

湖泊底泥疏浚环境效应: III.对沉积物反硝化作用的影响*

钟继承, 刘国锋, 范成新**, 白秀玲, 李 宝, 张 路, 丁士明

(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)

摘 要: 通过为期一年的疏浚模拟试验, 在试验室培养疏浚与对照柱样, 研究了底泥疏浚对沉积物反硝化过程的影响. 沉积物反硝化速率的测定采用经典的乙炔抑制法, 研究表明, 在一年的试验周期内, 疏浚和对照柱沉积物的反硝化速率分别为 6.9–26.9nmol/(g·h)和 21.6–102.7nmol/(g·h), 除 2006 年的 2 月外的其他月份, 疏浚沉积物的反硝化速率显著($P < 0.05$)低于未疏浚对照沉积物, 同时还研究了环境因子对沉积物反硝化速率的影响, 结果表明, 疏浚和对照沉积物的反硝化速率都受温度的控制, 硝态氮浓度是疏浚和对照沉积物反硝化速率的主要限制因子, 有机碳对疏浚沉积物的反硝化速率有影响, 但对未疏浚对照沉积物的反硝化速率没有影响. 疏浚后短期内沉积物反硝化速率低于未疏浚对照沉积物, 可看作是底泥疏浚在富营养华水体脱氮方面的一个负效应.

关键词: 底泥疏浚; 反硝化; 环境因子; 太湖

Environmental effect of sediment dredging in lake: III. Influence of dredging on denitrification in sediments

ZHONG Jicheng, LIU Guofeng, FAN Chengxin, BAI Xiuling, LI Bao, ZHANG Lu & DING Shiming

(State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China)

Abstract: A laboratory experiment for studying the effects of sediment dredging on denitrification process was carried out through a one-year incubation of undredged sediments (control) and dredged sediment cores. Denitrification rates in the sediments were estimated by means of the acetylene blockage technique. During the experiments, the denitrification rates in the undredged and dredged sediments ranged from 21.6 to 102.7nmol/(g·h) and from 6.9 to 26.9nmol/(g·h), respectively. The denitrification rates in the undredged sediments were significantly higher ($P < 0.05$) than those in the dredged sediments throughout the incubation period, with an exception of February 2006. The relative importance of various environmental factors on denitrification was assessed, and the results indicated that denitrification rates in both undredged and dredged sediments were regulated by temperature controls. Nitrate was likely to be the key factor limiting denitrification rates in both undredged and dredged sediments. Organic carbon played some role in determining the denitrification rates in the dredged sediments, but not in the undredged sediments. Potential denitrification in the early dredged sediments couldn't reach a high rate as that in undredged sediments, which should be considered as a potential negative effect for nitrogen removal.

Keywords: Sediment dredging; denitrification; environmental factors; Lake Taihu

底泥疏浚因能从水体将污染底泥永久性去除, 因而被认为是湖泊治理中的重要工程措施而被广泛应用^[1-2]. 关于底泥疏浚后对目标污染物的控制效果以及环境效应问题国内外开展了较多的研究, 所关注的

* 中国科学院知识创新工程领域前沿项目(CXNIGLAS200804)、江苏省社会发展项目(BS2007161)和国家高技术研究发展计划(2007AA06Z411)联合资助. 2008-08-12 收稿; 2009-02-17 收修改稿. 钟继承, 男, 1978 年生, 博士, 助理研究员; E-mail: jczhong@niglas.ac.cn.

** 通讯作者; E-mail: cxfan@niglas.ac.cn.

重点是在疏浚过程中再悬浮与污染物的释放^[3-5]; 及疏浚后对污染物长效控制与生源要素的回复过程^[6-7]. 底泥疏浚后新生表层与疏浚前表层沉积物相比, 沉积物的物理、化学和生物的性质都发生了根本的变化^[8-10], 从而对沉积物中生源要素(如氮磷)的循环过程产生重要的影响^[11].

在水生生态系统中氮循环过程对于控制初级生产力具有重要的作用, 在氮循环过程中反硝化过程是直接的脱氮过程, 对于理解氮的迁移转化与收支具有重要的意义^[12]. 反硝化过程是异养反硝化细菌主导的还原过程, 在这一过程中 NO_3^- 与 NO_2^- 还原为 N_2 和 N_2O ^[13-14]. 在水环境中反硝化过程主要发生于沉积物中, 反硝化速率受硝酸盐浓度、有机质含量、温度、氧化还原条件等因素影响较大^[15-17].

底泥疏浚的环境效应系列文章的前两篇重点讨论了疏浚对内源氮磷释放的控制效果及其内在机制, 本文采用底泥疏浚模拟微环境试验研究了底泥疏浚对沉积物反硝化过程的影响及其回复过程, 同时也探讨了环境因子(温度、有机碳与硝酸盐)对沉积物反硝化速率的影响.

1 材料与方法

1.1 研究点概述

本研究采样点(31°31'33.9"N, 120°12'35.2"E)位于太湖梅梁湾鼋头渚国家重点风景游览区附近, 采样点位置示意图与研究点描述参见本系列文章首篇相关内容^[18]. 研究区水体具有重要生态功能, 由于污染较为严重, 在太湖相关的治理方案中已有疏浚计划正在酝酿. 本文选择该区域用作前期研究, 具有重要的现实意义.

1.2 样品采集与疏浚模拟试验方法

野外采样过程与实验室内的疏浚模拟试验方法的细致描述见本系列文章首篇相关部分^[18], 在试验过程中, 逐月从培养水槽中分别取出未疏浚和疏浚各 3 个平行柱样, 虹吸法无扰动排干上覆水后用上顶法按 2cm 分割沉积物, 取疏浚与对照表层(0-2cm)沉积物立即装入灭菌的塑料袋中, 用高纯氮气吹扫塑料袋后立即密封以保持沉积物的厌氧环境, 样品经混合均匀后立即进行反硝化速率测定实验. 同时取沉积物亚样离心法获得间隙水, 间隙水样品用 0.45 μm 的滤膜过滤, 滤后水样 4℃保存直到分析, 水样中 NH_4^+-N 、 NO_x^--N 的测定采用流动注射分析仪(SKALAR-SA1000).

1.3 沉积物反硝化速率测定方法

反硝化速率的测定采用经典的乙炔抑制法, 根据Sørensen^[19]与Magalhães等^[20]的方法并稍做改进. 具体步骤如下: 称约 3g混合均匀的沉积物湿样于 50ml血清瓶中, 加入 10ml培养水(其中 8ml为高纯氮气曝气 20min的培养水, 目的是赶出培养水中的氧, 另外 2ml为高纯乙炔充分浸润的培养水(充高纯乙炔气体 20min)), 然后每个血清瓶用高纯氮气吹扫 10s赶出顶空的氧气来维持厌氧环境^[21], 氮气吹扫后立即塞紧橡皮塞确保不漏气. 每个沉积物样品共有 3组血清瓶, 每组 3次重复, 第一组血清瓶为 0时刻气体样品, 其余两组为培养 4h加与不加乙炔处理的各 3个血清瓶. 0时刻样品在培养开始时立即采集气体样品分析, 其余样品在恒温(20℃)振荡(70转/min)蔽光培养 4h. 在采集 0时刻与培养 4h后的气体样品时, 剧烈地晃动血清瓶使顶空气体达到平衡, 用液体置换法采集血清瓶顶空气体, 采样时用注射器向血清瓶中注入 18ml NaCl溶液(3mol/L)同时用另一注射器收集置换出的 18ml气体样品^[22]. 采集的气体样品用注射器注入预先抽真空的 18ml具密闭橡皮塞的样品瓶中, 气体样品采集后 4℃冷藏保存并尽快进行色谱分析, N_2O 的测定采用配备电子捕获检测器的气相色谱仪(Shimadzu GC-14B). 反硝化速率(单位: nmol/(g·h))以培养过程中单位时间内单位干重沉积物生成的 N_2 量计算, N_2 生成量为加与不加乙炔的样品生成 N_2O 的差值.

为消除温度对反硝化速率的影响, 逐月的反硝化速率测定均保持在 20℃条件下培养. 每次测定反硝化速率的培养用水均采用同一人工培养水, 培养水为无菌水添加营养物配制成如下浓度: 15mg/L NO_3^--N , 5mg/L NH_4^+-N , 0.7mg/L $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$, 2.5mg/L醋酸酸钠, 2.5mg/L葡萄糖碳. 培养水中添加充足的营养物, 目的是在测定沉积物反硝化速率时不受营养盐浓度的限制^[23].

1.4 环境因子影响

为了辨识环境因子对疏浚与对照沉积物反硝化速率的影响, 本文研究了温度、有机碳与硝酸盐这 3

个重要的环境因子。

1.4.1 温度 温度对反硝化速率的影响试验用沉积物采自 2006 年 9 月模拟疏浚微环境培养试验表层沉积物(0-2cm), 沉积物采样与反硝化速率的测定方法同上述逐月的反硝化速率测定方法。反硝化速率的测定在 3 个不同的温度下培养(10℃, 20℃, 30℃)。所用培养水为无菌水并添加营养物配制成以下浓度: 15mg/LNO₃⁻-N, 5mg/LNH₄⁺-N, 0.7mg/L PO₄³⁻-P, 2.5mg/L 醋酸钠碳, 2.5mg/L 葡萄糖碳。

1.4.2 碳和硝酸盐 有机碳、硝酸盐与有机碳加硝酸盐对沉积物反硝化速率的影响试验用沉积物采自 2006 年 9 月模拟疏浚微环境培养试验表层沉积物(0-2cm), 沉积物采样与反硝化速率的测定方法同上述逐月的反硝化速率测定方法。所用培养水采用以下几种处理: (1)灭菌的去离子水(W); (2)灭菌的去离子水富集 30mg/L 葡萄糖碳(W+C); (3)灭菌的去离子水富集 5mg/L NO₃⁻-N(W+N); (4)灭菌的去离子水富集 30mg/L 葡萄糖碳与 5mg/L NO₃⁻-N (W+C+N)。各处理样品同时在 20℃ 条件下培养测定。

1.5 数据分析与统计

统计分析采用统计分析软件 SPSS 12(Statistical Product and Service Solutions)。方差分析用来检验不同月份间与不同环境因子处理间沉积物反硝化速率有无显著性差异; 线性回归分析用来检验沉积物反硝化速率与月平均温度之间有无显著差异; 另外 *t*-检验用来分析逐月的疏浚与未疏浚沉积物反硝化速率有无显著差异。

2 结果

2.1 间隙水中无机氮季节性变化

对照沉积物间隙水中的无机氮浓度变化表现出明显的季节性特征(图 1)。在温度较高的月份NH₄⁺-N浓度较高, 在其他月份NH₄⁺-N浓度较低, NO_x⁻-N浓度表现出与NH₄⁺-N浓度不同的趋势, 在温度较低的月份具有较高的浓度, 而在温度较高的月份具有较低浓度。疏浚沉积物间隙水中的NH₄⁺-N浓度在试验开始后浓度较高, 随着时间的推移NH₄⁺-N浓度逐步降低。疏浚沉积物间隙水中的NO_x⁻-N浓度在试验开始时浓度非常低, 试验开展两个月后开始升高, 在温度较高的月份浓度开始下降, 到试验结束时即温度较低的月份NO_x⁻-N浓度又开始升高。

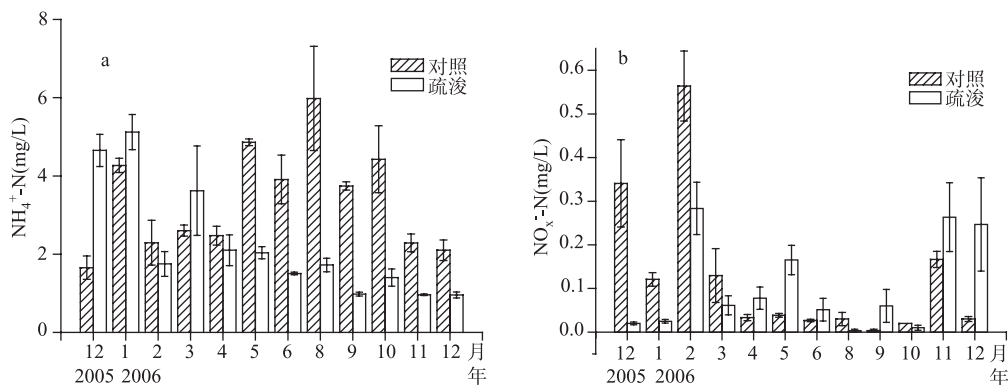


图 1 微环境试验中疏浚和对照柱表层沉积物(0-2cm)间隙水中无机氮浓度的季节性变化
(误差线代表 3 平行平均值的标准误差, 2006 年 7 月无数据)

Fig.1 Seasonal variations in the concentration of inorganic nitrogen in the porewater (0-2cm levels) of the undredged and dredged cores collected monthly from the macrocosm experiment (error bars represent standard error of the mean of three replicates, with no data in July 2006)

2.2 反硝化速率的季节性变化

对照沉积物反硝化速率呈现出明显的季节性(图 2), 较高的值出现在 8 月和 9 月(ANOVA, $P < 0.05$), 较

低的值出现在冬季即 2005 年 12 月、2006 年 1 月与 2 月(ANOVA, $P < 0.05$). 通过线性回归分析发现未疏浚沉积物逐月的反硝化速率与月平均温度之间呈显著正相关($r = 0.98$, $P < 0.001$, $n = 12$; 图 3). 疏浚沉积物反硝化速率在夏秋季节随温度升高有较弱的增加, 但逐月的反硝化速率与月平均温度之间无显著的统计关系(图 3). 对照沉积物反硝化速率总体上要高于疏浚沉积物的反硝化速率, 用 t -检验分析了逐月的疏浚与对照沉积物反硝化速率之间的差异, 统计结果表明除 2006 年 2 月外的其他月份对照沉积物反硝化速率显著($P < 0.05$)高于疏浚沉积物的反硝化速率.

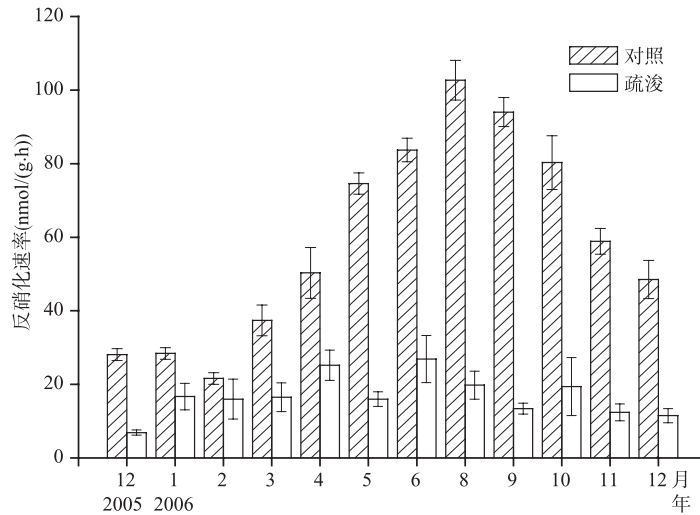


图 2 逐月的疏浚与对照沉积物反硝化速率(误差线代表三平行平均值的标准误差, 2006 年 7 月无数据)

Fig.2 Rates of potential denitrification in the sediments of the undredged and dredged cores collected monthly from the macrocosm experiment (error bars represent standard error of the mean of three replicates, with no data in July 2006)

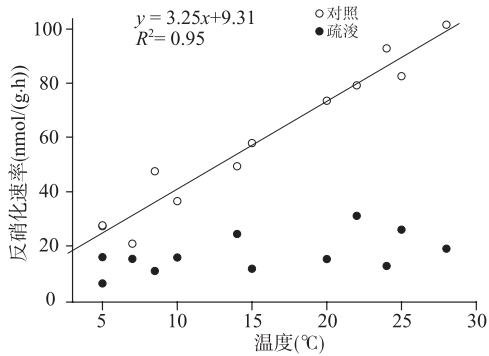


图 3 逐月疏浚与对照沉积物反硝化速率与月平均温度之间的关系

Fig.3 Relationships established for monthly surveys between denitrification rates and the month mean temperature for the undredged and dredged sediments

2.3 环境因子对沉积物反硝化速率的影响

2.3.1 温度 疏浚与对照沉积物的反硝化速率在 10–30°C 范围内都随温度的升高而升高(图 4a), 但对照沉积物反硝化速率的增长幅度远高于疏浚沉积物. 如果用线性方程来描述反硝化速率与温度的关系, 未疏浚沉积物的直线斜率要远大于疏浚沉积物.

2.3.2 碳与硝酸盐 当培养水仅为去离子水时, 疏浚与未疏浚沉积物的反硝化速率非常低(图 4b). 当培养水为去离子水单一添加葡萄糖碳时, 发现单一葡萄糖碳处理对疏浚与对照沉积物反硝化速率都没有影响. 但单一添加硝酸盐处理能显著的提高疏浚与对照沉积物的反硝化速率($P < 0.05$). 有趣的是当培养水同时添加葡萄糖碳与硝酸盐时, 对照沉积物反硝化速率与单一添加硝酸盐时相比没有显著差异($P > 0.05$), 而疏浚沉积物反硝化速率却显著的($P < 0.05$)高于单一添加硝酸盐时的反硝化速率(图 4b).

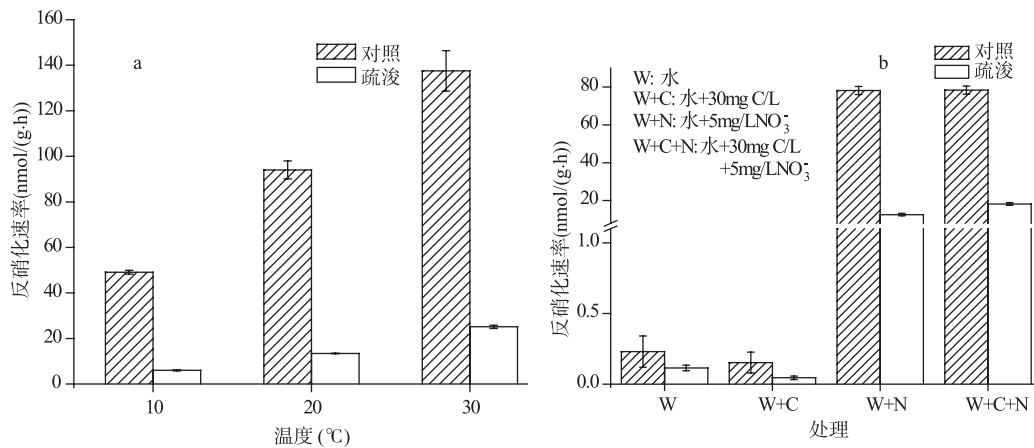


图4 温度(a)和葡萄糖与硝酸盐(b)对疏浚与对照沉积物(2006年9月采自微环境培养试验)反硝化速率的影响(误差线为三平行平均值的标准误差)

Fig.4 Effect of temperature(a) and glucose and nitrate(b) on denitrification rates in the undredged and dredged sediments collected from the microcosm experiment in September, 2006 (error bars represent standard error of the mean of three replicates)

3 讨论

3.1 间隙水中无机氮浓度的变化

疏浚和对照沉积物间隙水中无机氮变化趋势不同反映出两种沉积物氮循环过程的差异. 沉积物中 NH_4^+ -N释放主要源于沉积物中有机质的分解, 在温度较高的月份对照沉积物间隙水中 NH_4^+ -N浓度的升高应归因于有机质分解作用的增强, 另外温度升高也能够促进沉积物中 NH_4^+ -N的解吸. 试验开始初期疏浚沉积物间隙水中 NH_4^+ -N浓度较高是因为在沉积物-水界面 NH_4^+ -N通常表现为向上的通量, 在一定深度上 NH_4^+ -N浓度随深度的增加而增加^[21,24]. 与对照沉积物不同, 疏浚沉积物间隙水 NH_4^+ -N浓度在温度较高的月份没有表现出增加的趋势(图 1a), 这表明在整个试验过程中疏浚沉积物中有机质分解作用相对较弱. 疏浚和对照沉积物有机质分解作用的差异性可归因于沉积物中有机质和微生物性质的不同. 由于早期成岩作用, 与对照沉积物(表层沉积物)相比, 疏浚沉积物(深层沉积物)含有少量易被微生物分解利用的有机质; 另外, 微生物数量与微生物总体活性在沉积物中均表现为随深度增加而递减^[25], 这些因素都导致疏浚沉积物中有机质分解作用较弱. 同时, 沉积物-水界面的 NH_4^+ -N释放与随后的硝化作用会消耗间隙水中 NH_4^+ -N, 疏浚沉积物间隙水中 NH_4^+ -N的再生速度始终低于 NH_4^+ -N消耗的速度, 所以疏浚沉积物间隙水中 NH_4^+ -N浓度在整个试验过程中一直表现为降低的趋势(图 1a).

在温度较高的月份(4-10月), 对照沉积物间隙水中 NO_x^- -N维持较低的浓度表明硝化作用的减弱(图 1b), 这个现象可归因于较低的氧含量. 有研究发现表层沉积物的硝化作用和底层水温之间存在显著的负相关关系^[26], 随着温度的升高, 氧浓度逐渐降低, 硝化作用也就逐渐减弱. 而厌氧环境有助于反硝化过程的进行^[12], 在温度升高导致的厌氧环境下, 反硝化作用增强, 会耗竭间隙水中的 NO_x^- -N. 而在温度较低的月份, 反硝化作用减弱, 硝化作用增强, 间隙水中 NO_x^- -N浓度相对较高. 试验初期疏浚沉积物间隙水中 NO_x^- -N很低, 模拟疏浚两个月后, 表层沉积物逐渐被氧化, 硝化作用增强, NO_x^- -N浓度逐步升高(图 1b), 随后则经历了与对照沉积物相似的过程.

3.2 沉积物反硝化速率的变化

底泥疏浚对表层沉积物物理、化学与生物性质影响较大^[8-9]. 本试验模拟疏浚 30cm, 疏浚后新生表层与对照表层相比沉积物各方面性质差异很大, 从而影响沉积物中的反硝化过程. 已有的研究表明表层的沉积物反硝化速率最大, 并随着深度的增加逐步减小^[27-29]. 这个现象可归因于微生物性质、易生物降解

有机碳含量与硝酸盐浓度这几个方面的差异。另外,反硝化细菌是不同种类的细菌组成的^[30],疏浚 30cm 后,疏浚的新生表层与对照表层相比反硝化细菌数量与组成上会有所不同。同时,沉积物的物理性质如水分含量、粒度组成也会影响沉积物反硝化速率^[31-32]。

在为期一年的试验周期内,对照沉积物的反硝化速率呈现出明显的季节性,而疏浚沉积物的反硝化速率的季节性变化却不明显(图 3)。在逐月沉积物反硝化速率测定中,培养水中添加了足量的营养物,疏浚与对照沉积物反硝化速率不受可利用的营养物的限制。另外,逐月的反硝化速率的测定均恒定在 20℃ 条件下进行,因此逐月的疏浚与对照沉积物反硝化速率也不受测定温度的影响。对照沉积物逐月的反硝化速率表现出明显的季节性,并与月平均温度呈显著正相关(图 3),表明在不受营养物浓度和测定温度影响时,反硝化速率主要受温度驱动,温度升高会导致微生物活性的增强,因此微生物代谢活性应看作为影响沉积物反硝化速率一个关键因素,反硝化速率的大小反映出沉积物微生物活性的强弱。疏浚沉积物反硝化速率与月平均温度之间无显著的统计关系(图 3),也不存在明显的季节性,这个结果表明疏浚沉积物的微生物活性受温度变化影响较小,对温度升高的响应没有对照沉积物那么敏感。有研究表明表层沉积物的微生物活性要高于深层沉积物^[25],疏浚 30cm 后新生表层为深层沉积物,其微生物活性要低于对照表层沉积物,导致疏浚沉积物反硝化速率要低于对照沉积物,而且在模拟试验条件下疏浚后一年内得不到恢复。

3.3 环境因子对沉积物反硝化速率的影响

在环境因子试验中,疏浚与对照沉积物反硝化速率都随温度的升高而升高(图 4a),对照沉积物反硝化速率增加的速度要高于疏浚沉积物,这个结果表明与疏浚沉积物相比,对照沉积物反硝化速率对温度升高要更加敏感。这个结果也与疏浚和对照逐月的反硝化速率与月平均温度之间的关系相一致。关于沉积物反硝化速率与温度的关系,也有研究报道随温度的升高反硝化速率呈现出指数增长,如湖泊沉积物在 14-35.5℃ 范围内^[33],海洋沉积物在 5-18℃ 范围内^[34],河流沉积物在 5-25℃ 范围内^[15]都发现了这个现象。

葡萄糖与硝酸盐添加处理的结果表明,无论是疏浚还是对照沉积物,硝酸盐浓度是限制沉积物反硝化速率重要的环境因子。当不添加硝酸盐时,单一添加葡萄糖不能增强沉积物反硝化速率,而当添加硝酸盐时,疏浚与未疏浚沉积物反硝化速率均显著增强(图 4b),这个结果表明疏浚和对照沉积物反硝化速率受硝酸盐浓度的限制。在水生生态系统中,硝酸盐通常是决定反硝化速率的最重要的限制因子^[20,35-36]。

沉积物中低的有机碳含量可以限制反硝化速率^[37-38],有机碳作为一种电子供体,它的类型既难易利用程度也会影响沉积物中的反硝化速率^[17,39]。在本试验中,单一添加高浓度的有机碳(30mg/L)没有导致疏浚与对照沉积物反硝化速率的增强(图 4b),但有机碳与硝酸盐同时添加时,疏浚与对照沉积物反硝化速率的情况不同。对于对照沉积物,单一添加硝酸盐与同时添加硝酸盐和有机碳两个处理的反硝化速率没有差异,表明未疏浚沉积物的反硝化速率不受有机碳的限制。而对于疏浚沉积物,同时添加硝酸盐与有机碳处理的反硝化速率要显著($P < 0.05$)高于单一添加硝酸盐时的反硝化速率,表明疏浚的沉积物反硝化速率受有机碳的限制。

对照沉积物反硝化速率不受有机碳的限制,这与采样点沉积物中相对较高的有机碳含量相一致,采样点有机碳含量达到(1.5%)^[40]。在本试验中疏浚沉积物反硝化速率受有机碳限制,有研究发现深层埋藏的沉积物由于较少的有机碳含量其反硝化速率受有机碳的限制,但表层沉积物由于相对高的有机碳含量,其反硝化速率不受有机碳限制^[39]。由于沉积物的早期成岩作用,疏浚 30cm 后的新生表层与对照沉积物相比易分解利用的有机碳量显著降低。在试验中,尽管根据采样点原位的沉积速率为沉积物补充了新鲜的有机质,但添加的有机质的量仍不能满足疏浚沉积物反硝化过程的需要,另外新添加的有机质与未疏浚的表层沉积物固有的有机质相比,有机质质量(既生物可利用性)也有所不同,这些因素造成疏浚沉积物的反硝化速率受有机碳的限制。

3.4 疏浚对沉积物氮循环过程的影响及意义

沉积物中氮主要发生的基本过程有氨化过程、硝化与反硝化,这三个过程都导致沉积物的氮释放^[11]。对于严重富营养化的梅梁湾水体来说,硝化过程引起的硝酸盐释放与氨化过程引起的氨释放都是负效应,

因为硝酸盐与氨都会增强水体的初级生产力, 而反硝化过程是富营养化水体一个主要脱氮过程, 由于能够永久地去除水生生态系统中氮, 所以反硝化过程能够削减水体中过多的氮负荷^[12]。

以改善水质为目的的环保疏浚的目标是减少沉积物中污染物赋存量及沉积物-水界面污染物的释放, 本文的研究结果表明, 底泥疏浚改变了沉积物原有的氮循环模式, 减缓了沉积物中氮的周转速率。疏浚沉积物中有机质矿化过程明显低于对照沉积物, 疏浚沉积物间隙水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度总体上要低于对照沉积物, 因此疏浚沉积物-水界面 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放量也会相应的降低, 从而能够有效的削减内源氮释放, 这一点作者另文已重点进行了讨论^[41]。同时, 底泥疏浚也会影响沉积物的反硝化过程, 与对照沉积物相比, 疏浚后早期的沉积物的反硝化过程明显变缓, 疏浚沉积物反硝化速率要低于对照沉积物, 不利于水体中氮的去除, 这个结果应认为是沉积物脱氮过程一个潜在的负效应。

4 结论

疏浚沉积物反硝化速率总体上要低于未疏浚沉积物, 疏浚沉积物反硝化速率受温度变化影响较小, 而对照沉积物的反硝化速率受温度变化影响较大, 并呈现出明显的季节性。硝酸盐浓度是疏浚与对照沉积物反硝化速率的主要的限制因子, 疏浚沉积物的反硝化速率受有机碳影响, 但对照沉积物的反硝化速率不受有机碳影响。底泥疏浚导致的新生表层沉积物较弱的反硝化作用应认为是脱氮过程一个潜在的负效应。

5 参考文献

- [1] Moss B, Balls H, Irvine K *et al.* Restoration of lowland lakes by isolation of nutrient-rich water sources with and without removal of sediment. *J Appl Ecol*, 1986, **23**: 391-414.
- [2] Ruley JE, Rusch KA. An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. *Ecological Engineering*, 2002, **19**: 265-280.
- [3] Lohrer AM, Wetz JJ. Dredging-induced nutrient release from sediments to the water column in a southeastern saltmarsh tidal creek. *Marine Pollution Bulletin*, 2003, **46**: 1156-1163.
- [4] Van den Berg GA, Meigers GA, Van der heijdt LM *et al.* Dredging-related mobilization of trace metals: a case study in the Netherlands. *Water Research*, 2001, **35**(8): 1979-1986.
- [5] Spencer KL, Dewhurst RE, Penna P. Potential impacts of water injection dredging on water quality and ecotoxicity in Limehouse Basin, River Thames, SE England, UK. *Chemosphere*, 2006, **63**(3): 509-521.
- [6] Ryding SO. Lake Trehörningen restoration project. Changes in water quality after sediment dredging. *Hydrobiologia*, 1982, **92**: 549-558.
- [7] Kleeberg A, Kohl JG. Assessment of the long-term effectiveness of sediment dredging to reduce benthic phosphorus release in shallow Lake Müggelsee(Germany). *Hydrobiologia*, 1999, **394**: 153-161.
- [8] Seiderer LJ, Newell RC. Analysis of the relationship between sediment composition and benthic community structure in coastal deposits: implications for marine aggregate dredging. *ICES Journal of Marine Science*, 1999, **56**: 757-765.
- [9] Dolmer PT, Kristensen ML, Christiansen MF. Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis L.*) on a benthic community. *Hydrobiologia*, 2001, **465**: 115-127.
- [10] Lewis MA, Webber DE, Stanley RS *et al.* Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. *Environmental Pollution*, 2001, **115**: 161-171.
- [11] Graca B, Burska D, Matuszewska K. The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. *Water, Air and Soil Pollution*, 2004, **158**: 237-259.
- [12] Seitzinger SP. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*, 1988, **33**: 702-724.
- [13] Payne WJ. Reduction of nitrogenous oxides by microorganisms. *Bacteriological Reviews*, 1973, **37**: 409-452.
- [14] Laursen AE, Seitzinger SP. The role of denitrification in nitrogen removal and carbon mineralization in Mid-atlantic Bight

- sediments. *Continental Shelf Research*, 2002, **22**: 1397-1416.
- [15] García-Ruiz R, Pattinson SN, Whitton BA. Denitrification and nitrous oxide production in sediments of the Wiske, a lowland eutrophic river. *The Science of Total Environment*, 1998, **210/211**: 307-320.
- [16] Pinay G, O'Keefe T, Edwards R *et al.* Potential denitrification activity in the landscape of a Western Alaska Drainage Basin. *Ecosystems*, 2003, **6**: 336-343.
- [17] Baeseman JL, Smith RL, Silverstein J. Denitrification Potential in stream sediments impacted by acid mine drainage: effects of pH, various electron donors, and iron. *Microbial Ecology*, 2006, **51**: 232-241.
- [18] 钟继承, 刘国锋, 范成新等. 湖泊底泥疏浚环境效应研究: I.内源磷释放控制作用. 湖泊科学, 2009, **21**(1): 84-93.
- [19] Sørensen J. Denitrification rates in a marine sediment measured by the acetylene inhibition technique. *Applied and Environmental Microbiology*, 1978, **36**: 139-143.
- [20] Magalhães CM, Joye SB, Moreira RM *et al.* Effect of salinity and inorganic nitrogen concentrations on nitrification and denitrification rates in intertidal sediments and rocky biofilms of the Douro River estuary, Portugal. *Water Research*, 2005, **39**: 1783-1794.
- [21] Christensen JP, Smethie WM, Devol AH *et al.* Benthic nutrient regeneration and denitrification on the Washington continental shelf. *Deep-Sea Res*, 1988, **34**: 1027-1047.
- [22] Joye SB, Smith SV, Hollibaugh JT *et al.* Estimating denitrification rates in estuarine sediments: a comparison of stoichiometric and acetylene based methods. *Biogeochemistry*, 1996, **33**: 197-215.
- [23] Bastviken SK, Eriksson PG, Martins I. Potential nitrification and denitrification on different surfaces in a constructed treatment wetland. *J Environ Qual*, 2003, **32**: 2414-2420.
- [24] Berner RA. Kinetic models for the early diagenesis of nitrogen, sulfur, phosphorus, and silicon in anoxic marine sediments. In: Goldberg ED ed. *The sea*. New York: Wiley, 1974: 427-450.
- [25] Mermillod-Blondin F, Nogaro G, Detry T *et al.* Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stromwater sediments? *Enviromental Pollution*, 2005, **134**: 57-69.
- [26] Kemp WM, Sampou P, Caffrey J *et al.* Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology and Oceanography*, 1990, **35**: 1545-1563.
- [27] Kaspar H. The denitrification capacity of sediment from a hypereutrophic lake. *Freshwater Biology*, 1985, **15**: 449-453.
- [28] García-Ruiz R, Pattinson SN, Whitton BA *et al.* Denitrification in sediments of the freshwater tidal Yorkshire Ouse. *The Science of Total Environment*, 1998, **210/211**: 321-327.
- [29] Livingstone MW, Smith RV, Larghlin RJ. A spatial study of denitrification potential of sediments in Belfast and Strangford Loughs and its significance. *The Science of the Total Environment*, 2000, **251/252**: 369-380.
- [30] Knowles R. Denitrification. *Microbiology Reviews*, 1982, **46**: 43-70.
- [31] Groffman PM, Crawford MK. Denitrification potential in urban riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, 2003, **32**: 1144-1149.
- [32] D'Haene K, Moreels E, De Neve S. Soil properties influencing the denitrification potential of Flemish agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils*, 2003, **38**: 358-366.
- [33] Messer J, Brezonik PL. Comparison of denitrification rate estimation techniques in a large, shallow lake. *Water Research*, 1983, **17**: 631-640.
- [34] Seitzinger SP, Nixon SW, Pilson MEQ. Denitrification and nitrous oxide production in coastal marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 1984, **29**: 73-83.
- [35] García-Ruiz R, Pattinson SN, Whitton BA. Denitrification in river sediments: relationship between process rate and properties of water and sediment. *Freshwater Biology*, 1998, **39**: 467-476.
- [36] Esteves FA, Enrich-Prast A, Biesboer DD. Potential denitrification in submerged natural and impacted sediments of Lake Batata, an Amazonian lake. *Hydrobiologia*, 2001, **444**: 111-117.
- [37] Morris JT, Whiting GJ, Chapelle FH. Potential denitrification rates in deep sediments from the southeastern Coastal Plain.

- Environmental Science & Technology*, 1988, **22**: 832-835.
- [38] Bradley PM, McMahon PB, Chapelle FH. Effect of carbon and nitrate on denitrification in bottom sediments of an effluent-dominated river. *Water Resource Research*, 1995, **31**: 1063-1068.
- [39] Pfenning KS, McMahon PB. Effect of nitrate, organic carbon, and temperature on potential denitrification rates in nitrate-rich riverbed sediments. *Journal of Hydrology*, 1996, **187**: 183-195.
- [40] Sui GR. Statement and evaluation of organic matter, total nitrogen and total phosphate in surface layer sediments in Taihu Lake. *Journal of Lake Sciences*, 1996, **8**: 319-324.
- [41] 钟继承, 刘国锋, 范成新等. 湖泊底泥疏浚环境效应研究: II. 内源氮释放控制作用. *湖泊科学*, 2009, **21**(3): 335-344.

《湖泊科学》创刊 20 年(1989–2008 年)高被引论文前 20 名

- [1] 人工湿地植物研究. *湖泊科学*, 2002, **14**(2): 179-184.
- [2] 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探. *湖泊科学*, 2002, **14**(3): 193-202.
- [3] 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗? *湖泊科学*, 2000, **12**(3): 269-279.
- [4] 香蒲、灯心草人工湿地的研究——I. 净化污水的效果. *湖泊科学*, 1997, **9**(4): 351-358.
- [5] 健康水生态系统的退化及其修复——理论、技术及应用. *湖泊科学*, 2001, **13**(3): 193-203.
- [6] 湖泊藻型富营养化控制——技术、理论及应用. *湖泊科学*, 2002, **14**(3): 273-282.
- [7] 环境因子对五里湖沉积物磷释放的影响. *湖泊科学*, 1994, **6**(3): 240-244.
- [8] 太湖底泥及其间隙水中氮磷垂直分布及相互关系分析. *湖泊科学*, 2000, **12**(4): 359-366.
- [9] 香蒲、灯心草人工湿地的研究——II. 净化污水的空间. *湖泊科学*, 1998, **10**(1): 62-66.
- [10] 江苏太湖地区水污染物及其向水体的排放量. *湖泊科学*, 2000, **12**(2): 147-153.
- [11] 模拟扰动条件下太湖表层沉积物磷行为的研究. *湖泊科学*, 2001, **13**(1): 35-42.
- [12] 湖泊富营养化综合评价方法. *湖泊科学*, 1997, **9**(1): 89-94.
- [13] 净化湖泊饮用水源的物理-生态工程实验研究. *湖泊科学*, 1997, **9**(2): 159-167.
- [14] 梅梁湖和五里湖水-沉积物界面的物质交换. *湖泊科学*, 1998, **10**(1): 73-78.
- [15] 中国主要湖泊水库的水环境问题与防治建议. *湖泊科学*, 1998, **10**(3): 83-90.
- [16] 中国湖泊营养类型的分类研究. *湖泊科学*, 1996, **8**(3): 193-200.
- [17] 漏湖沉积物理化特征及磷释放. *湖泊科学*, 1995, **7**(4): 341-350.
- [18] 太湖水体生态环境历史演变. *湖泊科学*, 1996, **8**(4): 297-304.
- [19] 东太湖水生植被的生态功能及调节机制. *湖泊科学*, 1998, **10**(1): 67-72.
- [20] 关于湖泊沉积物磷释放及其测定方法的综述. *湖泊科学*, 1999, **11**(4): 296-303.
- 注: 据中国知网(www.cnki.net)引文数据统计整理, 按累计被引次数多少排序. 以上论文www.jlakes.org均可下载.