

湖泊氮磷循环的关键过程与定量识别方法

吴桢 吴思枫 刘永[†] 张雨宇 谢曙光 郭怀成

北京大学环境科学与工程学院, 水沙科学教育部重点实验室, 北京 100871; [†] 通信作者, E-mail: yongliu@pku.edu.cn

摘要 针对湖泊氮磷循环的3个关键过程: 源过程、去除过程和内部转化过程, 识别不同过程(如底泥释放、反硝化等)对湖泊的影响机制及其对富营养化的贡献, 总结对比湖泊氮磷循环及其关键过程的实验与模型等不同研究方法的优劣。基于文献综述分析提出, 未来的研究需将机理模型、实验观测及室内模拟结合起来, 通过机理模型定量表征氮磷循环的物质平衡, 辅以实验观测识别关键过程, 通过室内模拟实验分析循环关键过程的影响因素与响应机制。这种多层次多手段的研究方法体系可以为湖泊氮磷循环的深入探究提供技术支持。

关键词 湖泊富营养化; 氮磷循环; 内源释放; 反硝化; 氮磷协同

中图分类号 X-1; X524

Key Processes and Mechanisms of Nitrogen and Phosphorus Cycling in Lakes

WU Zhen, WU Sifeng, LIU Yong[†], ZHANG Yuyu, XIE Shuguang, GUO Huaicheng

Key Laboratory of Water and Sediment Sciences (MOE), College of Environmental Science and Engineering, Peking University, Beijing 100871; [†] Corresponding author, E-mail: yongliu@pku.edu.cn

Abstract Special attention has been paid to three types of processes, that is, source process, removal process and internal cycling. Through the summary of literatures, the mechanisms of typical cycling processes, such as sediment release and denitrification, were discussed. The comparison of contributions of different cycling processes was listed as well. Moreover, the main research approaches of experiment and modeling in this field were well summarized and compared, raising a general framework for the study of nutrients cycling in lakes. With the purpose of looking into the cycling of nutrients, different approaches should be combined together. For example, mechanism models and observation for the mass balance of nutrients, then the microcosmic experiments for the impact factors of cycling processes. It is an efficient way to explore the cycling of nutrients in lakes.

Key words lake eutrophication; nitrogen and phosphorus cycling; internal loading; denitrification; nitrogen and phosphorus coupling

湖泊富营养化问题是水环境领域面临的突出挑战^[1-4]。对受损湖泊进行生态修复和污染控制, 有效地预防湖泊生态退化, 是国内外相关研究的核心问题, 也是目前我国环境治理的重要任务^[5-7]。氮和磷是湖泊生态系统中不可或缺的营养元素, 其循环主要指湖泊中氮磷物质在水体、底泥和生物体中的迁移和转化过程, 主要包括源过程(如点源、面源及大气沉降、固氮等)、去除过程(如湖体出流、反硝化等)以及湖体内的迁移和转化过程(如生物吸

收和排泄、微生物分解、硝化作用等)^[8-10]。湖泊内正常的氮磷循环是维持生态健康的必要条件, 而大量氮磷的进入会导致湖体内营养物质循环过程的变化, 增加富营养化的风险。因此, 开展相关研究对湖泊生态修复和预防湖泊生态退化有重要的指导作用^[11-13]。

湖泊氮磷循环在湖泊管理方面的意义表现在3个方面。1) 对于尚未富营养化的湖泊, 需特别关注主要的氮磷循环过程, 了解主要驱动因子, 增强有

国家重点基础研究发展计划(2015CB458900)资助

收稿日期: 2016-09-01; 修回日期: 2016-12-02; 网络出版日期: 2018-01-05

助于保持氮磷元素正常循环的外部因素。2) 对于已处于富营养化的湖泊, 管理和控制湖泊富营养化的过程会变得非常困难或代价昂贵, 氮磷循环的研究重点应关注对富营养化有重要影响的循环关键过程和影响因素, 为受损湖泊的恢复提供理论依据。3) 在富营养化湖泊的治理过程中, 决策者会倾向于选取治理效果明显且投资较少的措施, 以便在较短时期内会取得良好的效果, 但由于氮磷元素间的协同效应, 措施的长远效果需深入考量, 如单独控磷会导致湖体富营养化程度减弱, 大量氮元素缺少有效的去除途径而累积, 并最终影响到河口和海洋生态系统^[14-15]。由此可见, 在治理湖泊富营养化时, 须考虑到氮、磷间的协同效应, 实施协同治理。

1 湖泊氮磷循环的关键过程与机制

尽管已有的研究关于湖泊氮磷循环过程的变化及其响应机制的结论各异, 但也达成一些基本的共识。在富营养化之前, 流域的氮磷输入是影响湖体中氮磷浓度的首要因素, 湖体能通过自身的循环消耗掉营养物质, 使湖泊氮磷循环保持相对平衡; 当湖泊转换为富营养化状态后, 底泥释放则可能成为更为重要的氮磷循环过程^[16-17]。最近的研究发现, 湖泊的氮、磷循环并不是独立存在的, 二者之

间存在着协同效应, 主要表现为氮磷元素对藻类生长存在共同限制作用, 以及湖体磷浓度的改变对氮去除的影响等^[1,14-15]。湖泊氮磷循环的关键过程主要有3类: 源过程、去除过程和内部转化过程(图1)。对于不同的湖泊, 其关键过程不尽相同, 研究者通常通过不同过程对湖体氮磷循环总量的贡献来识别其关键过程。

1.1 源过程

湖泊氮磷循环中的源过程主要有4种: 外源负荷、底泥释放、大气沉降和生物固氮。对于不同营养状态和不同地区的湖泊, 这4种过程对氮磷循环总量的贡献不同。富营养化湖泊, 底泥中的氮磷含量相对较高, 藻类生长也需要吸收大量的氮磷元素^[18]。贫营养化湖泊中的氮磷含量相对较低, 且外源污染相对较少^[19]。从表1可以看出, 底泥释放作用对富营养化湖泊的贡献更突出, 大气沉降作用则主要对贫营养化湖泊起作用; 生物固氮作用对富营养化和贫营养化湖泊的贡献没有明显差别, 主要受温度和气候的影响, 所以热带地区湖泊的生物固氮作用更明显。

研究表明, 就富营养化湖泊而言, 底泥释放作用是湖体内氮磷即时浓度的重要来源, 尤其对于浅水湖泊显得更为重要^[16]。从微观层面看, 水文条件

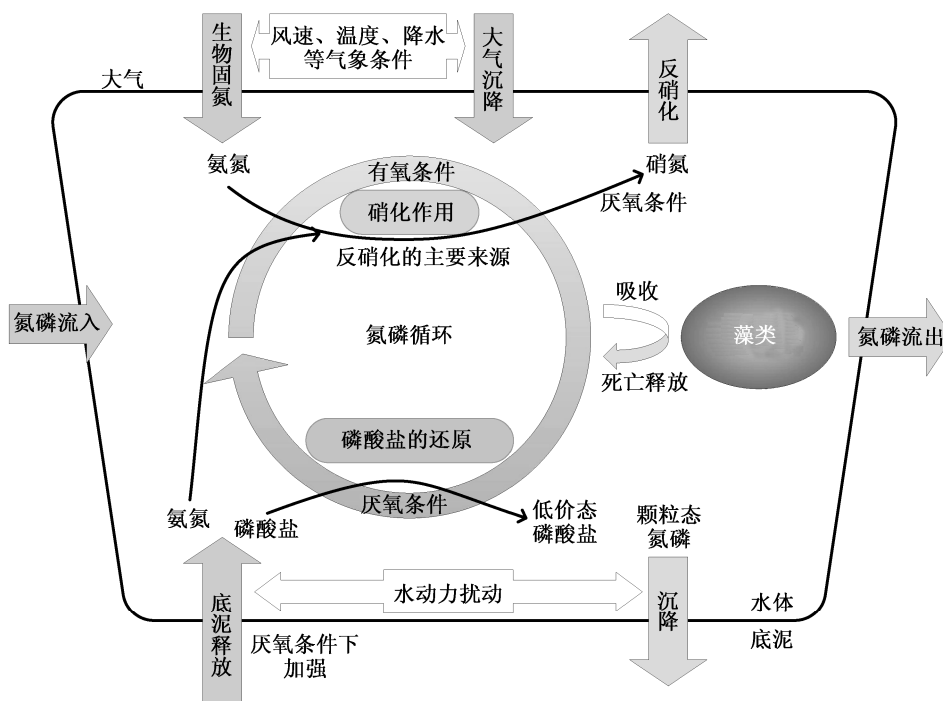


图1 湖泊氮磷循环的关键过程

Fig. 1 Key processes of lake nitrogen and phosphorus cycling

表 1 湖泊氮磷循环不同源过程对比
Table 1 Comparison of different sources of lake nitrogen and phosphorus cycling

	底泥释放	大气沉降	生物固氮
主要氮磷形态	$\text{NH}_4^+/\text{PO}_4^{3-}$	NH_4^+ , $\text{NO}_3^-/\text{PO}_4^{3-}$ 和有机氮磷	NH_4^+
对贫营养化湖泊的贡献	—	主要来源 ^[19]	<6.5% (美国) ^[20]
对富营养化湖泊的贡献	30% ~ >50% ^[18,21]	7.3% (磷), 16.5% (氮) ^[22-23]	5%~10% (美国), 33% (热带) ^[24]
主要影响因素	水动力、氧化还原电势等	降水、风力	水温
特点	底泥释放的机制不同, 阻碍富营养化湖泊的生态修复	贫营养化湖泊氮磷元素的主要来源, 改变贫营养化湖泊的氮磷协同效应	受温度或气候的影响, 削弱氮负荷削减措施的效果

(如水位、风速、流速及其变化)、底泥的氧化还原条件、温度及pH值是底泥中氮磷释放的关键影响因素,也是底泥中氮磷浓度、存在形态及迁移转化的重要影响因素^[17,25]。水文条件的强烈变化(如风力扰动)会加剧表层底泥颗粒物的再悬浮作用,进一步促进底泥中氮磷的释放^[26-27]。Sondergaard等^[28]发现,风力扰动条件下浅水湖泊底泥中磷的释放是没有风力扰动条件下的20~30倍。除物理因素外,底泥的氧化条件也尤为重要,好氧与厌氧条件下底泥中氮磷的释放过程差异显著^[17]。研究发现,在厌氧条件下底泥中磷的释放速率是有氧条件下的37倍,氮也存在类似情况^[29]。但是,底泥中氮磷元素释放作用的机理不尽相同,底泥中磷的释放与底泥中铁、锰元素的形态密切相关,铁、锰元素表现为氧化态(三价)时,会与磷酸盐形成共沉淀,从而抑制底泥中磷的释放。当底泥处于厌氧状态(还原态)时,铁、锰元素很容易被微生物还原为二价,与磷的沉淀效应消失,从而使磷从底泥中释放出来^[30-32]。除此之外,底泥中氮磷的释放还主要是吸附在颗粒物表面的大量氨氮和磷酸盐的解吸附过程,厌氧条件会极大地降低颗粒物的吸附作用,从而使氨氮和磷酸盐从颗粒物表面释放出来^[33]。

从宏观层面看,对于已经实施治理(主要为外源负荷削减)的富营养化湖泊,底泥中氮磷的释放作用更为明显。由于磷对藻类生长限制作用的研究由来已久,以及氮在水体-底泥界面迁移转化的复杂性,以往的研究更关注磷的内源释放对富营养化的影响^[17]。对于底泥中磷的释放而言,其贡献量能占到总负荷量的30%~44% (lake pontchartrain),同时可以缩短湖体中生物可利用磷的再生时间^[21]。Sondergaard等^[18]为期20年的持续研究则表明,对于富营养化湖泊,在外源负荷被削减后,内源负荷所释放的磷仍可以维持湖泊的富营养化状态,持续时

间长达10年以上,这些磷则主要来自前期外源输入的磷在湖泊底泥表层的累积。

1.2 去除过程

湖泊氮磷循环的去除过程主要分4类:河流流出、植物吸收、沉降掩埋以及水气界面交换。其中,河流流出、植物吸收和沉降掩埋是氮磷元素所共有的,水气界面交换则主要指湖体中氮元素通过反硝化或厌氧氨氧化作用生成 N_2 或 N_2O 逸出。

1.2.1 磷去除过程

相对于氮元素,湖体内磷元素的去除途径相对单一,而磷元素又是限制湖体内藻类生长的重要因素,所以研究者们不得不考虑通过人为的方式来增加湖体内磷的去除途径^[34]。早在20世纪80年代,Welch等^[35]根据污水处理的经验,尝试在湖体中投放铝盐来促进水体中磷酸盐的沉降,同时阻止底泥中磷的释放,并取得较好的效果。考虑到铝盐的毒性,Cooke等^[36]比较了铁盐、钙盐和铝盐对磷去除的效率,结果表明铝盐的效率最高;湖体pH在6~8之间时,铝盐的毒性最弱。Smeltzer等^[37]也得到相似的结论,投放铝盐之后,TP和Chl *a*浓度降低60%以上,DO浓度增加近一倍。但是,铝盐会使湖体中鱼类立即大量减少(90%以上),随着时间的推移,鱼类也会缓慢增加。进入21世纪后,随着人们对环境健康的不断重视,投放铝盐的方法逐渐淡出研究者的视野。

1.2.2 氮去除过程

除植物吸收和沉降作用外,在湖泊氮元素总去除量中占主导作用的是反硝化过程(包括反硝化和厌氧氨氧化)。在微观层面,水体-底泥界面是反硝化发生的主要场所。水体-底泥界面一般分为3层:水体、有氧态底泥和缺氧态底泥,每一层发生不同的氮氧化还原循环过程。在有氧态底泥和水体中,主要进行硝化反应,硝化反应生成的硝氮是缺氧态

底泥中反硝化反应所需硝氮的主要来源^[38-40]。反硝化反应的发生需要3个条件：硝酸盐的供给、厌氧环境和电子给体。反硝化反应的主要限制因素是硝酸盐生成需要氧气与反硝化反应所需厌氧环境之间的矛盾，所以反硝化反应一般发生在有氧环境与厌氧环境的界面，这个界面可以是空间界面，也可以是时间界面^[41]。Small等^[42]的研究表明，底泥有氧层厚度不同会严重影响水体-底泥界面的氮循环过程，底泥有氧层厚度增加则硝化反应增强，反硝化反应减弱，底泥释放的氨氮减少；相反地，底泥有氧层厚度减少则硝化反应减弱，反硝化反应增强却不明显，这主要是由于硝化反应提供的硝氮减少。如果底泥含氧量进一步降低，厌氧氨氧化反应则加强，因为厌氧氨氧化反应只发生在绝对厌氧的条件下，甚至在一些湖泊底层水体的厌氧层也会存在厌氧氨氧化反应。研究表明，在Lake Tanganyika的底层水体，约有13%的N₂是由厌氧氨氧化反应生成的，而在Lake Rassnitzer的底层水体中，夏季主要为反硝化反应，秋冬季节主要为厌氧氨氧化反应^[43-44]。

不仅如此，从宏观层面看，考虑到湖体较长的水力停留时间以及相应较长的沉降和营养盐转化时间，普遍认为湖泊是反硝化和沉降掩埋作用贡献量较大的地区^[45]。湖泊的富营养化程度也会影响湖体内的反硝化速率。有研究表明，富营养化湖泊的反硝化速率明显大于贫营养化湖泊和中度营养化湖泊^[46](表2)。此外，单独的湖体反硝化过程在全球氮循环中也占有重要地位，全球约20%的反硝化发生在湖体内。相比之下，大陆架底泥占44%，陆地土壤占22%，海洋低氧区占14%，河口只占1%^[41]。对于流域而言，其入湖河流中也存在大量的反硝化反应。对太湖的研究表明，每年约有4×10⁴吨氮在入湖河流中通过反硝化被去除，约占总入湖负荷的43%^[47]。

1.3 内部转化过程

除外源输入和内源过程外，湖体内的氧化还原过程也贡献了相当一部分可被生物利用的氮磷元素。相对于氮，对湖体内磷的氧化还原循环研究较少，但随着磷循环研究的深入以及化学分析技术的

表 2 全球不同地区湖泊反硝化速率汇总
Table 2 Lake denitrification rates in different regions

湖泊	国家或地区	深度/m	营养状态	反硝化速率/($\mu\text{mol N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)
Kvie	丹麦	1	o	17~58
Agerisse	瑞士	49	o	7
Turlersee	瑞士	14	o	23
Blue Chalk	加拿大	8	o	7
Crosson	加拿大	9	o	1
Dickie	加拿大	5	o	9
Red Chalk	加拿大	14	o	5
Michigan	美国	84	o	12~51
Hampen	丹麦	—	o-m	5~50
Ernest	美国	—	o-m	56
Boden-Obersee	欧洲	99	m	125
Okeechobee	美国	3	e	2~25
Nulderauw	荷兰	2	e	42~214
Greifen	瑞士	19	e	168~306
Sempacher	瑞士	44	e	82
Sobygard	丹麦	1	e	324~637
Kvind	丹麦	2	e	244~260
SaltenLangso	丹麦	4	e	0~18
Hallen	丹麦	3	e	359~383

说明：根据文献[46]修改，o 代表贫营养化，m 代表中度营养化，e 代表富营养化。

进步,研究者的目光不再仅关注正五价的磷酸盐和磷酸酯类,水中还原态的无机溶解态磷逐渐被发现,磷在水体中的氧化还原循环也逐渐成为研究重点^[48]。除正五价的磷酸盐外,磷(PH₃)、亚磷酸盐和次磷酸盐等在闪电、富营养化的湖泊、海洋和地热水和昆虫体内被检测到。水体中有10%~20%的磷酸盐是低于正五价的,很多微生物可以利用低价态的磷酸盐,并使这些不稳定的低价态磷酸盐生成磷,以气体形式逸出水体,这一过程成为水体中磷去除的另一重要途径,并对全球磷循环产生重要的影响^[49]。最新的研究发现,海洋中存在大量的磷氧化还原循环过程,对海洋中磷的贡献量几乎等同或超过大气和陆地对海洋的磷输入量^[50-51]。湖泊中类似的研究开展较少,Han等^[52]分析了太湖底泥间隙水中的次磷酸盐浓度及其季节变化,结果表明:表层底泥间隙水中的次磷酸盐浓度波动较大,主要与水体-底泥界面的交换作用相关,而20 cm以下的底泥间隙水中次磷酸盐浓度较为稳定;春季次磷酸盐浓度最高,秋季次之,冬季最低,重污染区域的浓度相对较高。

1.4 氮磷协同效应

湖体内氮循环和磷循环并不独立,而是协同作用。已有研究表明,湖泊中磷含量的增加会促进浮游植物的生长,进而促进对水体中氮元素的吸收,并消耗湖泊中的溶解氧,造成湖体低氧^[15,53]。湖体内的总磷含量可以影响氮去除过程,适当提高湖体内的总磷浓度可以促进湖体内氮元素的截留与去除过程;在湖泊生态修复的过程中,若单独削减磷负荷,则会造成湖体内氮元素积累^[14,54]。另外,氮磷元素对藻类生长的限制作用也不是独立的,藻类的生长速率受氮磷浓度交替限制或共同限制^[55-58]。对丹麦204个浅水湖泊(水深小于5 m、面积大于5 km²)的湖泊夏季TP、TN浓度与水生植物覆盖度的调查表明:当TP浓度达到0.1 mg/L以上,总氮浓度达到2 mg/L以上时,水生植物的覆盖度几乎趋于零,由此,Gonzalez Sagrario等^[59]得出,湖泊中水生植物的盖度、生态系统组成都与氮磷的共同胁迫作用有关。除此之外,氮磷元素的协同效应还表现在磷元素可以促进固氮,因为磷是蓝藻合成固氮酶的重要元素^[60]。

为了研究氮磷的协同作用,氮磷比(N:P)与藻类生长的关系成为许多研究的重点。Smith^[61]提出,将可溶性氮与可溶性磷的重量比29:1可视为蓝藻主

导藻类群落的临界值。如果湖泊的氮磷重量比低于29:1,蓝藻水华会占据优势;高于这一比值,蓝藻在整个藻类生物量中的份额就会下降。但是,此结论是基于统计数据得出的,尚需室内实验或野外观测验证。近期的研究发现,在低氮磷比条件下,蓝藻固氮量会占到总负荷量的60%,但是对于藻类生物量总量却没有明显影响^[62]。综上所述,湖泊氮磷元素的协同效应主要体现在改变湖泊氮磷比后湖体内藻类优势种的变化以及生物量的变化方面,这些变化就会导致湖体溶解氧等理化条件的改变,进而导致湖体内氮磷循环过程和途径的改变。

2 湖泊氮磷循环的研究方法

湖泊氮磷循环的研究可概括为3个方面:1)氮磷元素循环物质平衡关系计算;2)氮磷循环关键过程识别方法的选择与构建,以及循环关键过程及氮磷协同作用的识别;3)针对湖泊氮磷循环中的关键过程,分析其响应机制及氮磷循环间的协同作用,完成对特定湖泊氮磷循环的情景分析与反演,揭示氮磷循环内部过程的变化,分析并识别核心的驱动因子与机制。为了更深入地分析湖泊氮磷循环的关键过程及其响应机制,主要依赖两类方法:实验方法和数学方法。实验方法包括野外观测实验和室内模拟实验,数学方法包括基于数据的统计方法和基于数据和机理的模型方法。湖泊氮磷循环研究的不同方面用到的方法也不尽相同。在计算湖泊中氮磷元素的物质平衡关系时,机理模型是最常用的方法。在建立湖泊氮磷循环物质平衡关系的基础上,利用观测数据,辅以必要的统计方法,可以识别对湖泊氮磷循环贡献较大的关键过程以及氮磷循环间的协同效应。对于关键过程的响应机制研究,野外观测有时并不能得出机理性的结论。

2.1 实验与观测方法

实验与观测是两类需要在野外进行实地调查和实验的研究方法。实验方法主要包括全湖实验(或围隔实验)与室内模拟试验。全湖实验是对整个湖泊进行人为的控制,如人为控制营养盐输入,人为引入捕食者等,并在此基础上对湖泊的响应进行观测。室内模拟实验则是针对湖泊氮磷循环中的关键过程,以从湖泊中采集的水或底泥样品为实验对象,在实验室内进行培养,测定诸如反硝化、底泥释放等氮磷循环关键过程的速率或通量。观测方法主要有针对某一特定湖泊的几个特定指标的长时间序列

观测和大范围的湖泊对比研究,这两种方法都不需要改变湖泊的生态条件,只是监测自然条件下湖泊的情况,并对观测数据进行统计分析(表3)。

对于较微观的问题(如关键过程、影响因素),研究者通常会选择室内模拟方法。以反硝化过程为例,目前国际上主流的反硝化测定方法是同位素配对技术(isotope pairing technique),相对于乙炔抑制法,该方法不仅可以较准确地测定水体或底泥中反硝化的速率,还可根据 $^{28}\text{N}_2$ 、 $^{29}\text{N}_2$ 和 $^{30}\text{N}_2$ 的比例判断反硝化所消耗的硝氮的来源,但是需要较昂贵的仪器设备^[65,70]。针对宏观层面的问题,研究者通常选择观测的方法。但是,基于湖泊生态系统的多样性和复杂性考虑,考察单一影响因子、单一湖泊案例的研究得不到具有普适性和一般性的结论。为了解决针对单个或有限几个湖泊的时间序列分析结果是否具有普遍性,湖泊的湖沼学特征是否会对结果有所影响等问题,“空间代替时间”,即用大范围湖泊对比和共性分析来揭示湖泊氮磷循环过程和途径及其响应机制,是较为有效的方法(表4)。

2.2 模型方法

实验和观测方法均是对湖泊过去和现在状态的分析,无法对湖泊未来的状况进行判断和预测,更多研究倾向于利用机理模型方法来判断和预测湖泊氮磷循环未来的状况,并通过必要的情景分析来验证循环的驱动机制^[81-82]。模型的优点在于可以更好地预测的功能,从较全面的尺度上理解湖泊氮磷循环变化的特征和主要机理过程^[83]。基于模型方法的研究主要有两种:复杂机理模型和简单机理模型(表5)。需要注意的是,简单机理模型涉及的机理过程较为简单,其适用范围广但不精确;复杂机理模型适合特定湖泊的研究,模型结果细致但需要的数据量较大^[90-91]。

关于湖泊模型的研究较多,但就湖泊氮磷循环

而言,复杂机理模型的作用略有不同,其重要性主要体现在可以细致地模拟氮磷迁移和转化的过程,并计算其循环平衡关系,进而识别氮磷循环的关键过程和主要影响因素,为湖泊管理提供重要的理论依据。此外,通过情景分析,复杂机理模型还可给出不同情况下湖泊氮磷循环关键过程的变化与主要驱动机制规律,并对湖泊氮磷循环平衡关系变化进行预测。值得注意的是,湖泊氮磷循环平衡关系一般通过质量平衡方法进行估算,这种方法并不详细和准确^[92],主要是因为通常的质量平衡方法是基于有限的观测数据计算,在空间上不能做到与复杂机理模型模拟结果一样细致,这就导致两种方法计算得到的湖泊氮磷循环平衡关系会有一定差异。虽然质量平衡方法在更大程度上是一种估算,并不要求观测数据的空间水平和垂直分布,但对于面积较大或深度较大的湖泊,会造成结果的明显偏差,而通过复杂模型模拟结果计算得到的湖泊氮磷循环平衡关系相对更为准确^[86]。所以,对于湖泊氮磷循环关键过程的识别,复杂机理模型是一种准确且行之有效的办法。

3 结论与展望

湖泊氮磷循环过程的改变会在一定程度上增加湖泊富营养化的风险。作为富营养化湖泊最重要的源过程之一,底泥释放在一定程度上会维持湖泊的富营养化状态。湖泊氮去除的重要途径,反硝化作用作为可以去除湖泊中过量的氮元素,在一定程度上维持湖泊生态系统的稳定。分析现有研究结果发现,模型计算可以有效地剖析湖泊生态系统的氮磷元素循环过程,了解湖泊氮磷物质循环平衡的定量表征,识别湖泊氮磷循环的关键过程,但是构建模型需要对湖泊生态系统及其氮磷循环的机理过程有很好的把握,且需要长时间序列的数据对模型进行

表 3 实验与观测方法对比
Table 3 Comparison of experimental methods and observational methods

	全湖实验	室内模拟试验	长时间序列观测	湖泊对比研究
研究对象	湖泊整体或围隔	某一特定氮磷循环过程	特定湖泊的一个或多个观测指标	大范围、多湖泊
研究尺度	宏观	微观	较宏观	宏观
所针对的问题	藻类氮磷限制问题、氮磷负荷削减效果评估以及利用生物或化学方法对湖泊进行修复实验 ^[63-64]	特定氮磷循环过程的通量或速率测定,人为控制下的条件实验 ^[65-66]	分析湖泊氮磷循环的历史变化过程,识别在这期间氮磷循环的关键过程及其变化规律 ^[67-68]	识别大尺度多湖泊氮磷循环过程的共性与差异性特征 ^[14,69]
不足	耗费大量的人力物力	缺乏对湖泊的整体把握	耗时长;借助统计分析,对机理认识不足	很大的数据量需求

表 4 大范围湖泊对比研究举例
 Table 4 Examples of comparative analysis across lakes

文献	研究目的	湖泊数量	观测年限	湖泊面积	湖泊深度	观测指标
[71]	两种生态系统氮循环的对比	阿拉斯加一系列苔原融雪池塘和 Toolik Lake	10 年	池塘平均 1200 m ² , Toolik Lake 1.5 km ²	池塘平均 0.5 m, Toolik Lake 平均 7 m	理化指标: NO ₃ -N, NH ₃ -N, PN, DON, Chla 生物指标: 初级生产力 反应速率: 藻类吸收氮、硝氮速率, 固氮速率, 反硝化速率 生物指标: 水生植物、附着植物、浮游动物、鱼类
[72]	氮磷负荷削减对湖泊生态系统结构的影响	35 个	5~35 年, 平均 16 年	0.03~3555 km ²	平均深度 0.7~177 m	理化指标: SBR, TP, TN, DIN, Chla, pH, 电导度, 色度, 透明度
[19]	大气氮沉降对于瑞典贫营养化湖泊藻类生长氮磷限制的影响	3907 个湖泊的理化数据; 225 个湖泊的生物量数据	1995 和 2000 年, 两年			理化指标: pH, 电导率, 透明度, TOC, DIN, NH ₃ -N, NO ₃ -N, TP, TN, Chla
[73]	大气氮沉降对北半球湖泊造成的氮元素富集以及富营养化	欧洲和北美 46 个地区的贫营养化湖泊共 4296 个				理化指标: pH, 电导率, 透明度, TOC, DIN, NH ₃ -N, NO ₃ -N, TP, TN, Chla
[74]	湖泊特征与气候条件对营养盐的限制作用	南美(5°—55°S) 83 个	2004—2007, 不同湖泊不一样	0.09~2.53 km ²	平均水深 0.5~4.5 m	生物指标: 浮游植物、水生植物、浮游动物、鱼类 理化指标: TP, TN, Chla, pH, 透明度
[20]	北部大平原湖泊的固氮作用空间异质性分析	6 个	10 年, 两周一次	0.5~500 km ²	0.26~0.62 m	理化指标: DIN, NH ₃ -N, NO ₃ -N, TP, PO ₄ , Chla
[75]	氮磷对初级生产力的光合作用限制	全球尺度 653 个淡水系统; 243 个海洋系统; 173 个陆域系统				生物指标: 浮游植物、浮游动物 理化指标: TN, TP
[14]	湖泊中氮去除的影响因子	全球尺度 109 个	平均 10 年	0.1~577250 km ²	0.9~177m, 大部分是浅水湖泊	理化指标: TN, TP, DOC, 水力停留时间
[76]	湖泊共性特征分析	加拿大 30 个		6.93~26 km ²	1.5~30 m, 平均水深 6.6 m	理化指标: pH, temp, 透明度, TP, TDP, TDN, DOC, NH ₃ -N, POC, PN, TN, DIC, Cl, SO ₄ , Ca, Na
[77]	明矾处理的湖泊中磷的形态和分布	华盛顿州 3 个分层湖泊和 3 个非分层湖泊	一次采样, 柱状底泥样品	26~150 ha	1.8~10 m	理化指标: TP, 总铝
[78]	氮磷与叶绿素 a 的统计关系	佛罗里达州及北温带湖泊 360 个	平均 24 年	0.08~11.2 km ²	0.4~7.7 m, 平均水深 3.1 m	理化指标: TN, TP, Chla, 透明度, pH, 盐碱地(CaCO ₃)
[79]	通过底泥中碳氮稳定同位素比例判断湖泊历史生产力和氮负荷	西爱尔兰 50 个	一次采样, 表层水和表层底泥	1.4~29.5 ha	0.9~25.1 m	理化指标: pH, 电导率, DO, TOC, DOC, TDN, TDP, TP, TN, Chla 流域特征: 土地利用类型
[80]	浅水湖泊营养盐动态循环, 及富营养化机制探索	中、日、美共 3 个	1997—1998 年不同湖泊不同	28~1740 km ²	2.2~4.0 m	理化指标: TP, TN, 水力停留时间 流域特征: 人口密度、湖泊发育指数

表 5 不同机理模型方法对比
 Table 5 Comparison of different mechanism model approaches

机理模型	维度	对过程的描述	适用对象	特点
复杂机理模型 ^[84-86]	2 维或 3 维	通过网格划分, 可模拟复杂的水动力条件; 详尽的物理、化学、生物过程	特定湖泊	氮磷循环过程细致, 结果更丰富、准确; 湖泊中氮磷元素的循环平衡关系
简单机理模型 ^[87-89]	多 0 维	将湖泊视为均一的整体, 只考虑进出湖泊的水动力关系; 经过简化的机理过程	具有普适性	简化过的循环过程; 有针对性地对某些关键过程的变化趋势进行判断和预测; 更强的普适性

参数估值和校验。长时间序列观测和大范围湖泊调查并辅以统计分析的方法则侧重于对历史数据的分析和判断,可以独立于复杂的生态系统机理过程,从而可以直观地发现湖泊氮磷循环途径和过程的变化及其影响机制,但是不可避免地存在一些问题,如需要较多的历史监测数据,尤其是生态和生物监测;无法对预期发生的变化做出预测和预警;多关注于特定生物种群或特定监测指标,缺乏对生态系统整体变化的判断;等等。室内模拟试验则主要针对湖泊氮磷循环中某个特定的过程,通过室内培养的方法,可以对这一特定过程的通量和速率进行准确的测定,并探究其影响因素和响应机制,但是缺乏对湖泊整体氮磷循环的关注。因此,为了对湖泊氮磷循环进行全面且细致的了解,需要将机理模型、实验观测以及室内模拟试验结合起来,通过机理模型得出湖泊氮磷循环物质平衡的定量表征,并结合实验观测识别关键过程,再通过室内模拟实验分析湖泊氮磷循环关键过程的影响因素与响应机制。

参考文献

- [1] Conley D J, Paerl H W, Howarth R W, et al. Ecology controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 2009, 323: 1014–1015
- [2] 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 Research*, 2011, 45(5): 1973–1983
- [3] Schindler D W, Hecky R E. Eutrophication: more nitrogen data needed. *Science*, 2009, 324: 721–722
- [4] Xu H, Paerl H W, Qin B, et al. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnol Oceanogr*, 2010, 55(1): 420–432
- [5] 吴丰昌, 金相灿, 张润宇, 等. 论有机氮磷在湖泊水环境中的作用和重要性. *湖泊科学*, 2010, 22(1): 1–7
- [6] 李辉, 潘学军, 史丽琼, 等. 湖泊内源氮磷污染分析方法及特征研究进展. *环境化学*, 2011, 30(1): 281–292
- [7] 董云仙, 洪雪花, 谭志卫, 等. 高原深水湖泊程海氮磷形态分布特征及其与叶绿素a的相关性. *生态环境学报*, 2012, 21(2): 333–337
- [8] Verdouw H, Dekkers E M J. Nitrogen-cycle of lake vechten-concentration patterns and internal mass-balance. *Hydrobiologia*, 1982, 95(1): 191–197
- [9] Vandermolen D T, Boers P C M. Changes in phosphorus and nitrogen cycling following food web manipulations in a shallow dutch lake. *Freshw Biol*, 1996, 35(1): 189–202
- [10] Mclauchlan K K, Williams J J, Craine J M, et al. Changes in global nitrogen cycling during the Holocene Epoch. *Nature*, 2013, 495: 352–355
- [11] Dillon P J, Molot L A. Long-term phosphorus budgets and an examination of a steady-state mass balance model for Central Ontario Lakes. *Water Research*, 1996, 30(10): 2273–2280
- [12] Sondergaard M, Windolf J, Jeppesen E. Phosphorus fractions and profiles in the sediment of shallow danish lakes as related to phosphorus load, sediment composition and lake chemistry. *Water Research*, 1996, 30(4): 992–1002
- [13] Carpenter S R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(32): 11039–11040
- [14] Finlay J C, Small G E, Sterner R W. Human influences on nitrogen removal in lakes. *Science*, 2013, 342: 247–250
- [15] Bernhardt E S. Cleaner lakes are dirtier lakes. *Science*, 2013, 342: 205–206
- [16] Carpenter S R. Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2005, 102(29): 10002–10005
- [17] Nowlin W H, Evarts J L, Vanni M J. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshw Biol*, 2005, 50(2): 301–322
- [18] Sondergaard M, Bjerring R, Jeppesen E. Persistent internal phosphorus loading during summer in shallow eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 2013, 710(1): 95–107
- [19] Bergstrom A K, Blomqvist P, Jansson M. Effects of atmospheric nitrogen deposition on nutrient limitation and phytoplankton biomass in unproductive Swedish lakes. *Limnol Oceanogr*, 2005, 50(3): 987–994
- [20] Patoine A, Graham M D, Leavitt P R. Spatial variation of nitrogen fixation in lakes of the northern great plains. *Limnol Oceanogr*, 2006, 51(4): 1665–1677

- [21] Roy E D, Nguyen N T, Bargu S, et al. Internal loading of phosphorus from sediments of Lake Pontchartrain (Louisiana, USA) with implications for eutrophication. *Hydrobiologia*, 2012, 684(1): 69–82
- [22] Xie Y X, Xiong Z Q, Xing G X, et al. Assessment of nitrogen pollutant sources in surface waters of Taihu Lake region. *Pedosphere*, 2007, 17(2): 200–208
- [23] Luo L C, Qin B Q, Yang L Y, et al. Total inputs of phosphorus and nitrogen by wet deposition into Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 2007, 581: 63–70
- [24] Horne A J, Viner A B. Nitrogen fixation and its significance in tropical Lake George, Uganda. *Nature*, 1971, 232: 417
- [25] Wu Y H, Wen Y J, Zhou J X, et al. Phosphorus release from lake sediments: effects of Ph, temperature and dissolved oxygen. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 2014, 18(1): 323–329
- [26] Kristensen P, Sondergaard M, Jeppesen E. Resuspension in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 1992, 228(1): 101–109
- [27] Tammeorg O, Niemisto J, Mols T, et al. Wind-induced sediment resuspension as a potential factor sustaining eutrophication in large and shallow Lake Peipsi. *Aquatic Sciences*, 2013, 75(4): 559–570
- [28] Sondergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia*, 1992, 228(1): 91–99
- [29] Malecki L M, White J R, Reddy K R. Nitrogen and phosphorus flux rates from sediment in the Lower St. Johns River Estuary. *Journal of Environmental Quality*, 2004, 33(4): 1545–1555
- [30] Miao S, Delaune R D, Jugsujinda A. Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi River Deltaic Plain Freshwater Lake. *Science of the Total Environment*, 2006, 371(1/2/3): 334–343
- [31] Kraal P, Burton E D, Rose A L, et al. Sedimentary iron-phosphorus cycling under contrasting redox conditions in a eutrophic estuary. *Chem Geol*, 2015, 392: 19–31
- [32] Amirbahman A, Pearce A R, Bouchard R J, et al. Relationship between hypolimnetic phosphorus and iron release from eleven lakes in Maine, USA. *Biogeochemistry*, 2003, 65(3): 369–385
- [33] Wetzel R G. *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press, 2001
- [34] Welch E B, Cooke G D. Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum. *Lake and Reservoir Management*, 1999, 15(1): 5–27
- [35] Welch E B, Michaud J P, Perkins M A. Alum control of internal phosphorus loading in a shallow lake. *Water Resources Bulletin*, 1982, 18(6): 929–936
- [36] Cooke G D, Welch E B, Martin A B, et al. Effectiveness of Al, Ca, and Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes. *Hydrobiologia*, 1993, 253(1/2/3): 323–335
- [37] Smeltzer E, Kirn R A, Fiske S. Long-term water quality and biological effects of alum treatment of Lake Morey, Vermont. *Lake and Reservoir Management*, 1999, 15(3): 173–184
- [38] Li J Y, Katsev S. Nitrogen cycling in deeply oxygenated sediments: results in Lake Superior and implications for marine sediments. *Limnol Oceanogr*, 2014, 59(2): 465–481
- [39] Sterner R W, Anagnostou E, Brovold S, et al. Increasing stoichiometric imbalance in North America's largest lake: nitrification in Lake Superior. *Geophysical Research Letters*, 2007, 34(10): L10406
- [40] Chen G, Cao X, Song C, et al. Adverse effects of ammonia on nitrification process: the case of Chinese shallow freshwater lakes. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2009, 210(1/2/3/4): 297–306
- [41] Seitzinger S, Harrison J A, Bohlke J K, et al. Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecol Appl*, 2006, 16(6): 2064–2090
- [42] Small G E, Cotner J B, Finlay J C, et al. Nitrogen transformations at the sediment-water interface across redox gradients in the Laurentian Great Lakes. *Hydrobiologia*, 2014, 731(1): 95–108
- [43] Schubert C J, Durisch-Kaiser E, Wehrli B, et al. Anaerobic ammonium oxidation in a tropical freshwater system (Lake Tanganyika). *Environmental Microbiology*, 2006, 8(10): 1857–1863
- [44] Hamersley M R, Woebken D, Boehrer B, et al. Water column anammox and denitrification in a temperate permanently stratified lake (Lake Rassnitzer, Germany). *Systematic and Applied Microbiology*, 2009, 32(8): 571–582
- [45] Harrison J A, Maranger R J, Alexander R B, et al. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry*, 2009, 93

- (1/2): 143–157
- [46] Saunders D L, Kalff J. Denitrification rates in the sediments of Lake Memphremagog, Canada-USA. *Water Research*, 2001, 35(8): 1897–1904
- [47] Zhao Y, Xia Y, Ti C, et al. Nitrogen removal capacity of the river network in a high nitrogen loading region. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(3): 1427–1435
- [48] Karl D M. Microbially mediated transformations of phosphorus in the sea: new views of an old cycle. *Annual Review of Marine Science*, 2014, 6: 279–337
- [49] Pasek M A, Sampson J M, Atlas Z. Redox chemistry in the phosphorus biogeochemical cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2014, 111(43): 15468–15473
- [50] Benitez-Nelson C. The missing link in oceanic phosphorus cycling. *Science*, 2015, 348: 759–760
- [51] Mooy B A S V, Krupke A, Dyhrman S T, et al. Phosphorus cycling: major role of planktonic phosphate reduction in the marine phosphorus redox cycle. *Science*, 2015, 348: 783–785
- [52] Han C, Geng J, Ren H, et al. Phosphite in sedimentary interstitial water of Lake Taihu, a large eutrophic shallow lake in China. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(11): 5679–5685
- [53] Schindler D W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B—Biological Sciences*, 2012, 279: 4322–4333
- [54] Kaste O, Lyche-Solheim A. Influence of moderate phosphate addition on nitrogen retention in an acidic boreal lake. *Can J Fish Aquat Sci*, 2005, 62(2): 312–321
- [55] Bayer T K, Schallenberg M, Martin C E. Investigation of nutrient limitation status and nutrient pathways in Lake Hayes, Otago, New Zealand: a case study for integrated lake assessment. *N Z J Mar Freshw Res*, 2008, 42(3): 285–295
- [56] Downing J A, Mccauley E. The nitrogen-phosphorus relationship in lakes. *Limnol Oceanogr*, 1992, 37(5): 936–945
- [57] Jeppesen E, Sondergaard M, Jensen J P, et al. Lake responses to reduced nutrient loading—an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshw Biol*, 2005, 50(10): 1747–1771
- [58] Moore C M, Mills M M, Arrigo K R, et al. Processes and patterns of oceanic nutrient limitation. *Nat Geosci*, 2013, 6(9): 701–710
- [59] Gonzalez Sagrario M A, Jeppesen E, Goma J, et al. Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations?. *Freshw Biol*, 2005, 50(1): 27–41
- [60] Cottingham K L, Ewing H A, Greer M L, et al. Cyanobacteria as biological drivers of lake nitrogen and phosphorus cycling. *Ecosphere*, 2015, 6(1): 1–19
- [61] Smith V H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green-algae in Lake Phytoplankton. *Science*, 1983, 221: 669–671
- [62] Vrede T, Ballantyne A, Mille-Lindblom C, et al. Effects of N:P loading ratios on phytoplankton community composition, primary production and N fixation in a eutrophic lake. *Freshw Biol*, 2009, 54(2): 331–344
- [63] Houser J N, Carpenter S R, Cole J J. Food web structure and nutrient enrichment: effects on sediment phosphorus retention in whole-lake experiments. *Can J Fish Aquat Sci*, 2000, 57(7): 1524–1533
- [64] Xie L Q, Xie P, Tang H J. Enhancement of dissolved phosphorus release from sediment to lake water by microcystis blooms — an enclosure experiment in a hyper-eutrophic, subtropical Chinese lake. *Environmental Pollution*, 2003, 122(3): 391–399
- [65] Steingruber S M, Friedrich J, Gachter R, et al. Measurement of denitrification in sediments with the N-15 isotope pairing technique. *Appl Environ Microbiol*, 2001, 67(9): 3771–3778
- [66] Chen X, Yang L, Xiao L, et al. Nitrogen removal by denitrification during cyanobacterial bloom in Lake Taihu. *J Freshw Ecol*, 2012, 27(2): 243–258
- [67] Sondergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. 8 years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Sobygaard, Denmark. *Hydrobiologia*, 1993, 253(1/2/3): 345–356
- [68] Valpola S, Forsell J, Salonen V P. Inferred phosphorus cycling in shallow and deep basins of eutrophied Lake Hormajärvi, Southern Finland. *Lake and Reservoir Management*, 2007, 23(1): 95–107
- [69] Hamilton P B, Gajewski K, Atkinson D E, et al. Physical and chemical limnology of 204 lakes from the Canadian Arctic Archipelago. *Hydrobiologia*, 2001, 457: 133–148
- [70] Chan Y K, Knowles R. Measurement of denitrification in 2 freshwater sediments by an insitu acetylene

- inhibition method. *Appl Environ Microbiol*, 1979, 37(6): 1067–1072
- [71] Alexander V, Whalen S C, Klingensmith K M. Nitrogen cycling in arctic lakes and ponds. *Hydrobiologia*, 1989, 172: 165–172
- [72] Jeppesen E, Soendergaard M, Jensen J P, et al. Lake responses to reduced nutrient loading — an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshw Biol*, 2005, 50(10): 1747–1771
- [73] Bergstrom A K, Jansson M. Atmospheric nitrogen deposition has caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the Northern Hemisphere. *Glob Change Biol*, 2006, 12(4): 635–643
- [74] Kosten S, Lacerot G, Jeppesen E, et al. Effects of submerged vegetation on water clarity across climates. *Ecosystems*, 2009, 12(7): 1117–1129
- [75] Elser J J, Bracken M E, Cleland E E, et al. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology letters*, 2007, 10(12): 1135–1142
- [76] Ogebebo F E, Evans M S, Brua R B, et al. Limnological features and models of chlorophyll — a in 30 Lakes located in the Lower Mackenzie River Basin, Northwest Territories (Canada). *J Limnol*, 2009, 68(2): 336–351
- [77] Rydin E, Huser B, Welch E B. Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnol Oceanogr*, 2000, 45(1): 226–230
- [78] Brown C D, Hoyer M V, Bachmann R W, et al. Nutrient-chlorophyll relationships: an evaluation of empirical nutrient-chlorophyll models using Florida and north-temperate lake data. *Can J Fish Aquat Sci*, 2000, 57(8): 1574–1583
- [79] Woodward C A, Potito A P, Beilman D W. Carbon and nitrogen stable isotope ratios in surface sediments from lakes of Western Ireland: implications for inferring past lake productivity and nitrogen loading. *Journal of Paleolimnology*, 2012, 47(2): 167–184
- [80] Havens K, Fukushima T, Xie P, et al. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (Pr China), and Okeechobee (USA). *Environmental Pollution*, 2001, 111(2): 263–272
- [81] Mooij W M, Trolle D, Jeppesen E, et al. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. *Aquatic Ecology*, 2010, 44(3): 633–667
- [82] Janse J H, De Senerpont Domis L N, Scheffer M, et al. Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model pclake. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 2008, 38(3/4): 203–219
- [83] Bennett N D, Croke B F W, Guariso G, et al. Characterising performance of environmental models. *Environmental Modelling & Software*, 2013, 40: 1–20
- [84] Rowe M D, Kreis R G Jr, Dolan D M. A reactive nitrogen budget for Lake Michigan. *J Gt Lakes Res*, 2014, 40(1): 192–201
- [85] Arhonditsis G B, Brett M T. Eutrophication model for Lake Washington (USA) Part I. model description and sensitivity analysis. *Ecological Modelling*, 2005, 187(2/3): 140–178
- [86] Arhonditsis G B, Brett M T. Eutrophication model for Lake Washington (USA): Part II — model calibration and system dynamics analysis. *Ecological Modelling*, 2005, 187(2/3): 179–200
- [87] Arhonditsis G B, Papantou D, Zhang W, et al. Bayesian calibration of mechanistic aquatic biogeochemical models and benefits for environmental management. *J Mar Syst*, 2008, 73(1/2): 8–30
- [88] Liu Y, Evans M A, Scavia D. Gulf of Mexico hypoxia: exploring increasing sensitivity to nitrogen loads. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(15): 5836–5841
- [89] Li Y Z, Liu Y, Zhao L, et al. Exploring change of internal nutrients cycling in a shallow lake: a dynamic nutrient driven phytoplankton model. *Ecological Modelling*, 2015, 313: 137–148
- [90] Robson B J. State of the art in modelling of phosphorus in aquatic systems: review, criticisms and commentary. *Environmental Modelling & Software*, 2014, 61: 339–359
- [91] Fennel K, Brady D, Ditoro D, et al. Modeling denitrification in aquatic sediments. *Biogeochemistry*, 2008, 93(1/2): 159–178
- [92] Molot L A, Dillon P J. Nitrogen mass balances and denitrification rates in central Ontario lakes. *Biogeochemistry*, 1993, 20(3): 195–212