科学通报 2013 年 第 58 卷 第 10 期: 855 ~ 864
自然科学基金项目进展专栏 评 述 www.scichina.com csb.scichina.com
《中国科学》杂志社 SCIENCE CHINA PRESS

湖泊富营养化及其生态系统响应

秦伯强[①*], 高光[①], 朱广伟[①], 张运林[①], 宋玉芝[②], 汤祥明[①], 许海[①], 邓建明[①]

① 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008;
② 南京信息工程大学环境科学与工程学院, 南京 210044
* 联系人, E-mail: qinbq@niglas.ac.cn

2012-05-02 收稿, 2012-09-19 接受, 2013-02-01 网络版发表
国家杰出青年科学基金(40825004)、国家自然科学基金重点项目(41230744)和国家自然科学基金(41271355, 31270505)资助

摘要 我国是一个多湖泊的国家. 其中约三分之一是淡水湖泊, 主要分布在长江中下游地区. 这些湖泊中的绝大部分已处于中营养或富营养水平. 湖泊富营养化是当前我国湖泊面临的主要生态环境问题之一. 湖泊富营养化后会导致一系列的生态系统异常响应. 这些响应包括沉水植物消亡、蓝藻水华频发、微生物的生物量与生产力增加, 生物多样性下降, 营养盐的循环与利用效率加快等. 整个湖泊生态系统, 也会伴随着富营养化的发展, 呈现出生物多样性下降、生物群落结构趋于单一、生态系统趋于不稳定的现象. 在浅水湖泊中, 还会进一步导致从"清水态"的草型生态系统, 逐步转换为"浑水态"的藻型生态系统. 生态系统的这种演替机制, 推测是水生植物与浮游植物利用营养盐的效率不同所致. 而对于严重富营养化的湖泊, 生态系统最终的演替趋势则是从浮游植物为主的自养型湖泊转化为以微生物、原生动物等为主的异养型湖泊.

关键词
湖泊
富营养化
浮游植物
水生植物
微生物
生物多样性
生态系统演替

湖泊富营养化(Eutrophication)是指水体中氮、磷等植物生长所必需的生命元素大量增加, 使得水生态系统的生产力(或者是光合作用速率)增加. Vollenweider[1]基于早期的湖沼学研究, 率先用磷和氮对湖泊的营养状态进行了定量的分类, 提出了一个 5 个等级的暂定分类系统. OECD[2]扩大了营养状态划分的指标, 将叶绿素和透明度也包括进来, 并用每个变量的组平均值和标准差, 发展了一种边界开放的系统. 现在人们谈论富营养化时, 一般指人类活动导致的氮磷输入增加引起的富营养化, 即由工业化、农业现代化和城市化导致的植物营养物(主要指氮、磷)排放增加所引起的. 研究表明, 自然条件下湖泊也有可能富营养化, 特别是浅水湖泊更容易发生富营养化[3].

实际上, 氮、磷等元素都是植物生长所必需的营养元素. 但是, 如果一个水体中的氮、磷元素多了, 生态系统就会产生一系列异常的反应, 例如藻类水华的出现. 因此, 富营养化更多的是生物学或生态学上的概念. 从这个意义上讲, 评价一个湖泊或水库富营养化程度, 用氮、磷或其他环境因子, 都不是最贴切的. 而水生植物(包括高等水生植物和浮游植物)的初级生产力是最合理的. 但这样的指标较难获取. 现在普遍采用的用氮、磷、透明度、叶绿素等指标评价富营养化的方法是一种替代方法. 至于富营养化的指标, 经济合作与发展组织(OECD)在 1982 年提出, 平均总磷浓度大于 0.035 mg/L; 平均叶绿素浓度大于 0.008 mg/L; 平均透明度小于 3 m, 即为富营养化的标准[2].

按照上述标准, 我国许多湖泊已经处于富营养化状态. 最近对长江中下游地区湖泊富营养化水平的调查显示, 绝大部分湖泊已经富营养化或者正在富营养化中[4]. 表 1 为文献报道的我国淡水湖泊最集中的长江中下游地区湖泊富营养化状况. 不难看出, 绝大多数湖泊已经富营养化, 少量的尚未富营养化

引用格式: 秦伯强, 高光, 朱广伟, 等. 湖泊富营养化及其生态系统响应. 科学通报, 2013, 58: 855–864
英文版见: Qin B Q, Gao G, Zhu G W, et al. Lake eutrophication and its ecosystem response. Chin Sci Bull, 2013, 58, doi: 10.1007/s11434-012-5560-x

表 1 长江中下游地区主要湖泊的营养状况

湖名	省份	面积(km^2)	最大水深(m)	SD (m)	COD (mg/L)	TN (mg/L)	TP (mg/L)	营养类型	资料来源
鄱阳湖	江西	2933	5.1	0.54	11.37	1.30	0.0640	富营养	万金保等人[5]
洞庭湖	湖南	2433	6.4	0.39	2.87	1.16	0.033	中富营养	方凯等人[6]
洪湖	湖北	344.4	2.3		4.02	1.38	0.078	中富营养	胡学玉等人[7]
梁子湖	湖北	304.3	6.2	2.23	4.46	0.38	0.050	中富营养	龚珞军等人[8]
长湖	湖北	129.1	3.3	0.62		2.33	0.115	富营养	张昆实[9]
斧头湖	湖北	114.7	4.3	1.61	5.06	0.14	0.069	中富营养	龚珞军等人[8]
汈汊湖	湖北	70.6	2.4	0.8	3.6	0.54	0.073	中营养	王苏民等人[10]
大治湖	湖北	68.7	3.4	0.76	3.79	0.82	0.073	中营养	王苏民等人[10]
太白湖	湖北	26		0.42	8.32	4.87	0.403	富营养	简永兴[11]
东湖	湖北	33.7	2.8	0.25	7.1	2.77	0.356	富营养	吴振斌等人[12]
龙感湖	安徽	316.2	4.6		1.35	0.774	0.051	中营养	Tong 等人 [13]
黄大湖	安徽	299.2	5.3		2.94	1.23	0.128	富营养	王苏民等人[10]
城西湖	安徽	199	3.9		4.47	1.53	0.019	富营养	王苏民等人[10]
城东湖	安徽	120	2.6	0.25	3.56	1.27	0.013	中营养	王苏民等人[10]
女山湖	安徽	104.6	2.4	0.23	3.7	0.46	0.262	富营养	陈宇等人[14]
阳澄湖	江苏	119.04	9.5		8.01	2.66	0.04	富营养	潘虹玺等人[15]
淀山湖	上海	62	3.59	0.37	5.34	2.49	0.15	富营养	郁晞等人[16]
骆马湖	江苏			0.54	5.3	1.78	0.077	轻度富营养	宋友坤等人[17]
宝应湖	江苏	43	2.2	1.05	5.89	0.62	0.11	中营养	王苏民等人[10]

的湖泊, 也已经非常接近富营养化的水平, 随着经济的发展, 这些湖泊也会逐渐富营养化. 因此, 可以说湖泊富营养化已成为我国淡水湖泊面临的最主要生态环境问题.

湖泊富营养化及其随之出现的蓝藻水华, 严重影响江河湖泊的生态功能与水环境质量. 2007 年的无锡饮用水供水危机, 根本的原因是富营养化导致的蓝藻水华爆发污染取水口所致[18]. 但是, 蓝藻水华现象只是湖泊富营养化的一个方面的问题, 其实, 湖泊富营养化对整个湖泊生态系统, 包括其结构与功能, 都有着深刻的影响, 可能还有许多影响尚未为我们所熟悉. 本文试图围绕这个问题, 基于最近完成的一系列工作, 对这方面的进展做一个回顾, 并在上述回顾的基础上, 指出今后的研究方向及可能的关键突破, 为我国日趋严峻的湖泊生态系统退化与富营养化治理、湖泊可持续管理提供理论指导与支撑.

1 湖泊富营养化的生态系统响应

湖泊富营养化, 即氮磷等营养盐的富集, 会导致一系列的生态系统异常响应, 其中最突出的标志是浮游植物生物量的增加及藻类水华的出现[19]. 而水华的发生有时还伴随这些藻类产生的毒素[20]. 藻类生物量的这种增加也是很容易理解的, 氮磷是植物生长所必需的生命元素, 其含量增加必然会带来水生植物的增加, 浮游植物只是其中受益最大的一类植物. 太湖长期的监测数据也显示, 湖心地区反映藻类生物量的叶绿素浓度与总磷浓度有着非常好的相关性(图 1). 湖心水域远离岸边人类活动与污染物排放

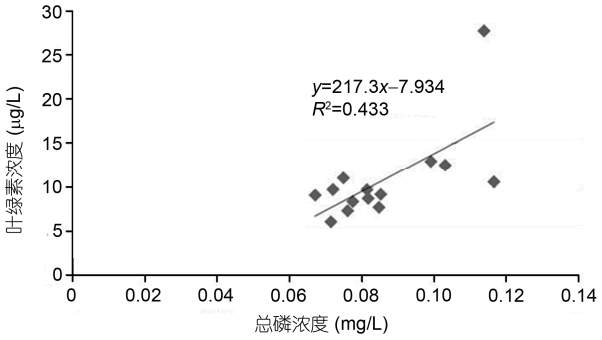


图 1 太湖湖心水域年平均总磷浓度与叶绿素浓度相关图
监测数据由中国科学院太湖湖泊生态系统研究站提供

的影响，相对而言比较稳定. 实际上，太湖中心水域总磷浓度在 1998 年达标排放后一直在持续增加，但自 2007 年水危机之后就开始保持稳定；叶绿素 *a* 浓度与总磷浓度变化基本是同步的.

湖泊富营养化，即水体中碳、氮、磷等生源要素的增加，导致浮游植物生物量增加，使得水体透明度下降. 图 2 是丹麦 13 个富营养化湖泊调查的总磷浓度与透明度的关系. 从中可以看出，随着总磷浓度升高，水体透明度会下降. 而透明度下降，水质的感官也会下降.

湖泊富营养化导致浮游植物生物量增加，就会使得水体中的有机聚集体增加. 所谓的有机聚集体(organic aggregates)，就是指水体中由活的或已经死亡的浮游动植物、原生动物、微生物及其代谢产物与水体中其他有机(主要是水生或陆生动植物残体)或无机颗粒经絮凝作用或自身分泌黏液黏合而形成的不规则多孔颗粒物[22]. 在富营养化水体，由藻类细胞组成的有机聚集体会大量增加. 在太湖中，有机聚集体上附着有大量的附着细菌(图 3)，是微生物的主要载体[19]，远多于水体中浮游的细菌. 它是湖泊有机质分解与营养盐再生的核心场所，也是水体中营养盐循环的主要途径. 在藻类生物量较高的水域(用叶绿素浓度表征)，经过一段时间的降解矿化，水体中的反应性活性磷(SRP)与溶解性总磷(TDP)浓度也高(图 4). 这其中，微生物起着非常重要的作用. 调查显示，在污染严重的水域，微生物的生物量及其生产力都会显著增加(图 5).

水体中营养盐富集，浮游植物生物量就会增加，

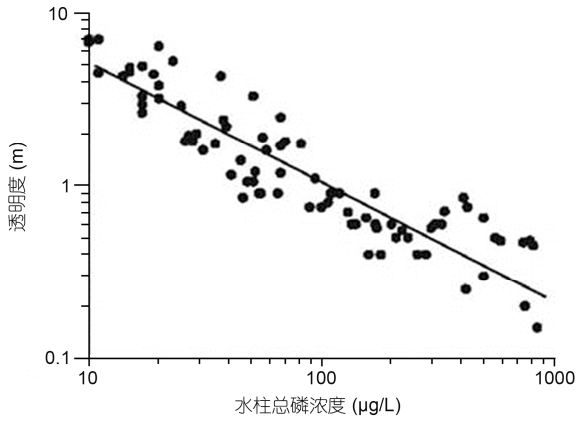


图 2　丹麦 13 个富营养化湖泊调查获得的总磷浓度与透明度的相关关系[21]

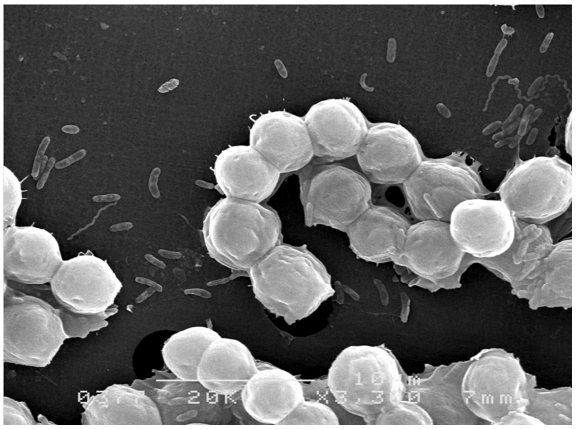


图 3　太湖藻类聚集体及其附着细菌扫描电子显微镜图

这些浮游植物死亡后形成的残骸，又会增加水体中的有机聚集体. 有机聚集体增加，使得附着细菌增加. 微生物生物量增加，新陈代谢增强，又会消耗水体中的溶解氧，使得水体中溶解氧下降. 这就是 Smith 和 Schindler 所谓的厌氧驱动的恶性循环(anoxia-driven “vicious cycle”)[25]. 根据北美富营养化湖泊 Erie 湖的监测，温跃层下部水体加权平均的溶解氧损耗率与前一年输入的总磷数量成正比(图 6). 在富营养化的 Chesapeake 湾，也存在类似的现象[27]. 而且，对于富营养化水体，由于白天浮游植物大量的光合作用，使得水体中的溶解氧含量会高于一般水体，而晚上的呼吸作用及微生物的耗氧，也会高于一般水体，使得水中的溶解氧浓度在白天与黑夜的变化幅度较一般湖泊高[28].

水体富营养化除了会导致蓝藻水华泛滥外，还会导致沉水植物的消亡. 这在国外已有广泛的报道[29~34]. 图 7 显示日本霞浦湖水生植物面积随总磷浓度变化而变化. 湖泊总磷浓度自 20 世纪 70 年代以来一直在增加，同时，水生植物的覆盖度，特别是沉水植物覆盖度却大幅度的减少[34]. 在美国 Chesapeake 湾，分析和观察发现，富营养化导致该湾中部和上部沉水植物自 20 世纪 70 年代迅速减少(图 8).

湖泊富营养化对湖泊生态系统的多样性与稳定性的影响尚未引起人们足够的关注. 但是，生态学里面有一条基本的定律，即多样的生态系统才是稳定的. 如果富营养化对生态系统多样性有损害，这必然会损害生态系统的稳定性. 从目前有限的文献中，可以看出，富营养化会损害生态系统的多样性. 根据 James 等人[36]对英国和波兰 60 个湖泊湖水中总氮和

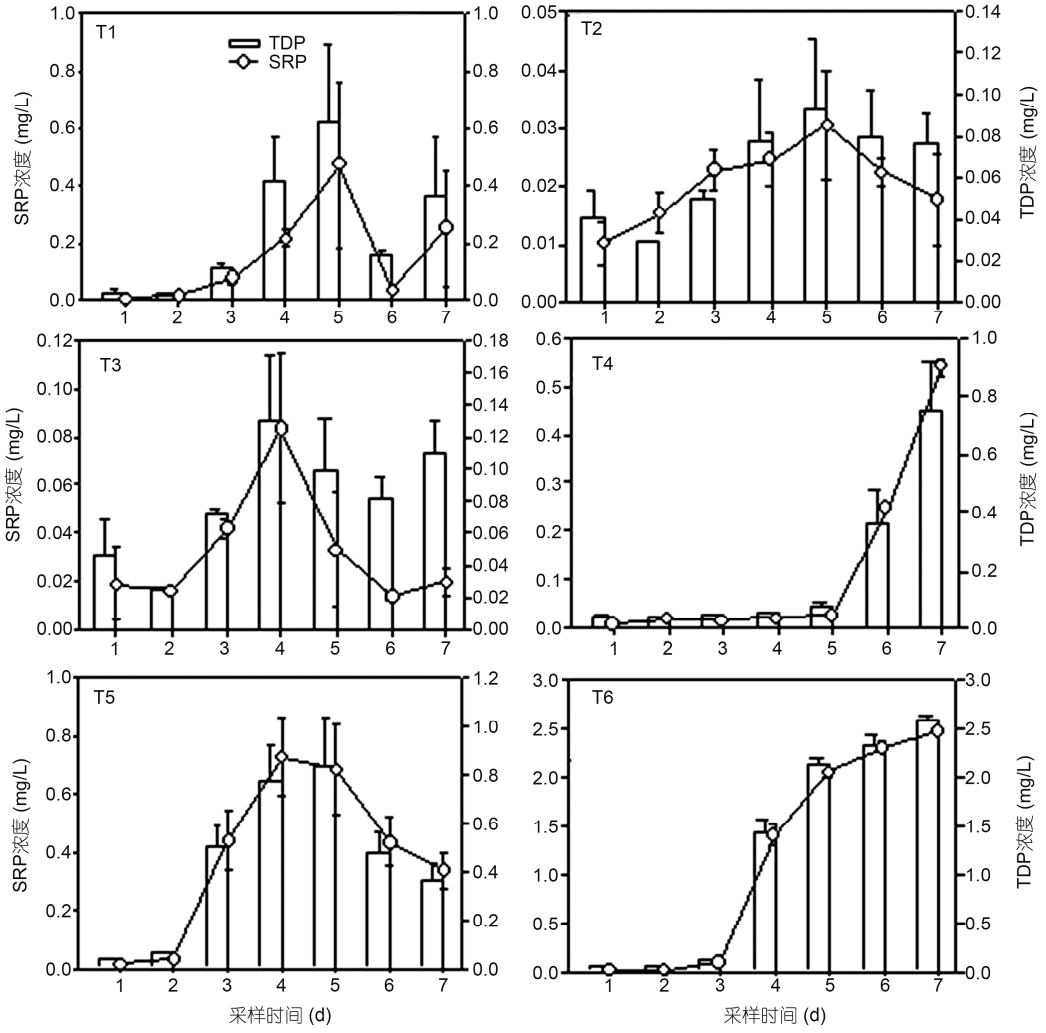


图 4　太湖不同条件下藻类降解过程中磷浓度(SRP 与 TDP)变化[23]

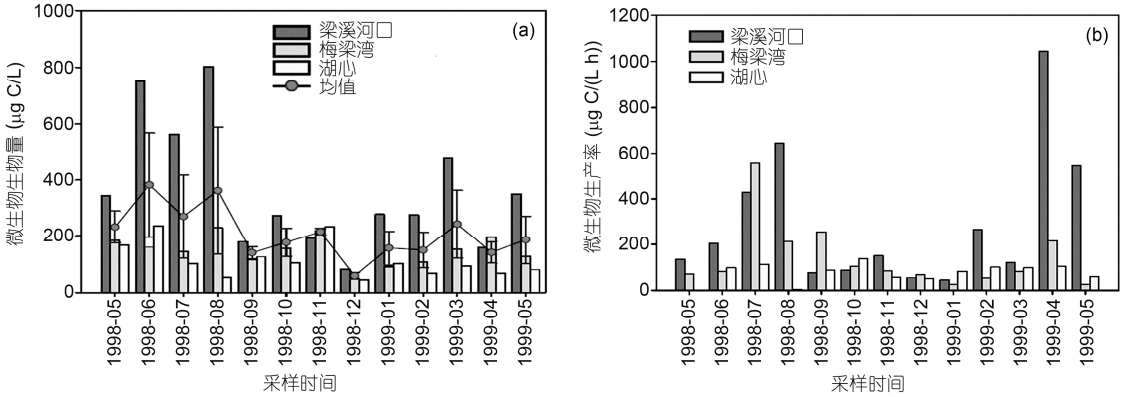


图 5　营养盐浓度不同的 3 个水域(梁溪河口、梅梁湾、湖心)微生物的生物量(a)与微生物的生产率(b)[24]

硝态氮及沉水植物多样性的调查发现, 随着氮浓度的增加, 水生植物的物种丰富度会下降(图 9), 特别是冬季水体中硝态氮的浓度对植物多样性影响最大, 而磷对其多样性的影响是其次的.

在太湖的富营养化过程中, 也出现了水生植物种类数下降、面积缩减的现象. 1960 年调查采到的水

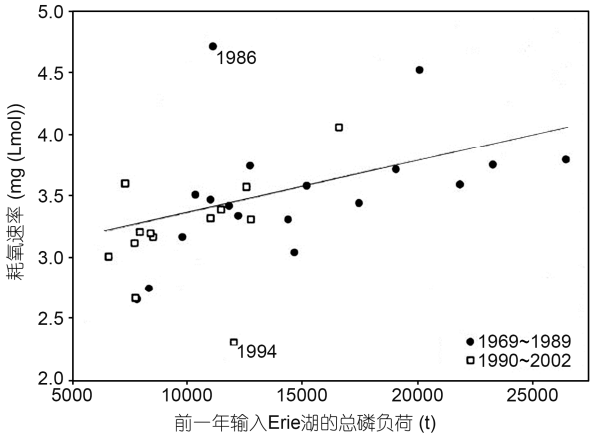


图 6　美国 Erie 湖温跃层下部水体体积加权平均溶解氧消耗速率与前一年输入湖中的总磷负荷的关系[26]

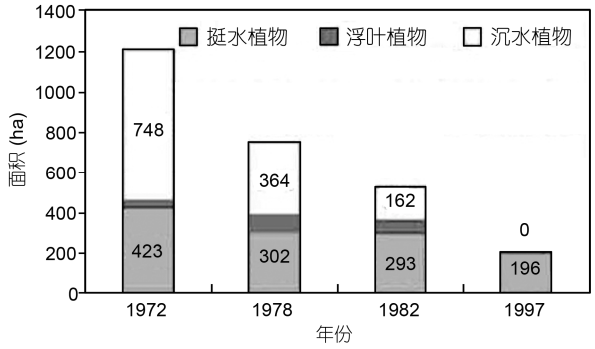


图 7　日本霞浦湖水生植物覆盖面积变化[34]

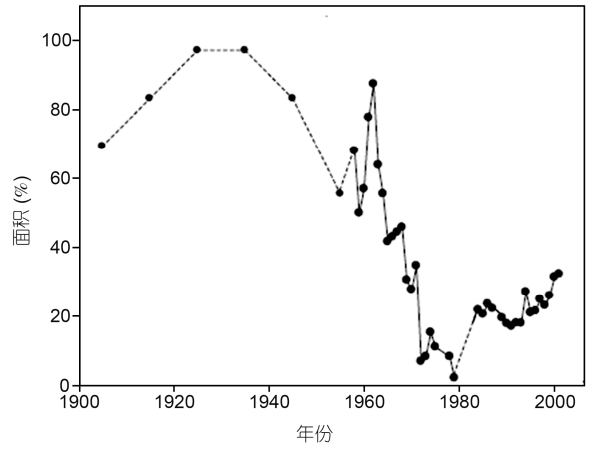


图 8　美国 Chesapeake 湾上部和中部沉水植物覆盖度的变化[35]

生植物种类有 66 种, 隶属于 48 属, 29 科[37]; 沉水植物优势种为马来眼子菜(*Potamogeton malaianus Miq.*), 沉水植物除了在东太湖和西太湖沿岸带有大量生长外, 在五里湖等其他湖区亦有大面积出现[37]. 至 20

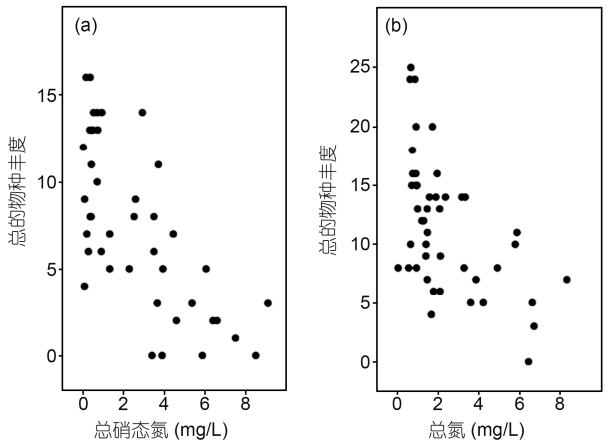


图 9　根据英国和波兰 60 多个湖泊调查建立的水生植物的多样性与硝态氮及总氮的关系[36]

世纪 90 年代中晚期, 太湖水生植物锐减到 17 种, 沉水植物优势种演变为苦草(*Vallisneria natans*)[38]. 目前, 太湖主要分布有马来眼子菜、荇菜(*Nymphoides peltatum*)、苦草、轮叶黑藻(*Nymphoides peltatum*)、菱(*Trapa natans L.*)、狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)、伊乐藻(*Elodea nuttalli*)、金鱼藻(*Ceratophyllum demersum L.*)、茨藻(*Najas minor All.*)等 10 种水生植物, 生长于 6 个植被群丛中, 包括马来眼子菜群丛、荇菜群丛、荇菜-马来眼子菜群丛、苦草群丛、苦草-伊乐藻群丛以及茨藻群丛[39]. 从上述各个时期的调查结果可以看出, 太湖在最近的近 10 年中, 水生植物的多样性显著地下降. 尽管其多样性下降有着多种原因, 但是, 富营养化显然是重要的原因之一.

除了水生植物多样性的下降, 其面积也出现明显的下降. 虽然 20 世纪 60 年代以来, 其面积存在着波动, 但半个世纪以来变化的总体趋势以下降为主. 20 世纪 60 年代沉水植物面积约 530 km^2, 到了 80 年代缩减至大约 400 km^2, 直至 90 年代初期仍然保持着减少的趋势. 至 1997 年沉水植物有所恢复, 达到 80 年代初期的水平; 2000 年后, 沉水植物分布面积较为稳定, 2004 年略有增加, 而 2007 年则显著下降, 2009 年达到历年的最低点, 2010 年分布面积有所增加(图 10).

富营养化对浮游植物多样性的影响, 相对而言较为复杂些. 但是, 一般的研究都发现, 其最终都会损害其多样性[41]. 图 11 为围隔实验中添加营养盐后发现的藻类多样性随营养盐先增加后下降的趋势(图中表示为藻类生物量增加和叶绿素浓度增加). 但是, 下降的趋势由于显著高于上升的趋势[41], 说明富营

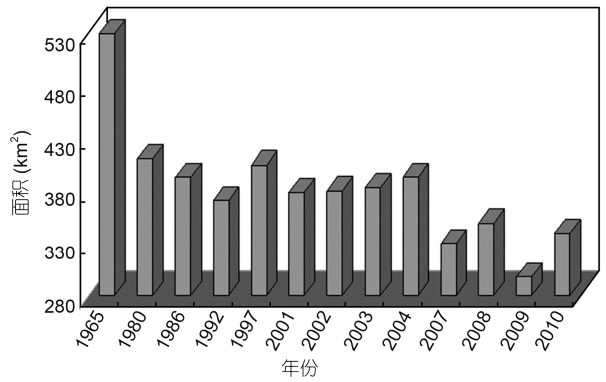


图 10 太湖沉水植物面积历年变化[40]

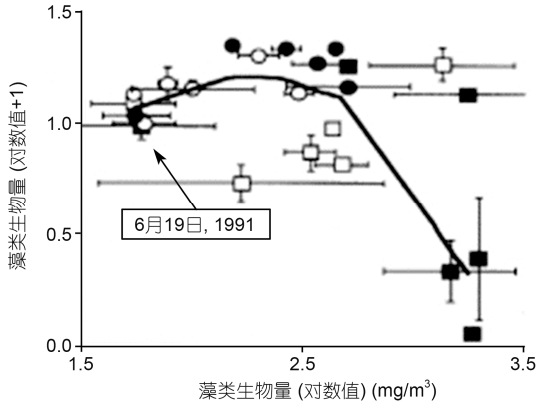


图 11 围隔实验中添加营养盐后藻类生物量增加与藻类生物多样性的变化[41]

养化对浮游植物的生物多样性归根结底是有损害的. 由此可以引申出, 以蓝藻水华为优势的现象仅仅是湖泊富营养化的一个过渡性阶段. 随着营养盐的继续增加, 其生态系统结构必然会由于其不稳定而发生演替. 初步的研究也发现, 富营养化对微生物的种群结构和多样性也会产生影响, 表现为自养型的微生物下降, 而异养型的微生物增加, 多样性下降[42,43]. 说明富营养化还会导致微生态系统结构变化而使得湖泊趋于异养型为主.

根据中国科学院太湖湖泊生态系统研究站 2005~2010 年的监测显示, 在太湖富营养化程度不同的水域, 浮游植物的多样性(Shannon-Wiener 指数)随着富营养化指数增加而下降(图 12), 表明富营养化水平增加会降低浮游植物多样性; 虽然监测数据说明随着富营养的发展, 浮游植物种类数量会有所增加, 优势种由广生性种类转变为耐污种(如微囊藻、鱼腥藻), 但是种类数量分布不均, 因此物种多样性指数仍然是下降的.

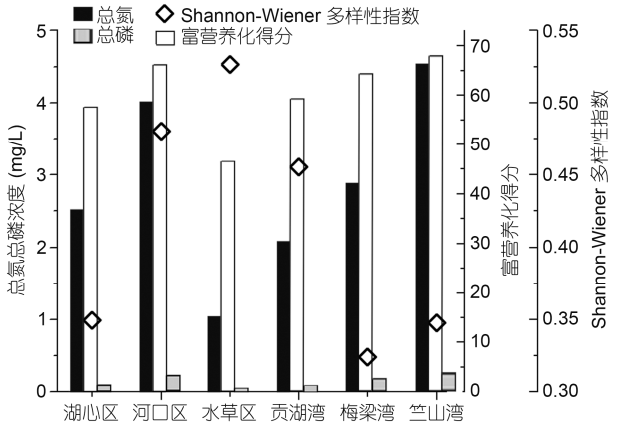


图 12 太湖不同水域 2005~2010 年夏季(6~8 月)的总氮、总磷浓度及富营养化指数与浮游植物的 Shannon-Wiener 多样性指数

2 湖泊富营养化的生态系统演替

关于湖泊富营养化会导致生态系统演替, 当前的研究热点主要在二个方面, 其一是氮、磷营养盐浓度与浮游植物组成及优势种, 包括蓝藻水华之间的关系. 其二是以水生植物为主的草型生态系统与以浮游植物为主的藻型生态系统的演替.

水体中氮、磷营养盐增加, 使得浮游植物大量生长, 甚至出现水华. 调查显示, 随着营养盐增加与叶绿素浓度升高, 蓝藻在整个浮游植物生物量中所占的比例也随之增加, 说明富营养化和营养盐富集使蓝藻生物量增加, 并且在浮游植物组成中成为优势物种(图 13).

但是, 有些富营养化水体却显示, 当磷浓度较低时, 是蓝藻占优势; 当磷浓度很高时, 同时, 氮的浓

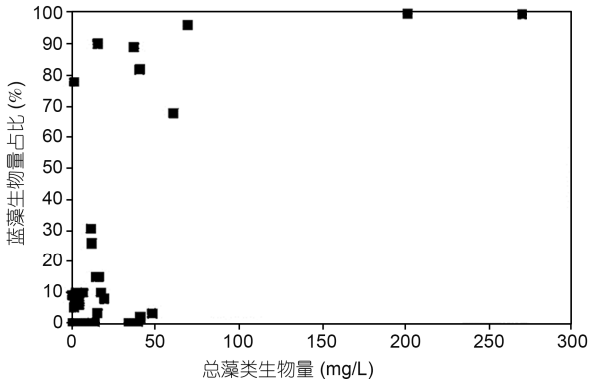


图 13 根据 39 个美国肯萨斯州富营养化水体营养水平(用夏季浮游植物生物量(mg/L))与蓝藻占浮游植物生物量的比例[44]

度也较高的情况下，绿藻占优势[45]. 我们在太湖梅梁湖的调查中也发现，当湖水中磷浓度较高时，蓝藻优势种将被绿藻优势种所取代[46]. 但是，如果磷浓度很高，而氮浓度很低时，虽然也是蓝藻占优势，却是那些能够固氮的蓝藻，如鱼腥藻占优势，如美国佛罗里达的 Okeechobee 湖[47].

氮与磷对浮游植物组成的影响，国际上，通常都是用氮磷比值来判断水体中蓝藻水华是否出现. 藻类细胞内碳、氮、磷的大致比例关系为 41∶7.2∶1(重量比). 如果氮磷比值低于 7∶1，容易出现蓝藻水华[48]. 但是，最近许多研究表明，氮磷比判断蓝藻水华是否出现并不一定准确[49]. 当水柱中的氮、磷浓度，特别是生物可利用的营养盐形态的浓度(主要是无机的氮、磷浓度及溶解性营养盐浓度)大于藻类生长受限制的阈值，那么，讨论氮磷比对藻类影响是没有意义的. 在太湖这个阈值对于磷是 0.2 mg/L，对于氮是 1.8 mg/L[50]. 太湖目前全湖平均的总氮浓度介于 2.0~3.0 mg/L，总磷浓度大概为 0.1 mg/L. 因此，在许多水域，氮的浓度都高于此阈值，而磷的浓度低于此阈值. 事实上，磷对藻类生长的限制，在许多水域，包括梅梁湾、贡湖湾、竺山湾、湖心地区等都存在；而氮对藻类生长的限制主要出现在梅梁湾，特别是夏季与秋季[50]. 但是，由于氮、磷浓度在空间和时间上具有高度的波动性. 因此，上述阈值是多年平均而言. 实际上，太湖的氮磷浓度变化幅度是非常大的. 导致氮磷比的波动变化也很大. 无论是总氮与总磷的比值，还是溶解性氮与溶解性磷的比值，都是在春季达到最大(80~100)，夏季达到最小(<10). 因此，许多水域在春季时可能是磷限制的水域，而到了夏、秋季常常是氮、磷同时限制的水域[50]. 与这个问题相联系的是目前国际上关于湖泊蓝藻水华控制应该以磷削减为主[51]，还是氮、磷同时控制为主[52].

其次是营养盐的增加，水生植物(这里主要指能够生长在开阔水域的沉水植物)会逐步消亡，浮游植物会逐步繁盛起来并最终取代水生植物，成为生态系统初级生产力的主要贡献者. 这就是国际上较为流行的稳态转化的理论[53,54](图 14). 是什么原因导致水生植物消亡？原因一直不是很清楚. 我们通过太湖富营养化水平不同的两个水域，贡湖湾和梅梁湾(贡湖湾的总氮、总磷分别是 0.772 和 0.029 mg/L，梅梁湾的总氮和总磷分别是 1.935 和 0.108 mg/L)，比较二个湾中同一种水生植物上附着的各种附着生物生物量与各自的水生植物生长情况，与营养盐水平进行相关分析. 发现水体的富营养化程度越高，水生植物上附着生物的生物量就越高，这些附着生物对水生植物光合作用的遏制也就越严重. 去除附着物的水生植物的光合作用较没有去除的水生植物的光合作用高达 60%~90%[55]. 说明富营养化会导致附着在水生植物上的附着生物大量增加，遏制水生植物的光合作用. 这与富营养化后，浮游植物生物量增加、透明度下降的效果是一致的.

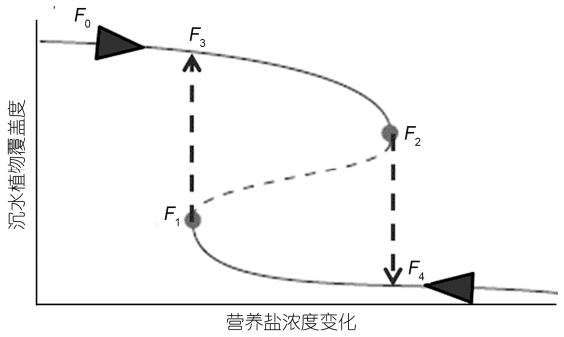


图 14　湖泊由于富营养化从草型生态系统到藻型生态系统的转换(F0 到 F2 再到 F4)及营养盐下降后恢复到草型生态系统(F4 到 F1 再到 F3)的过程[54]

富营养化导致的草型生态系统被藻型生态系统取代的真正机制是什么？一般认为，是富营养化导致水生植物消亡，蓄积在底泥中的污染物质大量释放加重水体的富营养化[56,25]，例如在太湖的研究表明水动力扰动可能是太湖水体内源磷释放的主要方式[57]，因此底泥疏浚(sludge dredging)也常常被用来改善水环境[58]. 但是，我们的研究认为，是富营养化导致浮游植物和附着藻类大量增加，导致水体中的有机颗粒物增加，一方面使得水体的透明度下降，水生植物的光合作用受到遏制；另一方面，大量的藻类合成的有机物，使得水体中微生物也大量增加. 微生物参与的有机物的降解与矿化加强，析出的营养盐逐步增加，又会加速浮游植物的生长. 随着富营养化后的有机聚集体增加，营养盐从无机到藻类吸收变成有机，再通过降解与矿化转变为无机的时间越来越短. 研究表明，在污染最重的河口地区磷的降解速率平均为 0.171 μmol/(h L)，在梅梁湾平均为 0.154 μmol/(h L)，在湖心水域平均为 0.139 μmol/(h L)[23,59]. 氮的循环与再生与磷基本上类似[60]. 这种降解矿化速率随富营养化而增加，反映的是微生物的生物量与生产力的升高. 除了微生物之外，太湖原生动物生物量的分

布特征, 同样地显示出在污染重的梅梁湾高于污染轻的湖中心水域[61]. 这种趋势与微生物相一致. 这些都表明, 越是污染严重的湖泊水体, 微生物的生物量及生产力越高, 营养盐循环的速率也越快. 反过来, 又会加重湖泊富营养化的态势, 形成一种营养盐供给的恶性循环.

这样一种机制, 说明富营养化导致的生态系统演替与水体中不同生物群落利用营养盐的效率有关. 当水体中输入的营养盐大量增加时, 草型生态系统中由于吸收氮、磷的主要是水生维管束植物. 此时, 大量的剩余营养盐只能依靠浮游植物、附着生物等吸收利用, 导致浮游植物生物量及叶绿素浓度大量增加. 浮游植物形成的有机聚集体增加, 为微生物的大量增加及其降解与矿化作用增强, 提供了源源不断的物质基础. 同时, 随着透明度下降, 溶解氧减少, 水生植物逐步被浮游植物所取代. 水生植物吸收营养盐到形成有机体, 再死亡降解与矿化, 到营养盐析出的循环过程显然要比浮游植物长得多. 这很可能是草、藻型生态系统演替的真正原因所在.

3 湖泊富营养化研究展望

经过国内相关领域专家学者的共同努力, 目前对于湖泊富营养化治理、湖泊生态系统恢复与生物多样性保护, 都已经有了基本的共识. 那就是富营养化湖泊治理, 必须先控源截污, 在控源截污的基础上, 再实施生态恢复, 并在生态恢复的基础上实现生物多样性的保护. 这些共识已经由管理部门在太湖等富营养化湖泊治理中得到贯彻与应用, 并且产生了实实在在的效果. 太湖最近几年的蓝藻水华无论是频次、最大面积都呈现下降的态势, 就是很好的例子.

虽然我们对湖泊富营养化治理有了基本的共识. 但对富营养化对生态系统的影响仍然许多问题不是很清楚. 例如, 富营养化后蓝藻水华的爆发机制是什么? 为什么蓝藻水华一会儿出现, 一会儿消失? 这个问题虽然大体上已经清楚, 包括营养盐、光照、温度、水动力对蓝藻水华形成的影响. 但是, 具体到某一次蓝藻水华出现的机制仍然不是很清楚. 关键是蓝藻细胞分裂增殖过程并且形成足够的蓝藻生物量的过程中, 这些环境因子是如何影响的? 蓝藻水华形成过程的蓝藻细胞群体是如何形成的, 并且最后上浮形成水华的? 由于对蓝藻水华机制仍然不是很清楚, 使得蓝藻水华发生的预测与预警工作仍然停留在以现有生物量为主、短时间尺度上的迁移与堆积的预测预报.

此外, 根据现有的知识, 我们已经认识到, 湖泊富营养化会导致浮游植物群落逐步取代水生植物群落, 即草型湖泊生态系统逐步向藻型湖泊生态系统转化. 如果营养盐继续增加, 以蓝藻为主的藻型生态系统很可能会被其他藻类为主的生态系统所取代, 但是导致这种演替的原因尚不清楚. 如果营养盐进一步富集, 藻型生态系统有可能消失, 以异养生物为主的生态系统有可能取代以浮游植物为主的自养型生态系统. 这种生态系统演替的机制, 推测与营养盐的竞争策略有关系.

我们已经知道, 富营养化会导致生物多样性下降, 也就意味着生态系统的稳定性下降. 但是, 是什么原因导致生态系统多样性的下降? 富营养化导致的浮游植物多样性最终趋于下降, 必然会影响到浮游动物的多样性, 并且, 沿着食物链的上行效应, 影响游泳动物的多样性. 而这些高端物种多样性的下降, 会导致整个生态系统多样性下降, 生态系统的稳定性的减弱. 这方面仍然有许多工作有待于深入. 多样性的增加与减少, 与水生动植物的生境条件有很大的关系. 越是复杂的生境环境, 如湿地和滨岸带, 生物的多样性也越高. 对于原先营养盐不充分的水域, 营养盐的富集会改善其生境环境, 使得其多样性升高, 但是, 当营养盐继续升高, 生物的多样性最终是下降的. 这样的解释是否成立, 仍然有待于实证例子的验证.

富营养化湖泊经过治理后, 生态系统仍能恢复到原来的状态与水平吗? 答案可能是否定的. 已经有研究指出, 富营养化过的湖泊, 虽然随着富营养化治理后, 水质指标及动植物群落结构得到了恢复, 但是, 仔细比较某些浮游动物的基因片段, 其演化的轨迹发生了变化, 他们并不能简单地回到原来的状态与水平[62]. 说明环境污染之后, 对生物的影响远比我们想象的复杂和持久. 甚至有可能某些物种再也无法演化到原先的物种, 如果成立, 那污染与富营养化对生态环境的影响与作用被大大低估了. 但这有待于进一步的研究来证实.

参考文献

1 Vollenweider R A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Report of Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), DAS/CSI/68.27, 1968

2 Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). Eutrophication of Water: Monitoring, Assessment and Control. Paris: Organization for Economic Cooperative Development, 1982

3 秦伯强, 杨柳燕, 陈非洲, 等. 湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用. 科学通报, 2006, 51: 1857–1866

4 成小英, 李世杰. 长江中下游典型湖泊富营养化演变过程及其特征分析. 科学通报, 2006, 51: 848–855

5 万金保, 闫伟伟. 鄱阳湖水质富营养化评价方法应用及探讨. 江西师范大学学报(自然科学版), 2007, 31: 210–214

6 方凯, 李利强, 田琪. 洞庭湖水环境质量特征和发展趋势. 内陆水产, 2003, 28: 34–36

7 胡学玉, 陈德林, 艾天成. 1990~2003 年洪湖水体环境质量演变分析. 湿地科学, 2006, 4: 115–120

8 龚珞军, 杨学芬, 熊邦喜, 等. 武汉市夏季湖泊水体理化指标主成分和聚类分析. 长江流域资源与环境, 2009, 18: 550–554

9 张昆实. 长湖水质富营养化的人工神经网络评价研究. 见: 湖北省物理学会, 编. 武汉物理学会学术年会论文集, 2004. 104–105

10 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998

11 简永兴, 王建波, 何国庆. 湖北省海口湖、太白湖与武山湖水生植物多样性的比较研究. 生态学报, 2001, 21: 1815–1824

12 吴振斌, 陈德强, 邱东茹, 等. 武汉东湖水生植被现状调查及群落演替分析. 重庆环境科学, 2003, 25: 54–58

13 Tong Y, Lin G F, Ke X, et al. Comparison of microbial community between two shallow freshwater lakes in middle Yangtze basin, East China. Chemosphere, 2005, 60: 85–92

14 陈宇, 李海洋, 管远亮. 女山湖水体理化特征及其渔业影响. 内陆水产, 2000, 25: 12–13

15 潘红玺, 吉磊. 阳澄湖若干水质资料的分析与评价. 湖泊科学, 1997, 9: 187–191

16 郁晞, 王霞, 彭丽霞, 等. 淀山湖富营养状态调查和湖区微囊藻毒素污染现况研究. 环境卫生学杂志, 2011, 1: 5–10

17 宋友坤, 袁忠, 陆江. 骆马湖富营养化和生态状况调查与评价. 污染防治技术, 2006, 19: 50–53

18 Qin B Q, Zhu G W, Gao G, et al. A drinking water crisis in Lake Taihu, China: Linkage to climatic variability and lake management. Environ Manage, 2010, 45: 105–112

19 Tang X M, Gao G, Chao J Y, et al. Dynamics of organic-aggregate-associated bacterial communities and related environmental factors in Lake Taihu, a large eutrophic shallow lake in China. Limnol Oceanogr, 2010, 55: 469–480

20 史红星, 曲久辉, 刘会娟, 等. 微囊藻毒素产生过程中氮素作用的同位素示踪研究. 科学通报, 2008, 53: 407–412

21 Liboriussen L, Jeppesen E. Structure, biomass, production and depth distribution of periphyton on artificial substratum in shallow lakes with contrasting nutrient concentrations. Freshwater Biol, 2006, 51: 95–109

22 Simon M, Grossart H P, Schweitzer B, et al. Microbial ecology of organic aggregates in aquatic ecosystems. Aquat Microb Ecol, 2002, 28: 175–211

23 晁建颖. 生态系统结构对太湖有机聚集体理化性质的影响. 硕士学位论文. 南京: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 2009. 1–68

24 Gao G, Qin B Q, Sommaruga R, et al. The bacterioplankton of Lake Taihu: Abundance, biomass, and production. Hydrobiologia, 2007, 581: 177–188

25 Smith V H, Schindler W D. Eutrophication science: where do we go from here? Trends Ecol Evol, 2009, 24: 201–206

26 Burns N M, Rockwell D C, Bertram P E, et al. Trends in Temperature, secchi depth, and dissolved oxygen depletion rates in the central basin of Lake Erie, 1983–2002. J Great Lakes Res, 2005, 31 (Suppl 2): 35–49

27 Boesch D F, Brinsfield R B, Magnien R E. Chesapeake Bay eutrophication: Scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture. J Environ Qual, 2001, 30: 303–320

28 Walling D E, Webb B W. Water quality, I. Physical characteristics. In: Calow P, Petts G E, eds. The Rivers Handbook, I. Hydrological and Ecological Principle. Oxford: Blackwell Scientific Publs, 1994. 48–72

29 Sand-Jensen K, Riis T, Vestergaard O, et al. Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the last 100 years. J Ecol, 2000, 88: 1030–1040

30 Moss B. Further studies on the paleolimnology and changes in phosphorus budget of Barton Broad, Norfolk. Freshwater Biol, 1980, 10: 261–279

31 Blindow I. Decline of charophytes during eutrophication: Comparison with angiosperms. Freshwater Biol, 1992, 28: 9–14

32 Best E P H, de Vries D, Reins A. The macrophytes in the Loosdrecht Lakes: A story of their decline in the course of eutrophication. Verh Internat Verein Limnol, 1984, 22: 868–875

33 Körner S. Loss of submerged macrophytes in shallow lakes in North-Eastern Germany. Int Rev Hydrobiol, 2002, 87: 375–384

34 Sakurai Y. Decrease in vegetation area, standing biomass and species diversity of aquatic macrophytes in Lake Kasumigaura (Nishiura) in recent years. Jpn J Limnol, 1990, 51: 45–48

35 Kemp W M, Boynton W R, Adolf J E, et al. Eutrophication of Chesapeake Bay: Historical trends and ecological interactions. Mar Ecol Prog Ser, 2005, 303: 1–29

36 James C, Fisher J, Russell V, et al. Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. Freshwater Biol, 2005, 50: 1049–1063

37 中国科学院南京地理研究所. 太湖综合调查报告. 北京: 科学出版社, 1960

38 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 太湖流域水资源保护局. 太湖水环境生态及富营养化研究(1994–1995). 南京: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 1997. 11–15

39 马荣华, 段洪涛, 唐军武, 等. 湖泊水环境遥感. 北京: 科学出版社, 2010

40 董百丽. 太湖沉水植物群落及其环境因子对生境异质性的响应. 博士后出站报告. 南京: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 2011. 1–64

41 Proulx M, Pick F R, Mazumder A, et al. Experimental evidence for interactive impacts of human activities on lake algal species richness. Oikos, 1996, 76: 191–195

42 冯胜, 秦伯强, 高光. 细菌群里结果对水体富营养化的响应. 环境科学学报, 2007, 27: 1823–1829

43 Kolmonen E, Sivonen K, Rapala J, et al. Diversity of cyanobacteria and heterotrophic bacteria in cyanobacterial blooms in Lake Joutikas, Finland. Aquat Microb Ecol, 2004, 36: 201–211

44 Smith V H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: A global problem. Environ Sci Pollut Res, 2003, 10: 126–139

45 Jensen J P, Jeppesen E, Olrik K, et al. Impacts of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. Can J Fish Aquat Sci, 1994, 51: 1692–1699

46 Chen Y W, Qin B Q, Teubner K, et al. Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: *Microcystis*-domination in Lake Taihu, a large shallow lake in China. J Plankton Res, 2003, 25: 445–453

47 James R, Havens K, Zhu G W, et al. Comparative analysis of nutrients, chlorophyll and transparency in two large shallow lakes (Lake Taihu, P.R. China and Lake Okeechobee, USA). Hydrobiologia, 2009, 627: 211–231

48 Smith V H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. Science, 1983, 221: 669–671

49 Downing J A, Watson S B, McCauley E. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. Can J Fish Aquat Sci, 2001, 58: 1905–1908

50 Xu H, Paerl H W, Qin B Q, et al. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. Limnol Oceanogr, 2010, 55: 420–432

51 Schindler D W, Hecky R E, Findlay D L, et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. Proc Natl Acad Sci USA, 2008, 105: 11254–11258

52 Paerl H W, Xu H, McCarthy M J, et al. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. Water Res, 2011, 45: 1973–1983

53 Carpenter S R. Regime Shifts in Lake Ecosystems: Pattern and Variation. Germany: International Ecology Institute, 21385 Oldendorf/Luhe, 2003

54 Scheffer M, Carpenter S R, Foley J A, et al. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature, 2001, 413: 591–596

55 Qin B Q, Song Y Z, Gao G. The role of periphytes in the shift between macrophyte and phytoplankton dominated systems in a shallow, eutrophic lake (Lake Taihu, China). Sci China Ser C-Life Sci, 2006, 49: 597–602

56 Kangro K, Olli K, Tamminen T, et al. Species-specific responses of a cyanobacteria dominated phytoplankton community to artificial nutrient limitation in the Baltic Sea. Mar Ecol Prog Ser, 2007, 336: 15–27

57 朱广伟, 秦伯强, 高光. 风浪扰动引起大型浅水湖泊内源磷暴发性释放的直接证据. 科学通报, 2005, 50: 66–71

58 范成新, 张路, 王建军, 等. 湖泊底泥疏浚对内源释放影响的过程与机理. 科学通报, 2004, 49: 1523–1528

59 高光, 朱广伟, 秦伯强, 等. 太湖水体中碱性磷酸酶活性及磷的矿化速率. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2005, 35(增刊): 157–165

60 McCarthy M J, Lavrentyev P J, Yang L Y, et al. Nitrogen dynamics and microbial food web structure during a summer cyanobacterial bloom in a subtropical, shallow, well-mixed, eutrophic lake (Lake Taihu, China). Hydrobiologia, 2007, 581: 195–207

61 Wu Q L, Chen Y W, Xu K D, et al. Intra-habitat heterogeneity of microbial food web structure under the regime of eutrophication and sediment resuspension in the large subtrophical shallow lake Taihu, China. Hydrobiologia, 2007, 581: 241–254

62 Brede N, Sandrock C, Straile D, et al. The impact of human-made ecological changes on the genetic architecture of Daphnia species. Proc Natl Acad Sci USA, 2009, 106: 4758–4763