

◎ 刘静玲 史璇 孟博 等著



海河流域典型河口湿地 水质-水文-食物网耦合模型研究



化学工业出版社

海河流域典型河口湿地 水质-水文-食物网耦合模型研究

◎ 刘静玲 史璇 孟博 等著



化学工业出版社

· 北京 ·

本书针对强人为干扰下海河流域水资源短缺、栖息地恶化和生态系统退化复合型环境问题,如何保障平原河流栖息地完整性这一基础科学问题,以本领域国际最新研究成果和优化整合环境流量保障模型为理论和方法支撑,全面系统地探明海河流域典型河口湿地分布与环境特征。

研究人为胁迫对河口湿地脆弱性的影响机制,确定面向水生生态系统健康的生态恢复模式,构建社会、经济、生态和环境协调发展,开展海河流域河口湿地栖息地问题的深层次机理与解决对策的研究,揭示海河流域典型河口脆弱性变化规律。

构建面向海河流域河口栖息地完整性的水文、水质、水生态综合监测及评价方法,对于探索流域尺度河口栖息地保障及恢复具有新的启示和重要的学术价值,有助于提升我国流域河口水环境管理水平,为国家在流域河口湿地生态风险管理方面的需要提供科学依据和技术支撑。

本书可供环境科学、环境工程、生态学、水文学、水资源管理和生态系统管理等相关领域的科学研究工作者、高校教师与研究生以及流域/水环境管理部门的管理者和技术人员作为科研与教学参考书,同时也可作为相关的管理决策者的培训和参考资料。

图书在版编目(CIP)数据

海河流域典型河口湿地水质-水文-食物网耦合模型
研究/刘静玲等著. —北京:化学工业出版社, 2018.5
ISBN 978-7-122-31842-8

I. ①海… II. ①刘… III. ①海河-流域-河口-沼泽
化地-水环境-研究 IV. ①X143

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2018)第 058894 号

责任编辑:戴燕红
责任校对:王素芹

文字编辑:陈 雨
装帧设计:韩 飞

出版发行:化学工业出版社(北京市东城区青年湖南街13号 邮政编码100011)
印 刷:北京京华铭诚工贸有限公司
装 订:北京瑞隆泰达装订有限公司
710mm×1000mm 1/16 印张10½ 字数173千字
2018年7月北京第1版第1次印刷

购书咨询:010-64518888(传真:010-64519686) 售后服务:010-64518899
网 址: <http://www.cip.com.cn>
凡购买本书,如有缺损质量问题,本社销售中心负责调换。

定 价: 68.00 元

版权所有 违者必究

前 言

河口生态系统位于河流生态系统与海洋生态系统的交汇处,受海陆交互作用影响强烈,生态环境较为敏感脆弱,是流域最后的生态安全屏障,对于流域健康和水环境安全具有重要地位和指示作用。河口生态系统在物质循环、能量流动以及维持系统多样性方面具有无法取代的重要作用。

海河流域一共有 31 条河流。目前海河流域河口生态系统已受到营养物质、重金属和持久性有机物质的污染。土地利用、人为干扰下水文情势改变等也不断影响河口湿地的生态完整性。同时,由于河口的管理职权不清,缺乏有效监管,生态系统破坏严重,在人类活动的持续影响下,河口生态系统面临不断增长的风险与挑战。河口生态系统的健康不仅影响到上游河流的健康,也关系到下游海洋的生态系统健康。目前河口生态系统的健康越来越受到人们的重视。

本书以具有强人为干扰和复合环境污染为主要特征的海河流域典型河口为研究案例,基于河口水量减少、水质恶化和生态系统退化交互影响的复杂性,以实验室、野外原位生态监测和模拟数据为基础,建立适用于流域、子流域和河口等不同尺度下水生态的风险评价模型,构建水质-水文-食物网综合作用下湿地 AQUATOX-PRFW 模型 (APRFW 模型),以水生态系统功能为表征,确定响应路径等级系数,进行水生态风险诊断、评价和不确定性分析,揭示河口水生态风险响应机制;构建了流域湿地初级生产力-呼吸速率-食物网 PRFW 概念模型,结合 APRFW 模型揭示不同生态单元净生产力与环境因子关系,探讨海河流域不同湿地净生产力时空变化规律及环境影响机制;应用 T-RFLP (末端限制性片段长度多态性分析技术) 分析河口细菌群落的分布与特征,确定水质指标中影响细菌群落特征的主要影响因子;基于河口生态系统营养物质、重金属、多环芳烃的污染特征和生物膜的时空分布特征,通过冗余明确影响生物膜群落的主要环境因子,并建立基于生物膜的生物完整性指数,为预测和评估环境因子对湿地生态系统的干扰提供理论基础,并在此基础上进一步制定流域生态恢复措施,为海河流域河口湿地的保护及修复提供决策支持。

全书共分为七章,第一章指出了海河流域河口水环境与水污染现状,以及生态环境不断恶化的问题,为高强度人类活动干扰的河口水环境风险评价

研究奠定基础；第二章从流域角度，通过分析流域生态风险时空分布差异，确定高风险研究区；第三章对典型河口不同介质污染物的污染指数进行了分析；第四章研究了水质对于海河流域典型河口细菌的群落特征的影响；第五章建立了生物膜完整性指数，基于其对环境因子的响应，对海河流域河口健康进行了评价；第六章构建了水质、水量及食物网综合作用下的湿地 AQUATOX-PRFW 模型，应用该模型，评估了海河干流河口湿地生态系统功能，辨识了影响湿地净生产力的主要环境因子，探索了河口湿地净生产力时空变化规律及环境影响机制；第七章对研究进行了总结，并依据研究结论进行了展望。

本书写作分工如下。

第 1 章：刘静玲 孙斌 孟博

第 2 章：陈秋颖 刘静玲 史璇

第 3 章：刘丰 史璇 刘静玲

第 4 章：郎思思 刘静玲 孟博

第 5 章：刘静玲 刘丰 史璇

第 6 章：刘静玲 闫金霞 史璇

第 7 章：刘静玲 孟博 孙斌

统稿：刘静玲 史璇 孟博 孙斌

本书在写作过程中得到北京师范大学环境学院杨志峰院士和崔保山教授、香港大学顾继东教授、香港公开大学何建宗教授的大力支持和真诚帮助！化学工业出版社为本书的出版付出了辛勤的努力，在此一并表达我们衷心的感谢！

本书研究成果以国家自然科学基金“河口水生态风险响应机制”（项目编号：41271496）为依托，在长期的研究过程中，我们克服了科研之路的重重困难并取得了可喜的成果。在此过程中，北京师范大学环境学院的科研团队及众多专家对我们的研究都给予了肯定与支持。经过夜以继日的集体奋战，让我们不仅能够进行科学交流与创新，更为我国河口生态系统恢复与管理提供了科学依据及技术支撑。

衷心希望我们阶段性的研究成果能够启发和推动河口水环境风险理论、方法与技术的系统研究和创新，应对《巴黎协定》生效和执行背景下中国流域管理面临的挑战，为开发兼顾环境科学、生态学、海洋科学、水力学、社会学和管理学的风险评估系统提供新思路，为蓝色海岸恢复与重建贡献力量。

著者

2018年5月

目 录

第 1 章 绪论	1
1.1 背景与意义	3
1.2 研究进展	6
1.2.1 河口湿地净生产力研究进展	6
1.2.2 生态模型应用于湿地净生产力研究 进展	9
1.2.3 基于生物膜群落的水生态风险评价	12
1.3 科学假设与理论框架	14
1.3.1 海河流域河口湿地问题诊断方法	14
1.3.2 河口湿地生物膜完整性指数评价 方法	16
1.3.3 河口湿地净生产力时空变化模拟	16
第 2 章 海河流域水环境生态风险空间分异特征	17
2.1 海河流域单一污染物风险评价	19
2.1.1 样品采集及评价方法	19
2.1.2 空间分布及生态风险水平	21
2.2 海河流域生态风险空间分异特征	28
2.3 本章小结	29
第 3 章 河口水环境不同介质污染物的时空变化	31
3.1 营养物质时空变化	35
3.1.1 物理指标	35
3.1.2 营养物质时空变化规律	36
3.1.3 营养物质综合污染评价	37

3.2	重金属污染时空变化规律	39
3.2.1	水体中重金属污染时空变化规律	39
3.2.2	沉积物中重金属污染时空变化规律	43
3.3	多环芳烃污染的时空变化规律	48
3.3.1	水体中 PHAs 时空变化规律	48
3.3.2	沉积物中 PAHs 时空变化规律	52
3.4	小结	56

第4章 不同河口分解者群落对于水质的响应 59

4.1	研究区与研究方法	61
4.1.1	研究区概况	61
4.1.2	样品采集及相关指标的测定	66
4.1.3	浮游细菌与表层沉积物细菌的 T-RFLP 实验处理	66
4.1.4	数据处理与分析方法	69
4.2	海河干流河口与滦河河口水质比较分析	70
4.2.1	海河干流河口的水质状况	70
4.2.2	滦河河口的水质状况	72
4.3	海河干流河口与滦河河口的细菌群落 特征	76
4.3.1	海河干流河口的细菌群落特征	76
4.3.2	滦河河口的细菌群落特征	78
4.4	细菌群落特征对水质的响应	83
4.4.1	海河干流河口细菌群落特征对水质 的响应	83
4.4.2	滦河河口细菌群落特征对水质的 响应	85
4.5	小结	87

第5章 典型河口生物膜群落对水环境的综合响应 89

5.1	生物膜样品采集及各项指标测定方法	92
5.2	生物膜群落时空分布规律	94

5.2.1	空间分布	94
5.2.2	季节分布	98
5.3	生物膜群落对环境的综合响应	100
5.3.1	生物膜群落与环境因子的关系	100
5.3.2	生物膜群落对污染物的综合响应	103
5.4	典型河口湿地生态健康评价	107
5.4.1	生物膜完整性指数的建立	107
5.4.2	河口健康评价	109
5.5	小结	110

第6章 海河干流河口湿地净生产力模型 113

6.1	研究区内容及方法	115
6.1.1	采样点分布	115
6.1.2	水质监测	117
6.1.3	样品的采集及分析	118
6.1.4	潮汐流速	119
6.2	建模与数据	119
6.2.1	湿地食物网	120
6.2.2	水动力模型	120
6.2.3	APRFW 湿地净生产力模型	122
6.2.4	模型验证	124
6.2.5	模型敏感性分析	125
6.3	GPP、 R_{24} 和 P_n 的季节变化及敏感性分析	125
6.3.1	APRFW 模型校验结果分析	125
6.3.2	生物量的季节变化	127
6.3.3	GPP、 R_{24} 和 P_n 的季节变化	128
6.3.4	GPP、 R_{24} 和 P_n 的敏感性分析	130
6.4	环境因子对 GPP、 R_{24} 和 P_n 的影响机制	131
6.4.1	GPP、 R_{24} 和 P_n 环境影响因素量化辨析	131
6.4.2	水动力学特性对 GPP、 R_{24} 和 P_n 的	

影响	135
6.4.3 淡水入流量对 GPP、 R_{24} 和 P_n 的 影响	136
6.4.4 潮汐作用对 GPP、 R_{24} 和 P_n 的影响 ..	136
6.5 河口生态风险管理	137
6.5.1 减缓措施	138
6.5.2 政策和安全管理系统	139
6.6 小结	139

第 7 章 结论与展望 141

7.1 结论	143
7.1.1 海河流域生态安全阈值	143
7.1.2 海河流域河口湿地问题诊断	143
7.1.3 海河流域典型河口微生物适应性	144
7.1.4 海河流域河口湿地净生产力 时空变化及环境影响机制	145
7.2 展望	146

参考文献 147

第1章

绪 论

1.1 背景与意义

河口是河流的终段，是河流和受水体的结合区域。河口细分为入海河口、入湖河口、入库河口以及支流河口等不同类型。河口与海洋连通，影响着近海水域。河口生态系统是四大圈层交汇区域，物理、化学、生物、地质作用均非常强烈，具有独特的生态过渡带环境特征和重要的生态系统服务功能，其特性直接影响到河流终段和近海水域的生态环境，河口也因此成为相对比较脆弱的生态系统（孙涛和杨志峰，2005）。同时，河口生态系统对气候等自然环境变化和人类活动干扰也最为敏感。河口生态系统丰富的生物资源和便利的交通条件使其成为人类活动最频繁的地带，全球的河口区域集中了地球上 50% 以上的人口，并且这个比例一直在不断增长（N. Gómez 等，2012）。在人类发展活动的持续影响下，河口生态系统面临着不断的强烈变化，其中包括物理性质和化学性质的改变、栖息地的破坏以及生物多样性的变化等（Halpern 等，2007；Halpern 等，2008）。河口生态系统是河流的通道，河流携带有大量细颗粒泥沙，细粒泥沙具有较强的吸附能力，不仅为河口区域带来了大量的营养物质，同时也携带了河流上游的污染物质。随着河口地区人口的增长、各种经济和水利设施建设活动的开展，人类活动对河口生态系统的影响已经越来越深刻，改变了其物质循环、能量流动和信息传递的固有渠道与耦合关系，使得生态系统的结构和功能严重受损，加剧了生态环境的恶化。虽然河口可以通过各种物理、化学、生物途径降解部分污染物，但这种自净作用是有限的，当进入河口的污染物超过了其自净能力时，就会对河口生态系统产生负面效应。根据 Halpern 等的研究，全球约 41% 的海域，特别是河口生态系统，已经受到了人类活动的严重干扰（Halpern 等，2008）。近十年来，我国社会经济飞速发展，大量的污染物被不断输送到河口和近海岸生态系统，引起我国大陆 18000km 海岸带和河口生态系统受到部分或重度污染。

海河流域河口全部位于环渤海湾区域，研究发现环渤海湾区域大部分河口（黄河河口、海河干流河口、辽河河口等）水质及河口沉积物处于中度或严重的污染状态，其中重金属与有机污染物（烃类、胺类、酚类、农药类等）超标显著（孟伟等，2004）。对渤海主要河口的污染物研究发现环渤海湾区域各河口的主要污染物是石油类污染物，其次为营养盐。环渤海湾区域

的主要河口富营养化现象非常严重（张龙军等，2007）。通过对海河流域典型河口的研究得出滦河河口主要受水体多环芳烃的污染；海河干流河口主要受营养物质、沉积物重金属和水体多环芳烃的污染；漳卫新河河口主要受沉积物重金属和水体多环芳烃的污染，且夏季污染程度高于春季。根据《2014年中国海洋环境状况公报》公布的信息，受滦河径流量和输沙量大幅减少的影响，滦河口湿地面积不断萎缩。环渤海湾区域河流水质较差，海河、蓟运河、永定新河、潮白新河等河流断面水质均为劣V类（国家海洋信息中心，2014）。孙培艳等对渤海湾及驴驹河河口营养盐及有机物的研究认为，自20世纪80年代后期，渤海湾整体处于富营养化状态，营养盐和有机污染严重。张龙军等对环渤海主要河流的污染进行调查分析，认为环渤海各河口的首要污染物是石油类，其次为营养盐与高锰酸盐指数，也得出环渤海主要河口富营养化现象非常严重的结论（孙培艳，2007）。张雷等对环渤海潮间带沉积物中重金属的分布特征及污染评价研究认为，其重金属污染以Cd为主，局部地区出现很强或极强的生态风险（张雷等，2011）。曹志国等对漳卫新运河多环芳烃的研究认为，其河口地区受到一定的多环芳烃污染（曹治国等，2010）。林秀梅等对渤海表层沉积物中多环芳烃的分布与生态风险评价研究认为，渤海部分地区表层沉积物中的多环芳烃具有较高的生态风险（林秀梅等，2005）。由此可见，目前海河流域各河口综合受到人为干扰较大。

河口生态系统的健康不仅影响到上游河流的健康，也关系到下游海洋的生态系统健康。目前，河口生态系统的健康越来越受到人们的重视。河口生态系统健康评价可以量化退化过程中的人文与自然因素，建立预警机制，为生态系统的恢复与可持续管理提供科学依据（Harris等，2011）。

生态系统健康评价一般包括指标体系法和指示物种法两种，虽然结构指标相对容易量化和标准化，但由于指标体系法容易受主观因素的影响而使评价结果有所偏差，在较大尺度内，生物群落分布的空间差异会在一定程度上限制它的使用。指示生物法越来越受到人们的重视。常用的指示生物包括鱼类、底栖无脊椎动物和藻类等，最常用的评价方法是生物完整性指数法（index of biological integrity, IBI），例如Kim等利用鱼类完整性指数评价了受金矿排水影响的河流生态系统的健康状况（Kim等，2007）；曹艳霞等应用底栖无脊椎动物完整性指数评价了漓江水系的健康状况（曹艳霞等，2010）。微生物是生态系统中的生产者、消费者，也是分解者，在河口生态系统的物质循环、能量流动以及维持系统多样性与稳定性方面起着动植物均无法取代的重要作用，其组成影响着河口沉积物的功能（Reed，2012）。河

口生态系统的海陆交互与物质梯度变化使其具有独特的微生物群落和基因资源。而河口微生物群落的组成会随着河口环境温度、盐度、溶氧量、有机质含量、营养盐浓度等诸多环境因素产生变化(关晓燕等, 2012; 刘材材等, 2009)。

生物膜也称附着生物, 一般由细菌、藻类、真菌和微型生物等组成的微生物细胞和糖胺聚糖基质组成的胞外聚合物(extracellular polysaccharide substances, EPS)组成(Marshall, 1992), 各种生物通过EPS黏着到不同的基质上并形成稳定的共生群落。藻类是生物膜中最主要的组成成分, 并且具有各种生态偏好的种类, 因此其群落结构对于许多有机和无机污染物都十分敏感(Helena等, 2003), 可以反映生态系统的各种变化。细菌是生态系统中不可或缺的组成成分, 分泌的胞外酶活性变化往往限于细胞数量等的变化, 对环境变化有较高的灵敏度和可靠性。概括来说, 生物膜的生长发育受到周围生物和非生物环境的影响, 可以用来综合表征水生生态系统的健康状况。

功能指标(如初级生产力、呼吸速率)具有较低的空间差异, 同时具有更高的敏感性, 可以将各种生物的差异整合为较少的几个属性指标, 便于在较大尺度上进行比较(Pratt和Cairns, 1996)。生态系统净生产力(net ecosystem productivity, P_n), 为总初级生产力(gross primary production, GPP或 P_g)与生态系统呼吸速率(ecosystem respiration, R_{24} 或 R_e)之差, 通过指示生态系统的营养及平衡状况成为表征生态系统整体状态的重要功能性指标(Sarma等, 2009; Young等, 2009; Feio等, 2010; Son等, 2014; 孙涛等, 2011)。环境变化和人类活动所导致的水量减少、水生境质量退化与水生动植物群落变化等, 均对河口湿地净生产力造成显著影响(Aerts和Ludwig, 1997; Zaiha等, 2015)。

如何有效量化辨识环境因素所导致的水量减少、水生境质量退化等引起的湿地净生产力的变化, 是当前水生态系统对环境变化响应研究的热点。对湿地而言, 影响净生产力的环境因素较多, 主要为水质、水量、生物等因素。水质条件在调节水体初级生产力、呼吸速率时发挥重要作用(Caffrey等, 2014; Yan等, 2014)。水文条件如水量、流速会改变水体的水质状况, 影响水生生物资源的种类、数量, 进而影响水体初级生产力和群落呼吸速率(Belmara等, 2013; Bruno等, 2014; Shen等, 2015)。季节的变化、生物的摄食作用, 对湿地生态系统具有重要意义, 但也会影响系统净生产力(Ogdahl等, 2010)。一直以来, 浮游植物被认为是初级生产力的最主要贡献者, 但在湿地, 底栖藻类和大型水生植物的作用不可忽视(Rodríguez等, 2012; Ivanova等, 2014)。

因此,明确海河流域典型河口水环境中主要污染物的分布及污染特征,了解河口微生物时空分布及影响因子,分析生物膜群落各结构、功能指标与环境污染指数的关系,得出基于生物膜的生物完整性指数,综合考虑湿地中浮游植物、底栖藻类和大型水生植物对初级生产力的贡献,以及水质、水量、食物网中种群通过摄食作用对初级生产力和群落呼吸速率的影响,为预测和评估环境因子对湿地生态系统的干扰提供理论基础,并在此基础上进一步制定流域生态恢复措施,为海河流域河口湿地的保护及修复提供决策支持。

1.2 研究进展

1.2.1 河口湿地净生产力研究进展

湿地生态系统初级生产力、呼吸速率和净生产力研究方法较多。20世纪20年代,估算海滨浮游植物的代谢可谓是水生态系统代谢研究方法的先驱,即利用培养瓶中昼夜溶解氧浓度的变化来估算海滨浮游植物的初级生产力和呼吸速率。此后,随着 ^{14}C 的添加及示踪溶解性无机碳变化,采用瓶内培养法测量浮游生物代谢的方法较为普遍。同时,也有学者采用类似的密闭容器培养法测定底栖生物的光合作用和呼吸速率。浮游生物与底栖生物初级生产力或呼吸速率的分别加和,即为整个水生态系统的代谢速率。20世纪50年代,开放水体溶解氧曲线技术在水生态系统代谢研究中获得广泛应用,并持续了30年时间(Odum, 1956)。相对瓶内培养法,开放水体溶解氧曲线法克服了由于人工培养引起的误差,它可以原位测量白天光合作用或夜晚呼吸时水柱中溶解氧或溶解性无机碳浓度的变化。20世纪50年代末期,新型、相对便宜且快速灵敏测定溶解氧的传感器的发明,使开放水体溶解氧曲线法迅速地扩大了时空尺度的应用范围。

相对于传统技术,氧同位素技术是一种测定氧变化的新型技术。它通过测量空气和水中溶解的氧气的同位素组成($^{16}\text{O}_2$, $^{17}\text{O}_2$ 和 $^{18}\text{O}_2$)、空气和水的氧气交换率来估算水体的初级生产力和呼吸速率,可应用于开放水体和瓶内培养实验。

生态系统净生产力还可通过水生态系统的物理输入和输出,即水生态系统预算进行估算。水生态系统预算可以确定平均净生产力,通过估计输入和输出的剩余流量,包括TOC和溶解性无机碳(DIC)、溶解性无机磷(DIP)

或氧气净流量等, 对流和扩散混合通过水平衡和盐平衡方程计算。水生态系统预算可以广泛应用于世界上不同时间段的多种水生态系统, 均一标准的方法可用于多种生态系统比较分析, 以及由于气候变化、营养物负荷和其他干扰引起的生态系统净生产力的反应。

浮游植物初级生产力还可以通过构建模型进行估算研究。Talling (1957) 通过深度积分, 建立了浮游植物初级生产力的估算方法。Ryther 和 Yentsch (1957) 建立了光饱和条件下叶绿素浓度与浮游植物光合作用速率模型。由于传统方法无法实现大面积同步观测, 遥感手段和过程模型的结合也成为生态系统净生产力研究的一个重要趋势。Smith 和 Baker (1978) 通过遥感手段获取海水的生物光学状态, 并利用卫星资料获得的叶绿素浓度数据, 建立模型估算海洋初级生产力。Eppley 等 (1985) 利用叶绿素浓度、海水温度和日照时长建立统计模型, 对海洋初级生产力进行估算。

尽管这几种方法在过去几十年间得到发展和应用, 但没有单一的方法获得广泛应用的趋势。这几种方法的优缺点见表 1-1。

表 1-1 水生态系统 GPP、 R_{24} 和 P_n 常用研究方法优缺点

测定方法	生态单元	时间尺度	优点	缺点
开放水体溶解氧曲线法	河口, 湖泊, 河流, 海洋	日, 季度, 年	测量所有系统组分; 远程数据收集; 计算简单; 测量精确; 采样高频率	气-水流量难以定量; 忽略了生物作用; 忽略水平和垂直方向不均匀及分层问题; 输入过饱和或亚饱和的水
瓶内培养法	河口, 湖泊, 河流, 海洋	小时, 日	严格控制; 测量精确; 能分离系统组分	瓶子限制原位变化; 实验室培养误差; 难以扩大到生态系统
氧同位素法	河口, 湖泊, 河流, 海洋	日, 季度	测量所有系统组分; 可测长期或短期速率; 方法灵敏	需确定气-水流量; O_2 : C 转化率问题; 采样强度大, 示踪每日 P_g 和 R_{24}
生态系统预算	河口, 湖泊, 河流, 海洋	季度, 年	测量所有系统组分; 直接计算; 大量可利用数据; 错误估计	空气-水流量难于定量; O_2 : C: DIP 转化率问题; 非生物对 PO_4^{3-} 的影响; 误差较大; 只能计算 P_n

续表

测定方法	生态单元	时间尺度	优点	缺点
模型法	河口, 湖泊, 河流, 海洋, 水库	小时, 日, 月, 季度, 年	适时、准确计算; 多尺度; 可测长期或短期速率	没有统一的模型; 比较复杂; 参数多

从 20 世纪 20 年代开始, 水生态系统代谢研究呈现指数增长。据对 350 份水生态系统代谢研究分析后发现 (Staehr 等, 2012), 代谢研究主要集中在北美, 美国和加拿大占 68%, 一部分在欧洲, 占 27%, 亚洲的比例很低, 不足 6%。这些研究中, 1960~1970 年采用开放水体溶解氧曲线法和瓶内培养法测定生态系统净生产力占主导地位, 超过 70%, 但 2000~2010 年比例有所下降, 新技术与方法所占比例有所增加 [图 1-1(a)]。对于研究内容, 大部分研究讲述生态系统碳平衡, 其次是初级生产力和呼吸速率的日、月及年际变化, 2000~2010 年构建模型研究比例有所提高, 但在整体中所占比例仍然较低, 低于 5% [图 1-1(b)]。构建模型用于修正测定过程中由于水扰动作用、非现场光源、被¹⁴C 标记的有机物的呼吸作用、摄食者群落的改变等因素引起的初级生产力估算偏差, 并逐渐成为水生态系统净生产力研究的重要方向。

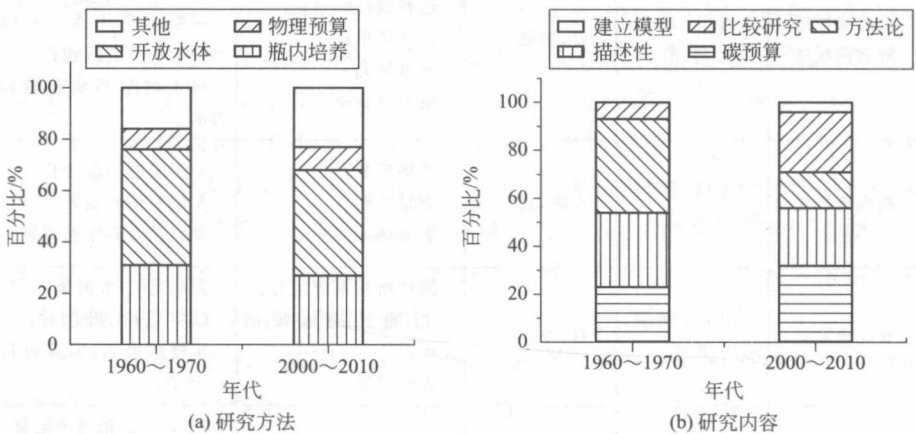


图 1-1 1960~1970 年与 2000~2010 年水生态系统净生产力研究比例

(a) 计算生态系统净生产力的方法; (b) 测量生态系统净生产力碳预算, 指致力于生态系统碳平衡的研究; 描述性研究指描述每日、每季或每年生产力和呼吸速率的变化研究; 方法论指关注生态系统净生产力发展的新术研究; 比较研究指比较不同类型水生态系统代谢研究