

两淮采煤沉陷区水域水体富营养化及氮、磷限制模拟实验*

王婷婷¹, 易齐涛^{1**}, 胡友彪¹, 严家平², 喻怀君³, 董祥林³

(1: 安徽理工大学地球与环境学院, 淮南 232001)

(2: 安徽理工大学测绘学院, 淮南 232001)

(3: 淮北矿业股份有限公司, 淮北 235000)

摘要: 选取两淮采煤沉陷区内 3 个不同营养水平的水域为研究站点, 即淮南南湖站 (HBNH)、淮南潘谢顾桥站 (PXGQ) 和潘谢谢桥站 (PXXQ), 首先分析了水体营养盐含量、比例结构和营养状态指数, 3 个站点 TP 浓度的年均值分别为 0.056、0.064 和 0.092 mg/L, TN 浓度年均值则为 1.00、0.94 和 2.67 mg/L, 3 个站点水体呈现“中营养-轻度富营养”和“中度富营养”2 种营养状态, 总体上表现出 P 相对 N 缺乏的特征. 设置对照组、加氮组、加磷组和加氮磷组开展秋季氮、磷限制模拟实验研究. 结果表明: HBNH、PXXQ 两个站点为 P 限制, 而 PXGQ 站点则为 N 限制. 尽管水体正磷酸盐浓度较低, 但由于藻类具有利用有机磷或储备 P 库的能力, 3 个研究站点依然保持了较高的初级生产力, HBNH、PXGQ 和 PXXQ 3 个站点的叶绿素 a 浓度年均值分别为 13.07、26.95 和 46.25 mg/m³, 与各水体的营养水平保持一致. 两淮采煤沉陷区水体富营养化控制关键可能在于调控磷元素的水平.

关键词: 采煤沉陷区; 氮; 磷; 营养限制实验

Eutrophication and nutrient enrichment bioassays in the waters of the Huainan and Huaibei coal mining subsidence areas, Anhui Province

WANG Tingting¹, YI Qitao¹, HU Youbiao¹, YAN Jiaping², YU Huaijun³ & DONG Xianglin³

(1: *School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan 232001, P. R. China*)

(2: *School of Survey, Anhui University of Science and Technology, Huainan 232001, P. R. China*)

(3: *Huaibei Mining Group Co. Ltd., Huaibei 235000, P. R. China*)

Abstract: Three waters of different trophic states in the Huaibei and Huainan coal mining subsidence areas, including sites HBNH, PXGQ and PXXQ, were chosen to address their nutrient content, ratio of nitrogen to phosphorus (N:P), and nutrient limitation. Averaged annual concentrations of total phosphorus (TP) in the three sites are 0.056, 0.064 and 0.092 mg/L, while the total nitrogen (TN) concentrations are 1.00, 0.94 and 2.67 mg/L, respectively. The three studied waters present two trophic levels of “meso-trophic to light eutrophication” and “meso-eutrophication” with deficiency of phosphorus. Nutrient enrichment bioassays were performed by four groups' experiments. Three treatments were cultured with additions of nitrogen (+N), phosphorus (+P), and nitrogen plus phosphorus (+N+P), with raw water without additions as control. HBNH and PXXQ show features of P limitation, and the other one, PXGQ presents N limitation due to its lower available inorganic nitrogen. Although very low phosphate concentrations, the three sites still have rather high primary production, with their chlorophyll-a concentrations of 13.07 (HBNH), 26.95 (PXGQ) and 46.25 mg/m³ (PXXQ), which are in accordance with their nutrient states. The results of this research give implication of the importance of P control to these waters in the Huainan and Huaibei coal mining subsidence areas.

Keywords: Coal mining subsidence areas; nitrogen; phosphorus; nutrient enrichment bioassays

两淮矿区是我国 13 个大型煤炭基地之一,也是集煤化工、电力供应、资源综合利用等功能于一体的煤

* 国家自然科学基金项目(41202242)、安徽省教育厅自然科学研究重点项目(KJ2011A084)、安徽理工大学硕博基金项目 and 淮北矿业股份有限公司 2012 年科学技术研究项目联合资助. 2013-01-25 收稿; 2013-04-10 收修稿.

王婷婷, 女, 1989 年生, 硕士研究生; E-mail: 504186662@qq.com.

** 通信作者; E-mail: yiqitao@163.com.

炭基地. 两淮矿区在为国家 and 地区经济发展做出重要贡献的同时,也付出了土地资源、水资源和生态环境资源破坏的巨大代价. 相对于西北部煤矿区干旱脆弱的生态环境,两淮采煤沉陷区是我国中东部煤矿开发过程中生态环境改变的另一方面的典型代表,两淮矿区由于特殊的地理地质条件,如第四系厚松散沉积层、地势低洼、高潜水位、河网密布等特征,使得这些沉陷区具备了水资源赋存的良好条件,通常积水区面积能占到整个沉陷区面积的30%~50%,形成了富水的区域性生态系统.

现阶段两淮采煤沉陷区面积约300 km²,至2020年两淮沉陷区面积将进一步扩展至500 km²以上^[1],淮南矿区相关研究资料表明,淮南沉陷积水区面积约100 km²,至2020年可储备约(7~10)×10⁸ m³以上的淡水资源,将建成防洪排涝、工农业用水及渔业养殖等综合功能的大型平原水库或生态湖泊群. 淮北现有采煤沉陷区总库容约6000×10⁴ m³,至2020年可达1.32×10⁸ m³^[2],沉陷区水资源已经使淮北市的城市生态发展格局发生了重要改变. 鉴于两淮采煤沉陷区水资源对矿区社会经济和生态环境可持续发展的重要性,保持其水生态系统结构与功能的健康尤为重要,其中水体富营养化问题一直是被关心的重要问题.

两淮不同的矿区沉陷积水区,根据其形态、面积、人为改造活动等特征,分别形成水塘、湖泊、湿地和平原水库等不同景观类水体. 这些水域多由农业土地沉陷覆水形成,受矿区社会经济发展等影响,地处农业活动中心区域或城镇生态恢复带上,分别执行着水源保护地、渔业活动区、湿地生态恢复区等不同水体功能,营养状况差异较大. 此前两淮沉陷区水生态环境相关研究主要集中于水量评估和水质的评价^[3],部分较深入的研究涉及了水体浮游生物群落结构和生态环境因子关系^[4,5],但局限于较小的矿区范围.

实际上,这些沉陷积水区水体生态系统营养结构和整个矿区生态环境息息相关,各矿区地理气候、生态环境和人为活动特征很大程度上将会在沉陷区水体生态环境中得以体现,即沉陷区水生态系统对矿区生态环境的响应. 此前有研究表明^[6],两淮采煤沉陷区水体营养水平起点较高,同时具有“中营养-轻度富营养”、“中度富营养”至“富营养化”多类营养状态,水体N、P含量和比例梯度具有较大的跨度,总体体现出P相对N限制的特点. 然而,单纯凭营养盐的比例关系很难准确判断营养限制问题,因为N、P存在不同的形态结构特征,其生化利用性差别较大^[7],因此常常需要进行室内或现场营养加富培养实验进一步验证. 本文选取两淮地区3个代表性的沉陷区水域进行营养限制实验,旨在观察浮游植物生长对营养盐类添加的响应,从而进一步确定水体营养结构平衡状况,在此基础上总结出两淮采煤沉陷区的营养限制种类、一般规律和关键特征,探讨沉陷区生态系统初级生产者对不同矿区生态环境特征的响应情况,研究结果可以为区域水资源管理、渔业活动、生态恢复或重建相关的营养元素调控提供更加科学的依据.

1 材料与方 法

1.1 研究区域概况和采样点设置

两淮矿区含煤面积达15000 km²以上,其中淮南煤田面积约3600 km²,煤炭资源储量约153.6×10⁸ t,淮北矿区煤田面积约8600 km²,煤炭资源储量约370×10⁸ t,淮南煤炭资源赋存总体上比淮北集中,资源开采条件较好. 两淮矿区地理上属于暖温带半湿润季风气候区,其中淮南矿区位于我国南北地理分界线附近,矿区内地表水系丰富,属于淮河水系,而淮北矿区内河流数量和径流量均较小,属于洪泽湖水系. 除此以外,两淮地区土壤植被景观亦存在较大区别. 首先在两淮各选取一代表性区域进行研究,分别为淮北“朱-杨庄”矿和淮南“潘谢”采煤沉陷区(图1a).

淮北市现共有采煤沉陷区30多处,已形成东(东湖)、南(南湖)、西(西湖)、北(塑里)、中(中湖)和西南(临涣、海孜、童亭采煤沉陷区)6大水域,总水域面积32 km²,平均每年以3%~5%的速度增加. 东湖、中湖、南湖位于“朱-杨庄”矿沉陷区内,属于安徽省淮北市资源枯竭城市矿山地质环境治理重点项目,水域面积超过10 km²,调蓄库容2476.2×10⁴ m³. 南湖湿地公园已经建成,东湖湿地公园将于2013年建成,而中湖湿地公园也在规划建设中. 根据项目计划,3个湖将和当地河流水系贯通,形成湖泊系列,同时属于城市生态恢复的中心地带,为淮北市的水源保护地. 淮南潘谢矿区位于安徽省淮河北岸的农业活动区,矿区东西长近58 km,南北宽6~25 km,面积达865 km²^[8],由于数十年的煤炭持续开采,现已形成大规模的沉陷积水区,水域面积约70 km²,并呈现快速扩张的趋势. 因此,综合考虑两淮沉陷区水体功能、生态环境特征、人为活动影响的因素,本文拟选取淮南北湖国家城市湿地公园和淮南潘谢矿区沉陷积水区(顾桥矿、谢桥矿)内3个水

域站点开展相应研究.

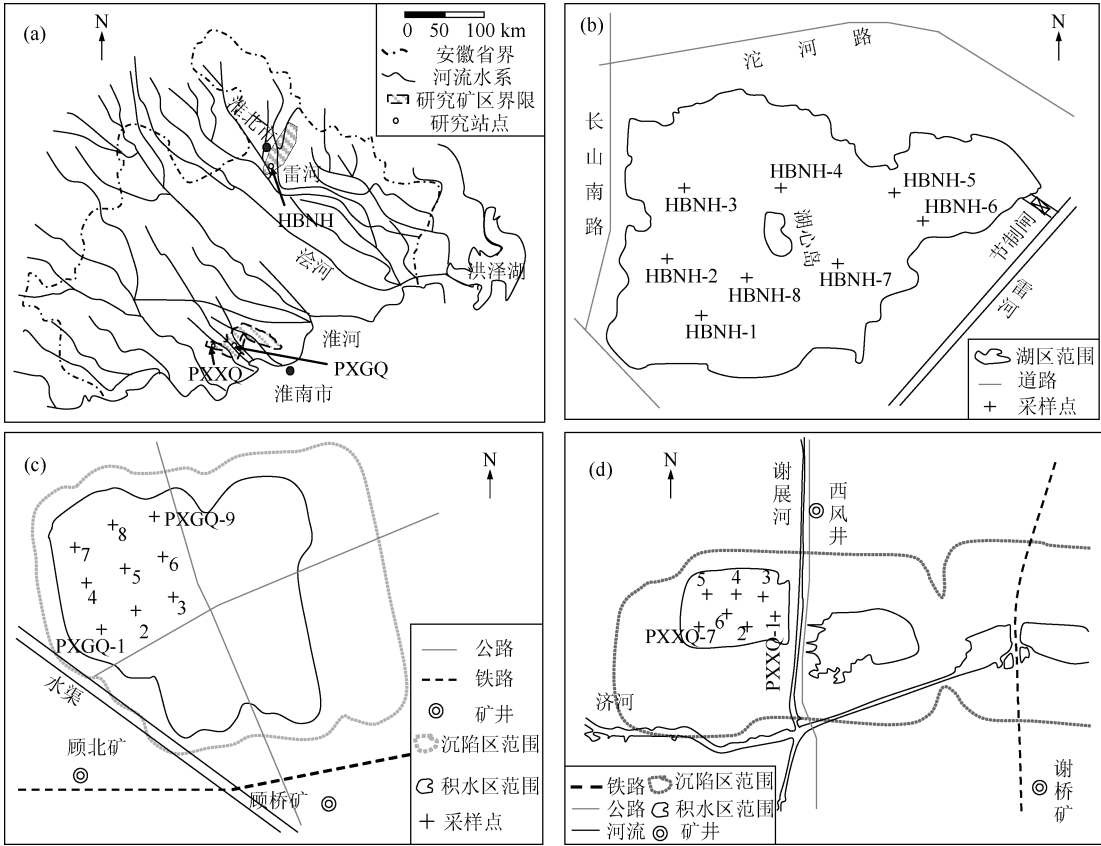


图1 选定的两个分矿区地理位置与水系(a)及采样点分布(b:淮北南湖湿地公园; c:潘谢矿区顾桥沉陷积水区;d:潘谢矿区谢桥沉陷积水区)

Fig. 1 Locations of selected two sub-coal mining subsidence areas and hydrologic regime (a); and sampling sites in the HBNH (b), PXGQ (c) and PXXQ (d)

1) 淮北南湖(HBNH)研究站点:南湖公园位于淮北市烈山区,占地 5.3 km²,其中水域面积 2.6 km²,平均水深 4.2 m,是十大国家城市湿地公园之一,也是全国首个在煤矿开采沉陷区上建设而成的湿地公园.南湖自形成以来已有 30 年的历史,现为淮北市水源保护地,南湖基本上为封闭式水体,周围有良好的生态缓冲带,受人为活动影响较小,常年水质保持良好状态.根据湖区形状,采样点围绕湖心岛布置,共设 8 个水质采样点(图 1b),其中 HBNH-4、HBNH-7、HBNH-8 采样点进行 N、P 限制模拟实验.

2) 潘谢顾桥(PXGQ)研究站点:位于顾桥矿工业广场西北侧的沉陷区内,水域面积约 10 km²,平均水深 4.0 m,由矿区内道路分割为 4 个部分,本研究选取其西北部较为稳定的水域为研究对象,水域面积约 4.0 km².本沉陷区积水历史较短(约 5 a 左右),和外界水系无沟通渠道,现主要用于当地农民的渔业活动,每年有鱼苗投放,但无饵料添加,水体保持较为自然的状态,水质状态较好.在此水域共设 9 个水质采样点,在中间断面上取 PXGQ-2、PXGQ-5、PXGQ-8 3 个采样点进行营养盐限制模拟实验(图 1c).

3) 潘谢谢桥(PXXQ)研究站点:位于谢桥矿工业广场西北部沉陷区内,整个水域面积超过 10 km²,平均水深 4.5 m.本研究选取其西北部水域为研究对象,其面积约 3.0 km²,沉陷积水历史约 15 a,与区内主要农业渠道谢展河连通,接纳周围农业活动排水,本水域渔业活动亦为自然散养型.共设 7 个水质采样点,其中在 PXXQ-2、PXXQ-5、PXXQ-6 3 个采样点进行氮、磷限制模拟实验(图 1d).

1.2 样品采集与分析方法

2011年和2012年分别对PXGQ和PXXQ两个研究站点进行了春、夏、秋、冬季季度采样工作, HBNH则进行了2012年4个季节的采样工作. 采样方法根据文献[9]进行, 每个水质采样点用有机玻璃采水器采集表层水样保存待分析. 本文相关水质调查及分析的指标包括: 水温和透明度(SD)、pH、TN、硝态氮(NO_3^- -N)、亚硝态氮(NO_2^- -N)、铵态氮(NH_4^+ -N)、TP、正磷酸盐(PO_4^{3-} -P)、叶绿素 a(Chl. a). 水温和 pH 用 pH 仪(YSI pH100)现场测定, 透明度用赛氏盘测定, 水质分析方法主要参照相关国家标准进行^[10], 其中 TN 用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定, TP 用钼酸铵分光光度法测定, NO_3^- -N 用紫外分光光度法测定, NH_4^+ -N 用乙酰苯胺法测定, NO_2^- -N 用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法(A)测定. Chl. a 用分子荧光法分析测定, 首先用 Chl. a 标准品对荧光分光光度计(RF-5310PC, 岛津公司)进行校准, 混合纤维膜过滤 100 ml 水样后避光冷冻保存, 分析时置于 10 ml 丙酮(90%)离心管中冻融提取数次, 低速离心(3500 转/min)后取上清液进行测定, 同时扣除膜空白.

营养状态参数的计算采用均值、标准差的方法, 选取 SD、TN、TP 和 Chl. a 共 4 个指标, 用综合营养状态指数^[11-12]进行评价, 计算公式如下:

$$TLI(\Sigma) = \sum_{j=1}^m w_j \cdot TLI(j) \quad (1)$$

$$w_j = r_{ij}^2 / \sum_{j=1}^m r_{ij}^2 \quad (2)$$

式中, $TLI(\Sigma)$ 表示综合营养状态指数; w_j 为 j 种参数的营养状态指数的相关权重; r_{ij} 为第 j 种参数与基准参数 Chl. a 的相关系数; m 为评价参数的个数; $TLI(j)$ 代表第 j 种参数的营养状态指数, 分别由以下公式计算:

$$TLI(\text{Chl. a}) = 10(2.5 + 1.086 \ln \text{Chl. a}) \quad (3)$$

$$TLI(\text{TP}) = 10(9.436 + 1.624 \ln \text{TP}) \quad (4)$$

$$TLI(\text{TN}) = 10(5.453 + 1.694 \ln \text{TN}) \quad (5)$$

$$TLI(\text{SD}) = 10(9.463 + 2.661 \ln \text{SD}) \quad (6)$$

首先计算各站点每个季度所有水质采样点营养盐和状态指数的均值, 然后以年均值和标准差来表征各水域总体营养状况. TN:TP 和 DIN:DIP 作为传统的营养限值指标广泛用于评价水体营养结构. 此外, 大量研究表明, 在水库、湖泊、河口、近海等人为活动影响较大的水体中, 藻类有分泌碱性磷酸酶利用有机磷的能力^[13-14], 而利用有机氮则较为困难, 因此 Ptacnik 等^[7]提出用 DIN:TP 表征水域 N 或 P 限制的标准. 所以, 本文研究水域水体营养结构选用 TN:TP、DIN:TP 及 DIN:DIP 3 个特征参数进行分析.

1.3 氮、磷限制模拟实验

营养限制模拟实验均随 2012 年 10 月秋季水质采样进行, 采样当天从各研究站点拟定的模拟实验采样点采集桶装水样后(约 10 L), 避光带回实验室, 立刻用 200 μm 的筛绢过滤除去大型浮游动物和大颗粒悬浮物, 分别量取 1 L 水样装于不同的锥形瓶中. 实验中所用的锥形瓶在使用前都用 1:10 盐酸浸泡过夜并用水样润洗. 每个采样点设置 4 组实验: 对照组、加氮组(+N)、加磷组(+P)和加氮加磷组(+N+P). 营养盐添加浓度根据及时测定的 N、P 浓度确定, P 的添加以实测 PO_4^{3-} -P 浓度的 5~10 倍左右加富, N 的添加匹配溶解无机氮和无机磷酸盐(DIN:DIP)比值达 Redfield 比^[15](氮磷摩尔比约 16:1). 3 个研究站点营养盐添加浓度见表 1, 其中 HBNH 和 PXGQ 营养盐添加浓度相同, NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 的添加量分别为 0.3 mg/L 和 0.06 mg/L, 而 PXXQ 站点 P 的添加量为前二者的 2 倍(0.12 mg/L), N 的添加量为 0.4 mg/L. 由于研究水域面积不大, 水体混合较为均匀, 各采样点水质差异较小, 同时考虑到光照培养箱容量问题, 水样氮、磷模拟实验中不设平行组, 而是通过观察 3 个采样点藻类生长对氮、磷添加的响应来确定整个水域的营养限制类别.

将加好营养盐的各组锥形瓶放入光照培养箱中(GZX-150BS-III), 培养箱中温度设置为秋季的一般水温 20°C, 光照强度按照实际研究站点特征设置, 其中 13:00 设置最大值 5000 lx, 然后按照从早到晚进行 20%、40%、60%、80% 和 100% 5 个梯度设置, 光暗周期比为 14 h:10 h. 每天早晚各摇瓶一次以使浮游植物混合均

匀和防止生物聚集. 从加入营养盐当天开始每天抽取 25 ml 培养液, 用 0.45 μm 的混合纤维素膜过滤, 滤液进行营养盐的测定, 滤膜则装入离心管中冷冻保存待测 Chl. a, 同时记录 pH 变化. 每天测定各培养组 Chl. a 含量以便观察藻类生长变化, 在对营养添加有明显响应的培养组藻类 Chl. a 含量达到峰值后下降至接近初始值时结束实验(见结果部分, 约 10 d), 实验结束后分别对各研究站点营养盐样品同批次测定, 以减少实验误差. 在培养实验开始(0 d)到 Chl. a 达到峰值时段(4~5 d), 根据水体 N、P 浓度差值来确定藻类指数生长期 N、P 吸收比率, 其中培养开始时 PO_4^{3-} -P 浓度由于藻类的快速吸附, 大幅度降低, 所以采用添加量作为初始值来计算 P 的吸收量.

表 1 营养限制模拟实验添加氮、磷浓度*

Tab. 1 Added nitrogen and phosphorus concentrations for nutrient enrichment bioassays

研究站点	对照组	加氮组(+N)/ (mg/L)	加磷组(+P)/ (mg/L)	加氮加磷组(+N+P)/ (mg/L)	DIN:DIP
HBNH	—	0.3	0.06	0.3+0.06	19
PXGQ	—	0.3	0.06	0.3+0.06	17
PXXQ	—	0.4	0.12	0.4+0.12	17

* 在 N、P 添加混匀后立即取样测定作为培养液的初始 N、P 比值.

2 结果与分析

2.1 3 个站点的营养状态与结构特征

HBNH 站点属于水源保护区, Chl. a、TP 和 TN 均值都相对较小, 分别为 13.07 mg/m^3 、0.056 mg/L 和 1.00 mg/L , *TLI* 值范围为 50 ± 10 , 属于中营养-轻度富营养化水体. PXGQ 水域受人扰动较小, 形成历史较短, 保持较为自然的状态, Chl. a 含量约为 HBNH 站的 2 倍, *TLI* 均值为 53 ± 6 , 水体处于轻度富营养状态. PXXQ 站点尽管也属于自然渔业活动区, 但可能受周围农业活动影响较大, Chl. a 及营养盐含量明显高于其他 2 个研究站点, *TLI* 均值为 63 ± 6 , 属于中度富营养化水体(表 2).

表 2 研究站点营养盐浓度及营养状态年均值统计分布*

Tab. 2 Annual values of nutrient concentrations and trophic level index in the three studied sites

研究站点	季节 ¹⁾ 样本数	Chl. a/(mg/m^3)		TP/(mg/L)		TN/(mg/L)		SD/m		<i>TLI</i>	
		均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差
HBNH	4	13.07	5.02	0.056	0.040	1.00	0.63	0.64	0.18	50	10
PXGQ	8	26.95	17.63	0.064	0.029	0.94	0.36	0.66	0.40	53	6
PXXQ	8	46.25	15.41	0.092	0.027	2.67	2.06	0.62	0.12	63	6

* 营养盐浓度和 *TLI* 为季节均值.

2012 年秋季, HBNH 3 个采样点 TP 含量均为 0.085 mg/L , TN 含量范围为 1.28~2.04 mg/L ; PXGQ 站 TP、TN 浓度范围分别为 0.054~0.134 mg/L 和 0.71~0.77 mg/L ; PXXQ 站 TP、TN 浓度范围则分别为 0.058~0.072 mg/L 和 2.16~2.26 mg/L (表 3). 总体上 TN 浓度 PXGQ 站最低, PXXQ 站最高; TP 浓度 PXGQ 站最低, HBNH 站最高. PO_4^{3-} -P 浓度均处于较低的范围之内. 无机氮中 NO_3^- -N 为主要组分, 但调查期间 PXXQ 站 NH_4^+ -N 浓度远高于其他 2 个站点, 因为此站点和当地的农业干渠谢展河连通, N 的输入受当地农业活动影响较大, 表现出较大季节变动性, 调查期间 NH_4^+ -N 浓度可能与此相关.

从营养比例结构来看, 秋季 TN:TP, DIN:TP 均大于文献[16-17]给出的 P 限制标准(16:1, 5:1), DIN:DIP 范围为 111.9~1321.6, 主要是由于水体中 PO_4^{3-} -P 浓度极低所致, 所以 3 个站点受 P 限制可能性较大, 限制比值 PXXQ 高于 HBNH, PXGQ 最低(表 3). 然而, 3 个站点 Chl. a 仍然保持着较高的浓度, 特别是 PXGQ 站, Chl. a 含量高达 30 mg/m^3 , 这些结果均暗示藻类有利用有机磷或储存 P 库的能力.

表3 各研究站点模拟实验初始(2012年秋季)氮、磷浓度及比例结构特征
 Tab.3 Initial N,P concentrations and their ratios in the sampling sites for nutrient enrichment bioassays (Autumn, 2012)

采样点	TP/ (mg/L)	PO ₄ ³⁻ -P/ (mg/L)	TN/ (mg/L)	NH ₄ ⁺ -N/ (mg/L)	NO ₂ ⁻ -N/ (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N/ (mg/L)	TN:TP (均值)	DIN:TP (均值)	DIN:DIP (均值)
HBNH-4	0.085	0.009	1.28	0.02	0.01	0.27	42.1	7.9	111.9
HBNH-7	0.085	0.007	2.04	0.04	0.01	0.27			
HBNH-8	0.085	0.004	1.53	0.02	0.01	0.26			
PXGQ-2	0.134	0.002	0.71	0.04	0	0.16	24.1	6.3	215.9
PXGQ-5	0.054	0.002	0.71	0.02	0	0.17			
PXGQ-8	0.054	0	0.77	0.02	0	0.17			
PXXQ-2	0.067	0.004	2.16	0.56	0.09	0.91	75.4	52.7	1321.6
PXXQ-5	0.072	0.002	2.23	0.55	0.09	0.92			
PXXQ-6	0.058	0.002	2.26	0.54	0.09	0.91			

2.2 藻类生长对营养盐添加的响应

2.2.1 淮南北湖站 HBNH 站 3 个点的藻类生长呈现出相同的规律, +N + P 组的 Chl. a 浓度从第 1 d 开始迅速上升,第 5 d 达到最大值(约 30 mg/m³),然后藻类生长进入衰退状态,Chl. a 浓度逐渐下降,直至维持在较低的水平.而 +P 组 Chl. a 浓度从第 1 d 开始迅速上升,到第 3 d 达到峰值(平均 24.6 mg/m³),此后迅速下降,相比较 +N + P 组,藻类生长维持的时间相对较短.整个实验过程中对照组和 +N 组的 Chl. a 浓度并未呈现明显波动,一直处于比较低的状态(图 2a). +P 组和 +N + P 组添加的 PO₄³⁻-P 浓度从培养初期(第 0 d)开始迅速下降,至第 3 d PO₄³⁻-P 基本耗竭,而对照组和 +N 组的 PO₄³⁻-P 浓度一直保持低浓度状态(图 2b). 相对对照组和 +N 组, +P 组的 NO₃⁻-N 浓度从第 1 d 开始有明显下降的趋势,从初始的平均 0.25 mg/L 降至 0.10 mg/L 左右,而 +N + P 组中 NO₃⁻-N 也显示了大量的消耗,从初始的平均 0.52 mg/L 降至 0.10 mg/L 左右(图 2c).

综上所述,HBNH 站研究期间显示了 P 限制的特点,即藻类生长对单独加 N 没有明显的响应,加 P 和同时加 N 和 P 对藻类的生长有明显的促进作用,并表现出营养盐的消耗.

2.2.2 淮南潘谢顾桥站 PXGQ 站第 1 d 就出现了藻类的快速生长,这可能是因为室内培养温度(20℃)略高于采样时水温(16℃)所致.除去温度的影响,相对对照组和 +P 组, +N 组和 +N + P 组从第 2 d 开始藻类出现明显的生长,第 4 d 达到高峰, +N 组 3 个采样点 Chl. a 浓度平均峰值为 39.0 mg/m³, +N + P 组平均峰值 46.7 mg/m³,此后藻类生长进入衰退状态,Chl. a 浓度最终下降至约 10 mg/m³ 左右(图 2d). +P 组和 +N + P 组的 PO₄³⁻-P 在第 1 d 就几乎被藻类吸收殆尽(图 2e),表明水体 P 处于匮乏状态,P 的快速吸收也可能是因为藻类体内存在 P 库^[18],长时间处于贫营养盐环境中的藻体转移到正常培养液中会迅速消耗介质中的营养盐,并在体内积累后慢慢利用^[19],即藻类对营养盐吸收有“奢侈消费”能力. +N 组和 +N + P 组的 NO₃⁻-N 浓度从第 1 d 开始下降,并分别在第 4 d 或第 3 d 达到最小值,从最初的平均 0.46 mg/L 最终降至 0.16 mg/L 左右(图 2f). 对照组和 +P 组的 NO₃⁻-N 浓度在下降 3 d 后保持在低浓度的状态.

综上所述,PXGQ 站点研究期间显示了 N 限制的特点,即藻类生长对单独 +P 没有明显的响应, +N 和 +N + P 对藻类的生长有明显的促进作用,并表现出 N、P 的消耗.

2.2.3 淮南潘谢顾桥站 同 HBNH 站一样,PXXQ 站表现出 P 限制的特点,即相对对照组, +N 组不能刺激藻类的生长,而 +P 组和 +N + P 均能显著加速藻类的生长,Chl. a 分别在培养 4 d 后达到峰值, +P 组最大 Chl. a 均值为 125.2 mg/m³, +N + P 组 Chl. a 峰值平均为 124.4 mg/m³(图 3a). 由于本站点 P 元素添加量是前两个研究站点的 2 倍,同时 N 元素浓度较高,因此,藻类生物量达到的峰值远高于其他两个站点. +P 组和 +N + P 组 PO₄³⁻-P 浓度在第 0 d 测得的值要远小于添加的浓度(0.12 mg/L),此后从第 2 d 开始随藻类生长而急剧下降,到第 3 d 基本耗竭(图 3b). +P 组和 +N + P 组 NO₃⁻-N 从第 3 d 开始下降,浓度分别从初始的 0.90 mg/L 和 1.20 mg/L 下降至最终的 0.15 mg/L,而对照组和 +N 组 NO₃⁻-N 浓度没有出现显著消耗的

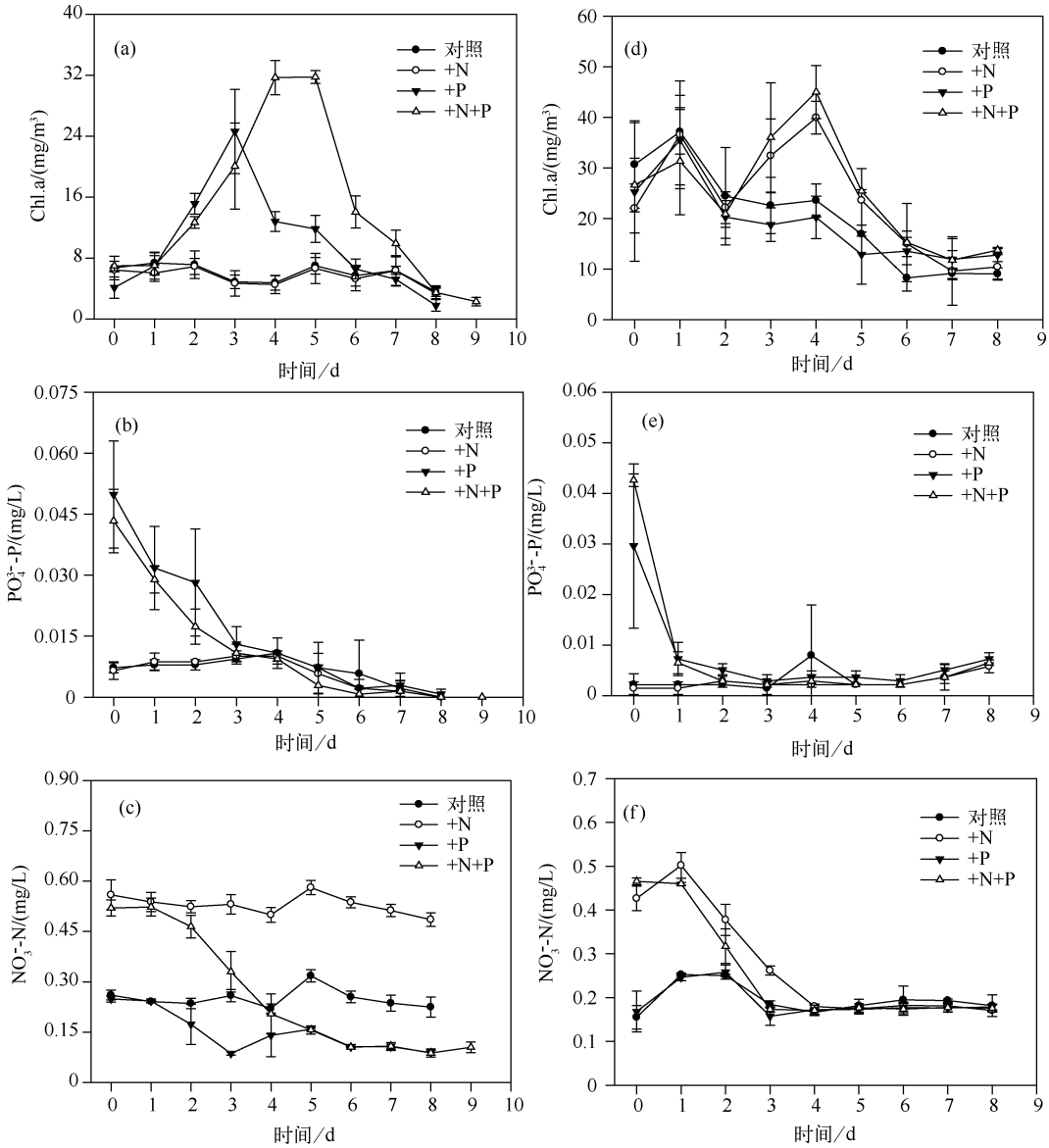


图2 HBNH 站(a,b,c)和 PXGQ 站(d,e,f) Chl. a、 $PO_4^{3-}-P$ 和 $NO_3^- -N$ 浓度随培养时间的变化

Fig. 2 The changes of concentrations of Chl. a, $PO_4^{3-}-P$, $NO_3^- -N$ in HBNH site(a, b, c) and PXGQ site(d, e, f) during the incubation courses

情况(图 3c). 由于本站点 $NH_4^+ -N$ 浓度较高, 因此对培养过程中 $NH_4^+ -N$ 浓度也进行了测定, 4 组 $NH_4^+ -N$ 浓度均表现出下降的趋势, 但对对照组和 +N 组下降趋势明显缓于 +P 组和 +N+P 组(图 3d). 由于对照组和 +N 组没有出现藻类的生长, $NH_4^+ -N$ 可能被藻吸附或发生了一定的硝化作用. +P 组和 +N+P 组的 $NH_4^+ -N$ 则明显被藻类前 3 d 的生长所耗竭, 此后开始利用 $NO_3^- -N$ 作为 N 源, 表现为 $NO_3^- -N$ 的消耗, 这是因为藻类在 $NH_4^+ -N$ 和 $NO_3^- -N$ 同时出现在介质中时, 优先利用 $NH_4^+ -N$ 作为合成自身生物物质的 N 源^[16].

2.3 藻类生长对 N、P 的消耗过程与比率

HBNH 站研究期间表现为 P 限制, +P 组和 +N+P 组 $NO_3^- -N$ 与 $PO_4^{3-}-P$ 消耗的比率分别为 7.5 和

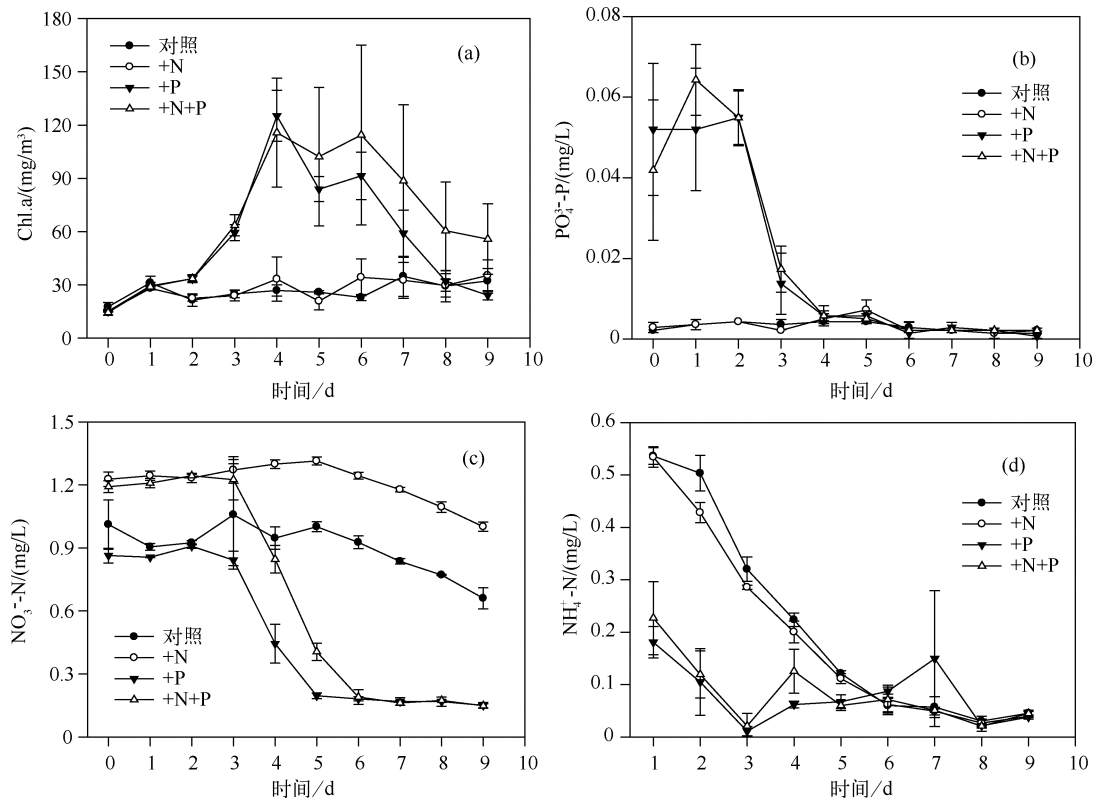


图3 PXXQ 站采样点 Chl. a (a)、PO₄³⁻-P (b)、NO₃⁻-N(c) 和 NH₄⁺-N (d) 和浓度随培养时间的变化

Fig. 3 The changes of concentrations of Chl. a (a), phosphorus (b), nitrate (c) and ammonium (d) in PXXQ site during the incubation courses

15.1,表明单纯的 +P 组中由于藻类的快速生长,使得培养期间 N 快速消耗而限制了其进一步增长,生长表现弱于 +N + P 组,后者则保持较合理的 N、P 环境。PXGQ 站研究期间表现为 N 限制类型, +N 组尽管能显著促进藻类的生长,但由于没有添加 PO₄³⁻-P,只表现为 N 的吸收,而 +N + P 组的 N、P 平均消耗比率为 12.6,加入的 P 也迅速被藻类生长所吸收。PXXQ 研究期间表现为 P 限制的特点, +P 组和 +N + P 组无机氮 (NO₃⁻-N + NH₄⁺-N) 和 PO₄³⁻-P 消耗的比率分别为 20.3 和 27.7。从消耗 N:P 值来看,PXXQ > HBNH > PXGQ,与 3 个站点 TN:TP 及 DIN:TP 大小顺序一致。

3 讨论

描述海洋藻类生物组成的 C:N:P = 106:16:1 的 Redfield 相关学说^[15]一直是研究浮游植物营养限制及群落结构转换的最经典的参考标准,此后在各类水生态系统研究的应用中不断得到发展和修正。如 Smith 等^[17]提出解释蓝藻水华的 N:P 比学说,即一定条件下蓝藻生物量与 N:P 比呈负相关,当 TN:TP > 29 (质量比)时,蓝藻变得稀少。越来越多的研究表明,N、P 限制在不同类型生态系统中并不是一个确定的值,Sterner 等^[18]对湖泊、近海及远海等 2000 个以上观察数据进行了统计分析,发现 C:N:P 比在悬浮物高的富营养水体中相对较低,提出将 Redfield 比修正为指数形式的建议。Ptacnik 等^[7]进一步指出由于不同水环境中 N、P 可利用形态存在显著差别,提出了 TN:TP、DIN:TP、(PON + DIN):(POP + DIP) 等表征营养限制的综合指标体系,其中 DIN:TP 能更好地预测藻类的限制情况。本研究中,3 个不同站点秋季 TN:TP 分别为 42.1、24.1 和 75.4,根据一般的限值标准,均表现出 P 限制的特点,而模拟研究实验证明 PXGQ 站点却受 N 限制,尽管 DIP 浓度极低,添加的 P 在培养期间也快速被藻类所吸收,但可利用性 NO₃⁻-N 的缺乏使其受到明显 N 限制,这

可能是由于初期沉积环境-农业土壤淹水条件下活性有机质缺氧条件分解中反硝化造成的。

另外,营养限制表现出相对性的特点,尽管水体中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度极低,接近于文献报道的 P 限制的绝对阈值 ($1 \mu\text{mol/L}$, 0.003 mg/L)^[19],但总体上,3 个站点依然体现出较高的初级生产,培养试验中加入的 P 迅速为藻类细胞所吸附,即 P 添加后短时间内测试结果 (0 d) 时已经显著低于实际添加量,特别是 PXGQ 和 PXXQ 站,仅在 1 d 或 2 d 内 P 就被藻类吸收殆尽. Hakanson 等^[20]曾经指出,TP 比 TN 能够更好地反映水体叶绿素和蓝藻的变化,我国湖泊中 P 浓度升高导致的富营养化问题尤为突出,许海等^[21]通过批量培养实验研究了太湖 N:P 比对水华蓝藻优势形成的影响,发现不同的 N、P 绝对浓度值条件下,藻类群落选择对 N:P 比有不同的响应,P 的系列浓度梯度有着重要影响. 本研究中以水体 P 浓度为基准,N、P 含量较小的 HBNH 站和 PXGQ 站添加 0.06 mg/L ,N、P 含量较高的 PXXQ 添加 0.12 mg/L ,以匹配不同的水体营养状态,相应地藻类生长出现不同的响应. HBNH 站的 Chl. a 浓度从平均 6.7 mg/m^3 升高至 $24.6 (+\text{P 组})$ 和 $30 \text{ mg/m}^3 (+\text{N+P 组})$,约 4 倍左右. PXGQ 站则从初始 30 mg/m^3 升高至 $39 (+\text{N 组})$ 和 $46.7 \text{ mg/m}^3 (+\text{N+P 组})$,不足 1 倍,而 PXXQ 站从平均 17 mg/m^3 上升至 $125.2 (+\text{P 组})$ 和 $124.4 \text{ mg/m}^3 (+\text{N+P 组})$,升高约 7 倍,远高于其他两个站点. 其中 PXGQ 站由于 N 限制,主要优势种为固氮蓝藻(定性镜检结果),Chl. a 浓度高于营养状态低的 HBNH 站,PXXQ 站初始 TP 浓度比 HBNH 站略低,但 Chl. a 初始浓度约为 HBNH 站的 2 倍,这可能与区域地理气候、水化学及群落结构特征等相关. 在较高 P 浓度添加和合适的 N:P 比条件下,PXGQ 站 Chl. a 急剧升高.

最近王菲菲等^[22]报道了淀山湖、小兴凯湖和洱海 3 个不同营养状态和氮磷比结构的湖泊夏季藻类生长对营养物质添加的响应,3 个湖泊 TN/TP 含量及比例(质量比)分别为 $2.428/0.250 (\text{N:P}=10)$ 、 $0.610/0.068 (\text{N:P}=9)$ 和 $0.537/0.021 (\text{N:P}=29)$,其中淀山湖和小兴凯湖出现了明显的 N 限制,N、P 浓度较小的洱海则为 N、P 共同限制. 不同 P 的添加量能导致藻类增长率出现显著的梯度变化,这与本文研究结果一致. 但是,富营养化的淀山湖和中度富营养化的小兴凯湖 N 限制可能分别属于两种不同的限制类型,因为淀山湖 TP 浓度大于 0.25 mg/L ,P 的浓度已经导致对 P 的添加没有响应,小兴凯湖可能由于生物可利用 N 较缺乏而出现 N 限制的情况,和许海等^[21]的研究结果一致. 王松波等^[23]对 30 个富营养养殖池塘 ($\text{P}>0.4 \text{ mg/L}$) 相关研究也表明,浮游植物对 N 的响应要显著大于 P,即富营养化水体对 P 的升高不敏感.

另一方面,浮游生物活动也会改变水体的 N、P 结构,Xie 等^[24]曾报道武汉东湖中水华的发生诱导沉积物释放 P 而显著降低水体氮磷比的生物驱动机制. 其他相关研究也表明,浮游生物活动和生态环境因子季节性变化对水体氮磷比结构影响较大^[25],水生态计量学研究理论表明^[26-28],甲壳类浮游动物中小型枝角类具有比翘脚类更低的氮磷比,能够富集 P,从而产生级联的“上行效应”,即进一步导致浮游植物的 P 限制. 邓道贵等^[5,29]曾经报道了 HBNH 研究站点浮游动植物群落结构分布特征,发现蓝绿藻和小型甲壳类浮游动物具有较大的丰度,同时具有明显的季节变化,和本文 P 限制相关研究结果一致,因此在今后研究中需要进一步扩展至不同季节范围,同时和浮游动植物群落结构转换结合起来.

从沉积积水区环境来看,由于历史、人为活动等原因,已经表现出不同的营养状态. PXGQ 和 HBNH 站由于受人为活动影响较小,TN、TP 浓度相对较低,PXXQ 站可能受周围农业活动影响,TN、TP 及 Chl. a 的浓度显著高于前两个站点. 另一方面,两淮采煤沉陷积水区其起源于沉陷覆水的农田,沉积环境不同于一般的湖相沉积物,沉陷区土层中活性铁氧化物能在淹水的还原条件下向表层迁移并重新氧化形成非晶氧化物,从而对 P 的迁移有显著的束缚作用^[8],从而成为导致沉陷区水域 P 相对 N 缺乏的重要原因之一.

综上所述,两淮沉陷区营养状态起点相对较高,尽管积水时间较短、封闭性水体 PXGQ 出现了 N 限制的特点,但是,未来两淮沉陷区水质管理的关键可能仍然在于 P 元素的控制. 根据最新生态化学计量学“生长速率假说”^[26-27,30],P 是生物体生长速率的最重要的控制元素,低 N:P 条件下,高含量的 P 能够分配到核糖体 RNA 中满足生物快速生长的需要,现在两淮采煤沉陷区一些水体浓度由于人为活动,已经正在接近或超过 0.1 mg/L 的界限,值得我们重点关注,亟需制定有针对性的水生态环境重建、恢复与保护对策,如对水源保护区、生态恢复湿地应减少外源有机物的输入,保持水体的“好氧”状态和相对“P 限制”的特点. 而对以渔业增产为目的的水域,则通过合理的生物操纵等手段调节 P 的可利用性,在保持水体营养平衡的条件下提高水体的初级生产或生态系统的能量转化效率,在满足差别化的水体功能条件下保证区域水生态环境的

健康。

4 结论

1) 两淮矿区 3 个不同特征的代表性研究水域营养状态与结构特征表明,总体上 P 相对 N 缺乏,营养限制实验进一步证明了其中 HBNH、PXXQ 站藻类生长受 P 元素限制,而 PXGQ 站则由于可利用性无机 N 的缺乏,显示出 N 限制的特点。

2) 尽管水体 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度较低,但由于藻类可能具有利用有机磷和储备 P 库的能力,使得 3 个研究站点依然保持了较高的初级生产能力,HBNH、PXGQ、PXXQ 站的叶绿素 a 浓度年均值分别为 13.07、26.95 和 46.25 mg/m^3 ,和各水体的营养水平保持一致。

5 参考文献

- [1] 何 芳,徐友宁,乔 冈等.中国矿山环境地质问题区域分布特征.中国地质,2010,37(5):1520-1529.
- [2] 王振龙,章启兵,李 瑞.采煤沉陷区雨洪利用与生态修复技术研究.自然资源学报,2009,24(7):1155-1162.
- [3] 何春桂,刘 辉,桂和荣.淮南市典型采煤塌陷区水域环境现状评价.煤炭学报,2005,30(6):754-758.
- [4] 桂和荣,王和平,方文慧等.煤矿塌陷区水域环境指示微生物——蓝藻的研究.煤炭学报,2007,32(8):848-853.
- [5] 邓道贵,孟小丽,雷 娟等.淮北采煤塌陷区小型湖泊浮游植物群落结构和季节动态.生态科学,2012,29(6):499-506.
- [6] Xie K,Zhang YQ,Yi QT *et al.* Optimal resource utilization and ecological restoration of aquatic zones in the coal mining subsidence areas of the Huabei Plain in Anhui Province, China. *Desalination and Water Treatment*, 51(19/20):4019-4027. doi: 10.1080/19443994.2013.781096.
- [7] Ptacnik R, Andersen T, Tamminen T. Performance of the Redfield Ratio and a family of nutrient limitation indicators as thresholds for phytoplankton N vs. P limitation. *Ecosystems*, 2010, 13:1201-1214.
- [8] 谢 凯,张雁秋,易齐涛等.淮南潘一矿塌陷区水域沉积物中磷的赋存和迁移转化特征.中国环境科学,2012,32(10):1867-1874.
- [9] 金相灿,屠清瑛.湖泊富营养化调查规范.北京:中国环境科学出版社,1990:275-285.
- [10] 尹 航.环境监测方法标准汇编:水环境.北京:中国标准出版社,2007.
- [11] 王明翠,刘雪芹,张建辉.湖泊富营养化评价方法及分级标准.中国环境监测,2002,18(5):47-49.
- [12] Carson RE. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 1977, 22(2):361-369.
- [13] 高 光,秦伯强,朱广伟等.太湖梅梁湾中碱性磷酸酶的活性及其与藻类生长的关系.湖泊科学,2004,16(3):245-251.
- [14] 路 娜,胡维平,邓建才等.太湖水体中碱性磷酸酶的空间分布及生态意义.环境科学,2009,30(10):2898-2903.
- [15] Redfield AC. The biological control of chemical factors in the environment. *American Science*, 1958, 46(3):205-221.
- [16] 王玉珏,洪华生,王大志等.台湾海峡上升流区浮游植物对营养盐添加的响应.生态学报,2008,28(3):1321-1327.
- [17] Smith VH. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 1983, 221(4611):669-671.
- [18] Sterner RW, Andersen T, Elser JJ *et al.* Scale-dependent carbon: phosphorus seston stoichiometry in marine and freshwaters. *Limnology & Oceanography*, 2008, 53(3):1169-1180.
- [19] 杨东方,王 凡,高振会.长江口理化因子影响初级生产力的探索:II.磷不是长江口浮游植物生长的限制因子.海洋科学进展,2006,24(1):97-107.
- [20] Hakanson L, Bryhn AC, Hytteborn JK. On the issue of limiting nutrient and predictions of cyanobacteria in aquatic system. *Science of the Total Environment*, 2007, 379(1):89-108.
- [21] 许 海,朱广伟,秦伯强等.氮磷比对水华蓝藻优势形成的影响.中国环境科学,2011,31(10):1676-1683.
- [22] 王菲菲,李小平,程 曦等.基于 NEB 实验的不同湖泊夏季营养物质投入与藻类响应关系的比较:以淀山湖、小兴凯湖和洱海为例.湖泊科学,2012,24(1):51-58.
- [23] 王松波,耿 红,刘娟娟等.富营养水体中浮游植物生长的营养限制研究.长江流域资源与环境,2011,20(Z1):149-153.
- [24] Xie L, Xie P, Li S *et al.* The low TN:TP ratio, a cause or a result of *Microcystis* blooms? *Water Research*, 2003, 37(9):

2073-2080.

- [25] Spears BM, Carvalho L, Perkins R *et al.* Effects of light on sediment nutrient flux and water column nutrient stoichiometry in a shallow lake. *Water Research*, 2008, **42**(4/5):977-986.
- [26] Elser JJ, Fagan WF, Denno RF *et al.* Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs. *Nature*, 2000, **408**(6812):578-580.
- [27] Elser JJ, Sterner RW, Galford AE *et al.* Pelagic C:N:P stoichiometry in a eutrophied lake: Responses to a whole-lake food-web manipulation. *Ecosystems*, 2000, **3**(3):293-307.
- [28] 苏 强. 生长速率假说及其在浮游动物营养动力学中的研究进展. *地球科学进展*, 2012, **27**(11):1204-1210.
- [29] 邓道贵, 邢荣龙, 马 睿等. 淮北采煤塌陷区小型湖泊浮游甲壳动物群落结构的季节变化. *湖泊科学*, 2010, **22**(4):591-597.
- [30] Sardans J, Rivas-Ubach A, Penuelas J. The elemental stoichiometry of aquatic and terrestrial ecosystems and its relationships with organismic lifestyle and ecosystem structure and function: a review and perspectives. *Biogeochemistry*, 2012, **111**(1/2/3):1-39.