

武汉月湖沉积物不同形态氮含量与转换途径的垂直变化*

陈国元^{1,2}, 李建秋¹, 李清曼¹, 周易勇^{1**}

(1: 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072)

(2: 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 描述了 2005 年 6 月月湖 4 个采样点沉积物不同形态氮含量、净硝化速率、净氮矿化速率与硝酸还原酶活性的垂直分布。亚表层(5-10cm)交换态 NO_3^- -N 含量最高, 而有效态氮与交换态 NH_4^+ -N 含量最低, 故具临界意义。有效态氮多以交换态 NH_4^+ -N 的形式贮存于表层(0-5cm)与底层(>10cm), 且底层含量较高, 这种分布与缺氧状态有关。表层沉积物总氮和有机态氮含量、净硝化速率、净氮矿化速率与硝酸还原酶活性均高, 间隙水中 NH_4^+ -N 浓度亦取峰值, 而溶解态 NO_3^- -N 浓度最低, 据此提出氮循环的基本过程: 有机态氮矿化与硝化产生 NH_4^+ -N 与 NO_3^- -N, 同时导致有利于 NH_4^+ -N 生成的缺氧状态, 并促使部分 NO_3^- -N 异化还原为 NH_4^+ -N, 二者共同构成表层间隙水中丰富的 NH_4^+ -N 源。总之, 富营养化湖泊表层沉积物富含有机态氮, 故为氮生物地球化学循环的最为活跃的层面, 而 NH_4^+ -N 则为最有效且含量最高的形态。

关键词: 月湖; 沉积物; 氮含量; 转换途径; 垂直变化

Different forms of nitrogen contents and their vertical variations of transformation modes of the sediments of Lake Yuehu, Wuhan

CHEN Guoyuan^{1,2}, LI Jianqiu¹, LI Qingman¹ & ZHOU Yiyong¹

(1: *Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, P.R.China*)

(2: *Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China*)

Abstract: Vertical distributions of nitrogen contents, net nitrification rates, net N-mineralization rates and nitrate reductase activities in sediments of Lake Yuehu in June, 2005, were described on basis of four samples from the lake. The results showed that there was a critical layer in which exchangeable nitrate contents were the highest. Exchangeable ammonium and available nitrogen contents were the lowest in the subsurface sediment (5-10cm). Available nitrogen was stored mainly in the form of exchangeable ammonium in both surface (0-5cm deep) and deeper layers (>10cm deep) where their contents were higher. The pattern of this distribution can be explained by anaerobic conditions. The surface sediment not only showed higher contents of total nitrogen and organic nitrogen, rates of net nitrification, N-mineralization and nitrate reductase activities, but also displayed the highest ammonium and the lowest nitrate concentrations in interstitial water. Therefore, based on a nitrogen cycling mode, we proposed that organic nitrogen was re-mineralized to ammonium and nitrate with processes of the former being nitrified into the later, resulting in anaerobic conditions that contributed to ammonium accumulation by the production of its own and nitrate reduction in interstitial water of surface sediment. In general, the surface sediment in eutrophic lakes, enriched by organic nitrogen, is the most active dimension for the biogeochemical cycling of nitrogen with ammonium being the major and most effective forms.

Keywords: Lake Yuehu ; sediment; nitrogen contents; transformation modes; vertical variations

湖泊沉积物是水体氮的主要源与汇, 它既可接纳水体沉积与外界输入的氮, 亦能在一定条件下将其

* 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-426)和国家自然科学基金重点项目(40730528)联合资助。
2007-05-10 收稿; 2007-07-10 收修改稿。陈国元, 男, 1980 年生, 硕士研究生; E-mail: cgy1117@yahoo.com.cn.

** 通讯作者; E-mail: zhouyy@ihb.ac.cn.

分解与转化,并向水柱释放^[1-2]. 迄今为止,湖泊沉积物氮的研究主要集中在形态、含量、水平分布、季节变化、来源以及扩散迁移等诸多方面^[3-9]. 垂直尺度上的相关研究则多集中于剖面上氮的含量和形态^[10-16],而具体循环过程与机理(包括矿化、硝化、还原与释放)的研究较少. 本文以长江中下游典型城市富营养化浅水湖泊(武汉月湖)为实验对象,系统探讨沉积物氮含量、形态、净氮矿化速率、净硝化速率与硝酸还原酶活性以及间隙水中无机态氮在垂直方向上的变化,以期描述氮形态的转换过程,进而初步揭示沉积物中氮的生物地球化学循环机理与主要发生区域,为富营养化湖泊的恢复提供科学依据.

1 工作方法

1.1 样品采集

月湖位于汉阳龟山以西,汉水以南,东西长约3150m,南北宽约450m,平均水深1.2m,总面积为0.66km². 采样点A点(114°14'42", 30°33'46")水深0.88m,距近岸约21m; B点(114°15'04", 30°33'46")水深0.85m,距近岸约75m; C点(114°15'13", 30°33'38")水深1.31m,距近岸约220m; D点(114°15'19", 30°33'29")水深1.05m,距近岸约48m(图1). 2005年6月用柱状采样器(内径 ϕ 80mm)采集沉积物柱芯(25cm,现场分层(厚5cm)并予密封冰冻,于4-5h内运回实验室供后续处理与分析.

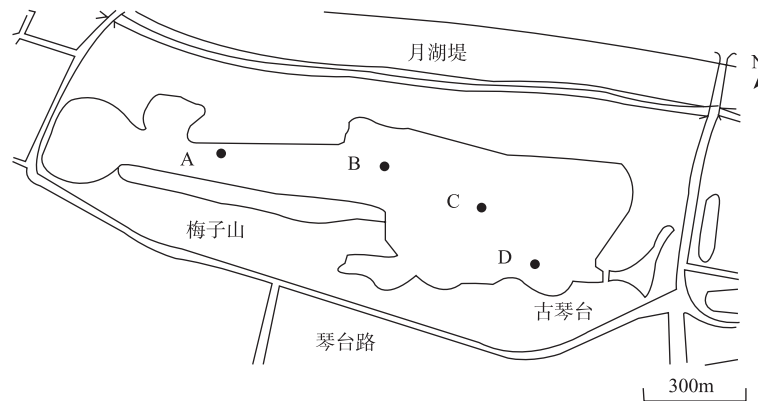


图1 月湖采样点分布

Fig.1 Sampling sites of Lake Yuehu

1.2 样品处理与分析

沉积物经离心(4000r/min, 20min)获得间隙水,过0.45 μ m孔径的滤膜,取滤液测定溶解态NO₃⁻-N、NO₂⁻-N和NH₄⁺-N的浓度. 离心后的沉积物混匀之后,部分用于交换态氮的分析,其余经风干、磨细并分别过孔径0.15mm和1.0mm筛后,测定总氮和有效态氮的含量. 沉积物中交换态氮用2mol/L KCl(固液比为1:10)提取,提取液用于交换态NH₄⁺-N和交换态NO₃⁻-N的测定. 沉积物中交换态NO₂⁻-N含量通常很低,故可忽略^[17]. 总氮用半微量开氏法测定; NO₃⁻-N用酚二磺酸比色法测定; NH₄⁺-N用靛酚蓝比色法测定;有效态氮用碱解扩散法测定^[18]; NO₂⁻-N用磺胺和盐酸萘乙二胺试剂法测定^[19];有机态氮采用差减法测定^[13].

净硝化速率、净氮矿化速率采用好气培养法测定:沉积物风干并磨细过孔径2mm筛后,取10.00g样品与3倍质量的石英砂混合,室温下培养7d,用2mol/L KCl提取,根据培养前后NO₃⁻-N含量的差值计算净硝化速率,另据培养前后NO₃⁻-N与NH₄⁺-N含量之和的差值计算净氮矿化速率^[20].

取15g新鲜沉积物,加入15ml无氨水,摇匀制成悬浮液,取2ml于50ml刻度试管中,加入20mg CaCO₃、1ml的葡萄糖溶液(1%)和1ml的KNO₃溶液(1%),抽真空后恒温30℃,培养24h,根据前后NO₃⁻-N含量的变化,测定硝酸还原酶的活性^[21].

2 结果

沉积物中与氮循环有关的诸多参数在垂直方向上具有明显的变化,其表现形式如下.

2.1 有机态氮与总氮含量

有机态氮的含量在2.89-5.07g/kg之间, 平均值为4.06g/kg, 表层含量最高, 且随深度递减. 总氮的含量在3.09-5.21g/kg之间, 平均值为4.22g/kg, 亦随深度递减. 有机态氮约占总氮含量的96.2%(图2).

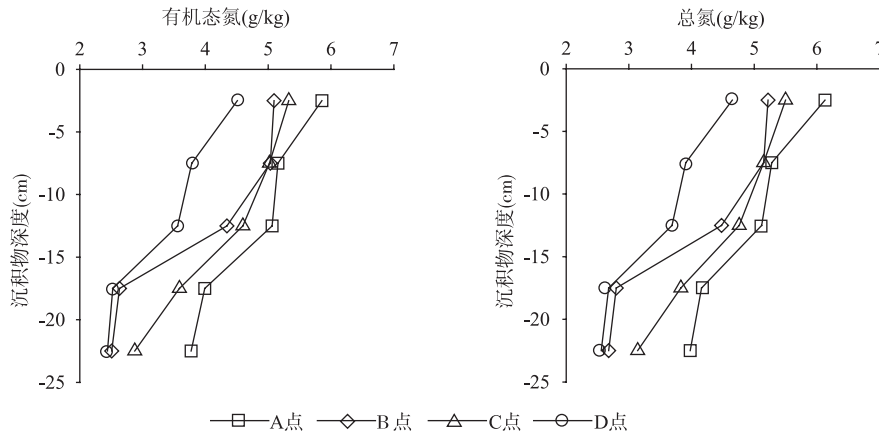


图2 月湖沉积物有机态氮和总氮的垂直分布

Fig.2 Verticle distributions of organic nitrogen and total nitrogen in the sediment of Lake Yuehu

2.2 净硝化速率、净氮矿化速率与硝酸还原酶活性

净硝化速率与净氮矿化速率均在沉积物表层出现最大值, 且随深度递减. 硝酸还原酶在表层(0-15cm)显示较高活性, 亦随深度递减. 在实验涉及的深度中, 净氮矿化速率多为负值(表1).

表1 月湖沉积物净硝化速率、净氮矿化速率和硝酸还原酶活性的垂直变化

Tab.1 Vertical variations in the rate of net nitrification and N-mineralization and nitrate reductase activites in the sediment of Lake Yuehu

深度(cm)	净硝化速率(mg/(kg·d))			净氮矿化速率(mg/(kg·d))			硝酸还原酶活性(mg/(kg·d))		
	最大值	最小值	平均值	最大值	最小值	平均值	最大值	最小值	平均值
0-5	12.33	4.64	9.02	3.50	-4.84	-0.69	20.71	10.64	14.94
5-10	8.69	3.52	6.73	2.39	-5.73	-3.13	21.24	8.94	15.40
10-15	7.16	2.91	5.36	3.29	-10.53	-4.62	21.78	9.96	15.46
15-20	5.59	2.67	4.36	-0.45	-14.84	-7.43	16.45	7.42	8.43
20-25	5.06	2.78	4.24	-3.56	-15.40	-7.70	15.36	3.12	6.84

2.3 交换态氮与有效态氮含量

交换态NO₃⁻-N的含量在2.93-7.24mg/kg之间, 平均值为4.33mg/kg, 且在亚表层(5-10cm)取峰值, 并随深度递减; 交换态NH₄⁺-N的含量在115.29-194.76mg/kg之间, 平均值为152.80mg/kg, 且于亚表层取最小值, 再随深度递增. 有效态氮的含量在150.69-262.15mg/kg之间, 平均值为211.26mg/kg, 其垂直变化与交换态NH₄⁺-N波动的趋势相似(图3).

2.4 间隙水中溶解态NO₃⁻-N、NO₂⁻-N和NH₄⁺-N的浓度

溶解态NO₃⁻-N的浓度在0.097-0.306mg/L之间, 平均值为0.205mg/L; 溶解态NO₂⁻-N的浓度在0.003-0.029mg/L之间, 平均值为0.011mg/L; 溶解态NH₄⁺-N的浓度在5.935-10.750mg/L之间, 平均值为8.304mg/L, 占溶解无机态氮的98.5%. 溶解态NO₃⁻-N的浓度随深度递增, 而溶解态NO₂⁻-N和NH₄⁺-N的浓度则随深度递减(图4).

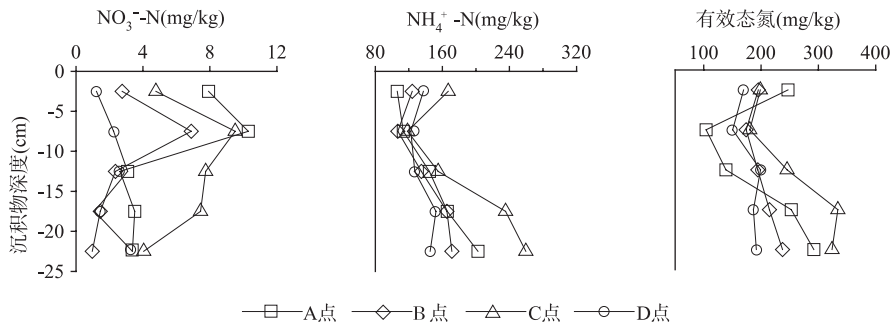
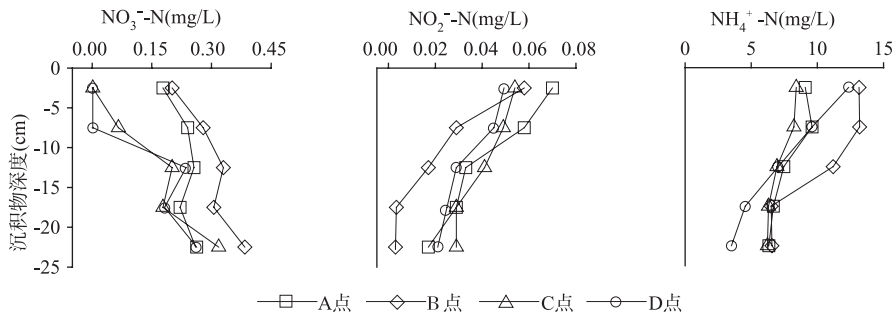


图3 月湖沉积物中交换态氮与有效态氮的垂直分布

Fig.3 Vertical distributions of exchangeable nitrogen and available nitrogen in the sediment of Lake Yuehu

图4 月湖沉积物间隙水中溶解态 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 与 NH_4^+ -N 的垂直分布Fig.4 Vertical distributions of dissolved NO_3^- -N, NO_2^- -N and NH_4^+ -N in interstitial water of Lake Yuehu

3 分析与讨论

富营养化湖泊沉积物多以氮的富集为特征. 贵州百花湖与红枫湖沉积物总氮含量达 0.36%–0.40% (超出中国湖泊与水库的平均值)^[12], 月湖沉积物总氮含量更高 (平均值达 0.422%), 且多为有机态氮 (96.2%). 安大略湖表层沉积物中, 绝大部分 (90%) 的氮亦为有机态氮, 其中 28%–46% 为氨基酸-N, 4%–7% 为已糖胺-N, 21%–31% 属尚未鉴定的可水解含氮化合物中的氮^[22]. 因此, 从含量与形态上看, 沉积物氮的循环在湖泊富营养化过程中具有关键作用.

矿化与形态转换均为氮循环的主要过程. 月湖沉积物净氮矿化速率、净硝化速率与硝酸还原酶活性均在表层取最高值, 硝酸还原酶活性与溶解态 NH_4^+ -N 显著正相关 (表 2), 表层沉积物 (6cm) 中, 输入的有机态氮至少有 20% 再生^[22]. 在美国泻湖沉积物中, 初步的矿化致使 NH_4^+ -N 库的转换时间极短 (小于 1d)^[23]. 溪流有机质季节变化的动力学与硝化速率密切相关^[24]. 一般认为, 与沉积物相比, 水中 NO_3^- -N 的浓度较高, 故 NO_3^- -N 还原活性较强, 植物嫩枝硝酸还原酶活性应高于根部的相应值, 而比较研究证明, 嫩枝与根酶活性的比值小于 1. 因此, 植物根能有效催化 NO_3^- -N 的还原, 进而间接证明了沉积物表层硝酸还原酶的关键作用^[25]. 据此可大体描述月湖沉积物氮循环的基本过程: 有机态氮矿化产生的 NH_4^+ -N 通过硝化作用形成 NO_3^- -N, 部分 NO_3^- -N 在硝酸还原酶的作用下形成 NH_4^+ -N. 有机态氮与净氮矿化速率、净硝化速率与硝酸还原酶活性的显著正相关关系 (表 2) 为上述途径提供了佐证.

在垂直方向上, 月湖沉积物总氮与有机态氮均随深度递减, 交换态 NO_3^- -N 含量先升后降, 交换态 NH_4^+ -N 含量则反之. 亚表层 (5–10cm) 具临界意义, 其硝化作用相对较强, 但矿化作用急剧减弱, 以此为界, 可将沉积物大体分为表层与底层.

表 2 月湖沉积物与间隙水中不同形态氮含量之间的相关系数
 Tab.2 Correlation coefficients between nitrogen contents in different forms in sediment and interstitial water of Lake Yuehu

	溶解态			交换态		有机态氮	净硝化速率	净氮矿化速率	硝酸还原酶活性
	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N				
溶解态 NO ₃ ⁻ -N	1.000	-0.321*	-0.392	-0.265	0.249	-0.193	0.325	0.367	-0.082
溶解态 NO ₂ ⁻ -N		1.000	0.318	0.627**	-0.425	0.681**	0.264	0.425	0.361
溶解态 NH ₄ ⁺ -N			1.000	0.183	-0.312*	0.514*	0.492	0.261	0.729*
交换态 NO ₃ ⁻ -N				1.000	-0.296	0.613*	0.127	0.219	0.152
交换态 NH ₄ ⁺ -N					1.000	-0.472	-0.426*	-0.583*	-0.328
有机态氮						1.000	0.384*	0.632*	0.674**
净硝化速率							1.000	0.741**	0.651**
净氮矿化速率								1.000	0.614**
硝酸还原酶活性									1.000

* 相关(p<0.05); ** 显著相关(p<0.01).

表层与底层交换态 NH₄⁺-N 和有效态氮含量均较高, 而交换态 NO₃⁻-N 含量均低, 这种现象可由缺氧状态加以解释. 沉积物柱芯的垂直分布表明, 氧浓度与硝化反应具有类似的变化趋势, 硝化反应为沉积物中氧的渗透所限制^[26]. 底层氧含量一般较低, 硝化作用较弱, NH₄⁺-N 不易转化为 NO₃⁻-N, 故多累积于沉积物. 安大略湖 3cm 以下的还原性沉积物中, 硝化过程极少发生^[22]. 表层沉积物虽能接受上覆水中溶解氧的扩散, 从而表现硝化活性, 并产生 NO₃⁻-N, 但有机质的富集将导致缺氧状态, 表层沉积物较高的有机态氮含量(图 2)与硝酸还原酶活性(表 1)为之提供了间接的证据. 简言之, 底层沉积物的缺氧状态导致交换态 NH₄⁺-N、有效态氮与交换态 NO₃⁻-N 的此消彼长, 类似的含量对比亦见诸表层, 从而反映出表层沉积物所处的缺氧状态.

表层与底层间隙水中无机态氮浓度的差异明显. 就NH₄⁺-N浓度而言, 表层高而底层低. 就NO₃⁻-N浓度而言, 表层低而底层高. 这种分布与有机质含量的差异有关. 交换态氮的吸附快速可逆, 且与有机质相关, 而与间隙水中的NH₄⁺-N无关^[27-28]. 仅当有机质含量较低时, 沉积物吸附的NH₄⁺-N方能据矿物学方法确定^[28]. 安大略湖较深层次的沉积物或许已无氮的再生, NH₄⁺可能固定于粘土晶格中^[22]. 佛罗里达海湾近岸沉积物可交换态NH₄⁺-N与固定态NH₄⁺-N之间存在动态平衡, 有机质分解产生的NH₄⁺-N, 将吸附在沉积物上或溶解于间隙水, 在缺氧沉积物中, 前者可能与后者相等或比后者高1倍^[27]. 在有机质含量明显较低且相对缺氧的底层, 交换态氮可能倾向于吸附在沉积物中. 交换态NH₄⁺-N为有效态氮的重要组成部分(占其总量的72.3%), 故有效态氮将累积在沉积物底层; 表层硝化作用依然发生, 部分溶解态NH₄⁺-N可被氧化生成NO₃⁻-N, 但间隙水中的NH₄⁺-N浓度仍高, 大量沉积的有机质构成其重要来源(图3). 例如, 波罗的海沿岸沉降的有机质较多, 强烈的微生物分解导致酶活性与间隙水中NH₄⁺-N浓度的增加^[29]. 再者, 有机质分解过程中产生的厌氧状态为NH₄⁺-N的形成创造了有力条件. 虾塘沉积物中加入有机质后, 水中NH₄⁺-N的浓度始终较高, 而充气可明显降低其浓度^[30]. 厌氧状态致使法国泻湖间隙水中溶解态NH₄⁺-N浓度增加^[31]. 安大略湖西端沉积物间隙水中NO₃⁻-N浓度随沉积物深度变化的趋势不甚明显^[32]. 月湖表层有机质含量与硝酸还原酶活性均高, 电子供体丰富, 间隙水中的NO₃⁻-N容易被还原为NO₂⁻-N, 故其浓度相对较低, 而底层的诸变量则反之, 间隙水中NO₂⁻-N浓度表层高而底层低的分布印证了上述推论. 缺氧的地下水注入美国南部湿地表层之后, 其中包含的NO₃⁻-N与硫酸盐被先后去除, NO₃⁻-N或用作硫化物的氧化剂, 或经反硝化过程消失^[33]. 在日本Nakaumi湖, 氧化亚氮(N₂O)在水柱中曾以梯度形式出现, 表层浓度低而底层浓度高, 随后呈均匀分布. 冬春季间隙水中的N₂O值的浓度可高出上覆水相应浓度的10-1000倍. 1998年, 河流将大量硝酸盐排入日本Shinji湖, 其间隙水中始终保持高浓度的N₂O. 因此, N₂O主要在沉积物水界面产生, 并向水柱扩散^[34]. 除反硝化作用之外, 氨化可能是表层间隙水中NO₃⁻-N损失的另一原因. 氮同位素实

验证明, 富营养化的Sempach湖上覆水中 NO_3^- -N的消耗部分起因于氨化作用^[35].

总之, 以有机形态为主的高含量氮是富营养化湖泊沉积物的重要特征, 其行为因深度而异. 在相对较深的层面(>10cm), 有机态氮含量与矿化和硝化速率均低, 有效态氮多以可交换 NH_4^+ -N的形式与沉积物相结合, NO_3^- -N则因电子供体的缺乏而较多地保存在间隙水中; 表层有机态氮含量与矿化和硝化速率均高, 其效应有二: 首先大量溶解态 NH_4^+ -N得以生成, 此外, 硝化作用产生的 NO_3^- -N将因缺氧状态与电子供体的充足而发生形态转换, 其中部分经 NO_2^- -N异化还原为 NH_4^+ -N. 两者共同构成沉积物-水界面丰富的溶解态 NH_4^+ -N源, 并通过扩散作用向水柱释放, 从而加速湖泊的富营养化过程.

4 结论

- (1) 富营养化湖泊沉积物中氮的含量明显较高, 且以有机形态为主, 并在表层富集;
- (2) 在垂直方向上, 月湖沉积物具有含临界意义的亚表层, 其硝化作用相对较强, 矿化作用急剧减弱, 交换态 NO_3^- -N达到最高值, 交换态 NH_4^+ -N出现最低值;
- (3) 交换态 NH_4^+ -N为沉积物有效态氮的主要组成部分, 且多在较深层面(>10cm)累积;
- (4) 沉积物表层是氮的生物地球化学循环的最为活跃的区域, 有机态氮经矿化与硝化产生 NH_4^+ -N与 NO_3^- -N, 同时促成缺氧状态, 致使部分 NO_3^- -N异化还原为 NH_4^+ -N, 后者通过上述两种途径在表层间隙水中累积并向水柱释放, 从而促进藻类生长以及有机态氮的再度沉积.

5 参考文献

- [1] Karl DM. A sea of change: Biogeochemical variability in the North Pacific subtropical gyre. *Ecosystems*, 1999, 2: 181-214.
- [2] Berelson WM. The flux of particulate organic carbon into the ocean interior: a comparison of four U. S. JGOFS regional studies. *Oceanography*, 2001, 14(4): 59-67.
- [3] 王东红, 黄清辉, 王春霞等. 长江中下游浅水湖泊中总氮及其形态的时空分布. 环境科学, 2004, 25(增刊): 27-30.
- [4] 张水元, 刘瑞秋, 黎道丰. 保安湖沉积物和间隙水中氮和磷的含量及其分布. 水生生物学报, 2000, 24(5): 434-438.
- [5] 范成新, 张路, 杨龙元等. 湖泊沉积物氮磷内源负荷模拟. 海洋与湖沼, 2002, 33(4): 370-378.
- [6] 熊汉锋, 王运华, 谭启玲等. 梁子湖表层水氮的季节变化与沉积物氮释放初步研究. 华中农业大学学报, 2005, 24(5): 500-503.
- [7] 金相灿, 姜霞, 徐玉慧等. 太湖东北部沉积物可溶性氮、磷的季节性变化. 中国环境科学, 2006, 26(4): 409-413.
- [8] 叶琳琳, 潘成荣, 张之源等. 瓦埠湖沉积物氮的赋存特征以及环境因子对 NH_4^+ -N释放的影响. 农业环境科学学报, 2006, 25(5): 1333-1336.
- [9] 孙惠民, 何江, 吕昌伟等. 乌梁素海沉积物中有机质和全氮含量分布特征. 应用生态学报, 2006, 17(4): 620-624.
- [10] 刘巧梅, 刘敏, 许世远等. 长江口滨岸潮滩柱样沉积物与孔隙水中氮的垂直分布特征. 海洋科学, 2004, 28(9): 13-19.
- [11] 吴永红, 胡俊, 金向东等. 滇池典型湖湾沉积物氮磷化学特性及疏浚层推算. 环境科学, 2005, 26(4): 77-82.
- [12] 王雨春, 万国江, 尹澄清等. 红枫湖、百花湖沉积物全氮、可交换态氮和固定铵的赋存特征. 湖泊科学, 2002, 14(4): 301-309.
- [13] 吴丰昌, 万国江, 黄荣贵. 湖泊沉积物-水界面营养元素的生物地球化学作用和环境效应 I. 界面氮循环及其环境效应. 矿物学报, 1996, 16(4): 403-409.
- [14] 孙惠民, 何江, 吕昌伟等. 乌梁素海氮污染及其空间分布格局. 地理研究, 2006, 25(6): 1003-1012.
- [15] 冯峰, 方涛, 刘剑彤. 武汉东湖沉积物氮磷形态垂向分布研究. 环境科学, 2006, 27(6): 1078-1082.
- [16] 岳维忠, 黄小平. 珠江口柱状沉积物中氮的形态分布特征及来源探讨. 环境科学, 2005, 26(2): 195-199.
- [17] Silva JA, Bremner JM. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. 5.fixed ammonium. *Soil Sci Soc Am Proc*, 1966, 30: 587-594.
- [18] 鲍士旦主编. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 1999: 39-58.
- [19] 吴忠标主编. 环境检测. 北京: 化学工业出版社, 2003: 195-196.
- [20] Douglas VH, Peter MG, Erik K *et al.* Soil nitrogen dynamics in organic and mineral soil calcareous wetlands in Eastern New

- York. *Soil Sci Soc Am J*, 2000, **64**(6): 2168-2173.
- [21] 哈兹耶夫ΦX著. 郑洪元, 周礼恺译. 土壤酶活性. 北京: 科学出版社, 1980: 42-43.
- [22] Kemp ALW, Mudrochova A. Distribution and forms of nitrogen in a Lake Ontario sediment core. *Limnol Oceanogr*, 1972, **17**(6): 855-867.
- [23] Anderson IC. Microbial mediation of 'reactive' nitrogen transformations in a temperate lagoon. *Marine Ecology-Progress Series*, 2003, **246**: 73-84.
- [24] Starry OS, Valett HM, Schreiber ME. Nitrification rates in a headwater stream: influences of seasonal variation in C and N supply. *Journal of the North American Benthological Society*, 2005, **24**(4): 753-768.
- [25] Cedergreen N, Madsen TV. Nitrate reductase activity in roots and shoots of aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 2003, **76**(3): 203-212.
- [26] Strauss EA. Nitrification in the Upper Mississippi River: Patterns, controls, and contribution to the NO_3^- budget. *Journal of the North American Benthological Society*, 2004, **23**(1): 1-14.
- [27] Rosenfeld JK. Ammonium adsorption in nearshore anoxic sediments. *Limnol Oceanogr*, 1979, **24**(2): 356-364.
- [28] Lange G. Distribution of exchangeable, fixed, organic and total nitrogen in interbedded turbiditic/pelagic sediments of the Madeira Abyssal Plain, eastern North Atlantic. *Marine Geology*, 1992, **109**(1-2): 95-114.
- [29] Koester M, Dahlke S, Meyer-Reil LA. Microbial colonization and activity in relation to organic carbon in sediments of hypertrophic coastal waters (Nordruegensche Bodden, Southern Baltic Sea). *Aquat Microb Ecol*, 2005, **39**(1): 69-83.
- [30] Yusoff FM. The effects of oxidized and reduced conditions on phosphorus and ammonia concentrations in pond water-sediment microcosm. *Journal of Aquaculture in the Tropics*, 2003, **18**(1): 25-33.
- [31] Souchu P. Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a Mediterranean lagoon (Thau, France). *Marine Ecology-Progress Series*, 1998, **164**: 135-146.
- [32] Weiler RR. The interstitial water composition in the sediments of the Great Lakes. 1. Western lake Ontario. *Limnol Oceanogr*, 1973, **18**(6): 918-931.
- [33] Whitmire SL, Hamilton SK. Rapid removal of nitrate and sulfate in freshwater wetland sediments. *Journal of Environmental Quality*, 2005, **34**(6): 2062-2071.
- [34] Senga Y, Seike Y, Mochida K *et al.* Nitrous oxide in brackish Lakes Shinji and Nakaumi, Japan. *Limnology*, 2001, **2**(2): 129-136.
- [35] Hoehener P, Gaechter R. Nitrogen cycling across the sediment-water interface in an eutrophic, artificially oxygenated lake. *Aquatic Sciences*, 1994, **56**(2): 115-132.