	H	na	M	na		L	L	na	M	na
娱乐	H	H	L	M	L	?	?	?	H	na	M	L	H	L	L	na	L	na
美学	M	M	L	M	L	M	M	na	H	na	M	na	H	M	M	na	M	na
教育	H	H	M	M	L	L	L	L	L	L	L	L	H	L	L	L	M	H
<b>支持服务</b>																		
生物多样性	H	H	H	H	H	M	M	L	H	M	M	L	M	M	M	L	M	L
土壤形成	H	L	H	H	na	M	M	na	na	na	na	na	L	M	L	L	L	na
营养循环	H	L	H	H	L	M	M	L	M	na	M	L	L	M	L	H	L	L
传粉	L	L	L	L	na	L	M	M	na	na	na	na	L	L	M	L	L	na

H 高  
M 中等  
L 低  
 na 未知  
 ? 不适用

来自不同类型湿地生态系统的生态系统服务的相对重要性（基于专家意见和 2005 年《千年生态系统评估》）。这些信息代表全球平均水平；重要性可能存在地方性或区域性差异，如有足够信息，可能会增加一些重要服务。



# 湿地提供的生态系统服务种类

## 水

湿地在为生活、灌溉和工业提供淡水方面起着关键作用。全球河水及含水层的可再生水资源共计 42000 立方千米 / 年，其中，3900 立方千米 / 年供人类使用 (FAO 2011)。农业用水占 70%，工业用水占 19%，市政用水占 11%。50 年间，全球农业灌溉区的面积增加了一倍。欧洲用水量占其水资源的 6% (29% 用于农业)，亚洲用水量占 20% (80% 用于灌溉)，中东、中亚和北非地区的用水中有 80–90% 用于灌溉 (FAO 2011)。地下水需求量迅速增加，尤其是南亚地区，其 40% 的灌溉农业仅依靠使用地下水，或者和地表水一起使用 (FAO 2011)。据估计，约 60% 的人类用水会流入当地的水文系统，其余的则被消耗 (FAO 2011)。在富裕程度不同的国家，湿地对供水服务的影响大致相同 (Dodds et al. 2013)。

## 食物

湿地提供多种多样的食物。内陆渔业从大规模的工业化渔场到自给自足式渔捞应有尽有。全球每年的渔获从 1950 年的 200 万吨增加到 2012 年超过 1160 万吨。如果将小规模自给式捕捞也计算在内的话，其年产量可能会更高 (FAO 2014)。据报告 (Bartley et al. 2015)，内陆渔业捕捞的 95% 发生在发展中国家，渔业产品在这些国家扮演着供给营养的重要角色。但这些产品仅占全球鱼产量的 6%。实行工业化以后，河口及沿海渔业产量下降了 33%，鱼类育苗生境 (如牡蛎礁、海草床和其他湿地) 减少了 69% (Barbier et al. 2011; Worm et al. 2006)。全球水产养殖业的产量由 1950 年的不到 100 万吨增加到 2008 年的 5250 万吨，占世界食用鱼产量的 45.7%。稻田越来越多地被用于水产养殖 (Edwards 2014)。水产养殖业在亚洲最为普遍 (尤其在中国)，在欧洲和非洲也很重要，但在美洲仍然处于相对较低的地位 (FAO 2011)。湿地也提供成熟的可收获的水田作物，并为捕鸟和其他狩猎行为提供场地。

## 水调节

湿地存储、排放和交换水，并对相关政策产生影响，如《自然洪水管理法案》(Parliamentary Office of Science and Technology 2011)。河道、洪泛平原和大片相连的湿地对流域水文有着重要影响，但许多“地理上孤立的”湿地的持水能力 (Marton et al. 2015) 也会对水文中的河流流量产生重要影响 (Golden et al. 2016)。功能完善的湿地可以降低灾害风险。实例有美国马萨诸塞州的查尔斯河，它所保护的 3800 公顷湿地估计每年可以减少大约 1700 万美元的洪灾损失 (Zedler & Kercher 2005)。反之，湿地丧失，洪水和风暴带来的破坏就会加剧 (Barbier et al. 2011)。越来越多的人认为，维持湿地服务通常比将其转化成其他用途更有利 (Garcia-Moreno et al. 2015)。

## 其他自然灾害

湿地在调节其他类型的自然灾害方面也起着重要作用。潮湿的湿地生境能缓解自然和人为压力，阻止土壤盐碱化和野火蔓延。然而，这些对极端事件影响起到调节作用的多种因素之间，存在极为复杂的关系，我们对此知之甚少 (de Guenni et al. 2005)。

## 气候调节

湿地的碳储和碳封存在调节全球气候方面发挥着重要作用。尽管淡水湿地是甲烷最大的自然源，但泥炭地和有植被的滨海湿地蕴含巨大碳汇，并且其碳封存量和全球森林大致相当 (Moomaw et al. 2018)。盐沼每年封存数百万吨的碳 (Barbier et al. 2011)，热带深水大坝是甲烷的重要来源，抵消或超越了其水力发电所报道的低碳效应 (Lima et al. 2008)。25–30% 的甲烷是湿地在自然运转的过程中释放出来的，生态系统排放的 90% 的一氧化氮也主要来源于湿地 (House et al. 2005)。湿地还可以调节小气候，例如，它们可以化解城市环境的“热岛效应” (Grant 2012)。



© Darlene Pearl Ofong

## 文化遗产

湿地和其他生态系统的自然特征通常蕴含文化和精神内涵，包括地域特征。这些既包括自然特征，如喜马拉雅山的圣湖（WWF 2009），又包括人造特征，比如稻田，它是亚洲和非洲 1 亿家庭的主要收入来源（Umadevi et al. 2012）。文化遗产包括湿地资源的特征、社会意义和管理工作等传统知识，例如“澳大利亚第一批移民”所接触到的知识（Department of the Environment 2016）。

## 娱乐与旅游

无论自然的湿地还是改造的湿地，都能让人们愉悦身心，并给旅游业带来收益。珊瑚礁潜水是人类保护它们的基本理由，但这也可能会给生态系统增加压力（Barker & Roberts 2004）。据估计，2002 年夏威夷 100 个潜水运营商的年收入为 5000–6000 万美元（van Beukering & Cesar 2004）。菲律宾保和岛三角区珊瑚礁潜水的年收入为 10500–45540 美元（Samonte-Tan et al. 2007）。澳大利亚大堡礁的旅游业年收入超过 52 亿澳元（Goldberg et al. 2016）。由于近年的珊瑚礁白化现象，旅游业面临巨额亏损（Barbier et al. 2011）。



# 湿地生态系统的服务价值超过其他陆地生态系统

有关湿地生态系统服务的评论（例如 Brander et al. 2006；Brouwer et al. 1999；Brouwer et al. 2010）显示，不同特征的湿地，其预估价值有很大不同。De Groot et al.（2012）根据 458 种价值评估（2007，美元 / 公顷 / 年）得出湿地生态系统服务的平均总经济价值（TEV）：开放海域为 490，珊瑚礁为 350000，沿海体系（包括沙滩）为 29000，滨海湿地（包括红树林）为 190000，内陆湿地为 25000，河湖为 4300。湿地的价值远远超过其他陆地生态系统。例如内陆湿地的总经济价值比热带森林高出约五倍，而热带森林是陆地上价值最高的栖息地。Costanza et al.（2014）分析了 1997 年到 2011 年

由于不同生物群落（包括湿地的变化）而导致的生态系统服务的消失情况。他们估算了生态系统服务的损失情况，其中沼泽和红树林为 7.2 万亿美元，沼泽和洪泛平原为 2.7 万亿美元，珊瑚礁为 11.9 万亿美元。

大量研究考察过特定湿地的生态系统服务功能，但是很少有研究能够表明其趋势。新西兰为过去二十年间其湿地生态系统服务的趋势提供了一个案例，展示其重要性和下降情况（图 2.15）。尽管缺少其他湿地的相关数据，我们依然可以得出合理的结论，即随着湿地范围的缩小和状况的恶化，其生态系统服务功能也有着同样的变化。

生态服务		湿地	河口	湖泊	河流	滨海
<b>供给</b>						
作物						
牲畜						
捕捞渔业		↘	↔	↔	↔	↔
水产养殖					↗	↗
野生食物		+/-	+/-	+/-	+/-	
木材						
纤维		↘				
生物燃料						
热能						
淡水		↔		↔	+/-	
基因资源		↘	↔	↔	↘	↔
生化产品、天然药物和药品						
矿物						↗
住所的物理支持						
<b>调节</b>						
大气质量调节						
气候调节		↔	↔	↔	↔	↘
水量调节		↔			↘	
侵蚀调节						
水净化和废水处理		↘			↘	
疾病调节						
虫害调节		↘	↔	↘	↘	↔
传粉						
自然灾害抵御						
<b>文化</b>						
便利设施		↘	↘	↘	+/-	+/-
娱乐		↔	↔	↘	↔	↔
旅游		↔	↔	↔	↔	↔
归属感			↔	↔	↔	↔
<b>支持</b>						
土壤形成和保持						
提供无杂草与害虫的自然生境		↘	↘	↔	↘	↘

**服务的重要性**

- 高
- 中高
- 中低
- 低

**过去 20 年的走向**

- ↑ 改善
- ↗ 部分改善
- ↔ 无净变化
- ↘ 部分恶化
- ↓ 恶化
- +/- 不同区域的改善和 / 或恶化

图 2.15 过去二十年新西兰水生生态系统服务功能的趋势（改编自 Dymond et al. 2014）





© Sue Stolton

Green et al. (2015) 曾强调过这些问题，他们指出，几乎所有全球淡水资源在某种程度上被损害，82% 的全球人口的上游淡水供应受到严重威胁。在哥伦比亚的国家分析报告中，Ricaurte et al. (2017) 表明，对于不同类型的湿地和生态系统服务功能，其脆

弱性有很大不同，其中最为脆弱的是洪泛平原森林、河岸湿地、淡水湖泊和河流。他们建议，如果要维持这些服务，必须采取一些土地利用政策来限制对湿地有害的活动。

## 背景阅读 2.3

### 减少营养物质污染以便恢复海草范围

当前湿地面临许多挑战。但湿地生态系统是有弹性的，如果能够注意减小其压力并引进有效的管理措施，部分问题可以得到解决，或者这种不利局面可以扭转。

美国佛罗里达州依联邦法所设立的坦帕湾河口计划 (TBEP) 成功将海草床恢复到其在 20 世纪 50 年代的范围。TBEP 方案发现，健康海草种群出现在营养物质污染程度最低的开敞水域，上游土地利用是营养物质污染的主因。氮负荷是河口中最有害的营养物。

联邦政府通过坦帕湾的氮限制措施之后，一个自发组织的公私合作团体——坦帕湾氮

管理联盟 (NMC) 通过 TBEP 计划推动了氮负荷的公平与合理分配。这减少了氮的点源污染与非点源污染。NMC 成员中点源污染的主要排放者包括：公共废水处理厂、发电厂、港口和磷肥工厂。NMC 也包含当地政府的部分人员，他们负责管理造成非点源营养物质污染的土地利用活动，禁止雨季销售和施用化肥，并协调海岸带的开发。到 2015 年，坦帕湾已经出现了 16306 公顷的海草，超过了 1995 年设定的 15400 公顷的恢复目标。

来源：Sherwood (2016)



### 3 变化的驱动因子

湿地变化的驱动因子主要有三个：引起湿地生物物理变化的直接因子（土地利用变化、污染等）；引起上述直接驱动的社会过程所组成的间接因子；以及间接因子背后的全球大趋势。为湿地合理利用制定有效的管理策略，需要较好地了解湿地变化的驱动因子；这样才能从根源上解决湿地的消失和退化问题。而局部、国家和区域层面的有效治理是预防、阻止和逆转湿地消失与退化趋势的关键因素。



## 湿地的驱动因子包括直接因子和间接因子

对于《湿地公约》而言，直接驱动因子指的是引起局部到整个区域范围内生物物理变化的自然因素或人为因素（Van Asselen et al. 2013）。间接驱动因子有着更广泛的影响，它们通常会影响直接因子，并且与制度、社会经济、人口结构和文化的过程相关。一些全球大趋势也会对湿地产生影响（图 3.1）。

湿地变化的自然驱动因子包括太阳辐射、天气变化、地震、火山爆发、害虫与疾病以及一些过程，诸如自然洪水周期和生态系统的演替。人为驱动因子包括土地利用的变化、气候变化、海平面上升、抽水、物种的引进或移除、资源消耗和外界输入（如化肥）。气候变异通常是自然驱动因子，而人为诱发的气候变化与大气层中逐渐增加的温室气体有关。气候变化也属于全球大趋势。

驱动因子既有消极影响，又有积极影响。这里重点讲述对湿地生态特征有消极影响的驱动因子。这些负面影响通常会涉及生物多样性、生境质量、生态系统服务或文化价值下降（退化）或生境类型或物理化学结构的转变（消失）。大多数积极因子来自人类为减缓变化而做出的响应措施（如保护管理或入侵物种的控制）。

间接驱动因子对湿地消失和退化的影响过程很复杂，不易理解。多种驱动因子之间的相互作用在一定尺度范围内发生（Craig et al. 2017），也能导致区域性变化（Ward et al. 2016）。例如，气候变化通过引起生物物理变化和影响温度、水位与水文周期而成为引起湿地变化的直接因子（Renton et al. 2015），并且它可以与物种入侵等其他因子相结合而产生作用（Oliver & Morecroft 2014）。气候变化也可能是间接因子；例如，人类为减缓变化会增加生物燃料生产和水力发电，而这些努力对湿地施加了压力。

自然湿地可能会直接或间接地转化成人工湿地（Davidson 2014 和表 2.3）。有的人工湿地已经发展了数百年，成为陆地景观的一部分，并能发挥许多自然湿地的生态系统功能。然而，自然湿地变化（供水、植被清除、物种或营养物引进的变化）的许多直接因子是人工湿地管理机制的一部分。尽管人工湿地十分重要，但它们已经大大超出此报告的范围，需要单独评估。湿地恢复对于退化湿地是一种积极因子（Sievers et al. 2017），但出于类似原因，在此不做分析。

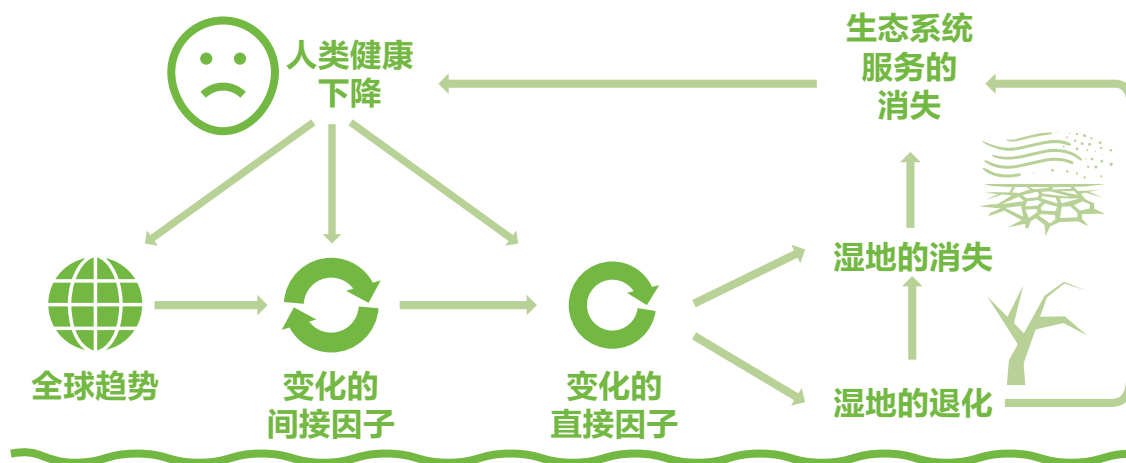


图 3.1 是一个简化的概念图，显示了湿地的消失和退化与生态系统服务损失之间的关系，以及它们是如何被直接驱动因子和间接驱动因子所影响的（如需更详细的概念性框架，其术语多来自《千年生态系统评估》、生态系统和生物多样性经济学研究（TEEB）、生物多样性和生态系统服务政府间科学 - 政策平台（IPBES），请查看 Díaz et al. (2015) 的 IPBES 概念性框架）。



## 直接驱动因子包含物理条件的变化

《千年生态系统评估》(MEA 2005)分析了直接驱动因子对湿地的影响。我们用该结果和其他研究成果来更新对公约湿地类型的分析。此项分析包含四种变化因子：物理、开采、引进和结构变化等驱动方面。

物理条件的因子与流入量和频率、含沙量、盐度和温度相关，这些条件和格局可以被人类所改变。

长期或持久的抽水、截流或引水会破坏内陆湿地的生态特征；咸海和乍得湖就是极端的例子。所有湿地都可能因水流失而退化 (Acreman et al. 2007)，而滨海湿地容易受到海平面上升和淡水抽取的影响 (White & Kaplan 2017)。

20 世纪 90 年代中期之前，所有国际重要湿地地区一直在不断建造大坝。全球有 292 个大型河流系统 (Nilsson et al. 2005)，只有 120 个水能够自由流动，其中有 25 个由于进行中的或计划好的大坝建设将割裂 (Zarfl et al. 2014)。近年来，人们对水力发电重新燃起了兴趣，部分原因是减少来自化石燃料的碳排放量。但由于土地清理和水库释放甲烷等原因，水力发电并不是完全不排放碳的 (Mäkinen & Kahn 2010)。同时，大坝也会对水资源、生物多样性和生态系统服务产生有害影响 (Maavara et al. 2017；

Winemiller et al. 2016)。

滥伐森林以及土地利用的其他变化造成的侵蚀会增加泥沙向湿地输移。这会改变湖岸生境淤积及湖水浑浊度增加，使湖泊特征发生变化。这被认为是维多利亚湖中丽鱼减少的一个原因 (Harrison & Stiasny 1999)。泥沙增加还会使滨海生态系统退化 (Hanley et al. 2014)，并对海草床、海藻森林 (Steneck et al. 2002)、红树林和珊瑚礁产生危害 (Fabricius 2005)。泥沙沉积降低水库的寿命，损害水力发电项目 (Stickler et al. 2013)。而建造大坝与河堤有时能减少滨海湿地和三角洲的泥沙供给，从而减少营养物的积累并降低生产率。

抽取淡水造成的盐碱化或海平面上升引起的盐水入侵 (Herbert et al. 2015) 会影响许多生态系统，包括森林湿地、内陆湿地、河口与红树林 (White & Kaplan 2017)。

最后，平均海水温度在过去的 60 年间不断升高，影响浅海水域、海草床 (de Fouw et al. 2016) 和海藻森林 (Provost et al. 2017)。海水最高温度度数和 / 或持续周期急剧增加，则会漂白或损毁珊瑚生态系统 (Baker et al. 2008)。



© Equilibrium Research

## 从湿地中提取水、物种和土壤

水从内陆湿地及其流域抽取后供农业、工业和日常生活使用。目前人类所抽取的水中约 70% 用于农业；然而，由于城市、工业和能源产业用水量的增加，农业用水的比重预计在 21 世纪中叶预计降低到 50% 以下（WWAP 2016）。在其他影响因素中，淡水的抽取使得河口下游河段的盐度增加，导致海岸植被减少（Herbert et al. 2015）、地下水受到影响（Richey et al. 2015）。

全球河流、湖泊、水库和洪泛平原的捕鱼量不断增加，大部分来自亚洲和非洲。这些地区的内陆和滨海渔业是获取食物和谋生的重要渠道，而在温带和转型经济地区，钓鱼更多地被当成一种娱乐行为（McIntyre et al. 2016）。虽然捕鱼不一定对环境有害，但是过度捕捞、使用有害的捕鱼工具（如炸药、毒药、细网）（Bush et al. 2017）及引进外来物种都会降低鱼类数量和多样性，改变营养结构并导致珊瑚礁退化（Welcomme et al. 2010）。滨海湿地中对贝类的过度捕捞会破坏牡蛎礁，如北美地区和澳大利亚（Kirby 2004）。因与水

族馆贸易而开展的捕捞活动会使珊瑚礁枯竭（Dee et al. 2014）。

为了获取木料或木炭，大量砍伐湿地森林或红树林，会使其生态特征发生巨大变化（Walters 2005）。采集珊瑚会导致沿海珊瑚礁退化甚至消失（Tsounis et al. 2007）。采掘泥炭、排干和伐木会对泥炭地造成伤害，比如婆罗洲（Miettinen et al. 2013）。许多淡水湿地的土壤用于制砖（Santhosh et al. 2013）。

河流、海岸的沙石采挖与城市的发展息息相关，其总重量现已超过化石燃料和生物量总量（见图 3.2，也可参阅 Schandl et al. 2016）。采砂会产生悬浮物，干扰和破坏底栖生物栖息地、影响水质，并造成多种生态影响。由于该自然资源的开放性，采砂的管理始终存在问题，非法采砂事件也在不断增加（Torres et al. 2017）。

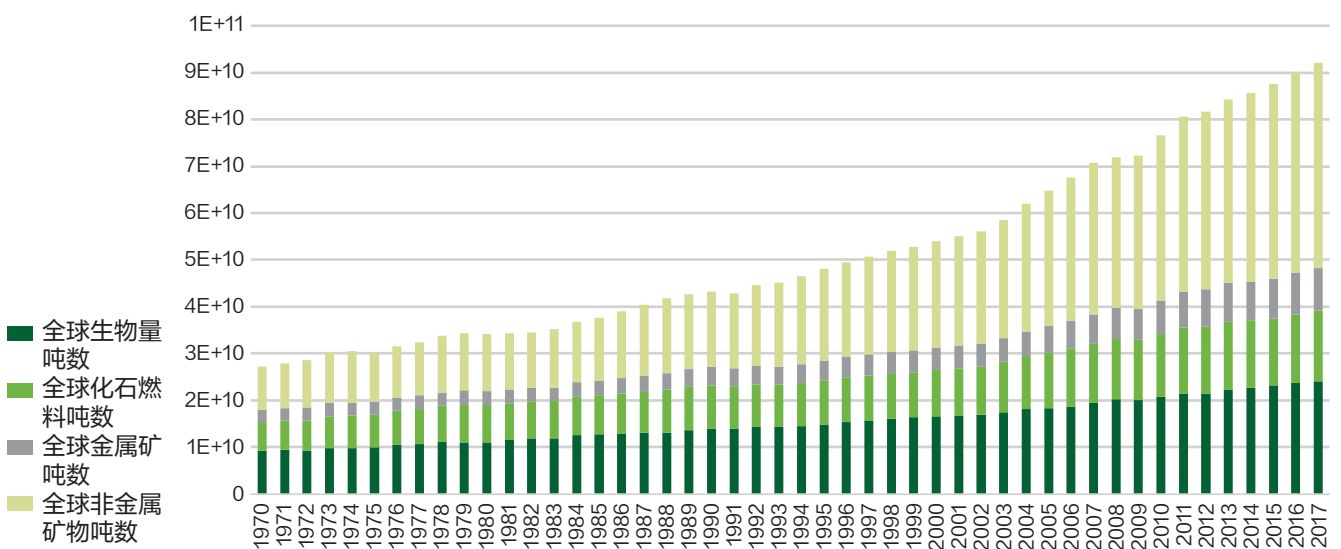


图 3.2 全球物质流和资源生产力

注释：非金属矿物包含用于土地开垦与建筑工业的沙石，目前其数量已超过其他三种资源。来源：Schandl et al. (2016)。全球物质流和资源生产力。联合国环境规划署国际资源专家委员会评估报告。

# 污染物和外来物种使得许多湿地退化

引进的驱动因子包括营养物、化学品与固体废物、大气沉降和非本地物种的增加。

来自生活污水、工业废物、农业或水产养殖业过多的营养物会导致富营养化，并改变生物多样性、水质、生物量和含氧量。到 2018 年，全球化肥的年使用量将超过 2 亿吨，比 2008 年高出约 25% (FAO 2015; 图 3.3)。大气氮沉降会影响水生系统，并在快速增长的经济体中迅速增加 (Liu et al. 2011)。营养物富集会促进藻类和其他植物的生长；当这些植物死亡后，其

分解会降低水中的氧浓度。上述情况影响了许多湿地 (Smith et al. 2006)，如许多湖泊的蓝藻水华现象 (Paerl & Otten 2013)。滨海生态系统的缺氧 (氧匮乏) 现象不断增加 (Rabalais et al. 2010)；目前已发现 500 多个滨海“死亡区” (UNEP 2014a)。珊瑚礁系统不断受到沉积物和营养物的影响，这些物质通常来自农业或城市 / 港口的基础设施 (Wenger et al. 2015)。

海洋和城市垃圾损害着滨海湿地 (Poeta et al. 2014)。据估计，2010 年有 480 万到 1270 万吨塑料被排入海洋环境 (Jambeck et al. 2015)，占全部海洋碎屑的 60-80%。除了物理影响，塑料所含的化学物质还会产生毒性作用 (Beaman et al. 2016)。工业、生活和农业活动会排放杀虫剂等污染物，导致生物多样性、种群数量和生产力的下降 (Zhang et al. 2011)。

物种入侵会扰乱营养结构、能量流动和物种组成，正如入侵博茨瓦纳国奥卡万戈三角洲的螯虾 (Nunes et al. 2016)。淡水中的外来物种数量持续增加，尤其是过去 60 年里的欧洲 (Nunes et al. 2015)。沉积物、营养和水，有时再加上外界干扰的促进作用形成了机会物种迅速增长的环境，因此，湿地极易遭受入侵 (Zedler & Kercher 2004)。例如，全球许多湖泊遭受到原产于南美洲的水葫芦 (凤眼莲) 入侵。东非的维多利亚湖受到多种驱动因子影响，引进的尼罗河鲈鱼 (尼罗河尖吻鲈) 与富营养化、沉积和水位波动，共同导致了其生态的剧烈变化 (Kiwango & Wolanski 2008)。

在浅海水域、海草床和海藻森林中，生物群的引进或本土物种的变化会导致生态系统退化 (例如所谓的海胆荒野)。海洋生态系统中外来物种的数量一直在增加；欧洲波罗的海记录有 140 种非本土物种，其中 14 个物种是 2011 到 2016 年间引进的 (HELCOM 2017)。

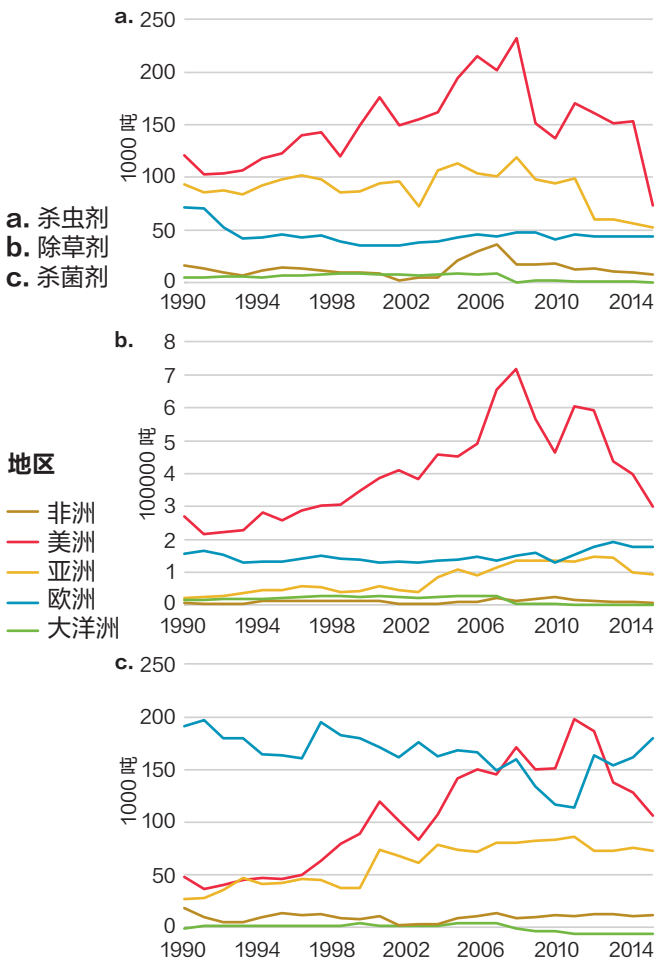


图 3.3 1990 年至 2014 年农药使用量趋势

来源: FAO (2016)。联合国粮农组织统计数据库信息 / 农药的使用。http://www.fao.org/ faostat/en/#data/RP



## 直接驱动因子还包括生境结构的变化

结构变化改变了湿地的生态特征和其当前的环境，改变方式如排干、改造或湿地植被的焚烧。这些活动通常也会造成湿地的损失。沟渠化、洪水或淤积现象在河流、溪流和洪泛平原十分常见。改变为其他土地利用方式是森林湿地的主要破坏因子，如人工林、农业或城市用地、垃圾填埋和过度沉积。许多沼泽受到排干、淤积和转化为农业或城市用地等威胁，甚至包括一些标志性湿地，如《世界遗产名录》中的西班牙多南那国家公园（Zorrilla- Miras et al. 2014）。在温带和热带地区，淡水泥炭地正在逐渐转化成农业用地（Urák et al. 2017），而像油棕榈这样的产品给环境带来很大压力（Koh et al. 2011）。有些泥炭地遭到直接损坏，有些则因排干、淤积、洪水和高频率、高强度火灾而遭

到间接损坏（Turetsky et al. 2015）。一项有关马来西亚半岛、苏门答腊岛和加里曼丹岛的研究表明，泥炭区域中沼泽森林覆盖率从1990年的76%下降到2007年的41%，到2015年只剩29%（Miettinen et al. 2016）。

滨海湿地也在遭受大范围的变化。潮间带、盐沼和潟湖的排干，或沙脊河口湾沙洲开口过多，都会对湿地的生态特征产生影响。多数情况下，土地开垦会破坏生态系统或使其严重退化（Murray et al. 2015）。转化为农业或水产养殖业用地是红树林消失的主要原因（Thomas et al. 2017），尤其在东南亚地区（Richards & Friess 2016）。



© Gabriel Mejia

# 湿地变化的直接驱动因子

表 3.1 显示了湿地变化中直接人为因子的系统分析，针对《湿地公约》所有主要湿地类型及其重要性评估（全球、地区或特定地点），在《全球湿地展望》中作为主要内容进行分类阐述。该表指出了使生态特征发

生巨大变化或破坏湿地的驱动因子。此项评级是基于专业知识的定性分析，包含各种环境和地点的已知驱动因子。各个因子的重要性因不同的环境或本土特点而有所不同。

表 3.1 不同自然湿地变化的直接人为因子

每种湿地类型的驱动因子		物理机制					获取			引进			结构改造			
		水量	水频率	沉积	盐度	热量	水	生物群	土壤和泥炭	营养物质	化学品	入侵物种	固体废物	排干	转化	焚烧
内陆	河流、溪流、洪泛平原	○	■	■	■	■	○	■	■	■	■	■	■	■	○	
	湖泊	○	■	■	■	■	○	■	■	■	■	■	■	■	■	
	森林湿地	○	○	■	■	■	○	○	■	■	■	■	■	○	○	○
	泥炭地	○	■	■	■	■	○	○	■	■	■	■	■	○	○	○
	草本沼泽（发育于矿质土壤）	○	■	■	■	■	○	■	■	■	■	■	■	○	○	■
	地下湿地	○	■	■	■	■	○	■	■	■	■	■	■	■	■	■
滨海	河口、潮间泥滩、盐沼、潟湖	○	■	■	■	■	○	■	■	■	■	■	■	○	○	
	红树林	○	■	■	■	■	○	■	■	■	■	■	■	○	○	
	珊瑚礁系统（含珊瑚、贝类和温带生物）			○		○		■	■	■	○	■	■			
	沙丘、岩岸、沙滩			○				■	■	■	■	■	■		○	
	浅海水域、海草床、海藻森林			■	○	■		■	■	○	○	■	■			

## 通过对直接因子施加作用影响湿地的间接因子

以下对水能、食物和纤维、基础设施以及旅游业进行分析。这些因子之间相互关联，并且均受到气候变化和管制措施的影响。它们与市场、价值链、社会整体状况以及利益相关者的环境意识密切相关。

**水能**部门建造大坝、水库、河堤与基础设施，用来储水、防洪、发电和灌溉。到目前为止，使用水能最多的是农业，其次是水电站、制造业和家庭生活。生物燃料和水力发电由于水资源占用问题，其气候友好型能源的地位不断受到挑战（Delucchi 2010）。

**食品和纤维**行业通过农业政策、市场需求和土地利用变化对湿地产生影响。亚洲的农业增产依靠集约化作业和高强度的农化使用（图 3.4）；南美洲的增产则更多地依靠机械化作业；而在非洲，增产主要靠扩大耕地面积，这通常会对湿地产生影响（OECD/ FAO 2016）。水产养殖业会改变环境的物理机制并引入营

养物、化学物质和入侵物种，但这些影响由其养殖系统所决定（如池塘养殖、浮式网箱养殖）（FAO 2016b）。

**基础设施**包括建筑、管道、桥梁、公路、工厂、矿井、堤坝和机场。城市阻断了水的流动、营养物的转移和动物的移动。采矿会破坏河流结构、增加泥沙沉积并释放污染物，如开采金矿会释放氰化物和汞。据估计，在亚马逊河，每开采 1 千克的黄金就会排放出 1 千克的汞（Ouboter et al. 2012）。公路将湿地分割开来，从而影响生境、迁徙和物种（Trombulak & Frissell 2000）。公路交通的污染物包括燃油和润滑油，在天气较冷时，还包括道路防冰用盐和除冰液（Herbert et al. 2015）。公路交通还会产生噪音、光干扰，撞死动物。另外，交通系统甚至为物种入侵、狩猎和捕鱼创造了条件。

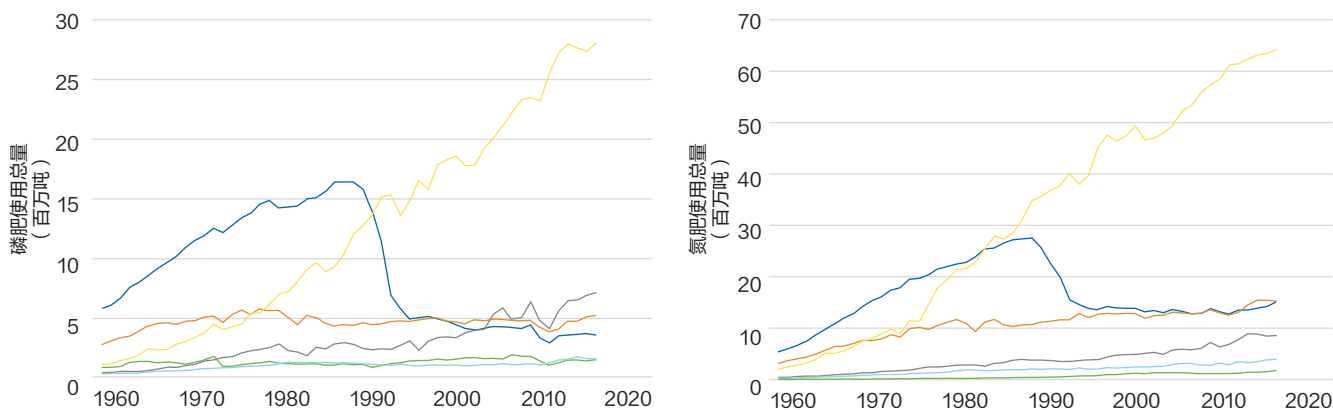


图 3.4 1961 年至 2014 年矿物肥料（氮和磷）的使用趋势

该图来自联合国粮农组织统计数据库的农业投入信息（2002–2014 年的化肥档案与 1961–2001 年的化肥档案）的综合数据（<http://www.fao.org/faostat/en/#data>）。



# 湿地变化的间接驱动因子

**旅游与娱乐业**创造了许多基础设施（如酒店、高尔夫球场），给湿地增加了人为的压力，包括资源使用、垃圾丢弃及各种干扰。海洋的光污染现象不断增加，全球海岸线有大约四分之一（22.2%）每夜都暴露在人造光之中（Davies et al. 2014）。旅游业还增加了非本土物种的数量（Anderson et al. 2015）。

**气候变化**会影响水量、水流、温度、入侵物种、营养物平衡和林火动态（Finlayson 2017）。气候变化还会影响决策的制定，例如它可以成为为修筑水力发电站而建造大坝的正当理由。

**管制**是湿地管理成功的关键因素。它应该灵活、透明、包容和负责，能够处理好各种权力关系并保持公正（Mauerhofer et al. 2015）。在管制过程中还需要学习和吸收全新知识、建立正式与非正式的合作关系、及时评估与适应（Mostert et al. 2007）。合理管制是湿地得到成功保护的重要标志（Amano et al. 2018），而不当管制则容易导致短期决策、少数群体利益被忽视或保护力度逐渐削弱等不利局面（例如 Adaman et al. 2009）。

表 3.2 根据专家意见，显示了表 3.1 中自然湿地变化的间接因子和直接因子之间的关系。

表 3.2 自然湿地变化的间接因子及其对直接因子的影响

每种湿地的驱动因子		食物和纤维					基础设施			局部气候变化的影响
		水能基础设施	农业	林业	水产养殖业	渔业	工业与采矿业	运输（公路、航空、水运）	建筑业	
物理机制	盐度									
	水量	■	■	■	■		■	■	■	■
	水频率	■					■			■
	沉积	■	■		■		■		■	■
	热量	■					■	■		■
获取	水	■	■	■	■	■	■	■	■	
	土壤和泥炭		■		■		■		■	
	生物群	■	■	■		■	■		■	
引进	营养物		■	■	■		■	■	■	■
	化学品		■		■		■	■	■	■
	入侵物种		■	■	■		■	■	■	■
	固体废物		■	■	■		■	■	■	■
结构变化	排干	■	■	■			■	■	■	
	转化		■	■	■		■	■	■	■
	焚烧		■	■						■

## 全球大趋势对湿地变化的直接因子和间接因子均有影响

全球大趋势属于间接驱动因子，它会影响全球范围内所有的政策部门和人类活动区域（EEA 2015；Hajkowicz et al. 2012；Naisbitt 1982）。尽管这些大趋势看似与湿地变化的直接因子相距很远，但它们的决策制定以及由此引发的人类活动依然会对湿地产生影响。

**人口及其增长**促进了许多关于食品生产和基础设施建设的决策制定。据估计，全球人口数量将在 21 世纪中叶达到 100 亿（UN 2015b），其中发展中国家的人口增长数量最多。在发达国家，人口数量会以比较缓慢的速度增长，甚至会减少。短期内，落后的经济加上环境恶化、气候变化和局部冲突，会引起向发达国家移民的现象（OECD 2015b）。

**全球化**影响了许多其他的大趋势以及湿地变化的一些间接因子。在经济领域，全球化是指各国的经济融入到国际贸易和全球资金流中（IMF 2002）。然而，全球化也包括文化层面和政治层面。现代交通和通信服

务促进了人口、货物和知识在全球范围内的流动。人们因商务或旅游出行，有的成为经济移民。食品与货物在成本较低的地区生产，然后运给远方的消费者。全球化也能带来许多益处（经济发展、减轻贫困），但也增加了对湿地的环境压力风险。随着贸易保护主义政策的出现，人们对全球性贸易协定的反对意见也越来越多，同时更多的人强烈地意识到财富分配的不平等现象（Islam 2015）。

**消费模式的改变**是人口增长、全球化和经济发展的共同产物，最终会对湿地产生影响。发展中国家中产阶级人口的增加正在改变食物和能源的利用方式（Hubacek et al. 2007；OECD/FAO 2016），增加对基础设施、工业产品和水的需求，同时产生更多的垃圾和温室气体。例如，肉类消费对资源需求有巨大的影响，包括更改土地利用方式以生产牧草和大豆等饲料，从而增加了水的用量。生产牛肉、禽肉和猪肉都比生产粮食需要更多的资源（UNCCD 2017）。



© Babak Mehrfashar



© Mats Rosenberg

**城镇化**也给湿地带来压力，尤其是滨海和河流三角洲地区。据估计，到 2050 年世界三分之二的人口都会生活在城市中（UN 2015a）。在发展中国家，一方面，农业机械化减少了农村的就业机会，环境恶化破坏了农村的谋生手段；另一方面，城市有更多的商业机会，导致城市人口很可能会翻倍。虽然城镇化提供了更加高效的资源利用潜力，但是城市人口的快速增加通常使城市周边地区出现无序发展的现象，给社会和环境带来有害影响（McInnes 2013）。城镇化会通过改变水文连通性、生态环境、水位与土壤含水饱和度、污染程度并最终影响物种丰度与多度，从而改变湿地（Faulkner 2004）。

**气候变化**。据联合国政府间气候变化专门委员会预测，气候变化会使亚热带干旱地区的地表水和地下水大量减少，从而加剧水资源的竞争；在其他驱动因子的协同效应下，增加淡水物种灭绝的风险；很可能在区域尺度上引起淡水生态系统组成、结构和功能的急剧且不可逆转的高风险；它还会通过海平面的上升破坏滨海生态系统（IPCC 2014；Moomaw et al. 2018）。人

类应对气候变化的响应措施对湿地的影响既有消极的一面，又有积极的一面。水力发电和生物燃料的增加可能会导致湿地损失，但为了湿地的碳封存作用又促进了湿地的保护和恢复（Moomaw et al. 2018）。

**环保意识和湿地的重要性**。尽管长久以来生态系统管理的重要性就已经在许多传统文化中有所体现，但正式的环境政策和立法在 19 世纪才逐渐兴起。当时，也是为了应对工业化引起的严重环境问题（如英国燃煤引起的空气污染；Brimblecombe 2011）；人们开始意识到，在工业化时代人类福祉仍然要依靠生态系统，于是产生了如“生态系统途径”（Smith & Maltby 2003）和“合理利用”（Finlayson et al. 2011；Ramsar Convention 2005）等理念。在过去的 30 年里，湿地生态系统服务及其多种价值被普遍接受。然而，将湿地的价值完全融合到经济政策和决策制定中依然面临挑战（Finlayson et al. 2018），因此仍需对决策者和普通公众持续进行相关教育（Gevers et al. 2016）。



## 评估湿地退化与消失的驱动因子

尽管表 3.1 和 3.2 对湿地退化与消失驱动因子的定性评估十分重要，政策和决策的制定仍需要更多有关湿地变化因子的定量数据。遥感或模型数据可用于驱动因子类型的综合评估与测量（如 Tessler et al. 2016），也可用于研究湿地，详见 MacKay et al. (2009)。建模可能是研究湿地变化驱动因子定量估算的最佳方法，尤其是流域尺度及全球水文模型（van Beek et al. 2011；Wisser et al. 2010），河流养分输出估算模型（Mayorga et al. 2010）以及研究水生

生物多样性的全球模型（Janse et al. 2015）等。这些模型能够计算出湿地变化的多种直接驱动因子，如河流径流、沉积物和营养物的负荷。由于它们经常与模拟湿地变化间接因子（如气候、人口和政策）的更大模型框架相结合，因而可在优化湿地可持续利用中使用（Sabo et al. 2017）。改善湿地驱动因子的监测和数据处理，将有助于提升模型预测以及建模对权衡利弊和决策制定的影响效力。



© Joseph Kakkassery

## 4 应对措施

应对措施必须同时处理诸多挑战。应加强对国际重要湿地网络和其他保护地网络，确立保护框架。将湿地保护融入到联合国 2015 年后发展议程和“联合国可持续发展目标”之中，有助于实现湿地的合理利用。《湿地公约》能通过相关机制来应对各种问题并估测实现这些目标的发展进程。所需的其他工具还包括：法律和政策手段、经济和金融激励措施以及可持续生产的方式。能力建设与多种观点的激发对保护的成功实施都很重要。

# 应对多种挑战



© Michael Abhiseka Wasesajati

湿地的保护与合理利用是可持续发展的核心。《湿地公约》关注所有湿地合理利用的三个支柱、国际重要湿地的认定与保护以及跨境管理的形成。《湿地公约战略规划（2016–2020年）》包含四个紧密相关的目标：应对湿地的消失与退化、保护并有效管理国际重要湿地、合理利用湿地、加强落实。其19个关联目标中每一个都与“联合国可持续发展目标”有关，或者至少与其中的75个目标有关。

全球湿地的状况发人深省；许多地区的湿地面临困境，这给整个社会造成严重的影响。逆转湿地退化与消失的趋势至关重要。以下段落概括了一些应对措施。

**机构与治理：**它是产生重要湿地生态系统保护策略的基础，包括国际重要湿地及其他保护区。它使用新的手段如“其他有效的区域为基础的保护措施”。作为“保护与合理利用所有湿地”承诺的一部分，需要将湿地保护与可持续发展战略相结合，并完善相关政策和立法框架。

**管理：**管理是必要的，《湿地公约》在湿地保护与合理利用方面数十年的经验为改善全球管理提供了基础。在景观尺度规划中维护湿地的特征是至关重要的一步，还需要让各个利益相关者参与这一过程，并广泛听取和采纳不同的观点。

**投资：**政府和其他投资是必不可少的，这体现了湿地作为自然基础设施的作用。直接的财务支持和广泛的经济激励能够促进管理行为的改善。可持续的生产与消费方式有助于用工业手段处理湿地方面的挑战。

**知识：**知识是关键，完善目前的知识储备和研究至关重要，而更关键的是向广大的民众更好地传播关于湿地保护的知识。全新的技术和公民科学的拓展将有助于填补当前的知识缺口。



# 加强国际重要湿地网络

各国的关键措施是对国际重要湿地的指定以及对其生态特征的维护。国际重要湿地名录是全球最大的保护地网络之一( Pittock et al. 2014 )。非洲( Gardner et al. 2009 )、加拿大( Lynch-Stewart 2008 )和美国( Gardner & Connolly 2007 )的相关调查显示了国际重要湿地指定的多种成效, 包括: 提高对单个国际重要湿地和广义湿地的重要性的认知; 加强对湿地保护和管理的支 持; 影响土地利用的决策、土地征收和环境评估; 增加融资机会; 促进了生态旅游和研究。湿地公约秘书处根据美洲国家案例编制了国际重要湿地指定成效汇编。

全球有 2300 多个国际重要湿地, 占地面积近 2.5 亿公顷, 占全球陆地和滨海湿地总面积的 13-18% ( Davidson & Finlayson 2018 )。图 4.1 显示, 尽管国际重要湿地在 21 世纪 10 年代增速减缓, 但整体处于稳步增加的状态。图 4.2 比较了不同地区的国际重要湿地, 其中欧洲数量最多, 非洲面积最大。

仍有许多湿地有待指定为国际重要湿地。符合《湿地公约》标准的“重要鸟类与生物多样性区”只有 24% 已经得到全部或部分认定。其中覆盖面最广的是非洲和欧洲( 30%, 引自《重要鸟和生物多样性区域》), 最少的是亚洲( 12% )。关键生物多样性区( IUCN 2016 )也有望成为国际重要湿地, 其认定能够为“联合国可持续发展目标”、《仙台减轻灾害风险框架》和《巴黎气候变化协定》提供支持。

国际重要湿地的指定能够增强国际合作, 促进生态系统服务的跨界流通。约有 234 个国际重要湿地包含跨国湿地, 虽然大多数情况下仅有单个国家对其境内的部分湿地进行指定( Griffin & Ali 2014 )。如果整片跨国湿地获得了两个或所有相关缔约方的指定, 通过指定为“跨境国际重要湿地”权威机构正式规定缔约各方的合作关系。跨境国际重要湿地共有 20 个, 除 2 个在非洲, 其余均在欧洲。

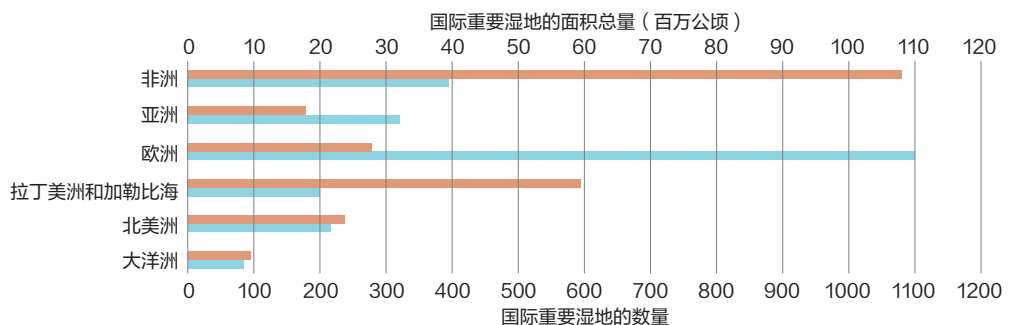
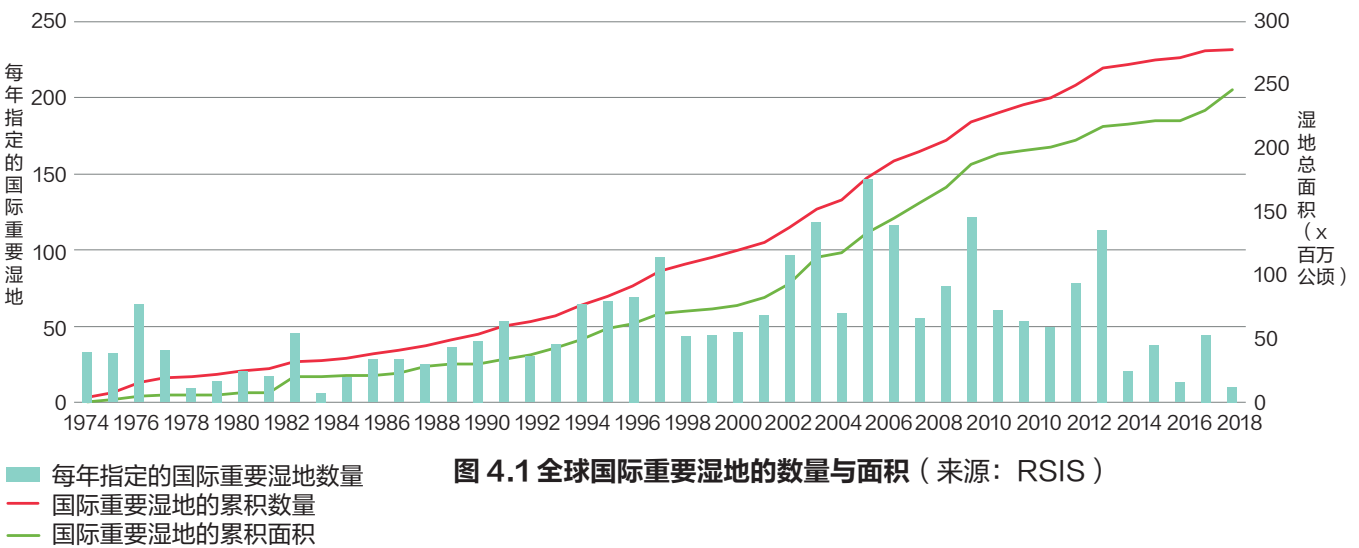


图 4.2 《湿地公约》各区域国际重要湿地数量与面积 (来源: RSIS)

## 增加保护区区域湿地覆盖率

淡水和海洋湿地可能位于国际重要湿地之外的法律意义上的保护区。海洋保护区通常包括《湿地公约》定义的湿地,如珊瑚礁,红树林和海草。通过严格执行“禁采”、规模最大化和隔离原则可增加保护成效 (Edgar et al. 2014)。

可灵活应用各种其他模型。菲律宾采用基于社区的森林管理计划,通过向当地社区提供红树林的使用权来促进可持续利用;负责实施共同认可的管理计划的社区则有可能获得独家捕鱼权作为回报 (Carandang 2012)。澳大利亚建立了土著保护区,土著居民自愿管理其生物多样性、实行文化保护;管理计划的制定和采用是获得批准的关键一步 (Davies et al. 2013)。

国际重要湿地指定涉及《湿地公约战略规划》的许多目标,包括目标 5 (保持生态特征), 9 (综合资源管理) 和 12 (恢复)。它有助于实现“爱知生物多样性目标”目标 1;“联合国可持续发展目标”6.6 “保护和恢复与水有关的生态系统,包括山脉,森林,湿地,河流,含水层和湖泊”;和 15.1 “确保陆地和内陆淡水生态系统的保护…”。

其它案例还包括土著及社区保护区全球网络 (ICCA), 例如塞内加尔的土著社区保护区 (Cormier-Salem 2014)。

一些缔约方鼓励建立私人保护区 (Stolton et al. 2014)。例如,在哥伦比亚,超过 385 个家庭参与建设私人自然保护区,以强化拉科查湖国际重要湿地周围缓冲区的保护 (Bonells 2012)。

《生物多样性公约》中还出现了“其他基于区域的有效保护措施”的新定义,描述了属于非保护区但为生物多样性提供长期显著惠益的场址,其中包括许多在保护区管辖之外的国际重要湿地 (IUCN 2018)。

《湿地公约战略规划》的目标 6 呼吁发展国际重要湿地网络,目标 14 强调科学指导。“联合国可持续发展目标”14.5 要求各国政府到 2020 年“在国内和国际法律的指导下,以最佳科学信息为基础,保护至少 10% 的沿海和海洋区域”,与“爱知生物多样性目标”11 的要求一致。

### 案例研究：北美洲湿地物种的野生鸟类指数

自 1968 年以来,由于保护行动的开展,北美湿地依赖物种增加了 30% 以上。

通过美国联邦保护区、州和地方野生生物管理区以及私人土地上的湿地保护区项目,已保护超过 4000 万公顷的湿地生境,以湿地为生的鸟类数量随之增加。自 1968 年以来,北美的野生鸟类指数所涵盖的 87 个物种的

平均多度,增加了 30% 以上。例如,野鸭种群比其长期种群平均值高出 42%。然而,在湿地面积持续减少的情况下,鸟类种群显示出相应的下降趋势。

来源: 国际鸟盟 (2015); 北美鸟类保护倡议 (2014)。

# 将湿地纳入 2015 年后发展议程的规划及实施计划

2015 年成员国商定的国际政策框架、《2030 年联合国可持续发展议程》及“联合国可持续发展目标”、《巴黎气候变化协定》和《仙台减轻灾害风险框架》(DRR) 等协定, 为促进湿地保护和合理利用, 推动国家履行承诺提供了机会。将湿地合理利用纳入国家和部门政策、计划和指标系统中是一项关键需求。促进开发部门、人道主义机构和环境机构之间的合作, 可确保方法的一致性。

例如, 越来越多的政府将湿地纳入《仙台减轻灾害风险框架》, 如菲律宾的灾害预防和恢复计划, 印度

的国家灾害管理计划等。

《2016 - 2024 年湿地公约战略规划》中的一个指标是计算已将湿地事务纳入国家农业政策或措施的国家百分比: 已提交 2018 年国家报告的缔约方中, 约有半数国家将湿地纳入了国家农业政策或措施之中。

“爱知生物多样性目标”目标 6 包括“到 2020 年, 所有鱼类和无脊椎动物种群和水生植物都需通过可持续、合法的和基于生态系统的方法来进行管理和收获”。

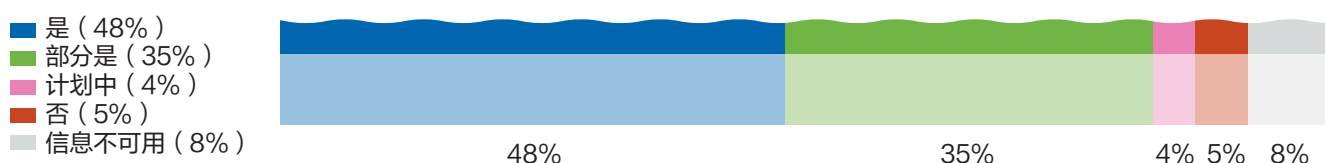


图 4.3 是否将湿地事务纳入国家农业政策或措施

## 背景阅读 4.1

### 避免可再生能源政策及目标带来的损害

为减少温室气体排放, 许多国家制定法律、政策和目标以鼓励可再生能源的使用, 包括生物燃料和水力发电。《湿地公约》决议 X.25 和 XI.10 担忧湿地可能牺牲其他生态系统服务为代价, 被用于能源生产。一些国家要求使用可持续性标准来确保生物多样性得到保护。例如, 欧盟制定了一项目标, 即到 2020 年, 每个成员国 10% 的运输燃料

将来自生物燃料等可再生能源, 但要求“生物燃料不能种植在由原本就含碳量高的土地转化而来的区域, 如湿地或森林”(European Commission 2017)。大规模水力发电会对河流的流动状况产生影响, 而湄公河委员会等跨国机构就是为规范此类使用所设。《湿地公约》决议 X.19 呼吁各国通过“关键路径”方法在运营大坝时保护和管理湿地。



# 《湿地公约》对实现“可持续发展目标”至关重要

## 17. 促进目标实现的伙伴关系

《湿地公约》与其他多边环境协定共同支持各国政府实现“联合国可持续发展目标”。

## 16. 和平、正义与强大机制

有效管理跨境湿地有助于维护世界和平与安全。

## 15. 陆地生物

全世界 40% 的物种在湿地栖息与繁殖。

## 14. 水下生物

健康和高产的海洋依赖于功能良好的滨海和海洋湿地。

## 13. 气候行动

泥炭地仅覆盖全球土地的 3%，但碳储量高达全球森林生物量碳的两倍。

## 12. 负责任消费和生产

妥善管理的湿地区域可持续支持各行业增加的需水要求。

## 11. 可持续城市和社区

城市湿地在创造安全的、有弹性的和可持续的城市中扮演着重要角色。

## 10. 减少不平等

到 2050 年，健康湿地能解决 50 亿人生活水资源不足的问题。

## 9. 产业、创新与基础设施

健康湿地可提供天然缓冲区，抵御频发的自然灾害。

## 1. 无贫困

超过 10 亿人靠湿地谋生。

## 2. 零饥饿

35 亿人以湿地稻田中种植的水稻为主食。

## 3. 良好健康与福祉

半数的全球游客寻求在湿地放松，特别是沿海区域。

## 4. 优质教育

保障安全水源可以增加教育机会，尤其是女性教育。

## 5. 性别平等

女性在提供、管理和保护水资源方面发挥着核心作用。

## 6. 清洁饮水和卫生设施

世界上几乎所有的淡水消耗都是直接或间接来自湿地。

## 7. 经济适用的清洁能源

可持续的上游水管理可提供经济适用的清洁能源。

## 8. 体面工作和经济增长

湿地资源为旅游业提供了 2.66 亿个就业岗位。

### 湿地和联合国可持续发展目标

# 加强法律和政策建设，保护湿地

采用各种尺度的法律和政策途径可保护湿地资源。这些途径包括湿地专用的以及较为宽泛的相关生物多样性法律与政策、污染控制法律和环境评估程序等。为保证执行成效，这些法律应跨部门运作。追根究底，政策、法律和监管措施的成功实施离不开有效的管理（千年生态系统评估，2005）。战略环境评估可加强在景观尺度上影响湿地的相关政策、方案和计划。

1990 年，还没有缔约方颁布国家湿地或相关政策文书；而到 2018 年，已有 73 个缔约方颁布此类文书，另有 18 个缔约方报告具有类似国家政策的基本要素，正逐步形成国家政策（图 4.4）。越来越多的国家开始设立国家湿地或相关政策。这些政策需要纳入“联合国可持续发展目标”下的国家计划。

国家湿地和生物多样性法律作为开发活动许可程序的一部分，通常遵循“避免 - 缓解 - 补偿”框架（Gardner et al. 2012 年）。多数情况下，我们将“避免湿地损失”列为首要要求；针对不可避免的湿地损失，应通过诸如湿地恢复等方式缓解或抵消。在人类活动导致的气候变化背景下，“避免湿地损失”可能无法达成（Finlayson et al. 2017）。

一些国家采用湿地银行（或称“湿地缓解银行”）来抵消湿地所受的不利影响（Hough & Robertson 2009）。简单来说，该方法即为给予采取湿地恢复、增强、创造或保护的实体一定的补偿信用额度；通过出售信用额度，以抵消开发商在其他区域开发相同类型生境时对湿地产生的不利影响。

类似的还有生物多样性补偿计划，概念上相似，但比湿地补偿关注面更广泛（经济合作与发展组织，2016）。《湿地公约》决议 11.9 附件指出，“不论采用何种补偿形式，这些途径应避免湿地受到不利影响，且湿地损失的补偿对象应优先选择位处同一流域、类型相似的湿地，并同时解决湿地面积和湿地功能两方面问题”。

入侵物种是湿地的主要威胁之一。《湿地公约》敦促各国查明、预防、根除和控制入侵湿地的外来物种。2018 年，40% 的缔约方提交了威胁湿地的全国外来入侵物种综合调查结果；更有 26% 的缔约方已制定了关于湿地入侵物种控制和管理的国家政策或指南。欧盟通过的综合立法中就包括一份《欧盟关注的外来入侵物种名单》（Genovesi et al. 2014）。其中，超过 75% 的入侵物种与湿地有关，升级入侵物种的干预措施迫在眉睫。

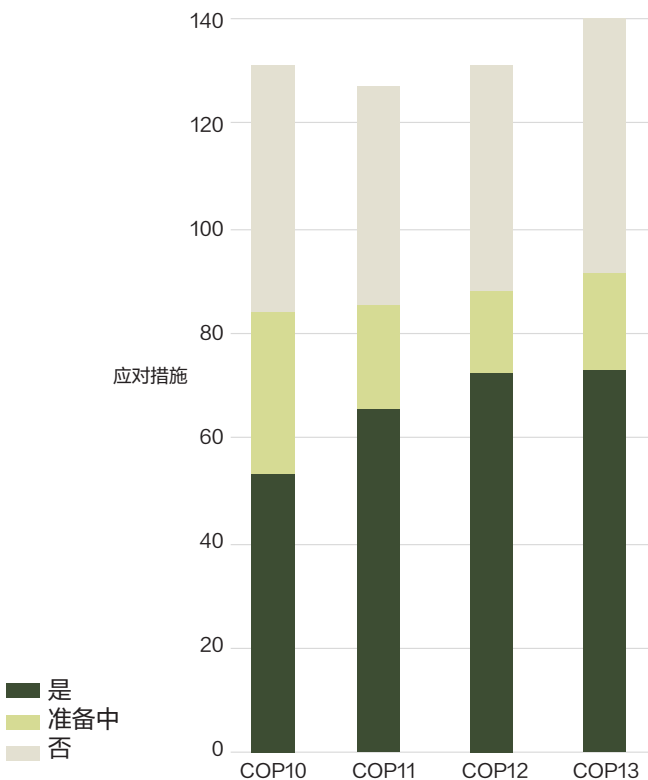


图 4.4 湿地政策（或类似文件）  
是否促进了湿地的合理利用？

# 零净损失目标

## 背景阅读 4.2

### “零净损失”

“零净损失”是一项政府政策，目的是在特定地理范围内（通常是国家）实现湿地面积和 / 或生态特征零净损失。允许存在湿地影响，也不要求补偿落实到每一处影响波及区域，但对整体湿地资源来说，应通过补偿措施（如恢复或重建）来抵消所带来的湿地影响。“零净损失”政策可限于特定计划中局部的湿地区域或管辖区域。

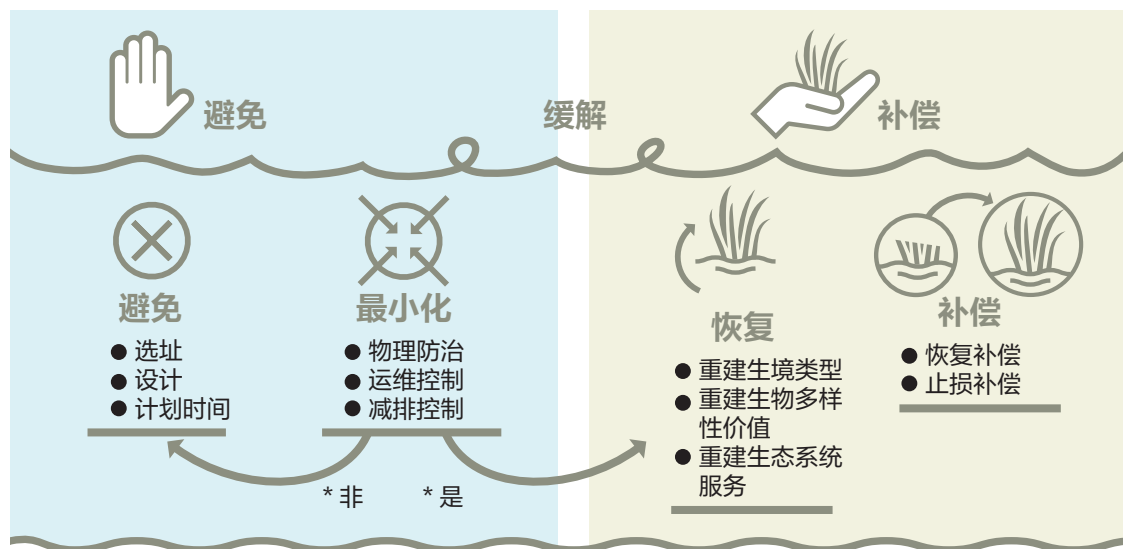
“零净损失”可作为实施合理利用的一种方式。但是，目前还没有研究显示，施行

此类政策的缔约方是否在湿地功能而不仅仅是湿地面积方面实现“零净损失”的目标，其有效性仍需要进行进一步监测。“零净损失”的政策实施不应违背“避免对自然湿地产生不利影响”这一根本目标（Ramsar 2012）；因此，《湿地公约》鼓励采取更强有力的“零损失”措施。

尽管“零净损失”概念目前还不明确，全球已有 80 多个国家在生物多样性补偿计划中采用了这一概念（Maron et al. 2018）。

《湿地公约战略规划》提到湿地效益（目标 1）、湿地生态系统需求（目标 2）以及在其他政策中公共和私营部门的参与问题（目标 3）。零净损失涉及到“爱知生物多样性目标”5 “所有自然生境的损失率 ..... 至少减半并且在可行的情况下接近于零”。

“联合国可持续发展目标” 6.3 要求“通过减少污染来改善水质”，15.8 呼吁各国“采取措施防止引入外来入侵物种，并显著减少其对土地和水生态系统的影响 .....”



\* 是否可以通过补救措施充分管理潜在影响？

图 4.5 缓解等级



# 落实《湿地公约》指导，实现湿地合理利用

《湿地公约》采取了一系列的指导措施支持湿地合理利用，合理利用是公约理念和实践的中心。《合理利用手册》以及缔约方大会签订的湿地公约决议汇集了表 4.1 中列出的最佳做法指导和建议。

表 4.1 来自《湿地公约》的最佳实践

议题	相应指导		
	国际重要湿地认定	所有湿地资源的合理利用	国际合作
<b>湿地手册</b>			
湿地合理利用			
国家湿地政策			
法律和制度			
禽流感病毒和湿地			
伙伴关系			
湿地传播、教育、参与和意识计划 (CEPA)			
参与技能			
水资源相关的指导			
河流流域管理			
水资源的分配和管理			
地下水管理			
海岸管理			
资源调查、评估和监测			
数据和信息需求			
湿地资源调查			
影响评估			
国际重要湿地认定			
湿地资源管理			
解决生态特征的变化			
国际合作			
<b>湿地公约决议</b>			
气候变化			
泥炭地保护			
降低灾害风险			
湿地评估			
旅游业			
能源			
采掘行业			



© Adobe Stock/ magspace

### 背景阅读 4.3

#### 神圣水域

不同信仰体系会对湿地管理产生积极或消极的影响。许多湿地（湖泊、河流、泉水等）对世界各地多数人和少数人的信仰都具有神圣的价值；神圣通常赋予人们职责，确保湿地受到保护和良好管理。例如，2017 年法院判决认定恒河拥有生命实体的权利（Kothari & Bajpai 2017）是基于湿地神圣价值的一

系列政策举措之一。这种法律效力也可以用于其他传统习俗和信仰，就像新西兰议会在 2017 年授予旺格努伊河法律人格，这一举动在毛利人看来是十分神圣的。他们的社区和政府各自指定一名成员代表河流的利益（ABC 2017）。

指定国际重要湿地或其他保护区并不能确保这些地区能够得到良好的保护。有效性与管理计划密切相关（Leverington et al. 2010）；和没有管理计划的湿地相比，实施管理计划的国际重要湿地可得到更好的保护。例如，有效实施管理计划的地中海国际重要湿地显示越冬水鸟种群增长幅度更大（Korichi & Treilhes 2013）。然而，只有不到一半的国际重要湿地实施了管理计划。

西半球区域中心、东非区域中心、中西亚区域中心以及东亚区域中心四个湿地公约区域中心进一步推动了培训和能力建设。例如，东亚区域中心赞助了国家专家参加湿地公约履约培训研讨会，研讨指定和管理所面临的挑战。能力建设需在各级行政层面开展，且需要花时间学习新技能、改变态度和行为，因此这仍然是一项需要解决的重大挑战（Gevers et al. 2016）。

文化习俗和传统的传承有利于湿地的合理利用。举例来说，湿地中的自然圣境通常得到很好的保护。当地社区和土著人民的传统知识和文化习俗往往强调可持续管理，可以在维持湿地作为“自然基础设施”方面发挥重要作用。

湿地的合理利用方法反映在以下若干目标中：《湿地公约战略规划》的湿地效益（目标 1）、国际重要湿地网络（目标 6）和综合管理（目标 9），以及“联合国可持续发展目标” 6.5 “在各个层面实施综合水资源管理……”。“爱知生物多样性目标” 1 要求“人们了解生物多样性的价值以及可持续地保护和利用生物多样性的步骤”，这些目标反映在《湿地公约》目标 11 和目标 16 中，涵盖了湿地效益的编制、传播和主流化。

## 使用《湿地公约》机制识别和应对挑战

当国际重要湿地的生态特征因人类行为而下降（或可能下降）时，《湿地公约》鼓励采取一系列应对措施。条款 3.2 要求缔约方“即刻”向秘书处通报问题。截止到 2017 年 12 月，秘书处共收到 164 个国际重要湿地的问题通报，另有第三方向秘书处递交的另外 70 个国际重要湿地的问题通报；这些通报的问题还在确认当中（湿地公约秘书处，2018）。

《蒙特勒档案》由缔约方于 1990 年建立，突出显示那些需要优先保护的地点。其目的是按照湿地公约咨询任务（RAMs）的实施指导和财务机制下的资源分配，支持缔约方解决国际重要湿地面临的威胁。《蒙特勒档案》在前两个三年期的国际重要湿地数量（49 个）

维持不变，仅于 2015 年移除一个。尽管 2017 年有两个湿地被添加到《蒙特勒档案》中，但当时缔约方已不使用该档案作为工具。相反，湿地公约咨询任务仍保持积极响应，2008 年以来，每年至少更新一次《蒙特勒档案》。

湿地公约咨询任务是一种技术援助机制，通过该机制，缔约方可以就如何应对国际重要湿地生态特征的威胁和相关的湿地问题得到专家建议。该机制通常包含一个小型的跨国、多学科专家团队组成，便于他们实地考察、评估问题、咨询利益相关者，之后编写报告和建建议。自 1990 年以来，《湿地公约》已建立了 80 多个公约咨询任务，其职责范围因地区有巨大差异。



© Helder Santana



# 使用经济和财政激励

公平分享湿地恢复和管理的成本和效益是实现湿地资源合理利用的必要条件。一系列经济手段可以提供帮助（IPBES 2018）。

为了加强监管控制，一些国家采取为生态系统服务付款方式，来激励湿地保护和合理利用（Ingram et al. 2014）。土地所有者或管理者应对有益环境的举措给予补偿。美国的湿地保护区计划（现为农业保护地役权计划）向农场主支付了恢复和保护湿地的费用，金额与承诺保护期限相关联。从 1992 年至 2013 年，涉及土地面积约 110 万公顷，补偿金额达 45 亿美元。在一年内，生态系统预估服务价值就超过了政府在密西西比河谷支付的湿地恢复费用（Jenkins et al. 2010）。

税法影响人类行为，用税收条款激励湿地保护和

合理利用。在澳大利亚，土地所有者如果同意保护契约，承诺保护和提高该地区的自然价值，则可享受税收优惠（澳大利亚政府环境与能源部）。南非最近也通过了类似的立法（背景阅读 4.4）。在美国，土地所有者在向土地信托机构或类似实体捐赠保护地役权（允许土地保持其自然状态）时，可享受优惠的税收待遇。

改变不当激励措施、引入积极激励措施是另一项重要的对策。例如，不当的农业补贴和价格支持可能造成湿地变化或污染加剧。1985 年，《美国粮食安全法》阐明了如何通过消除不当激励措施减少湿地损失。法案规定，对湿地进行人为排干或改造的农场主可能失去获得贷款、补贴保险以及价格收入保护等政府福利的资格。表 4.2 量化了这些政策的影响。

表 4.2 美国农业部门的湿地损失和收益

年份	平均湿地损失	平均湿地获得
20 世纪 50 – 70 年代	每年减少 161251.2 公顷	
20 世纪 70 年代中期 – 80 年代中期	每年减少 63373.8 公顷	
1986 – 1997	每年减少 6155.3 公顷	
1998 – 2004		每年增加 4773.3 公顷
2004 – 2009		每年增加 8994.8 公顷

数据来源：Frayner et al. 1983；Dahl & Johnson 1991；Dahl 2000, 2006, 2011。

## 背景阅读 4.4

### 南非的生物多样性税收激励措施

南非鸟盟于 2015 年启动该财政福利项目，旨在验证为加入湿地保护地的土地所有者所建立的生物多样性税收激励政策。该项目推进了在国家立法中引入新的税收激励措施。土地所有者可以根据自己所建自然保护区或

国家公园的土地价值申请减税。2016 年，一位重要禽类和生物多样性保护区的土地所有者得到了第一笔生物多样性激励。

来源：非洲国际鸟盟（2017）

# 政府维持和增加湿地恢复投入

鉴于当前全球湿地仍处于糟糕的状态，政府对湿地恢复的资助显得十分关键。湿地公约各区都在进行宏大的湿地修复项目，包括南非的水资源工作计划、中国湿地公园创建（Wang et al. 2012）、白俄罗斯泥炭地修复计划（GEF 2016）、新西兰绿色王国湿地恢复计划（Macdonald & Robertson 2017）、以及美国大沼泽地恢复工作（National Academies of Science, Engineering, and Medicine 2016）。



© Firpo Lacoste

## 增加对湿地的投资

湿地具有广泛的社会效益，可吸引各种部门进行投资。湿地作为经济实惠的自然基础设施，不论单独使用，或与传统的“灰色”基础设施相结合，都能成为吸引金融家、政府和私人投资者开展投资行动的有力依据。

## 增加业务互动和对话

越来越多的商业正积极协调和支持“联合国可持续发展目标”和《巴黎气候变化协定》的实施。各种倡议如《可持续发展世界工商理事会 2020 行动》议程正在帮助商业了解投资保护自然资本（如湿地）的全球必要性，以及如何将其纳入日常实践。商业可通过履行企业责任和社会责任进行投资，支持湿地保护。例如，达能于 2011 年建立的民生碳投资基金支持了世界上最大的红树林恢复项目，该项目在塞内加尔卡萨芒斯岛和萨鲁姆地区的 10000 公顷土地上重新种植了 7900 万棵红树林。项目提供的私人碳信用抵消了投资者的碳排放（民生基金；Giraud & Hemerick 2013）。

## 背景阅读 4.5

### 减少灾害风险、提高社区弹性

恢复自然基础设施有助于降低灾害风险。在荷兰，作为“还地于河”倡议的一部分，恢复了艾瑟尔河、莱茵河、莱克河和瓦尔河的天然洪泛区，以减少洪水的影响。在泰国南部，每公顷红树林的风暴保护效益估价为 10821 美元。甲米河口国际重要湿地的红树林正逐步实施恢复，保护脆弱的沿海社区免受热带风暴影响，缓解海平面上升带来的负

面效应。同样，在中国湖北省，通过恢复工作，湖泊和沼泽的水系重新汇聚于长江，抵御洪水影响。湿地的恢复还可为当地社区增加鱼类资源和改善水质。在印度尼西亚，泥炭地退化和流失，加之厄尔尼诺南方涛动干旱影响，2015 和 2016 年当地发生了毁灭性火灾；作为补偿，印度尼西亚承诺恢复两百万公顷的泥炭地（Kumar et al. 2017b）。

# 促进可持续的生产和消费实践

生态标签和认证计划都可以帮助改变人类行为，有助于湿地保护和合理利用。消费者购买带有生态标签或经认证的可持续方式生产的商品，可为可持续企业创造市场激励作用。例如，在湿地环境中，总部位于百慕大的信利保险公司正在与大自然保护协会合作开发“蓝碳信贷”，重点保护对海岸线起防护作用的盐沼、海草草甸、珊瑚礁和红树林（Chasan 2018）。其他的认证计划，如棕榈油可持续发展圆桌会议、森林管理委员

会及其他涉及牛肉、大豆等计划，都以避免损害高保护价值区域（包括湿地）为行动标准（Abell et al. 2015）。

《湿地公约战略规划》目标 17 呼吁提供资金和其他资源，“爱知生物多样性目标”目标 20 提到“运用所有资金筹措渠道，确保《2011- 2020 年生物多样性战略规划》的有效实施……”。

Terragr'Eau 沼气站为可持续农业活动提供能源，该举措有助于保护依云流域，确保依云矿泉水的长期稳定品质。



## 背景阅读 4.6

### 企业水管理

企业参与不仅仅意味着开发一系列企业社会责任项目，还包含了是否应该提取水、提取多少、以及由谁提取的问题。“水管理”被水管理联盟定义为“通过利益相关者的参与，基于场地和流域尺度的行动，实现社会公平，环境可持续和经济效益的水利用”。

该联盟为私营公司、公共机构和其他参与者制定了自愿行动标准，关注“场地”（例如工厂/办公场所）和“流域”的水管理问题。

来源：Newborne & Dalton（2016）



# 将合理利用和公众参与纳入更广泛的发展规划

绿色基础设施 (GI) 是湿地规划的重要组成部分，包括河流流域和滨海地区。在这种情况下，绿色基础设施是天然或半天然湿地，提供的生态系统服务与建造的“灰色”基础设施相类似。规划者、工程师和决策者越来越多地利用绿色基础设施的方法进行水管理，有时会与灰色基础设施相整合 (UNEP 2014b)。

恢复环境流量，即维持水生生态系统所需的水流的数量、质量和时间，也可以维持和恢复生态系统服务 (Yang et al. 2016)。大规模的尝试包括墨累-达令流域 (澳大利亚) 和蓬奇河 (巴基斯坦) (Hardwood et al. 2017)。

公众参与湿地管理和决策是成功的关键因素。74% 的缔约方宣称促进利益相关者参与湿地决策，64% 的缔约方让当地利益相关者参与国际重要湿地的指定和管理；这可以包括基于社区的管理。2012 年，

柬埔寨将捕鱼权和监管权移交给参与性社区渔业组织，让居住在该地区或附近的人们参与进来 (Kim et al. 2013)，以减少贫困和改善管理。志愿者对于保护湿地发挥着重要作用。2015 年，80 万名志愿者从世界各地的沿海地区收集了超过 810 万公斤的垃圾 (Ocean Conservancy 2016)。在一些国家，公众还采取司法行动，以确保政府遵守与湿地有关的职责。2017 年，为回应公益诉讼，印度最高法院下令对全国近 20 万个湿地进行资源调查 (Balakrishnan v. Union of India 2017)。

《湿地公约战略规划》呼吁合理利用 (目标 9)，并加强关键部门的可持续性 (目标 13)。“爱知生物多样性目标”目标 6 包括“到 2020 年，所有鱼类和无脊椎动物种群以及水生植物都能以一种可持续、合法和基于生态系统的方法进行管理和捕捞”。

## 背景阅读 4.6

### 印度尼西亚社区的恢复工作

1992 年，海啸“弗洛”袭击北努沙登加拉后，几个村庄海岸线侵蚀达 100 米，使成千上万的沿海居民受到风暴潮、海啸、台风和盐水入侵威胁。由于基础设施和农场暴露于海中，经济发展受到威胁。湿地国际与地方社区、政府、非政府组织和学术界共同发起了一个长期行动，通过生态系统恢复提高社区的抵御能力。在塔里布拉村，该社区利用竹子、木材、棕榈纤维、沙袋和椰子叶等当地天然材料建造了一个长达 180 米的半渗透

大坝，并持续进行修补。大坝造价合理，效果显著，并以每年 4.5–6.5 厘米的速度有效地减少了侵蚀。八个月后，红树林开始重新生长，鱼、虾和鸟类的数量出现增长。2013 年，该社区又重新种植了 6000 棵红树林，以防御海岸，并提供生计来源。

来源：湿地公约秘书处

<https://tinyurl.com/jcu3r4g>

# 将多元观点融入湿地管理

解决湿地保护和合理利用的挑战需要借鉴一系列意见和专业知 识，从自然科学一直到传统知识。成功的湿地管理通常会得到大多数公民的支持。而支持通常需 要理解和参与，这意味着采用参与性途径，即让许多不同权利持有人和利益相关者参与。其中一个重要的因素是包容，确保所有相关的意见都能被听到。

将当地和本土的知识、需求和观点纳入湿地管理的重要性已经受到除《湿地公约》以外许多机构的认 可（Ramsar Convention Secretariat 2010c；Thaman et al. 2013）。一些国家建立了正式的程序和伙伴关系，以确保来自当地人民和社区的知识会纳入管理。在澳大利亚，土著社区通过水系评估来衡量湿地健康及其文化意义。国家水务机构预计将在环境水管理中 使用这一信息。

湿地有多重价值，从生计支持的创收，到文化联 系和精神满足。认识到湿地全方位的价值有助于决策者优化效益，而不再关注狭窄的利益（Kumar et al. 2017a）。湿地的多种价值及其对人的贡献可以依次通过六个步骤进行评估，如图 4.6 所示。

由于对自然与社会之间关系持有不同看法，人们对湿地的评价也不相同，而且往往相互冲突。有效的沟通和推广服务至关重要，有助于帮助决策者和社会群体了解湿地的价值，从而支持湿地的保护和合理利用。《湿地公约》的沟通、能力建设、教育、参与和意识计划（CEPA）提供了一个框架，帮助决策者在更广泛的景观规划和可持续发展的背景下了解湿地以及湿地相关决策的长期后果。

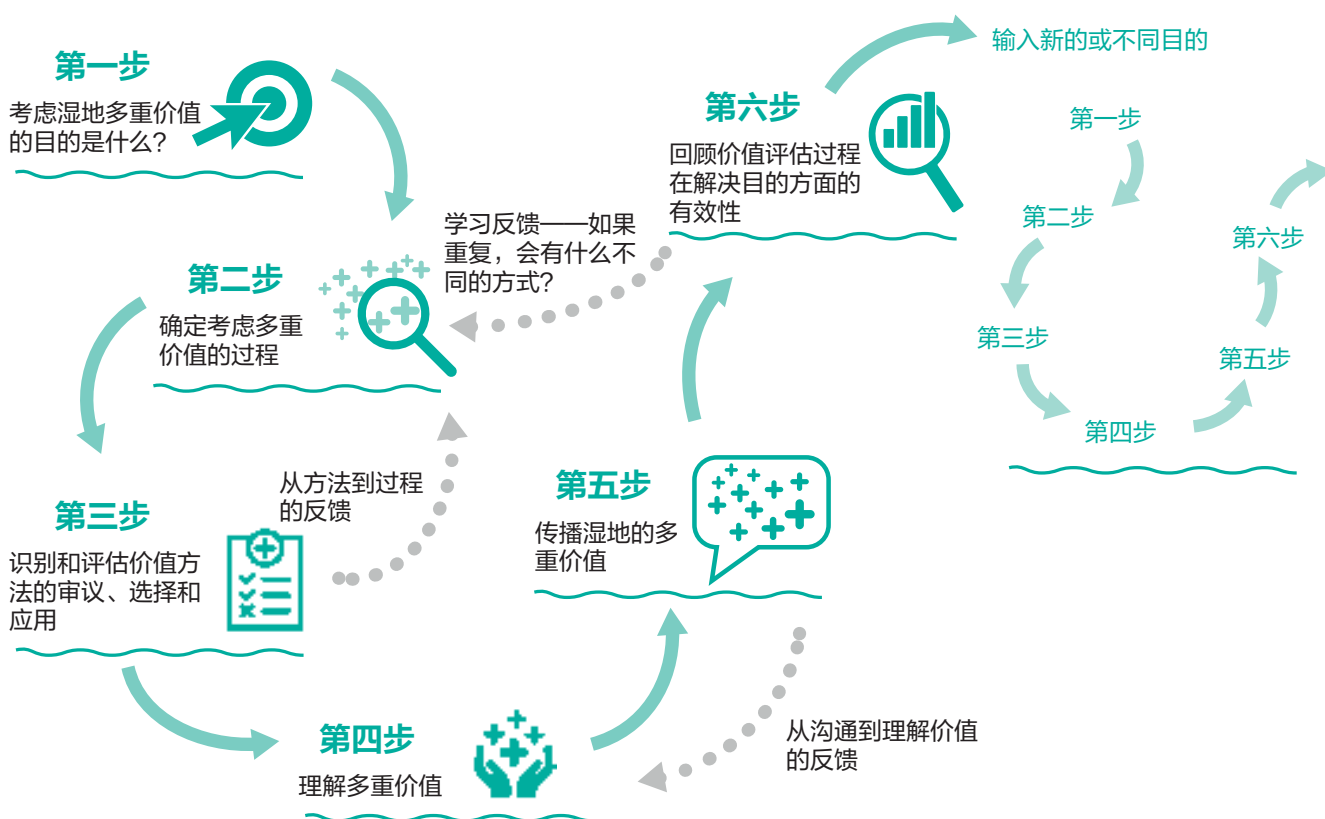


图 4.6 识别湿地的多种价值（改编自 IPBES 的分析）

# 更新和完善国家湿地资源调查，支持合理利用

国家湿地资源调查提供了管理和决策所需的核心信息。更新和完善资源调查有助于各国识别需要优先恢复的湿地，评估并合理分配管理资源。调查结果确定了评估政策、法律和监管机制有效性的基线，并从 2018 年开始也将用于“联合国可持续发展目标”6.6.1 的进展情况（见第 17 页）。自 2002 年以来，开展全面湿地资源调查的国家数目稳步增加，到 2018 年，已完成调查的缔约方达到 44%，正在进行中的为 29%。北美（67%）和欧洲（62%）最高，亚洲（30%）最低，见图 4.7。

## 有效利用地球观测系统

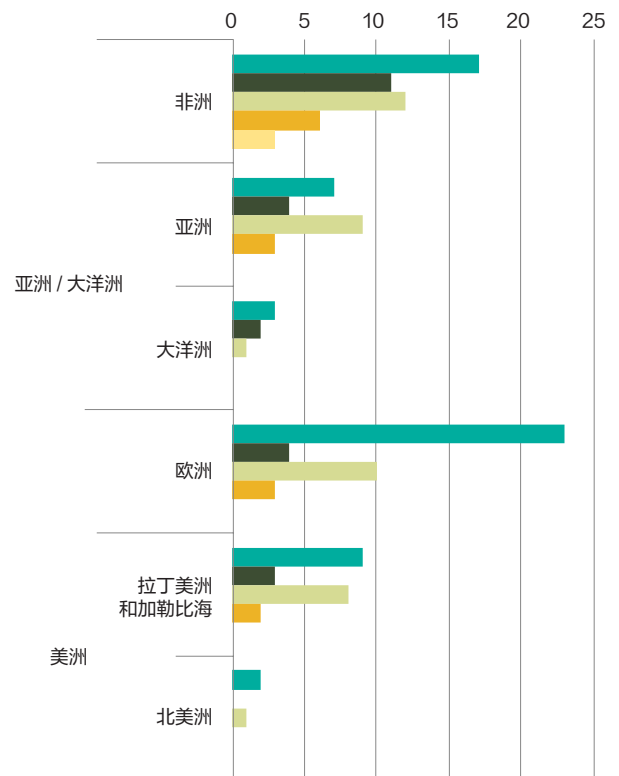
卫星遥感（被称为地球观测）使湿地资源调查、评估和监测发生了革命性的变化（Davidson & Finlayson, 2007 年）。尤其最近观测能力的进步，特别是能在高空间分辨率下进行系统、频繁的全球卫星观测，可更好地捕捉季节性和间歇性洪水区域的变化，这对评估湿地生态系统的健康至关重要（Rebello & Finlayson 2018）。例如，2017 年底，《全球红树林观察》绘制了 1996 年、2007 年、2008 年、2009 年、2010 年、2015 年和 2016 年的全球红树林范围图以及相应的变化地图，并预计从 2018 年开始每年进行更新（<http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/kyoto/mangrovewatch.htm>）。



**图 4.8 1996–2007 年几内亚比绍红树林恢复情况**  
(1996 年红树林覆盖范围为绿色，1996 – 2007 年之间的增长为蓝色)



**图 4.8 东加里曼丹 20 年来红树林损失情况**  
(1996 年红树林覆盖范围为红色，2007 年为黄色，2016 年为绿色)



**图 4.7 缔约方是否进行国家湿地资源调查**

- 是
- 否
- 正在进行中
- 计划中
- 无回应



# 充分利用公民科学

并非所有湿地管理和决策制定所需的知识储备都来自于高成本和高精度的监测成果。随着技术的进步，利用志愿者进行经济有效的数据收集更加切实可行。所谓的公民科学（Tulloch et al. 2013）在处理信息不足时提供了可选的补充手段（McKinley et al. 2017）。我们对水鸟状况和趋势的了解大多来自于 70 年来国际水鸟普查中志愿者承担的监测活动（Amano et al.

2018）。近期的公民科学案例包括坦桑尼亚河流的众包水文监测（Swiss Agency for Development and Cooperation 2017）、中国黄浦江河流生态系统富营养化的驱动因素识别（Zhang et al. 2017）、美国东北部春季水塘的绘制和评估（McGreavy et al. 2016）等。

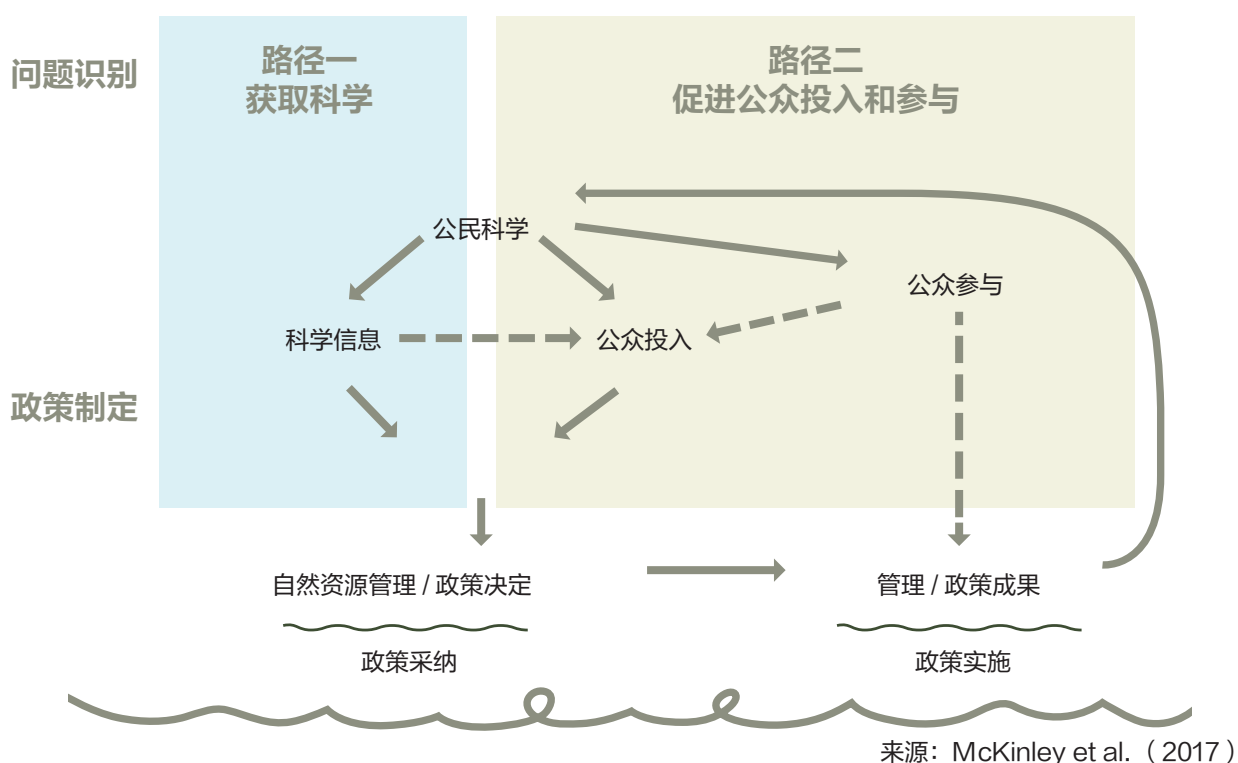


图 4.10 公民科学可在“政策周期”的各个阶段为政策制定和实施提供信息

## 案例研究：AEWA 保护状况评估

地面监测和保护行动可以改善水鸟生存状况。

在非洲 - 欧亚迁徙水鸟协定区域内，555 个水鸟生物地理种群中的许多种群出现了保护状况持续恶化，甚至部分种群急剧恶化的状况。在《湿地公约》缔约方较少、水鸟状况知识欠缺的地区，水鸟种群下降幅度

较高；相反，在采取保护措施、关键生境得到保护、开发活动得到良好管理的地区，水鸟种群状况正在改善。鸟类观察志愿者良好的监测活动有助于指定更多水鸟保护区域，推动水鸟保护工作。

来源：Nagy et al. (2015)



## 5 结论

---

分析表明，全球湿地正遭遇严重危机，面积、质量均在下降，面临压力持续增加。但幸运的是，我们仍然拥有广阔的湿地保护区，并从它们提供的众多生态系统服务中受益。《湿地公约战略规划》为未来描绘了美好蓝图，指引我们通过湿地保护和合理使用阻止和扭转湿地下降趋势，并确保湿地在实现“联合国可持续发展目标”方面发挥关键作用。

# 步入未来

## 全球衰退

湿地质量、数量持续下降，生物多样性遭受即时与长期的消极影响，生态系统服务下降，这些都导致了产量下降、水安全受到威胁等人类生计受损的后果。《湿地公约》为各国阻止和扭转全球湿地衰退提供了指导方针和机制。

## 仍是巨大的资源

尽管形势严峻，全球湿地在覆盖面积仍达到格陵兰岛同等大小，并通过生态系统服务功能为人类持续提供巨大惠益，包括提供食物和淡水、碳汇、减灾、审美和精神价值。通过有效的湿地管理和恢复措施，维持和扩大湿地生态系统服务功能，将为人类带来长久的、更多的惠益。

## 质量降低

作为应对湿地普遍退化的一部分，人们日益认识到湿地生态系统服务对政治和社会部门产生的作用。《湿地公约》已采取积极措施，推动更广泛的社会部门合作，为支持可持续发展、防止湿地进一步减少的国际倡议作出贡献。

## 对“可持续发展目标”的作用

“可持续发展目标”为解决湿地安全问题提供了便捷与及时的框架，并已得到了其他全球倡议的支持，例如《生物多样性公约》的“爱知生物多样性目标”，《联合国气候变化框架公约》的《巴黎协定》，以及《荒漠化公约》的土地退化零增长目标。随着这些全球倡议相关进程加强合作和共同监管，实现《湿地公约》的目标和愿景又将向前迈进一步。

## 《湿地公约》的任务

《湿地公约战略规划》为实现有效的湿地保护和合理利用制定了明确的路线图；它还通过共同监测在“可持续发展目标”指标 6.6.1 下的全球湿地状态方式，与“可持续发展目标”建立了官方联系。本书是实现这一目标的重要一步。

## 合作伙伴关系

《湿地公约》将继续通过湿地公约咨询任务、区域倡议和重启《蒙特勒档案》申报为缔约方提供帮助，关注面临严重压力的国际重要湿地，通过提供湿地合理利用技术指导为途径，最终达成维持湿地生态特征、保障人类从多种湿地生态系统服务中收益的目标。



## 6 参考文献





- ABC. (2017). New Zealand's Whanganui River granted legal status as a person after 170-year battle. <http://www.abc.net.au/news/2017-03-16/nz-whanganui-river-gets-legal-status-as-person-after-170-years/8358434>
- Abell, R., Morgan, S.K. & Morgan, A.J. (2015). Taking high conservation value from forests to freshwaters. *Environmental Management*, 56(1), 1-10.
- Acreman, M.C., Fisher, J., Stratford, C.J., Mould, D.J. & Mountford, J.O. (2007). Hydrological science and wetland restoration: some case studies from Europe. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 11(1), 158-169.
- Adaman, F., Hakyemez, S. & Özkaynak, B. (2009). The political ecology of a Ramsar Site conservation failure: the case of Burdur Lake, Turkey. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 27(5), 783-800.
- Airoldi, L. & Beck, M.W. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 45, 345-405.
- Allen, D.J., Molur, S. & Daniel, B.A. (Compilers). (2010). The status and distribution of freshwater biodiversity in the Eastern Himalaya. Cambridge, UK & Gland, Switzerland: IUCN; Coimbatore, India: Zoo Outreach Organisation.
- Allen, D.J., Smith, K.G. & Darwall, W.R.T. (Compilers). (2012). The status and distribution of freshwater biodiversity in Indo-Burma. Cambridge, UK & Gland, Switzerland: IUCN.
- Amano, T., Székely, T., Sandel, B., Nagy, S., Mundkur, T., et al. (2018). Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature*, 553, 199-202.
- Anderson, L.G., Roccliffe, S., Haddaway, N.R. & Dunn, A.M. (2015). The role of tourism and recreation in the spread of non-native species: A systematic review and meta-analysis. *PLoS ONE*, 10(10), e0140833.
- Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., SimalGándara, J., Mejuto, J.C. & García-Rfo, L. (2008). The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 123(4), 247-260.
- Australian Government, Department of Environment and Energy.
- Conservation covenants. <https://www.environment.gov.au/topics/biodiversity/biodiversity-conservation/conservation-covenants>
- Baker, A.C., Glynn, P.W. & Riegl, B. (2008). Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(4), 435-471.
- Balakrishnan v. Union of India (2017). (Supreme Court of India).
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C. & Silliman, B.R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169-193.
- Barker, N.H.L. & Roberts, C.M. (2004). Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation*, 120(4), 481-489.
- Bartley, D.M., De Graaf, G.J., Valbo-Jørgensen, J. & Marmulla, G. (2015). Inland capture fisheries: status and data issues. *Fisheries Management and Ecology*, 22, 71-77.
- Batker, D., de la Torre, I., Costanza, R., Swedeen, P., Day, J., et al. (2010). Gaining ground. Wetlands, hurricanes and the economy: the value of restoring the Mississippi River Delta. Tacoma, Washington: Earth Economics.
- Beaman, J., Bergeron, C., Benson, R., Cook, A.M., Gallagher, K., et al. (2016). State of the Science White Paper. A summary of literature on the chemical toxicity of plastics pollution to aquatic life and aquatic-dependent wildlife. Report EPA-822-R-16-009. Washington, DC: Environmental Protection Agency.
- Bedford, B.L., Walbridge, M.R. & Aldous, A. (1999). Patterns in nutrient availability and plant diversity of temperate North American wetlands. *Ecology*, 80, 2151-2169.
- Bennett, S.J., Barrett-Lennard, E.G. & Colmer, T.D. (2009). Salinity and waterlogging as constraints to saltland pasture production: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 123, 349-360.
- Bilz, M., Kell, S.P., Maxted, N. & Lansdown, R.V. (2011). European Red List of Vascular Plants. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- BirdLife International. (2015). Report by BirdLife International to the Ramsar Convention on wetland indicators. Cambridge, UK: BirdLife International.
- BirdLife International. (2015a). European Red List of Birds. Luxembourg: Office of Official Publications of the European Communities.
- BirdLife International Africa. (2017). South Africa gets first biodiversity tax incentive. <http://www.birdlife.org/africa/news/south-africa-gets-first-biodiversity-tax-incentive>
- BirdLife International. (2018). State of the world's birds: taking the pulse of the planet. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Blann, K.L., Anderson, J., Sands, G.R. & Vondracek, B. (2009). Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39, 909-1001.
- Bonells, M. (2012). Private nature reserves: an innovative wetland protection mechanism to fill in the gaps left by the SWANCC and Rapanos rulings. *Environ*, 36(3), 1-34.
- Brander, L.M., Florax, J.G.M. & Vermaat, J.E. (2006). The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics*, 33, 223-250.
- Brimblecombe, P. (2011). The big smoke: a history of air pollution in London since medieval times. London: Routledge.
- Brouwer, R., Langford, I.H., Bateman, I.J. & Turner, R.K. (1999). A metaanalysis of wetland contingent valuation studies. *Regional Environmental Change*, 1, 47-57.
- Bullock, A. & Acreman, M. (2003). The role of wetlands in the hydrologic cycle. *Hydrology and Earth System Science*, 7, 358-389.
- Bundschuh, J., Litter, M.I., Parvez, F., Román-Ross, G., Nicolli, H.B., et al. (2012). One century of arsenic exposure in Latin America: a review of history and occurrence from 14 countries. *Science of the Total Environment*, 429, 2-35.
- Bünemann, E.K., Schwenke, G. & Van Zwieten, L. (2006). Impacts of agricultural impacts on soil organisms – a review. *Australian Journal of Soil Research*, 44(4), 379-406.
- Bush, E.R., Short, R.E., Milner-Gulland, E.J., Lennox, K., Samoilys, M. & Hill, N. (2017). Mosquito net use in an artisanal East African fishery. *Conservation Letters*, 10(4), 451-459.
- Butchart, S.H., Akçakaya, H.R., Chanson, J., Baillie, J.E.M., Collen, B., et al. (2007). Improvements to the Red List Index. *PLoS ONE*, 2(1), e140.
- Carandang, A.P. (2012). Assessment of the contribution of forestry to poverty alleviation in the Philippines. In Food and Agriculture Organization of the United Nations, Regional Office for Asia and the Pacific. Making forestry work for the poor: Assessment of the contribution of forestry to poverty alleviation in Asia and the Pacific. pp. 267-292. RAP Publication 2012/06. Bangkok: FAO.
- Carpenter, K.E., Abrar, M., Aeby, G., Aronson, R.B., Banks, S., et al. (2008). One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science*, 321, 560-563.
- Carrizo, S.F., Jähnig, S.C., Bremerich, V., Freyhof, J., Harrison, I., et al. (2017). Freshwater megafauna: flagships for freshwater biodiversity under threat. *Bioscience*, 67 (10), 919-927.
- Chasan, E. (2018). Insurer to invest in coastal wetlands to mitigate storm damages. Bloomberg, <https://www.bloomberg.com/news/articles/2018-05-11/insurer-to-invest-in-coastal-wetlands-to-mitigate-storm-damages> Accessed 12 May 2018.
- Chuang, Y., Yang, H. & Lin, H. (2009). Effects of thermal discharge from a nuclear power plant on phytoplankton and periphyton in sub-tropical coastal waters. *Journal of Sea Research*, 61, 197-205.
- Clausnitzer, V., Kalkman, V.J., Ram, M., Collen, B., Baillie, J.E.M., et al. (2009). Odonata enter the biodiversity crisis debate: the first global assessment of an insect group. *Biological Conservation*, 142(8), 1864-1869.
- Collen, B., Whitton, F., Dyer, E.E., Baillie, J.E.M., Cumberlidge, N., et al. (2014). Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 40-51.
- Comeros-Raynal, M.T., Choat, J.H., Polidoro, B.A., Clements, K.D., Abesamis, R., et al. (2012). The likelihood of extinction of iconic and dominant herbivores and detritivores of coral reefs: the parrotfishes and surgeonfishes. *PLoS ONE*, 7(7): e39825.

- Convention on Biological Diversity (CBD) & Ramsar Convention. (2006).  
 Guidelines for the rapid ecological assessment of biodiversity in inland water, coastal and marine areas. Montreal: CBD Technical Series no. 22 and Ramsar Technical Report no. 1.  
 Convention on Biological Diversity (CBD). (2010). Decision X/2: The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its Tenth Meeting. UNEP/CBD/COP/DEC/X/2. Retrieved from <https://www.cbd.int/sp/default.shtml> Convention on Biological Diversity (CBD). (2014). Global Biodiversity Outlook 4. Montreal.  
 Cormier-Salem, M.-C. (2014). Participatory governance of Marine Protected Areas: a political challenge, an ethical imperative, different trajectories. *S.A.P.I.E.N.S.*, 7(2).  
 Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S.J., et al. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152-158.  
 Craft, C.B. & Richardson C.J. (1993). Peat accretion and N, P, and organic C accumulation in nutrient-enriched and unenriched Everglades peatlands. *Ecological Applications*, 3, 446-458.  
 Craig, L.S., Olden, J.D., Arthington, A.H., Entekhabi, S., Hawkins, C.P., et al. (2017). Meeting the challenge of interacting threats in freshwater systems: a call to scientists and managers. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 5, 72. DOI <http://doi.org/10.1525/elementa.256>.  
 Cronk, J.K. & Fennessy, M.S. (2001). *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Boca Raton, FL: CRC Press/Lewis Publishers.  
 Cuttelod, A., Seddon, M. & Neubert, E. (2011). *European Red List of Nonmarine Molluscs*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.  
 Dahl, T.E. (2000). Status and trends of wetlands in the conterminous United States 1986 to 1997. Washington, DC: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.  
 Dahl, T.E. (2006). Status and trends of wetlands in the conterminous United States 1998 to 2004. U.S. Washington, DC: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.  
 Dahl, T.E. (2011). Status and trends of wetlands in the conterminous United States 2004 to 2009. U.S. Washington, DC: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.  
 Dahl, T.E. & Johnson, C.E. (1991). Status and Trends of Wetlands in the Conterminous United States, Mid-1970s to Mid-1980s. Washington, DC: Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.  
 Daly-Hassen, H. (2017). Valeur économique des services écosystémiques du Parc National de l'Ichkeul, Tunisie. Gland, Switzerland & Malaga, Spain: IUCN. Retrieved from [http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/valeur\\_economique\\_ichkeul\\_f.pdf](http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/valeur_economique_ichkeul_f.pdf)  
 Darwall, W.R.T., Smith, K.G., Allen, D.J., Holland, R.A., Harrison, I.J. & Brooks, E.G.E. (eds). (2011). *The Diversity of Life in African Freshwaters: Under Water, Under Threat*. An analysis of the status and distribution of freshwater species throughout mainland Africa. Cambridge, United Kingdom & Gland, Switzerland: IUCN.  
 Davidson, N.C. (2014). How much wetland has the world lost? Longterm and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 934-941.  
 Davidson, N.C. (2017). Wetland losses and the status of wetlanddependent species. In C.M. Finlayson, N. Davidson, G.R. Milton & C. Crawford (eds). *The wetland book: distribution, description and conservation*. Dordrecht: Springer.  
 Davidson, N.C. & Finlayson, C.M. (2007). Earth Observation for wetland inventory, assessment and monitoring. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Systems*, 17(3), 219-228.  
 Davidson, N.C. & Finlayson, C.M. (2018). Extent, regional distribution and changes in area of different classes of wetland. *Marine & Freshwater Research* (in press).  
 Davidson, N.C., Fluet-Chouinard, E. & Finlayson, C.M. (2018). Global extent and distribution of wetlands: trends and issues. *Marine and Freshwater Research* doi org/10.1071/MF17019.  
 Davidson, N.C., Laffoley, D. d'A., Doody, J.P., Way, L.S., Gordon, J., et al. (1991). *Nature conservation and estuaries in Great Britain*. Peterborough: Nature Conservancy Council.  
 Davies, J., Hill, R., Walsh, F.J., Sandford, M., Smyth, D. & Holmes, M.C. (2013). Innovation in management plans for community conserved areas: experiences from Australian indigenous protected areas. *Ecology and Society*, 18(2), 14.  
 Davies, T.W., Duffy, J.P., Bennie, J. & Gaston, K.J. (2014). The nature, extent, and ecological implications of marine light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(6), 347-355.  
 De, A., Bose, R., Kumar, A. & Mozumdar, S. (2014). Targeted delivery of pesticides using biodegradable polymeric nanoparticles. *Springer Briefs in Molecular Science*, pp. 5-6.  
 de Fouw, J., Govers, L. L., van de Koppel, J., van Belzen, J., Dorigo, W., et al. (2016). Drought, mutualism breakdown, and landscape-scale degradation of seagrass beds. *Current Biology*, 26(8), 1051-1056.  
 de Grave, S., Smith, K., Adeler, N.A., Allen, D., Alvarez, F., et al. (2015). Dead shrimp blues: a global assessment of extinction risk in freshwater shrimps (Crustacea: Decapoda: Caridea). *PLOS One* doi.org/10.1371/journal.pone.0120198  
 De Groot, R.S., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., et al. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50-61.  
 de Guenni, L.B., Cardoso, M., Goldammer, J., Hurtt, G., Mata, L.J., et al. (2005). Regulation of Natural Hazards: Floods and Fires. In: *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. pp.441-454. <http://www.unep.org/maweb/documents/document.285.aspx>. pdf. Dee, L.E., Horii, S.S. & Thornhill, D.J. (2014). Conservation and management of ornamental coral reef wildlife: successes, shortcomings, and future directions. *Biological Conservation*, 169, 225-237.  
 Delucchi, M.A. (2010). Impacts of biofuels on climate change, water use, and land use. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195(1), 28-45.  
 Department of the Environment. (2016). *Wetlands and Indigenous values*. Australian Government, Department of the Environment. [Online.] <https://www.environment.gov.au/system/files/resources/b04e5e2a-4256-4548-974e-00f7d84670a9/files/factsheet-wetlands-indigenous-values.pdf>.  
 Derraik, J.G.B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 842-852.  
 Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., et al. (2015). The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16.  
 Dixon, M.J.R., Loh, J., Davidson, N.C. & Walpole, M.J. (2016). Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends Index. *Biological Conservation*, 193, 27-35.  
 Dodds, W.K., Perkin, J.S. & Gerken, J.E. (2013). Human impact on freshwater ecosystem services: a global perspective. *Environmental Science and Technology*, 47(16), DOI10.1021/es4021052.  
 Dymond, J.R., Ausseil, A.E., Peltzer, D.A. & Herzig, A. (2014). Conditions and trends of ecosystem services in New Zealand—a synopsis. *Solutions*, 5(6), 38-45.  
 Edgar, G.J., Stuart-Smith, R.D., Willis, T.J., Kininmonth, S., Baker, S.C., et al. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506, 216-220.  
 Edwards, P. (2014). Aquaculture environment interaction: past, present and likely future trends. *Aquaculture*, 447, 2-14.  
 EEA. (2014). *Progress in management of contaminated sites*. Copenhagen: European Environment Agency.  
 EEA. (2015). *European environment — state and outlook 2015: Assessment of global megatrends*. Copenhagen: European Environment Agency.  
 Eherenfeld, J. (2003). Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, 6, 503-513.  
 Elder, J.F., Rybicki, N.B., Carter, V. & Weintraub, V. (2000). Sources and yields of dissolved carbon in Northern Wisconsin stream catchments with differing amounts of peatland. *Wetlands*, 20, 113-125.  
 Erickson, J.E., Peresta, G. Montovan, K.J. & Drake, B.G. (2013). Direct and indirect effects of elevated atmospheric CO2 on net ecosystem production in a Chesapeake Bay tidal wetland. *Global Change Biology*, 19, 3368-3378.



- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., et al. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77, 177-182.
- Eriksen, M., Lebreton, L.C., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., et al. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS one*, 9(12), p.e111913.
- Eriksson, B.K., van der Heide, T., van de Koppel, J., Piersma, T., van der Veer, H.W., & Olf, H. (2010). Major changes in the ecology of the Wadden Sea: human impacts, ecosystem engineering and sediment dynamics. *Ecosystems*, 13, 752-764.
- Erwin, K. (2009). Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, 17, 71-84.
- European Commission. (2012). *Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources*. Brussels, Belgium: European Commission.
- European Commission. (2013). *Report of the Commission to the Council and the European Parliament on the Implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2008-2011*. Brussels, Belgium: European Commission.
- European Commission. (2017). *Biofuels*. <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/renewable-energy/biofuels>
- Ewers Lewis, C.J., Carnell, P.E., Sanderman, J., Baldock, J.A. & Macreadie, P.I. (2018). Variability and vulnerability of coastal "blue carbon" stocks: A case study from Southeast Australia. *Ecosystems*, 21, 263-279.
- Fabricius, K.E. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 50(2), 125-146.
- Famiglietti, J.S. (2014). The global groundwater crisis. *Nature Climate Change*, 4, 945-948.
- FAO. (2011). *The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk*. Rome and London: Food and Agriculture Organization of the United Nations, and Earthscan.
- FAO. (2014). *The state of world fisheries and aquaculture: opportunities and challenges*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. (2015). *World fertilizer trends and outlooks to 2018*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. (2016a). *Global Forest Resource Assessment (GFRA) summary 2015*. Rome: Food & Agriculture Organisation.
- FAO. (2016b). *The state of world fisheries and aquaculture 2016*. Rome: Food and Agriculture Organization.
- FAO & ITPS. (2015). *Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report*. Rome: Food and Agriculture Organization and Intergovernmental Technical Panel on Soils.
- FAO–AquaStat Dams Database. <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/dams/index.stm>
- FAO Fishstat database. [http://www.fao.org/fishery/statistics/global\\_capture-production/en](http://www.fao.org/fishery/statistics/global_capture-production/en)
- FAOSTAT (<http://www.fao.org/faostat/en/#data>).
- Faulkner, S. (2004). Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands. *Urban Ecosystems*, 7(2), 89-106.
- Finlayson, C.M. (2017). Climate change and wetlands. In C.M. Finlayson, M. Everard, K. Irvine, R.J. McInnes, B.A. Middleton, et al. (eds) *The Wetland Book*. Springer.
- Finlayson, C.M., Capon, S.J., Rissik, D., Pittock, J., Fisk, G., et al. (2017). Adapting policy and management for the conservation of important wetlands under a changing climate. *Marine and Freshwater Research*, 68, 1803-1815.
- Finlayson, C.M., Clarke, S.J., Davidson, N.C. & Gell, P. (2016). Role of palaeoecology in describing the ecological character of wetlands. *Marine and Freshwater Research*, 67(6), 687-694.
- Finlayson, C.M., Davidson, N., Pritchard, D., Milton, G.R. & MacKay, H. (2011). The Ramsar Convention and ecosystem-based approaches to the wise use and sustainable development of wetlands. *Journal of International Wildlife Law and Policy*, 14, 176-198.
- Finlayson, C.M., de Groot, R.S., Hughes, F.M.R. & Sullivan, C.A. (2018). *Freshwater ecosystem services and functions*. In J.M.R. Hughes (ed) *Freshwater Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford: Oxford University Press. (in press).
- Flury, M. (1996). Experimental evidence of transport of pesticides through field soils—a review. *Journal of Environmental Quality*, 25(1), 25-45.
- Frayser, W.E., Monahan, T.J., Bowden, D.C. & Graybill, F.A. (1983). Status and trends of wetlands and deepwater habitats in the conterminous United States, 1950s to 1970s. Fort Collins: Colorado State University.
- Free, C.M., Jensen, O.P., Mason, S.A., Eriksen, M., Williamson, N.J. & Boldgiv, B. (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 156-163.
- Freyhof, J. & Brooks, E. (2011). *European Red List of Freshwater Fishes*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Froend, R.H., Horwitz, P. & Sommer, B. (2016). Groundwater dependent Wetlands. In: Finlayson C.M., Milton G., Prentice R. & Davidson N. (eds.) *The Wetland Book*. Dordrecht, Springer.
- Garcia, N., Harrison, I., Cox, N. & Tognelli, M.F. (eds.) (2008). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in the Arabian Peninsula*. Gland, Switzerland, Cambridge, UK and Arlington, US: IUCN
- García Criado, M., Väre, H., Nieto, A., Bento Elias, R., Dyer, R., et al. (2017). *European Red List of lycopods and ferns*. Brussels, Belgium: IUCN.
- García-Moreno, J., Harrison, I.J., Dudgeon, D., Clausnitzer, V., Darwall, W., et al. (2015). Sustaining freshwater biodiversity in the Anthropocene. In: Bhaduri, A., Bogardi, J., Leentvaar, J. & Marx, S. (eds.) *The Global Water System in the Anthropocene*. Springer.
- Gardner, R.C., Bonells, M., Okuno, E. & Zarama, J.M. (2012). Avoiding, mitigating, and compensating for loss and degradation of wetlands in national laws and policies. *Ramsar Scientific and Technical Briefing Note no. 3*. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Gardner, R.C. & Connolly, K.D. (2007). The Ramsar Convention on wetlands: assessment of international designations within the United States. *Environmental Law Review*, 37, 10089-10113.
- Gardner, R.C., Connolly, K.D. & Bamba, A. (2009). *African Wetlands of International Importance: assessment of benefits associated with designations under the Ramsar Convention*. *Georgetown International Environmental Law Review*, 21(2), 257-294.
- Gardner, R.C. & Davidson, N.C. (2011). The Ramsar Convention. In B.A. LePage (ed). *Wetlands: integrating multidisciplinary concepts*. pp. 189-203. Dordrecht: Springer.
- Gardner, R.C. & Grobicki, A. (2016). Synergies between the Convention on Wetlands of International Importance, especially as Waterfowl Habitat and other multilateral environmental agreements: possibilities and pitfalls. In *UN Environment. Understanding synergies and mainstreaming among the biodiversity related conventions: A special contributory volume by key biodiversity convention secretariats and scientific bodies*. pp. 54-67. Nairobi, Kenya: UN Environment.
- GEF. (2012). *Impacts of marine debris on biodiversity: current status and potential solutions*. Technical Series No. 67. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Scientific and Technical Advisory Panel-GEF.
- GEF. (2016). *Belarus' degraded peatlands: a chance to become mires again*. <https://www.thegef.org/news/belarus-degraded-peatlands-chance-become-mires-again>
- Genovesi, P., Carboneras, C., Vilà, M. & Walton, P. (2014). EU adopts innovative legislation on invasive species: a step towards a global response to biological invasions? *Biological Invasions*, 17(5), 1307-1311.
- Gevers, G.J.M., Koopmanschap, E.M.J., Irvine, K., Finlayson, C.M. & van Dam, A. (2016). Capacity development for wetland management. In C.M. Finlayson, M. Everard, K. Irvine, R.J. McInnes, B.A. Middleton, et al. (eds.) *The Wetland Book I: Structure and Function, Management and Methods*. Dordrecht: Springer Publishers.
- Ghermandi, A., van den Bergh, J.C.J.M., Brander, L.M., de Groot, H.L.F. & Nunes, P.A.L.D. (2010). The values of natural and human-made wetlands: a meta-analysis. *Water Resources Research*, 46, W12516.
- Giosan, L., Syvitski, J., Constantinescu, S. & Day, J. (2014). Protect the world's deltas. *Nature*, 516, 31-33.
- Giraud, B. & Hemerick, R. (2013). What if carbon was much more than just a funding mechanism? *Field Action Science Reports, Special Issue 7: Livelihoods*. Retrieved from <http://factsreports.revues.org/2106>.

- Global Mangrove Watch [source for table 2.2, figures 4.8 and 4.9 and text above figures] [www.globalmangrovetwatch.org](http://www.globalmangrovetwatch.org)
- Goldberg, J., Marshall, N., Birtles, A., Case, P., Bohensky, E., et al. (2016).
- Climate change, the Great Barrier Reef and the response of Australians, Palgrave Communications. DOI: 10.1057/palcomms.2015.46.
- Golden, H., Sander, H.A., Lane, C.R., Zhao, C., Price, K., et al. (2016).
- Relative effects of geographically isolated wetlands on streamflow: a watershed-scale analysis. *Ecohydrology*, 9, 21-38.
- Gorham E. (1991). Northern peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1, 182-195.
- Grant, G. (2012). *Ecosystem services come to town: greening cities by working with nature*. Chichester: John Wiley and Sons.
- Green, P.A., Vörösmarty, C.J., Harrison, I., Farrell, T., Sáenz, L. & Fekete, B.M. (2015). Freshwater ecosystem services supporting humans: pivoting from water crisis to water solutions. *Global Environmental Change*, 34, 108-118. doi:10.1016/j.gloenvcha.2015.06.007.
- Griffin, P.J. & Ali, S.H. (2014). Managing transboundary wetlands: the Ramsar Convention as a means of ecological diplomacy. *Journal of Environmental Studies and Sciences*, 4(3), 230-239.
- Groffman, P.M., Altabet, M.A., Böhlke, J.K., Butterbach-bahl, K., David, M.B., et al. (2012). Methods for measuring denitrification: diverse approaches to a difficult problem. *Ecological Applications*, 16, 2091-2122.
- Groffman, P.M., Butterbach-Bahl, K., Fulweiler, R.W., Gold, A.J., Morse, J.L., et al. (2009). Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models. *Biogeochemistry*, 93, 49-77.
- Gupta, A. (2007). *Large rivers' geomorphology and management*. Chichester, UK: J. Wiley and Sons.
- Hader, H., Kumar, D. Smith, R.C. & Worrest, R.C. (2007). Effects of solar UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 6, 267-285.
- Hajkowicz, S.A., Cook, H. & Littleboy, A. (2012). Our future world: global megatrends that will change the way we live. The 2012 Revision. Australia: CSIRO.
- Hanley, M.E., Hoggart, S.P.G., Simmonds, D.J., Bichot, A., Colangelo, M.A., et al. (2014). Shifting sands? Coastal protection by sand banks, beaches and dunes. *Coastal Engineering*, 87, 136-146.
- Hardwood, A., Johnson, S., Richter, B., Locke, A., Ye, X. & Tickner, D. (2017). Listen to the river: lessons from a global review of environmental flow success stories. Woking, UK: WWF-UK.
- Harrison, I.J. & Stiassny, M.L.J. (1999). The quiet crisis. In R.D.E. MacPhee and H.D. Sues (eds.). *Extinctions in near time: causes, contexts and consequences*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- HELCOM. (2017). First version of the 'State of the Baltic Sea' report - June 2017. Available at: <http://stateofthebalticsea.helcom.fi>
- Herbert, E.R., Boon, P., Burgin, A.J., Neubauer, S.C., Franklin, R.B., et al. (2015). A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. *Ecosphere*, 6(10), 1-43.
- Hertzman, T. & Larsson, T. (1999). *Lake Hornborga, Sweden: the return of a bird lake*. Wageningen, Netherlands: Wetlands International.
- Hipsey, M.R. & Arheimer, B. (2013). Challenges for water-quality research in the new IAHS decade on: Hydrology under societal and environmental change. In: *Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World*. Proceedings of H04, IAHS-IAPSO-IASPEI Assembly, Gothenburg, Sweden. IAHS Publ. 361: 17-30.
- Horwitz, P., Finlayson, M. & Weinstein, P. (2012). Healthy wetlands, healthy people: a review of wetlands and human health interactions. Ramsar Technical Report No. 6. Gland and Geneva, Switzerland: Secretariat of the Ramsar Convention on Wetlands & The World Health Organization.
- Hough, P. & Robertson, M. (2009). Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1), 15-33.
- House, J., Brovkin, V., Betts, R., et al. (2005). Climate and air quality. In: *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: current state and trends*. pp. 355-390. <http://www.unep.org/maweb/documents/document.282.aspx>
- Hubacek, K., Guan, D. & Barua, A. (2007). Changing lifestyles and consumption patterns in developing countries: a scenario analysis for China and India. *Futures*, 39(9), 1084-1096.
- IMF. (2002). *Globalization: threat or opportunity?* IMF Issues Brief, International Monetary Fund, Washington DC. Available at: <https://www.imf.org/external/np/exr/ib/2000/041200to.htm>.
- Ingram, J.C., Wilkie, D., Clements, T., McNab, R.B., Nelson, F., et al. (2014). Evidence of payments for ecosystem services as a mechanism for supporting biodiversity conservation and rural livelihoods. *Ecosystem Services*, 7, 10-21.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2014). *Impacts, adaptation and vulnerability. Top-level findings from the Working Group II AR5 summary for policymakers*.
- IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services). (2018). *Summary for policymakers of the thematic assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn, Germany: IPBES Secretariat.
- Islam, S.N. (2015). *Inequality and environmental sustainability*. UN. DESA Working Paper No. 145, ST/ESA/2015/DWP/145. New York: Department of Economic & Social Affairs, United Nations.
- IUCN. (1965). *List of European and North African Wetlands of International Importance*. IUCN Publications new series No. 5. Morges, Switzerland: IUCN.
- IUCN. (2016). *Global Standard for the Identification of Key Biodiversity Areas, Version 1.0*. First edition. Gland, Switzerland: IUCN.
- IUCN. (2018). (Draft) *Guidelines for recognising and reporting other effective area-based conservation measures*. Version 1. Gland, Switzerland: IUCN.
- IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group. <https://iucn-mtsg.org/about/structure-role/red-list/>
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., et al. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771.
- Janse, J.H., Kuiper, J.J., Weijters, M.J., Westerbeek, E.P., Jeuken, M.H.J.L., et al. (2015). GLOBIO-Aquatic, a global model of human impact on the biodiversity of inland aquatic ecosystems. *Environmental Science & Policy*, 48, 99-114.
- Jenkins, W.A., Murray, B.C., Kramer, R.A. & Faulkner, S.P. (2010). Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics*, 69, 1051-1061.
- Jones, J.I., Murphy, J.F., Collins, A.L., Sear, D.A., Naden, P.S. & Armitage, P.D. (2012). The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Research and Applications*, 28(8), 1055-1071.
- Joosten, H. (2010). *The global peatland CO2 picture. Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world*. Ede, Netherlands: Wetlands International.
- Joosten, H., Sirin, A., Couwenberg, J., Laine, J. & Smith, P. (2016). The role of peatlands in climate regulation. In Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.) *Peatland Restoration and Ecosystem Services*. Cambridge UK: Cambridge University Press.
- Juffe-Bignoli, D., Harrison, I., Butchart, S.H.M., Flitcroft, R., Hermoso, V., et al. (2016). Achieving Aichi Biodiversity Target 11 to improve the performance of protected areas and conserve freshwater biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(S1), 133-151.
- Kadlec, R.H. & Wallace, S.E. (2008). *Treatment Wetlands*. London, CRC Press.
- Kalkman, V.J., Boudot, J.-P., Bernard, R., Conze, K.-J., De Knijf, G., et al. (2010). *European Red List of dragonflies*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Keddy, P.A. (2010). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge UK, Cambridge University Press.
- Keddy, P.A., Fraser, L., Solomesch, A., Junk, W.J., Campbell, D.R., et al. (2009). *Wet and wonderful: The world's largest wetlands are conservation priorities*. *BioScience*, 59, 39-51.
- Keenan, L.W. & Lowe, E. (2001). Determining ecologically acceptable nutrient loads to natural wetlands for water quality improvement. *Water Science and Technology*, 44, 289-294.



- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P. & Jones, I. (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes*, 25(11), 1800-1821.
- Kim, S., Mam, K., Oeur, I., So, S. & Ratner, B. (2013). Fishery reforms on the Tonle Sap Lake: risks and opportunities for innovation. *Cambodia Development Review*, 17(2), 1-4.
- Kirby, M.X. (2004). Fishing down the coast: historical expansion and collapse of oyster fisheries along continental margins. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(35), 13096-13099.
- Kiwango, Y.A. & Wolanski, E. (2008). Papyrus wetlands, nutrients balance, fisheries collapse, food security, and Lake Victoria level decline in 2000–2006. *Wetlands Ecology and Management*, 16(2), 89-96.
- Koh, L.P., Miettinen, J., Liew, S.C. & Ghazoul, J. (2011). Remotely sensed evidence of tropical peatland conversion to oil palm. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(12), 5127-5132.
- Korichi, N. & Treilhes, C. (2013). Les sites Ramsar assurent leur rôle de protection quand ils sont gérés. *Espaces Naturels*, 43, 14-15.
- Kothari, A. & Bajpai, S. (2017). We are the river, the river is us. *Economic & Political Weekly*, 52(37). [http://www.epw.in/journal/2017/37/special\\_articles/we-are-river-river-us.html](http://www.epw.in/journal/2017/37/special_articles/we-are-river-river-us.html)
- Kumar, R., McInnes, R.J., Everard, M., Gardner, R.C., Kulindwa, K.A.A., et al. (2017a). Integrating multiple wetland values into decision-making. *Ramsar Policy Brief No. 2*. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Kumar, R., Tol, S., McInnes, R.J., Everard, M. & Kulindwa, A.A. (2017b). Wetlands for disaster risk reduction: effective choices for resilient communities. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat. Leverington, F., Costa, K.L., Pavese, H., Lisle, A. & Hockings, M. (2010). A global analysis of protected area management effectiveness. *Environmental Management*, 46(5), 685-698.
- Lima, I.B.T., Ramos, F.M., Bambace, L.A.W. & Rosa, R.R. (2008). Methane emissions from large dams as renewable energy resources: a developing nation perspective. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 13(2), 193-206.
- Liu, X., Duan, L., Mo, J., Du, E., Shen, J., et al. (2011). Nitrogen deposition and its ecological impact in China: an overview. *Environmental Pollution*, 159(10), 2251-2264.
- Livelihoods Funds. Our projects. <http://www.livelihoods.eu/portfolio/Lotze>
- Lotze, H.K. (2007). Rise and fall of fishing and marine resource use in the Wadden Sea, southern North Sea. *Fisheries Research*, 87, 208-218.
- Lotze, H.K., Reise, K., Worm, B., van Beusekom, J., Busch, M., et al. (2005). Human transformations of the Wadden Sea ecosystem through time: a synthesis. *Helgolander Marine Research*, 59, 84-95.
- Luo, Y., Wu, L., Liu, L., Han, C. & Li, Z. (2009). Heavy metal contamination and remediation in Asian agricultural land. *National Institute of Agro Environmental Sciences. Japan: MARCO Symposium*.
- Lynch-Stewart, P. (2008). Wetlands of International Importance (Ramsar Sites) in Canada: Survey of Ramsar Site managers 2007. Final Report. Maavara, T., Lauerwald, R., Regnier, P. & Van Cappellen, P. (2017). Global perturbation of organic carbon cycling by river damming. *Nature Communications*, 8, 15347.
- Macdonald, A. & Robertson, H. (2017). Arawai Kakariki Wetland Restoration Programme, Science Outputs 2007–2016. Wellington: New Zealand Department of Conservation.
- Mackay, H., Finlayson, C.M., Fernandez-Prieto, D., Davidson, N., Pritchard, D. & Rebelo, L.M. (2009). The role of Earth Observation (EO) technologies in supporting implementation of the Ramsar Convention on Wetlands. *Journal of Environmental Management*, 90(7), 2234-2242.
- Macreadie, P.I., Nielsen, D.A., Kelleway, J.J., Atwood, T.B., Seymour, J.R., et al. (2017). Can we manage coastal ecosystems to sequester more blue carbon? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 206-213.
- Máiz-Tomé, L., Sayer, C. & Darwall, W. (eds) (2018). The status and distribution of freshwater biodiversity in Madagascar and the Indian Ocean Islands hotspot. Gland, Switzerland: IUCN.
- Mäkinen, K. & Khan, S. (2010). Policy considerations for greenhouse gas emissions from freshwater reservoirs. *Water Alternatives*, 3(2), 91.
- Maron, M., Brownlie, S., Bull, J.W., Evans, M.C., von Hase, A., et al. (2018). The many meanings of no net loss in environmental policy. *Nature Sustainability*, 1, 19-27.
- Marton, J.M., Creed, I.F., Lewis, D.B., Lane, C.R., Basu, N.B., et al. (2015). Geographically isolated wetlands are important biogeochemical reactors on the landscape. *Bioscience*, 65(4), 408-418.
- Mauerhofer, V., Kim, R.E. & Stevens, C. (2015). When implementation works: a comparison of Ramsar Convention implementation in different continents. *Environmental Science & Policy*, 51, 95-105.
- Mayorga, E., Seitzinger, S.P., Harrison, J.A., Dumont, E., Beusen, A.H., et al. (2010). Global nutrient export from WaterSheds 2 (NEWS 2): model development and implementation. *Environmental Modelling & Software*, 25(7), 837-853.
- Mazaris, A.D., Schofield, G., Gkazinou, C., Alpanidou, V. & Hays, G.C. (2017). Global sea turtle conservation successes. *Science Advances*, 3, e1600730.
- McGreavy, B., Calhoun, A.J.K., Jansujwicz, J. & Levesque, V. (2016). Citizen science and natural resource governance: program design for vernal pool policy innovation. *Ecology and Society*, 21(2), 48.
- McInnes, R.J. (2013). Towards the wise use of urban and peri-urban wetlands. *Ramsar Scientific and Technical Briefing Note no. 6*. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- McIntyre, P., Reidy Liermann, C.A. & Revenga, C. (2016). Linking freshwater fishery management to global food security and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1521540113>.
- McKinley, D.C., Miller-Rushing, A.J., Ballard, H.L., Bonney, R., Brown, H., et al. (2017). Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation*, 208, 15-28.
- McLeod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., et al. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 552-560.
- Mediterranean Wetland Observatory. (2018). *Mediterranean Wetland Outlook 2*. Le Sambuc, France: MWO.
- 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.
- Michalak, A.M., Anderson, E.J., Beletsky, D., Boland, S., Bosch, N.S., et al. (2013). Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 6449-6452.
- Miettinen, J., Shi, C. & Liew, S.C. (2016). Land cover distribution in the peatlands of Peninsular Malaysia, Sumatra and Borneo in 2015 with changes since 1990. *Global Ecology and Conservation*, 6, 67-78.
- Miettinen, J., Wang, J., Hooijer, A. & Liew, S. (2013). Peatland conversion and degradation processes in insular Southeast Asia: a case study in Jambi, Indonesia. *Land Degradation & Development*, 24(4), 334-341.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well being: wetlands and water: synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute.
- Mitsch, W. & Gosselink, J. (2015). *Wetlands*, 5th ed. Hoboken, New Jersey, USA: John Wiley and Sons.
- Molur, S., Smith, K.G., Daniel, B.A. & Darwall, W.R.T. (Compilers). (2011). *The status and distribution of freshwater biodiversity in the Western Ghats, India*. Cambridge, UK & Gland, Switzerland: IUCN; Coimbatore, India: Zoo Outreach Organisation.
- Moomaw, W.R., Chmura, G.L., Davies, G.T., Finlayson, C.M., Middleton, B.A., et al. (2018). The relationship between wetlands and a changing climate: science, policy and management. *Wetlands* 10.1007/s13157-018-1023-8
- Mostert, E., Pahl-Wostl, C., Rees, Y., Searle, B., Tàbara, D. & Tippett, J. (2007). Social learning in European river-basin management: barriers and fostering mechanisms from 10 river basins. *Ecology and Society*, 12(1), 19.
- Murray, N.J., Ma, Z. & Fuller, R.A. (2015). Tidal flats of the Yellow Sea: a review of ecosystem status and anthropogenic threats. *Australian Journal of Ecology*, 40(4), 472-481.



- Nagy, S., Flink, S. & Langendoen, T. (2015). Report on the Conservation Status of Migratory Waterbirds in the Agreement Area. Sixth Edition. 134 pp. AEWA/MOP Doc. 6.14. [http://www.unep-aewa.org/sites/default/files/document/mop6\\_14\\_csr6\\_including%20annexes.pdf](http://www.unep-aewa.org/sites/default/files/document/mop6_14_csr6_including%20annexes.pdf)
- Naisbitt, J. (1982). Megatrends. New York: Warner Books.
- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. (2016). Progress toward restoring the everglades: the sixth biennial review - 2016. Washington, DC: The National Academies Press.
- Newborne, P. & Dalton, J. (2016). Water management and stewardship: taking stock of corporate water behaviour. Gland, Switzerland: IUCN; London, UK: ODI.
- Nicola, G.G., Elvira, B. & Almodovar, A. (1996). Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *Archiv für Hydrobiologie Supplement*, 113, 375-379.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720), 405-408.
- Noe, G., Childers, D. & Jones, R. (2001). Phosphorus biogeochemistry and the impact of phosphorus enrichment: Why Is the Everglades so unique? *Ecosystems*, 4, 603-624.
- North American Bird Conservation Initiative, US Committee. (2014). The State of the Birds 2014: United States of America. Washington, DC: US Department of the Interior. Retrieved from [http://www.stateofthebirds.org/2014%20SotB\\_FINAL\\_low-res.pdf](http://www.stateofthebirds.org/2014%20SotB_FINAL_low-res.pdf)
- Nunes, A.L., Douthwaite, R.J., Tyser, B., Measey, G.J. & Weyl, O.L.F. (2016). Invasive crayfish threaten Okavango Delta. *Frontiers in Ecology and the Environment*. doi:10.1002/fee.1287
- Nunes, A.L., Triearico, E., Panov, V.E., Cardoso, A.C. & Katsanevakis, S. (2015). Pathways and gateways of freshwater invasions in Europe. *Aquatic Invasions*, 10(4), 359-370.
- Ocean Conservancy. (2016). 30th anniversary international coastal cleanup: Annual Report. Retrieved from <http://www.oceanconservancy.org/our-work/marine-debris/2016-data-release/2016-data-release-1.pdf>
- Ockenden, M.C., Hiscock, K.M., Kahana, R., Macleod, C.J.A., Tych, W., et al. (2017). Major agricultural changes required to mitigate phosphorus losses under climate change. *Nature Communications*, 8(8), 161.
- OECD. (2012a). OECD environmental outlook to 2050: The consequences of inaction. Paris: OECD Publishing.
- OECD. (2012b). Water quality and agriculture: meeting the policy challenge. OECD Studies on Water. Paris: OECD Publishing.
- OECD. (2015a). Drying wells, rising stakes: towards sustainable agricultural groundwater use. OECD Studies on Water. Paris: OECD Publishing.
- OECD. (2015b). International migration outlook 2015. Paris: OECD Publishing.
- OECD/FAO. (2016). Agriculture in Sub-Saharan Africa: prospects and challenges for the next decade. In OECD-FAO Agricultural Outlook 2016-2025. Paris: OECD Publishing.
- OECD. (2016). Biodiversity offsets: effective design and implementation. Paris: OECD Publishing. Retrieved from <http://www.oecd.org/environment/resources/Policy-Highlights-Biodiversity-Offsets-web.pdf>.
- OECD. (2017). Diffuse pollution, degraded waters: emerging policy solutions. Paris: OECD Publishing.
- Oliver, T.H. & Morecroft, M.D. (2014). Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *WIREs Climate Change*, 5, 317-335.
- Ouboter, P.E., Landburg, G.A., Quik, J.H.M., Mol, J.H.A. & van der Lugt, F. (2012). Mercury levels in pristine and gold mining impacted aquatic systems in Suriname, South America. *Ambio*, 41, 873-882.
- Paerl, H.W. & Otten, T.G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, 65(4), 995-1010.
- Paerl, H.W., Scott, J.T., McCarthy, M.J., Newell, S.E., Gardner, W.S., et al. (2016). It takes two to tango: when and where dual nutrient (N & P) reductions are needed to protect lakes and downstream ecosystems. *Environmental Science and Technology*, 50, 10805-10813.
- Parish, F., Sirin, A.A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva, T.Y., et al. (2008). Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. Kuala Lumpur and Wageningen, Netherlands: Global Environment Centre and Wetlands International.
- Parliamentary Office of Science and Technology. (2011). Natural flood management. POSTNOTE 396 (December 2011). The Parliamentary Office of Science and Technology, London: HM Government.
- Pekel, J.-F., Cottam, A., Gorelick, N. & Belward, A.S. (2016). High resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540, 418-422.
- Pippard, H. (2012). The current status and distribution of freshwater fishes, land snails and reptiles in the Pacific Islands of Oceania. Gland, Switzerland: IUCN.
- Pittock, J., Finlayson, C.M., Roux, D., Arthington, A., Matthews, J., et al. (2014). Chapter 19: Managing fresh water, river, wetland and estuarine protected areas. In G.L. Worboys, M. Lockwood, A. Kothari, S. Feary, & I. Pulsford (eds). Protected area governance and management. Canberra: ANU Press.
- Poeta, G., Battisti, C. & Acosta, A.T.R. (2014). Marine litter in Mediterranean sandy littorals: spatial distribution patterns along central Italy coastal dunes. *Marine Pollution Bulletin*, 89(1-2), 168-173.
- Poffenbarger, H.J., Needelman, B.A. & Megonigal, J.P. (2011). Salinity influence on methane emissions from tidal marshes. *Wetlands*, 31, 831-842.
- Polidoro, B.A., Carpenter, K.E., Collins, L., Duke, N.C., Ellison, A.M., et al. (2010). The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PLoS ONE*, 5(4), e10095.
- Postel, S. (2000). Entering an era of water scarcity: the challenges ahead. *Ecological Applications*, 10, 941-948.
- Prigent, C., Papa, F., Aires, F., Jimenez, C., Rossow, W.B. & Matthews, E. (2012). Changes in land surface water dynamics since the 1990s and relation to population pressure. *Geophysical Research Letters*, 39(8), L08403.
- Provost, E.J., Kelaher, B.P., Dworjanyn, S.A., Russel, B.D., Connell, S.D., et al. (2017). Climate-driven disparities among ecological interactions threaten kelp forest persistence. *Global Change Biology*, 23(1), 353-361.
- Rabalais, N.N., Diaz, R.J., Levin, L.A., Turner, R.E., Gilbert, D. & Zhang, J. (2010). Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences*, 7(2), 585-619.
- Rabalais, N.N., Turner, R.E. & Scavia, D. (2002). Beyond science into policy: Gulf of Mexico hypoxia and the Mississippi River. *BioScience*, 52, 129-142.
- Ramsar Convention. (2005). Resolution IX.1 Annex A: A conceptual framework for the wise use of wetlands and the maintenance of their ecological character. 9th Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), Kampala, Uganda, 8-15 November 2005. Ramsar Convention Secretariat. (2010a). Designating Ramsar Sites: strategic framework and guidelines for the future development of the List of Wetlands of International Importance. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 4th edition, vol. 17. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Ramsar Convention Secretariat. (2010b). International cooperation: guidelines and other support for international cooperation under the Ramsar Convention on Wetlands. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 4th edition, vol. 20. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Ramsar Convention Secretariat. (2010c). Participatory skills: establishing and strengthening local communities' and indigenous people's participation in the management of wetlands. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 4th edition, vol. 7. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Ramsar Convention Secretariat. (2018). Update on the status of Sites on the List of Wetlands of International Importance. Doc. SC54-19, 54th Meeting of the Standing Committee, Gland, Switzerland, 23-27 April 2018.
- Ramsar Convention and UNCCD. (2014). Statement at World Parks Congress.
- Rebelo, L. & Finlayson, C.M. (coordinating authors) (2018). The use of Earth Observation for wetland inventory, assessment and monitoring: an information source for the Ramsar Convention for Wetlands. Ramsar Technical Report. Gland, Switzerland: Ramsar Convention.

- Renton, D.A., Mushet, D.M. & DeKeyser, E.S. (2015). Climate change and prairie pothole wetlands—mitigating water-level and hydroperiod effects through upland management. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2015–5004.
- Ricaurte, L.F., Olaya-Rodríguez, M.H., Cepeda-Valencia, J., Lara, D., Arroyave-Suárez, J., et al. (2017). Future impacts of drivers of change on wetland ecosystem services in Colombia. *Global Environmental Change*, 44, 158–169. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.04.001> R Richards, D.R. & Friess, D.A. (2016). Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(2), 344–349.
- Richey, A.S., Thomas, B.F., Lo, M.H., Famiglietti, J.S., Swenson, S. & Rodell, M. (2015). Uncertainty in global groundwater storage estimates in a total groundwater stress framework. *Water Resources Research*, 51(7), 5198–5216.
- Richman, N.I., Böhm, M., Adams, S.B., Alvarez, F., Bergey, E.A., et al. (2015). Multiple drivers of decline in the global status of freshwater crayfish (Decapoda: Astacidea). *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 370(1662), 20140060.
- Rivera, M. & Gardner, R.C. (eds). (2011). *Wetlands in the Americas: The role of the Ramsar Convention on Wetlands and the benefits of Ramsar Site designation*. Gland, Switzerland: Secretariat of the Ramsar Convention.
- Romeo, T., Pietro, B., Pedà, C., Consoli, P., Andaloro, F. & Fossi, M.C. (2015). First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), 358–361.
- Russi, D., ten Brink, P., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., et al. (2013). *The economics of ecosystems and biodiversity for water and wetlands*. London and Brussels: IEEP; Gland: Ramsar Secretariat.
- Sabo, J.K., Ruhi, A., Holtgrieve, G.W., Elliott, V., Arias, M.E., et al. (2017). Designing river flows to improve food security futures in the Lower Mekong Basin. *Science*, 358, 1–11.
- Samonte-Tan, G.P.B., White, A.T., Tercero, M.A., Diviva, J., Tabara, E. & Caballes, C. (2007). Economic valuation of coastal and marine resources: Bohol marine triangle, Philippines. *Coastal Management*, 35, 319–338.
- Santhosh, V., Padmalal, D., Baijulal, B. & Maya, K. (2013). Brick and tile clay mining from the paddy lands of Central Kerala (southwest coast of India) and emerging environmental issues. *Environmental Earth Sciences*, 68(7), 2111–2121.
- Santo Domingo, J.W., Bambic, D.G., Edge, T.A. & Wuertz, S. (2007). Quo vadis source tracking? Towards a strategic framework for environmental monitoring of fecal pollution. *Water Research*, 41(16), 3539–3552.
- Sato, T., Qadir, M., Yamamoto, S., Endo, T. & Zahoor, A. (2013). Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management*, 130, 1–13.
- Sauvé, S. & Desrosiers, M. (2014). A review of what is an emerging contaminant. *Chemistry Central Journal*, 8(15) <http://journal.chemistrycentral.com/content/8/1/15>.
- Scavia, D., Allan, J.D., Arend, K.K., Bartell, S., Beletsky, D., et al. (2014). Assessing and addressing the re-eutrophication of Lake Erie: Central basin hypoxia. *Journal of Great Lakes Research*, 40, 226–246.
- Schandl, H., Fischer-Kowalski, M., West, J., Giljum, S., Dittrich, M., et al. (2016). Global material flows and resource productivity. Assessment Report for the UNEP International Resource Panel. Nairobi: UNEP.
- Schroeder, R., McDonald, K.C., Chapman, B.D., Jensen, K., Podest, E., et al. (2015). Development and evaluation of a multi-year fractional surface water data set derived from active/passive microwave remote sensing data. *Remote Sensing*, 7, 16688–16732.
- Sharma, B., Rasul, G. & Chettri, N. (2015). The economic value of wetland ecosystem services: evidence from the Koshi Tappu Wildlife Reserve, Nepal. *Ecosystem Services*, 12, 84–93.
- Sherwood, E.T. (2016). 2015 Tampa Bay Water Quality Assessment. Tampa Bay Estuary Program Technical Report #01-16. St. Petersburg, FL: TBEP.
- Short, F.T., Polidoro, B., Livingstone, S.R., Carpenter, K.E., Bandeira, S., et al. (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144(7), 1961–1971.
- Sievers, M., Hale, R., Parris, K.M. & Swearer, S.E. (2017). Impacts of human-induced environmental change in wetlands on aquatic animals. *Biological Reviews*, 93(1), 529–554.
- Simate, G.S. & Ndlovu, S. (2014). Acid mine drainage: challenges and opportunities. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2, 1785–1803.
- Smith, K.G., Barrios, V., Darwall, W.R.T. & Numa, C. (eds). (2014). *The status and distribution of freshwater biodiversity in the Eastern Mediterranean*. Cambridge, UK, Malaga, Spain and Gland, Switzerland: IUCN.
- Smith, R.D. & Maltby, E. (2003). *Using the ecosystem approach to implement the Convention on Biological Diversity: key issues and case studies*. Gland, Switzerland & Cambridge, UK: IUCN.
- Smith, V.H., Joye, S.B. & Howarth, R.W. (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 51, 351–355.
- Steneck, R., Graham, M.H., Bourque, B.J., Corbett, D. & Erlandson, J.M. (2002). Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*, 29, 436–459.
- Stickler, C.M., Coe, M.T., Costa, M.H., Nepstad, D.C., McGrath, D.G., et al. (2013). Dependence of hydropower energy generation on forests in the Amazon Basin at local and regional scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(23), 9601–9606.
- Stolton, S., Redford, K.H. & Dudley, N. (2014). *The futures of privately protected areas*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., et al. (2014). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*: 1103538.
- Swiss Agency for Development and Cooperation. (2017). *Innovative and community-based sustainable water management*. <https://public.wmo.int/en/resources/bulletin/innovative-and-community-based-sustainable-water-management>
- Teixeira, T.P., Neves, L.M. & Araujo, F.G. (2009). Effects of nuclear power plant thermal discharge on habitat complexity and fish community structure in Ilha Grande Bay, Brazil. *Marine Environmental Research*, 68, 188–195.
- Temple, H.J. & Cox, N.A. (2009). *European Red List of amphibians*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Tessler, Z.D., Vörösmarty, C.J., Grossberg, M., Gladkova, I. & Aizenman, H. (2016). A global empirical typology of anthropogenic drivers of environmental change in deltas. *Sustainability Science*, 11(4), 525–537, doi: 10.1007/s11625-016-0357-5.
- Thaman, R., Lyver, P., Mpande, R., Perez, E., Cariño, J. & Takeuchi, K. (eds). (2013). *The contribution of indigenous and local knowledge systems to IPBES: building synergies with science*. IPBES Expert Meeting Report. Paris: UNESCO/UNU.
- Thomas, N., Lucas, R., Bunting, P., Hardy, A., Rosenqvist, A. & Simard, M. (2017). Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. *PLoS ONE*, 12(6), p.e0179302.
- Tognelli, M.F., Lasso, C.A., Bota-Sierra, C.A., Jimenez-Segura, L.F. & Cox, N.A. (eds). (2016). *Estado de Conservación y Distribución de la Biodiversidad de Agua Dulce en los Andes Tropicales*. Gland, Switzerland, Cambridge, UK & Arlington, USA: IUCN.
- Torres, A., Brandt, J., Lear, K. & Liu, J. (2017). A looming tragedy of the sand commons. *Science*, 357(6355), 970–971.
- Trombulak, S.C. & Frissell, C.A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14(1), 18–30.
- Tsounis, G., Rossi, S., Gili, J.M. & Arntz, W.E. (2007). Red coral fishery at the Costa Brava (NW Mediterranean): case study of an overharvested precious coral. *Ecosystems*, 10(6), 975–986.
- Tulloch, A.I.T., Possingham, H.P., Joseph, L.N., Szabo, J. & Martin, T.G. (2013). Realising the full potential of citizen science monitoring programs. *Biological Conservation*, 165, 128–138.
- Turetsky, M.R., Benscoter, B., Page, S., Rein, G., Van Der Werf, G.R. & Watts, A. (2015). Global vulnerability of peatlands to fire and carbon loss. *Nature Geoscience*, 8(1), 11.
- Umadevi, M., Pushpa, R., Samapathkumar, K.P. & Bhowmik, D. (2012). Rice – traditional medicinal plant in India. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, 1(1), 6–12.

- UN. (2015a). World Urbanization Prospects: The 2014 Revision. ST/ESA/SER.A/366. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. Retrieved from <https://esa.un.org/unpd/wup/UN>.
- UN. (2015b). World population prospects: the 2015 revision, key findings and advance tables. Working Paper No. ESA/P/WP.241. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. Retrieved from [https://esa.un.org/unpd/wpp/publications/files/key\\_findings\\_wpp\\_2015.pdf](https://esa.un.org/unpd/wpp/publications/files/key_findings_wpp_2015.pdf)
- UN-Water. (2015). Wastewater management: a UN-water analytical brief. UN-Water.
- UN World Conservation Monitoring Centre. (2017). Wetland Extent Trends [WET] Index. Cambridge, UK.
- UNCCD (United Nations Convention to Combat Desertification). (2017). Global land outlook. Bonn, Germany.
- UNEP (United Nations Environment Program). (2014a). UNEP Year Book 2014: Emerging issues in our global environment. Nairobi: United Nations Environment Programme.
- UNEP (United Nations Environment Program). (2014b). Green infrastructure guide for water management: ecosystem-based management approaches for water-related infrastructure projects. Retrieved from [http://www.medspring.eu/sites/default/files/Green infrastructure-Guide-UNEP.pdf](http://www.medspring.eu/sites/default/files/Green%20infrastructure-Guide-UNEP.pdf)
- UNEP. (2016). A snapshot of the world's water quality: towards a global assessment. Nairobi: UNEP.
- Urák, I., Hartel, T., Gallé, R. & Balog, A. (2017). Worldwide peatland degradations and the related carbon dioxide emissions: the importance of policy regulations. *Environmental Science & Policy*, 69, 57-64.
- Van Asselen, S., Verburg, P.H., Vermaat, J.E. & Janse, J.H. (2013). Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. *PloS ONE*, 8(11), p.e81292.
- Van Beek, L.P.H., Wada, Y. & Bierkens, M.F. (2011). Global monthly water stress: 1. Water balance and water availability. *Water Resources Research*, 47(7). <https://doi.org/10.1029/2010WR009791>
- Van Beukering, P.J.H. & Cesar, H.S.J. (2004). Ecological economic modeling of coral reefs: evaluating tourist overuse at Hanauma Bay and algae blooms at the Kihei Coast, Hawaii, Pacific Science. 58, 243-260.
- Veolia and IFPRI. (2015). The murky future of global water quality. A white paper by Veolia and the International Food Policy Research Institute. Vitousek P., Aber, J., Howarth, R. Likens, G., Matson, P., et al. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7, 737-750.
- Voldseth, R.A., Johnson, W.C., Gilmanov, T., Guntenspergen, G.R. & Millett, B. (2007). Model estimation of land-use effects on water levels of northern prairie wetlands. *Ecological Applications*, 17, 527-540
- Walters, B.B. (2005). Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *Forest Ecology and Management*, 206(1-3), 331-348.
- Wang, Z., Mao, D., Li, L., Jia, M., Dong, Z., et al. (2015). Quantifying changes in multiple ecosystem services during 1992–2012 in the Sanjiang Plain of China. *Science of the Total Environment*, 514, 119-130.
- Wang, Z., Wu, J., Madden, M. & Mao, D. (2012). China's wetlands: conservation plans and policy impacts. *Ambio*, 41(7), 782-786.
- Ward, R.D., Friess, D.A., Day, R.H. & MacKenzie, R.A. (2016). Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(4).
- Welcomme, R.L., Cowx, I.G., Coates, D., Béné, C., Funge-Smith, S., et al. (2010). Inland capture fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2881-2896.
- Wenger, A.S., Fabricius, K.E., Jones, G.P. & Brodie, J.E. (2015). Effects of sedimentation, eutrophication, and chemical pollution on coral reef fishes. In C. Mora (ed). *Ecology of Fishes on Coral Reefs*. pp. 145–153. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Werner, A.D., Bakker, M., Post, V.E., Vandenbohede, A., Lu, C., et al. (2013). Seawater intrusion processes, investigation and management: recent advances and future challenges. *Advances in Water Resources*, 51, 3-26.
- Wetlands International. (2010). State of the World's Waterbirds 2010. Wageningen, Netherlands. Wetlands International. Landscape scale Disaster Risk Reduction. Retrieved from [https://www.preventionweb.net/files/53060\\_53060buronivwileafleta4case1javaweb.pdf](https://www.preventionweb.net/files/53060_53060buronivwileafleta4case1javaweb.pdf)
- White, E. & Kaplan, D. (2017). Restore or retreat? Saltwater intrusion and water management in coastal wetlands. *Ecosystem Health and Sustainability* 3(1), e01258. doi: 10.1002/ehs2.1258
- WHO/UNICEF. (2015). Joint Monitoring Program (JMP). Progress in Sanitation and Drinking Water: 2015 update and MDG assessment. Geneva: WHO/UNICEF.
- Williams, P. (2008). World heritage caves and karst. Gland, Switzerland: IUCN.
- Williamson, C.E., Morris, D.P., Pace, M.L., Olson, O.G. (1999). Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: Resurrection of a more integrated paradigm. *Limnology and Oceanography* 44, 795–803.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., et al. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269), 128-129.
- Wisser, D., Fekete, B.M., Vörösmarty, C.J. & Schumann, A.H. (2010). Reconstructing 20th century global hydrography: a contribution to the Global Terrestrial Network-Hydrology (GTN-H). *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(1), 1-24.
- World Business Council for Sustainable Development. Action 2020 Overview. [http://m.action2020.org/Action2020-24\\_03.pdf](http://m.action2020.org/Action2020-24_03.pdf) accessed 14th May 2018.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., et al. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314(5800), 787-790.
- WWAP. (United Nations World Water Assessment Programme) (2012). The United Nations World Water Development Report 2012: managing water under uncertainty and risk. Paris: UNESCO.
- WWAP. (2016). The United Nations World Water Development Report 2016: water and jobs. Paris: UNESCO.
- WWAP. (2017). The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: the untapped resource. Paris: UNESCO.
- WWF. (2009). Sacred Waters – Cultural Values of Himalayan Wetlands. Kathmandu: WWF Nepal.
- WWF. (2012). Living Planet Report 2012: Biodiversity, biocapacity and better choices. Gland, Switzerland: WWF.
- WWF. (2016). Living Planet Report 2016. Risk and resilience in a new era. Gland, Switzerland: WWF International.
- Yang, W., Sun, T. & Yang, Z. (2016). Does the implementation of environmental flows improve wetland ecosystem services and biodiversity? A literature review. *Restoration Ecology*, 24(6), 731-742.
- Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L. & Tockner, K. (2014). A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, 77(1), 161-170.
- Zedler, J.B. & Kercher, S. (2004). Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23(5), 431-452.
- Zedler, J.B. & Kercher, S. (2005). Wetland resources: status, trends, ecosystem services and restorability. *Annual Review of Environmental Resources*, 30, 39-74.
- Zhang, W., Jiang, F. & Ou, J. (2011). Global pesticide consumption and pollution: with China as a focus. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 1(2), 125.
- Zhang, Y., Ma, R., Hu, M., Luo, J., Li, J. & Liang, Q. (2017). Combining citizen science and land use data to identify drivers of eutrophication in the Huangpu River system. *Science of the Total Environment*, 584-585, 651-664.
- Zorrilla-Miras, P., Palomo, I., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Lomas, P. L. & Montes, C. (2014). Effects of land-use change on wetland ecosystem services: A case study in the Doñana marshes (SW Spain). *Landscape and Urban Planning*, 122, 160-174.



**应在国家及国际层面采取紧急行动，  
提高对湿地效益的认识，为湿地的存续提  
供更多保障，并确保将其纳入国家发展规  
划。**



保护和合理利用湿地对人类生计至关重要。湿地可提供广泛的生态系统服务，应是可持续发展的核心。然而，政策者和决策制定者往往低估了湿地对自然和人类的效益价值。

了解这些价值以及湿地的现状，对于确保湿地保护与合理利用至关重要。本书针对上述目标对全球湿地范围、变化趋势、变化动因以及维持或恢复湿地生态特征所需采取的措施等内容进行了概述。



湿地公约秘书处

瑞士格朗，28 rue Mauverney, CH-1196

电话：+41 22 999 01 82

网址：[www.ramsar.org](http://www.ramsar.org)