

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

PM_{2.5}污染对我国健康负担和经济损失的影响

李勇, 廖琴, 赵秀阁, 白云, 陶燕

PM_{2.5}

• 中风

PM_{2.5}控制目标
健康经济效益

• 冠心病

• 呼吸系统疾病

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年4月

第42卷 第4期
Vol.42 No.4

目次

京津冀及周边地区秋冬季大气污染物排放变化因素解析	唐倩, 郑博, 薛文博, 张强, 雷宇, 贺克斌 (1591)
珠江三角洲大气光化学氧化剂(O_3)与 $PM_{2.5}$ 复合超标污染特征及气象影响因素	颜丰华, 陈伟华, 常鸣, 王伟文, 刘永林, 钟部卿, 毛敬英, 杨士士, 王雪梅, 刘焯芳 (1600)
广州市臭氧污染溯源:基于拉格朗日光化学轨迹模型的案例分析	裴成磊, 牟江山, 张英南, 申恒青, 陈玉茹, 黄杰生, 丁浩然, 李成柳 (1615)
运城秋冬季大气细粒子化学组成特征及来源解析	赵清, 李杏茹, 王国选, 张兰, 杨阳, 刘永桥, 孙宁宁, 黄禹, 雷文凯, 刘新罡 (1626)
降雪后24 h内大气中多环芳烃的变化规律	范慧泽, 祝富杰, 胡鹏持, 马万里 (1636)
道路扬尘中 $PM_{2.5}$ 粒度乘数的测定方法及特征	李冬, 陈建华, 张月帆, 高忠阳, 高健, 张凯, 竹双 (1642)
铸造行业挥发性有机物排放成分谱及影响	高爽, 李时蓓, 伯鑫, 李厚宇, 舒木水, 谈默, 屈加豹, 雷团团 (1649)
燃煤电厂和垃圾焚烧电厂燃烧产物中卤代多环芳烃的赋存特征和毒性风险	倪秀峰, 王儒威, 蔡飞旋, 蔡家伟 (1660)
兰州市春季微生物气溶胶浓度、粒径及细菌群落结构分布特性	赵炜, 李杰, 谢慧娜, 张莉红, 王亚娥 (1668)
大气污染排放格局优化方法及案例	李敏辉, 廖程浩, 常树诚, 张永波, 杨柳林, 曾武涛 (1679)
$PM_{2.5}$ 污染对我国健康负担和经济损失的影响	李勇, 廖琴, 赵秀阁, 白云, 陶燕 (1688)
基于多同位素的不同土地利用区域水体硝酸盐源解析	金赞芳, 胡晶, 吴爱静, 李光耀, 张文辽, 李非里 (1696)
新疆叶尔羌河流域地表水水化学特征及控制因素	张杰, 周金龙, 曾妍妍, 涂治, 纪媛媛, 孙英, 雷米 (1706)
漓江流域水体中重金属污染特征及健康风险评价	黄宏伟, 肖河, 王敦球, 席北斗, 孙晓杰, 李洁月, 李向奎 (1714)
近20年来鄱阳湖流域泛滥平原沉积物微量元素含量与污染变化	李括, 杨柯, 彭敏, 刘飞, 杨峥, 赵传冬, 成杭新 (1724)
汾河流域浅层地下水水化学和氢氧稳定同位素特征及其指示意义	刘鑫, 向伟, 司炳成 (1739)
会仙岩溶湿地地下水主要离子特征及成因分析	李军, 邹胜章, 赵一, 赵瑞科, 党志文, 潘民强, 朱丹尼, 周长松 (1750)
贵州威宁草海流域地下水水化学特征及无机碳通量估算	曹星星, 吴攀, 杨诗笛, 刘闪, 廖家豪 (1761)
辽宁典型海域表层海水中在用化学农药浓度水平与潜在生态风险	杜静, 胡超魁, 解怀君, 田甲申, 李爱, 谢晴, 吴金浩, 宋伦 (1772)
辽河流域土壤中微(中)塑料的丰度、特征及潜在来源	韩丽花, 徐笠, 李巧玲, 陆安祥, 殷敬伟, 田佳宇 (1781)
津冀辽地区典型湖库沉积物PAHs污染特征及来源解析	吴鹏, 鲁逸人, 李慧, 郑天娇子, 程云轩, 焦立新 (1791)
环太湖河流及湖体中有机磷酸酯的污染特征和风险评价	张文萍, 张振飞, 郭昌胜, 吕佳佩, 邓洋慧, 张恒, 徐建 (1801)
太湖表层水体典型抗生素时空分布和生态风险评价	丁剑楠, 刘舒娇, 邹杰明, 石溪哲, 邹华, 史红星 (1811)
淮河流域南四湖可挥发性有机物污染特征及风险评价	程云轩, 高秋生, 李捷, 李慧, 吴鹏, 焦立新 (1820)
三亚河沉积物PAHs和PCBs的分布、来源及风险评价	詹咏, 韦婷婷, 叶汇彬, 董滨, 张领军, 黄远东 (1830)
三峡库区非点源污染氮磷负荷时空变化及其来源解析	李明龙, 贾梦丹, 孙天成, 褚琳, 李朝霞 (1839)
反硝化细菌、硝酸钙和锆改性沸石联用对底泥中氮磷迁移转化的影响及硝态氮释放风险评估	辛慧敏, 李建伟, 詹艳慧 (1847)
锁磷剂联合好氧反硝化菌修复富营养化水体	李炳堂, 周志勤, Ravi Naidu, 胡智泉, 郭大滨, 陈嘉鑫 (1861)
太湖蓝藻胞内有机质的微生物降解	张巧颖, 孙伟, 杜瑛珣, 巩小丽 (1870)
青藏高原拉萨河流域附石藻类群落结构特征及其驱动因子分析	魏俊伟, 李鸿然, 汪兴中, 齐文华, 汪洋, 赵彬洁, 谭香, 张全发 (1879)
基于EEMs与UV-vis分析苏州汛期景观河道中DOM光谱特性与来源	何杰, 朱学惠, 魏彬, 李学艳, 汤如涛, 林欣, 周飞, 司壮壮 (1889)
老化前后轮胎磨损微粒与聚氯乙烯微粒对抗生素的吸附-解吸行为	范秀磊, 邹峰峰, 刘加强, 李莹, 刘强, 侯俊 (1901)
磁性铁基改性生物炭去除水中氨氮	王芳君, 桑倩倩, 邓颖, 赵元添, 杨娅, 陈永志, 马娟 (1913)
城市污水处理厂进水氨氧化菌对活性污泥系统的季节性影响	于莉芳, 汪宇, 滑思思, 李韧, 张兴秀, 惠晓飞 (1923)
基于粒径分化的厌氧氨氧化污泥性能与微生物多样性分析	王晓瞳, 杨宏 (1930)
ClO_2 消毒工艺对污水处理厂出水超级耐药基因的影响	程春燕, 李海北, 梁永兵, 师丹阳, 陈郑珊, 杨栋, 焦巧瑞, 邵一帆, 李君文, 金敏 (1939)
微塑料PES与2,4-DCP复合污染对厌氧污泥胞外聚合物与微生物群落的影响	林旭萌, 宿程远, 吴淑敏, 黄嫒, 邓雪, 林香凤, 黄尊, 魏佳林 (1946)
城镇污水处理厂污泥泥质监测及资源化风险评价	李娟, 李金香, 杨妍妍 (1956)
气候变暖对冻结期黑土碳氮循环关键过程及指标的影响	王子龙, 刘传兴, 姜秋香, 李世强, 柴迅 (1967)
沼液秸秆联用对滨海围垦田土壤重金属迁移及形态变化的影响	王伟, 周珺楠, 汤逸帆, 申建华, 韩建刚 (1979)
地块尺度城市土地质量地球化学调查方法:以雄安新区起步区为例	周亚龙, 郭志娟, 刘飞, 韩伟, 孔牧, 赵传冬, 刘爱涛, 彭敏, 王乔林, 王成文 (1989)
雄安新区农田土壤-农作物系统重金属潜在生态风险评估及其源解析	周亚龙, 杨志斌, 王乔林, 王成文, 刘飞, 宋云涛, 郭志娟 (2003)
地质背景农田土壤下不同水稻品种对Cd的累积特征及影响因素	代子雯, 方成, 孙斌, 魏志敏, 胡锋, 李辉信, 徐莉 (2016)
不同外源硒对镉污染土壤中小白菜生长及镉吸收的影响	刘杨, 齐明星, 王敏, 刘娜娜, Pornpimol Kleawsampanjai, 周菲, 翟辉, 王梦柯, 任蕊, 梁东丽 (2024)
影响不同农作物镉富集系数的土壤因素	陈洁, 王娟, 王怡雯, 姚启星, 苏德纯 (2031)
Cd胁迫下不同外源植物激素对水稻幼苗抗氧化系统及Cd吸收积累的影响	张盛楠, 黄益宗, 李颜, 保琼莉, 黄永春 (2040)
不同有机物料对水稻根表铁膜及砷镉吸收转运的影响	李开叶, 赵婷婷, 陈佳, 赵秀兰 (2047)
铜尾矿坝及其周边土壤真菌群落结构与功能多样性	陈建文, 张红, 李君剑, 刘勇 (2056)
微生物群落驱动AM真菌、生物炭及联合改良沙化土壤作用潜力	张哲超, 杨久扬, 郝百惠, 郝利君, 罗俊清, 李雪, 刁风伟, 张璟霞, 郭伟 (2066)
动物粪便施肥措施促进耐药基因在粪便-土壤-蔬菜之间的散播	张红娜, 董梦洁, 周玉法, 孙佳欣, 常美洁, 翟真真 (2080)
区域水生态文明建设绩效评价及障碍诊断模型的建立与应用	万炳彤, 鲍学英, 赵建昌, 李爱春 (2089)
《环境科学》征订启事(1738) 《环境科学》征稿简则(1790) 信息(1860, 1878, 1900)	

反硝化细菌、硝酸钙和锆改性沸石联用对底泥中氮磷迁移转化的影响及硝态氮释放风险评估

辛慧敏, 林建伟*, 詹艳慧

(上海海洋大学海洋生态与环境学院, 上海 201306)

摘要: 本文考察了基于反硝化细菌、硝酸钙和锆改性沸石的组合技术(CN + DB + ZZ)对底泥中氮磷迁移转化的影响,并探讨了该技术的硝态氮释放风险。结果发现,单一的硝酸钙处理(CN)虽然可以有效地抑制底泥中磷的释放,但是会造成上覆水体的氨氮和硝态氮污染。硝酸钙和反硝化细菌联合处理(CN + DB)尽管可以有效地抑制底泥中磷的释放,并降低上覆水体的硝态氮二次污染风险,可是却无法有效地控制底泥中氨氮的释放。硝酸钙和锆改性沸石联合处理(CN + ZZ)虽然可以有效地抑制底泥中磷和氨氮向上覆水体的释放,但却会造成上覆水体硝态氮的二次污染。CN + DB + ZZ 组合处理技术不仅可以有效地控制底泥中磷的释放,而且可有效降低底泥中氨氮的释放速率,并且与 CN 和 CN + ZZ 技术相比还可降低上覆水的硝态氮二次污染风险。CN + DB + ZZ 组合技术对底泥中磷与铁同步释放的抑制、对底泥中氧化还原敏感态磷的削减、以及对底泥吸附磷酸盐和氨氮能力的增强,对于其控制底泥中磷和氨氮的释放是至关重要的。以上结果说明,CN + DB + ZZ 组合技术是一种非常有希望的用于控制水体底泥中磷和氨氮释放的方法。

关键词: 底泥; 反硝化细菌(DB); 硝酸钙(CN); 锆改性沸石(ZZ); 氮磷迁移转化; 释放风险

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)04-1847-14 DOI: 10.13227/j.hjxx.202008175

Effect of the Combined Use of Denitrifying Bacteria, Calcium Nitrate, and Zirconium-Modified Zeolite on the Mobilization of Nitrogen and Phosphorus in Sediments and Evaluation of Its Nitrate-Nitrogen Releasing Risk

XIN Hui-min, LIN Jian-wei*, ZHAN Yan-hui

(College of Marine Ecology and Environment, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: In this work, the influence of an integrated method based on calcium nitrate, denitrifying bacteria, and zirconium-modified zeolite (CN + DB + ZZ) on the transport and transformation of nitrogen (N) and phosphorus (P) in sediments was investigated, and the risk of nitrate release from the calcium nitrate-injected sediment was evaluated. The effects of the single calcium nitrate injection (CN), calcium nitrate, and denitrifying bacteria combined treatment (CN + DB) and the combined treatment using calcium nitrate injection and zirconium-modified zeolite capping (CN + ZZ) on the mobilization of N and P in sediment were compared, and the nitrate releasing risk of these methods was also evaluated. The results indicated that although CN treatment could effectively control the P release from the sediment, this method could not effectively control the release of ammonium-nitrogen from sediment and has a high risk of releasing nitrate-nitrogen. The CN + DB combined method not only could effectively control the liberation of sedimentary P but also reduce the risk of nitrate-nitrogen release from the calcium nitrate-injected sediment compared with the single CN method. However, the CN + DB combined method could not effectively control the release of ammonium-nitrogen from the sediment. The CN + ZZ combined treatment not only could effectively prevent the release of sedimentary P but could also greatly reduce the release of ammonium-nitrogen from the sediment. However, the CN + ZZ combined method could result in a substantial release of nitrate-nitrogen from the calcium nitrate-injected sediment. The CN + DB + ZZ combined technology could effectively control the release of P from sediment as well as greatly reduce the risk of ammonium-nitrogen release from the sediment. Furthermore, the CN + DB + ZZ combined method resulted in a significant reduction of nitrate-nitrogen released from the calcium nitrate-injected sediment compared with the CN and CN + ZZ treatment methods. The prevention of the dissolution of the P-bound iron oxide/hydroxide in the sediment, the reduction of redox-sensitive P in sediment, and the improvement of the phosphate and ammonium adsorption abilities of sediment by the CN + DB + ZZ combined method is critical to control the release of phosphorus and ammonium-nitrogen from sediment using this method. Results of this study reveal that the CN + DB + ZZ combined technology could be a promising method for the control of phosphorus and ammonium-nitrogen release from sediments.

Key words: sediment; denitrifying bacteria (DB); calcium nitrate (CN); zirconium-modified zeolite (ZZ); transport and transformation of nitrogen and phosphorus; releasing risk

收稿日期: 2020-08-16; 修订日期: 2020-09-08

基金项目: 国家自然科学基金项目(51408354, 50908142); 上海市自然科学基金项目(15ZR1420700); 上海市科学技术委员会项目(10230502900); 山东省重大科技创新工程项目(2018YFJH0902)

作者简介: 辛慧敏(1995~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水体内源污染治理与修复, E-mail: 1652239989@qq.com

* 通信作者, E-mail: jwlin@shou.edu.cn

缓流水体的富营养化是目前全世界最为严重的水环境问题之一. 氮和磷是引起缓流水体富营养化的两种关键营养元素^[1~3]. 切断外源性氮磷的输入是降低水体中氮磷浓度和控制富营养化的首要关键. 但是, 在外源性氮磷得到有效控制之后, 切断内源性氮磷的输入, 也就是控制底泥中氮磷的释放, 就成为了降低水体中氮磷浓度水平的重要措施^[4~6]. 目前, 国内外主要的底泥内源磷释放控制技术有底泥疏浚^[7]、铝盐钝化^[8]、曝气供氧^[9]、惰性材料覆盖^[10]、硝酸盐添加^[11]和活性材料覆盖^[12]等. 其中, 硝酸盐添加和活性材料覆盖是两种目前已引起国内外学者广泛关注的水体内源磷释放控制技术^[11~16]. 当前, 国内外主要的水体底泥中氮释放控制的技术有底泥疏浚^[17]、植物修复^[18]和活性材料覆盖^[19]等. 其中, 活性材料覆盖被认为是一种很有前景的底泥中内源氮释放控制技术^[19~21].

选择高效、经济和安全且制备方便的活性覆盖材料是应用活性材料覆盖技术控制底泥中氮磷释放的首要关键. 近年来, 许多材料已经被开发出来用于水体内源磷释放的控制, 如镧改性膨润土^[22]、镧改性沸石^[23]、铝改性沸石^[24]、铝改性凹凸棒土^[25]和锆改性沸石^[26]等. 其中, 锆改性沸石被认为是一种很有前景的钝磷活性覆盖材料^[26~31]. 这是因为锆改性沸石不仅对底泥-水系统中的磷具有良好的钝化能力, 而且安全环保. 另外, 锆改性沸石也可作为活性覆盖材料用于控制底泥中氨氮的释放^[30]. 如果将锆改性沸石覆盖技术和硝酸盐添加技术进行组合, 所获得的基于锆改性沸石和硝酸盐组合技术预计可用于底泥中氮磷释放的同步控制. 所添加的硝酸盐可渗透进入深层底泥中, 促进深层底泥中反硝化过程的进行, 使得深层底泥中 FeS 被氧化为三价铁化合物, 抑制深层底泥中磷的释放^[16]. 而锆改性沸石覆盖对表层底泥中磷的钝化效果较佳, 但其对深层底泥中磷的钝化效果却较差^[26]. 因此, 与单一的锆改性沸石覆盖相比, 锆改性沸石和硝酸盐的组合技术预计对深层底泥中磷的钝化效果更佳.

需要指出, 对于硝酸盐注射技术而言, 其硝酸盐的泄漏风险是制约其应用的一个关键问题. 因此, 想法设法降低基于锆改性沸石和硝酸盐组合技术的硝酸盐泄漏风险仍然是非常必要的. 先前的研究发现, 向底泥中添加反硝化细菌可以加速底泥中硝酸盐的反硝化过程^[32], 从而有望降低底泥中硝酸盐的泄漏风险. 因此, 将锆改性沸石、硝酸盐和反硝化细菌进行组合, 所构建的组合技术预计不仅可用于底泥中氮磷释放的同步控制, 而且与锆改性沸石和硝酸盐组合技术相比有望降低硝态氮的二次污染风险, 预

计其应用前景更为广阔. 揭示基于反硝化细菌、硝酸盐和锆改性沸石组合技术对底泥中氮磷迁移转化的影响规律, 并了解其硝态氮释放风险, 对于应用其控制底泥中氮磷释放而言, 是非常必要的. 但是, 目前国内外关于这方面的研究尚鲜见报道. 为此, 本研究的主要目标是考察基于锆改性沸石、硝酸盐和反硝化细菌的组合技术对底泥中氮磷迁移转化的影响规律, 并评估其硝态氮的释放风险, 以期应用该技术控制水体内源氮磷释放提供科技支撑.

1 材料与方法

1.1 材料

本实验中的底泥取自上海市浦东新区某景观缓流水体, 底泥采集之后将其搅拌均匀, 然后采用 80 目的筛子对其进行过筛, 继而将其风干. 将风干后的底泥进行研磨, 并采用 100 目的筛网再次进行过筛, 混合. 本实验所用的化学药品均由中国国药集团化学试剂有限公司提供, 均为分析纯, 不需再进一步纯化. 本实验中所用到的天然沸石来自中国浙江省缙云县, 过 200 目筛后备用. 本实验中配制溶液及制备材料所用到的水均为去离子水. 锆改性沸石的制备过程为: 称取 100 g 天然沸石和 10 g 八水氧氯化锆, 将两者倒入锥形瓶中, 再向其中加入 100 mL 的去离子水, 反应 30 min, 再滴加 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH 溶液, 将锥形瓶中溶液的 pH 值调至 8, 然后清洗 3 遍, 105°C 烘干. 本实验中所采用的反硝化细菌来自碧沃丰生物科技有限公司. 平板式 ZrO -Chelex 薄膜扩散梯度膜 (DGT) 装置来自南京智感环境科技有限公司.

1.2 锆改性沸石吸附实验

配制初始磷浓度分别为 5、10、15、20、25 和 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的磷酸盐溶液. 配制初始氮浓度分别为 5、10、15、20、25 和 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的氨氮溶液. 将磷酸盐或氨氮溶液的 pH 值调节至 7. 移取 25 mL 的磷酸盐或氨氮溶液置于锥形瓶中, 再向锥形瓶中加入 50 mg 的锆改性沸石. 然后, 将锥形瓶放置到水浴恒温振荡器中 ($150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 和 25°C) 反应 24 h. 反应结束后, 离心分离, 然后测定上清液中残留磷和氨氮的浓度.

1.3 底泥培养实验

本实验所采用的底泥培养反应器为内部直径 10 cm、容量 1.8 L 的玻璃柱. 将完全混合均匀的底泥加入到 10 根准备好的玻璃柱中, 每个玻璃柱中底泥的高度均为 6 cm. 然后, 将玻璃柱中的底泥按照以下 5 种方式进行处理 (图 1, 每个处理组设置 2 个平行): ①不加任何处理, 作为对照组 (control check,

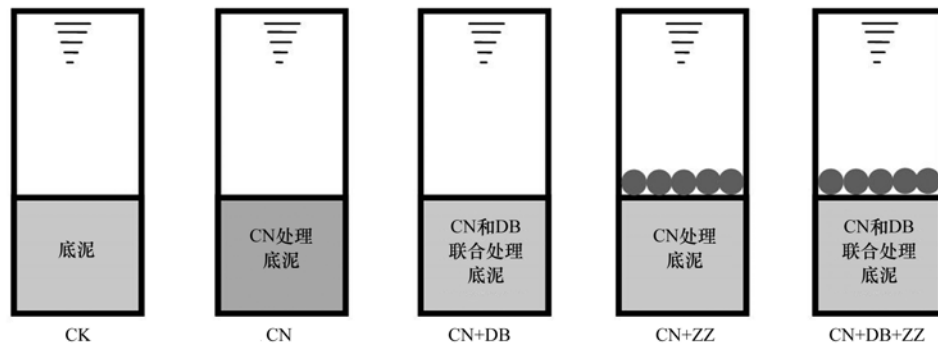


图1 实验装置示意

Fig. 1 Schematics of experimental devices

CK); ②将 2 g $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (calcium nitrate, CN) 注入底泥中, 作为 CN 处理组; ③将 2 g $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 和 0.5 g 反硝化细菌 (denitrifying bacteria, DB) 注入底泥中, 作为 CN + DB 处理组; ④将 2 g $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 注入底泥中, 再将 10 g 锆改性沸石 (zirconium-modified zeolite, ZZ) 加到 CN 处理过底泥的上方形成覆盖层, 作为 CN + ZZ 处理组; ⑤将 2 g $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 和 0.5 g 反硝化细菌注入底泥中, 再将 10 g 锆改性沸石投加到 CN 和 DB 联合处理过底泥的上方形成覆盖层, 作为 CN + DB + ZZ 处理组. 配制含 $10 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaCl、 $1 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaHCO_3 和 $1 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ CaCl_2 的溶液, 并将其 pH 值调节至 7.5. 然后将所配制的溶液加入到玻璃柱中, 直到溶液充满底泥上方的整个空间. 而后将所有玻璃柱用橡胶塞密封, 再置于室温条件下避光培养 137 d. 当底泥培养到第 65 d 时, 将 2 g $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 再次加入到 CN 组和 CN + ZZ 组的底泥中, 并将 2 g $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 和 0.5 g 反硝化细菌再次加入到 CN + DB 组和 CN + DB + ZZ 组的底泥中.

在底泥培养期间, 定期检测各反应器中上覆水体的溶解氧 (DO) 浓度和 pH 值. 同时, 从上覆水体中取出一定量的上覆水, 并对其溶解态活性磷 (SRP)、铵态氮 ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) 和硝态氮 ($\text{NO}_3^- - \text{N}$) 浓度进行监测. 在底泥培养至第 132 d 时, 将平板式 ZrO-Chelex DGT 装置插入到底泥中, 反应 24 h 后将 DGT 装置取出, 用去离子水清洗所取回的 DGT 装置中固定膜. 在底泥培养结束后, 将每个玻璃柱中的底泥从上到下按照 1 cm 一层的方式逐层取出, 即得到: 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 30、30 ~ 40、40 ~ 50 和 50 ~ 60 mm 底泥样品. 然后通过离心分离的方式获得间隙水样品, 并对其 Fe^{2+} 、SRP 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度进行分析. 然后采用批量吸附实验研究各实验组底泥对水中磷酸盐和氨氮的吸附性能. 最后, 采用高通量测序技术对对照组、CN 组和 CN + DB + ZZ 组中底泥的微生物多样性和群落结构进行分析.

物多样性和群落结构进行分析.

1.4 底泥吸附实验

配制含 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 磷和 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 氮的磷酸盐和氨氮混合溶液, 并将其 pH 值调节至 7. 移取 25 mL 所配制的溶液置于锥形瓶中, 再加入 200 mg 的底泥样品, 在 $150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 和 25°C 条件下振荡反应 24 h. 反应结束后, 离心分离, 测定上清液中残留磷和氨氮的浓度.

1.5 化学分析

采用便携式 pH 计和 DO 仪分别测定水样的 pH 值和 DO 浓度. 分别采用钼锑抗比色法、纳氏试剂比色法和紫外分光光度法测定水样的 SRP、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度. 采用分级提取法对底泥中的氯化铵溶液提取态磷 ($\text{NH}_4\text{Cl-P}$)、碳酸氢钠和连二亚硫酸钠混合溶液提取态磷 (BD-P)、氢氧化钠溶液提取态 (NaOH-rP)、盐酸溶液提取态磷 (HCl-P) 和残渣态磷 (Res-P) 进行分析, 具体步骤为: 将底泥样品依次与氯化铵溶液 ($1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 在 25°C 条件下反应 2 h, 碳酸氢钠和连二亚硫酸钠混合溶液 (浓度分别为 $0.11 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.11 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 在 25°C 条件下反应 1 h, 氢氧化钠溶液 ($1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 在 25°C 条件下反应 16 h, 盐酸溶液 ($0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 在 25°C 条件下反应 16 h, 氢氧化钠溶液 ($1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 在 85°C 条件下反应 1 h; 然后采用钼蓝比色法测定提取液中 SRP 浓度^[29]. 底泥中 DGT 有效态磷和铁的测定步骤为^[33]: 将 ZrO-Chelex DGT 装置中的固定膜从曝露窗口处切开, 按垂向方向用陶瓷切片刀切成长条状, 宽度为 2 mm; 然后将条状固定膜依次放到离心管中, 再加入 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ HNO_3 溶液 (0.8 mL), 获得 HNO_3 提取液, 并转移至另外的空白的离心管中; 然后再将 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH 溶液 (0.8 mL) 加入到盛有条状固定膜的离心管中, 获得 NaOH 提取液. 采用邻菲罗啉比色法测定 HNO_3 提取液中的 Fe^{2+} 浓度. 采用磷钼蓝比色法测定 NaOH 提取液中的磷浓度.

1.6 微生物分析

根据 E. Z. N. A.® soil DNA kit (Omega Bio-tek, Norcross, GA, U. S. A.) 说明书进行微生物群落总 DNA 抽提, 并利用 1% 的琼脂糖凝胶电泳检测 DNA 的提取质量, 采用 NanoDrop2000 测定 DNA 的浓度和纯度. 使用 338F (ACTCCTACGGGAGGCAGCAG) 和 806R (GGACTACHVGGGTWTCTAAT) 对 16S rRNA 基因 V3-V4 可变区进行 PCR 扩增. PCR 扩增程序为: 95℃ 预变性 3 min, 27 个循环 (95℃ 变性 30 s, 55℃ 退火 30 s, 72℃ 延伸 30 s), 然后 72℃ 稳定延伸 10 min, 最后在 4℃ 进行保存 (PCR 仪: ABI GeneAmp® 9700 型). 之后利用 Illumina 公司的 MiSeq PE300 平台进行测序 (上海美吉生物医药科技有限公司). 然后使用 Trimmomatic 软件原始测序序列进行质控, 使用 FLASH 软件进行拼接. 使用的 UPARSE 软件, 根据 97% 的相似度对序列进行运算分类单位 (operational taxonomic unit, OTU) 聚类并剔除嵌合体. 然后进行多样性指数分析和群落结构统计分析.

1.7 数据处理

采用公式 (1) 计算各处理技术对上覆水中 SRP 和 NH_4^+ -N 的削减率 (RE, %):

$$\text{RE} = (c_K - c_T) \times 100 / c_K \quad (1)$$

式中 c_K 和 c_T 分别是对照组和处理组上覆水中 SRP 和 NH_4^+ -N 的浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

通过公式 (2) 计算锆改性沸石或者底泥对水中磷酸盐和氨氮的单位吸附量 ($Q, \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$):

$$Q = (c_i - c_f) V / m \quad (2)$$

式中, c_i 和 c_f 分别代表吸附反应之前和之后溶液中磷或氨氮的浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); V 代表溶液的体积 (L); m 是锆改性沸石或底泥的质量 (kg).

采用 Langmuir 和 Freundlich 等温吸附模型对吸附平衡数据进行拟合. 非线性的 Langmuir 和 Freundlich 等温吸附模型公式分别见公式 (3) 和 (4).

$$Q_e = Q_m K_L c_e / (1 + K_L c_e) \quad (3)$$

$$Q_e = K_F c_e^{1/n} \quad (4)$$

式中, Q_e 为锆改性沸石对水中磷酸盐或氨氮的吸附量 ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$); c_e 为水中磷酸盐或氨氮的平衡浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); Q_m 为锆改性沸石对水中磷酸盐或氨氮的最大单层吸附量 ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$); K_L 为 Langmuir 常数 ($\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$); K_F 和 $1/n$ 均为 Freundlich 常数.

2 结果与讨论

2.1 锆改性沸石对水中磷酸盐和氨氮的吸附等温线

图 2 为锆改性沸石对水中磷酸盐和氨氮的吸附等温线. 表 1 为计算得到的 Langmuir 和 Freundlich 等温吸附模型参数及相关系数. 从图 2 和表 1 中可见, Langmuir 和 Freundlich 等温吸附模型均可以用于描述锆改性沸石对水中磷酸盐和氨氮的吸附平衡数据. 根据 Langmuir 模型计算得到的锆改性沸石对水中磷酸盐和氨氮的最大单层吸附量分别为 $3.43 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $6.69 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. 这说明, 锆改性沸石对水中磷酸盐和氨氮的吸附性能良好. 计算得到的锆改性沸石吸附磷酸盐和氨氮的 $1/n$ 值分别为 0.298 和 0.380, 位于 0 ~ 1. 这说明锆改性沸石对水中磷酸盐和氨氮的吸附属于优惠吸附^[34].

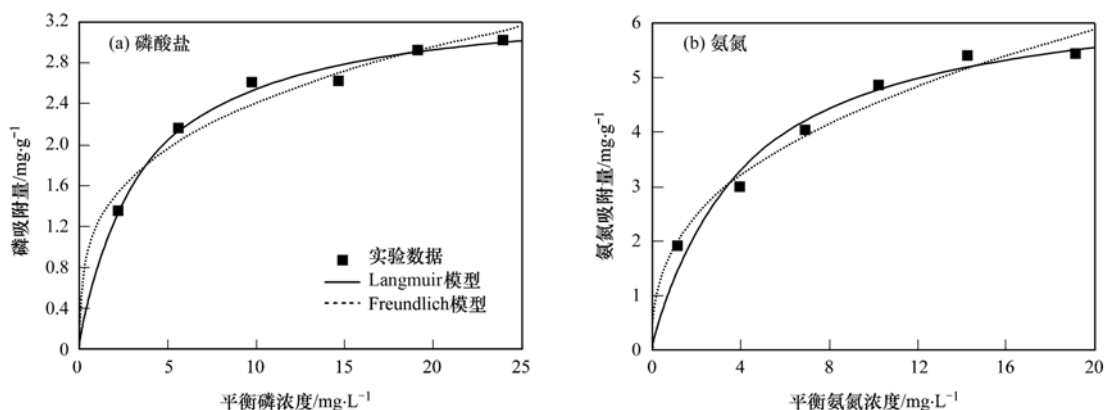


图 2 锆改性沸石对水中磷酸盐和氨氮的吸附等温线

Fig. 2 Adsorption isotherms of phosphate and ammonium on zirconium-modified zeolite

表 1 锆改性沸石吸附水中磷酸盐和氨氮的 Langmuir 和 Freundlich 等温吸附模型参数及相关系数

Table 1 Parameters and correlation coefficients of Langmuir and Freundlich isotherm models for phosphate and ammonium adsorption onto zirconium-modified zeolite

吸附质	Langmuir 等温吸附模型			Freundlich 等温吸附模型		
	$Q_m / \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	$K_L / \text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$	R^2	K_F	$1/n$	R^2
磷酸盐	3.43	0.292	0.980	1.21	0.298	0.921
氨氮	6.69	0.243	0.961	1.88	0.380	0.959

2.2 上覆水 DO 浓度、pH 值和 NO_3^- -N浓度的变化

图 3 为各实验组中上覆水 DO 浓度、pH 值和 NO_3^- -N浓度的变化.从图 3(a)中可以看出,对照组、CN + DB 组和 CN + DB + ZZ 组上覆水中 DO 浓度均处于较低的水平,而 CN 组和 CN + ZZ 组上覆水中 DO 自第 13 d 开始均处于较低的低浓度水平.这说明,本研究中的底泥自第 13 d 始均处于缺氧状态.从图 3(b)中可以看出,对照组和各处理组上覆水的 pH 值均在 6.2 ~ 8.0 范围内波动,且 CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理对上覆水 pH 值不会产生太大的影响.从图 3(c)中可以看出,对照组的上覆水体 NO_3^- -N 的浓度水平非常的低,几乎可以忽略不计.对于 CN 组而言,上覆水中 NO_3^- -N 的浓度明显高于对照组,位于 67.3 ~ 289 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.这说明,向底泥中添加硝酸钙会导致上覆水中硝态氮浓度的升高,造成硝酸盐的二次污染.对于 CN + ZZ 组而言,上覆水中的 NO_3^- -N 浓度亦明显高于对照组,位于 35.6 ~ 211 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.这说明,向底泥中注入硝酸钙并同时覆盖锆改性沸石,仍然会导致上覆水的硝酸盐二次污染.对于 CN + DB 组和 CN + DB + ZZ 组,添加进底泥中的硝酸盐在开始阶段也会大量的释放出来并进入上覆水中,但是随后会快速地下降.另外, CN + DB 组上覆水中 NO_3^- -N 浓度明显低于 CN 组, CN + DB + ZZ 组上覆水中 NO_3^- -N 浓度则明显低于 CN + ZZ.这说明,反硝化细菌的加入会有效降低底泥中硝酸盐向上覆水体的泄漏风险.

2.3 各处理技术对上覆水中 SRP 和 NH_4^+ -N浓度的影响

图 4 为各处理技术对上覆水中 SRP 和 NH_4^+ -N 浓度的影响以及削减率.从图 4(a)中可见,对于对照组,当底泥培养时间由 4 d 增加到 50 d 时,上覆水中 SRP 浓度逐渐从 0.024 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 1.35 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;但是当底泥培养时间从 50 d 增加到 81 d 时,上覆水 SRP 浓度却出现了一定程度的下降;当底泥培养时间继续从 81 d 增加到 122 d 时,上覆水 SRP 浓度又出现了上升,由 1.35 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到了 1.98 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.这说明本研究所用的底泥在缺氧条件下会向上覆水释放出大量的磷.这个现象与先前的研究报道是一致的^[35, 36].从图 4(a)还可见,各处理组(CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ)上覆水中 SRP 均处于低的浓度水平,并且除第 4 d 外,上覆水中 SRP 浓度明显低于对照组.另外, CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理对上覆水中 SRP 削减率分别位于 95.6% ~ 99.3%、53.3% ~ 99.3%、96.5% ~ 99.8% 和 72.2% ~ 99.7% [图 4(c)].这说明, CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理均

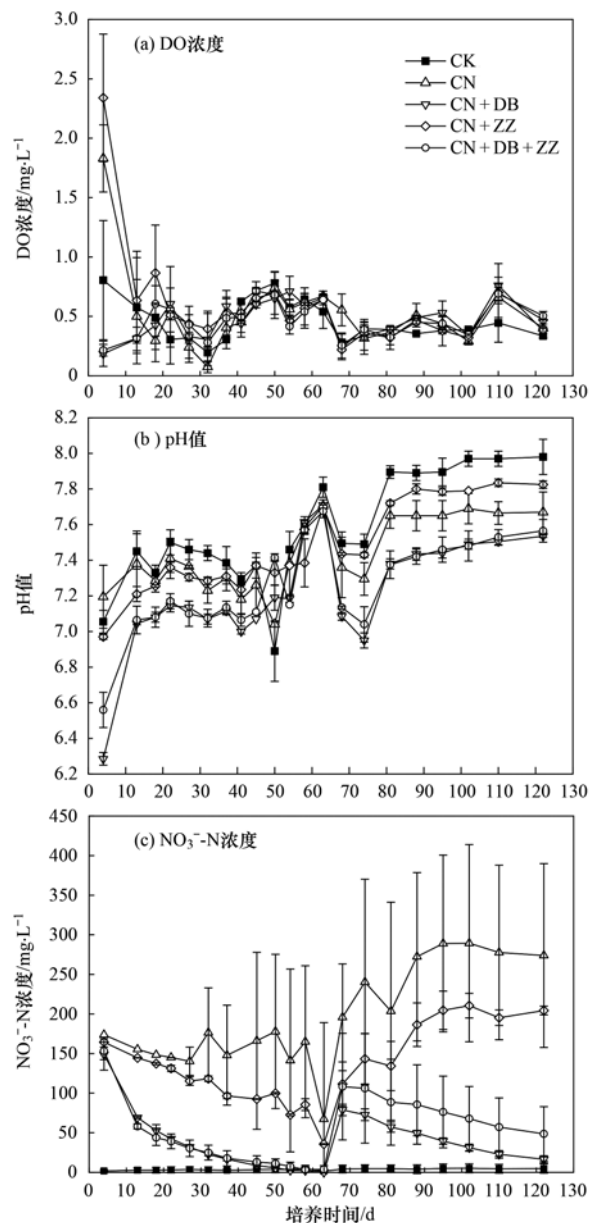


图 3 各实验组中上覆水 DO 浓度、pH 值和 NO_3^- -N浓度的变化

Fig. 3 Change in DO concentration, pH value, and NO_3^- -N concentration of the overlying water in different columns

可以有效地控制底泥中磷向上覆水体中的释放.

从图 4(b)中可以看出,当底泥培养时间由 4 d 增加到 95 d 时,对照组上覆水中 NH_4^+ -N 浓度逐渐由 2.23 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 20.2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,此后出现轻微的下降.这说明,本研究所用的底泥在缺氧条件下会大量释放出氨氮并进入上覆水体中.从图 4(b)还可见, CN 组和 CN + DB 组上覆水中 NH_4^+ -N 浓度总体上高于对照组.这说明,向底泥中单独加入硝酸钙以及向底泥中同时加入硝酸钙和反硝化细菌,均非但不能控制底泥中氨氮向上覆水体的释放,相反会促进底泥中氨氮向上覆水体的释放.由图 4(b)还可见,当底泥培养时间为 13 ~ 122 d 时,与对照组相比, CN + ZZ 组和 CN + DB + ZZ 组上覆水中 NH_4^+ -N

浓度较低. 根据计算 CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理对上覆水中 NH_4^+ -N 的削减率分别为 39.2%~64.0% 和 18.8%~53.6%. 这说明 CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理均可以有效地控制底泥中氨氮的释放. 或者说, 利用锆改性沸石作为覆盖材料可以弥补单独硝

酸钙处理技术和硝酸钙与反硝化细菌联合处理技术无法控制底泥中氨氮释放的缺陷. 锆改性沸石对水中氨氮具有良好的吸附能力[图 2(b) 和表 1]. 从底泥中释放出来的氨氮会被锆改性沸石覆盖层所吸附, 从而达到底泥中氨氮释放控制的目的.

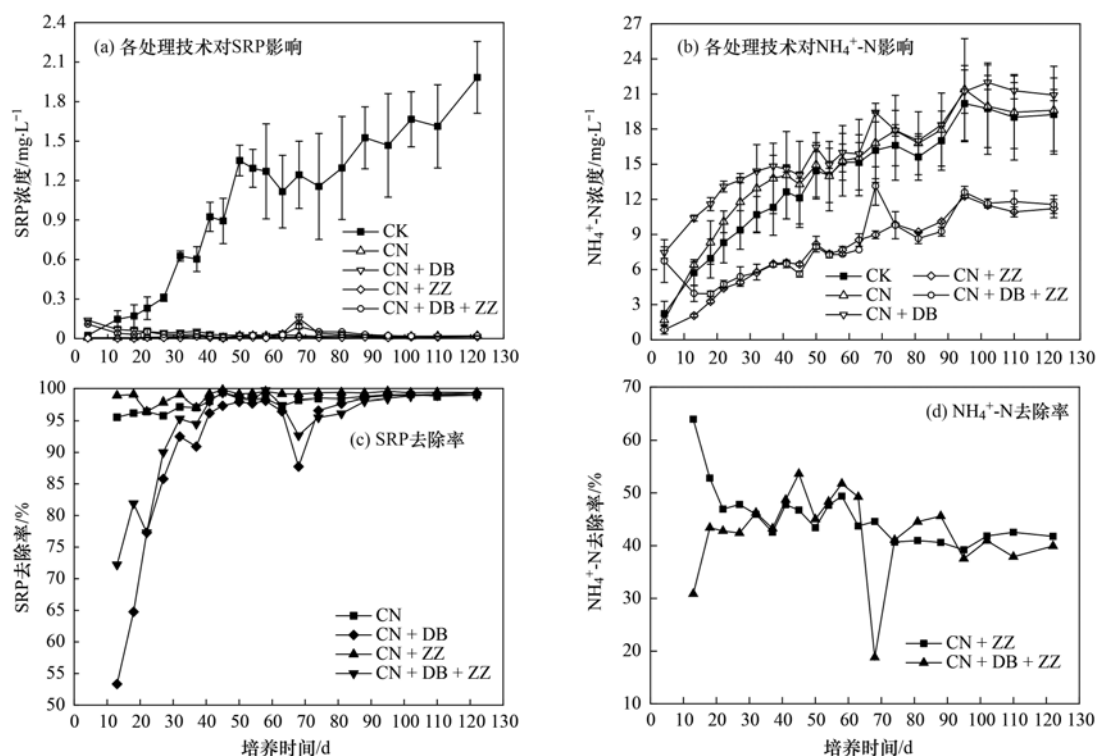


图 4 各处理技术对上覆水中 SRP 和 NH_4^+ -N 浓度的影响以及削减率

Fig. 4 Effect of various treatment technologies on the concentrations of SRP and NH_4^+ -N in the overlying water and the reduction efficiencies of the overlying water SRP and NH_4^+ -N by different treatment technologies

2.4 各处理技术对孔隙水中 NO_3^- -N、SRP 和 Fe^{2+} 浓度的影响

图 5 为各处理技术对孔隙水中 NO_3^- -N、SRP 和 Fe^{2+} 浓度的影响. 从图 5(a) 中可以观察到, 对于对照组而言, 不同深度处孔隙水中 NO_3^- -N 浓度可以忽略不计. 但是, 对于 CN 组而言, 不同深度处底泥孔隙水中 NO_3^- -N 浓度明显高于对照组. 这说明, 添加到底泥中的硝酸钙会向孔隙水中大量释放出硝态氮. 分子扩散是底泥孔隙水中溶解态物质向上覆水体中释放的重要机制^[37]. 孔隙水中存在的大量硝态氮会通过分子扩散的机制进入上覆水体中, 导致 CN 组上覆水中硝态氮浓度的增加[图 3(c)]. 对于 CN + DB 组而言, 不同深度处底泥孔隙水中 NO_3^- -N 浓度类似于对照组, 也是可以忽略不计的. 这说明, 向底泥中添加反硝化细菌会加速底泥孔隙水中硝态氮的消耗. 反硝化细菌对底泥孔隙水中硝态氮的消耗, 使得孔隙水中硝态氮向上覆水中迁移的速率降低, 从而使得 CN + DB 组上覆水中硝态氮浓度明显低于 CN 组. 对于 CN + ZZ 组而言, 不同深度处底泥孔隙

水中 NO_3^- -N 浓度明显高于对照组. 这说明, 向底泥中添加硝酸钙并同时覆盖锆改性沸石仍然会导致底泥孔隙水中硝态氮浓度处于较高的水平. CN + ZZ 组中孔隙水中存在的大量硝态氮会进一步向上覆水迁移, 从而导致 CN + ZZ 组底泥上覆水中硝态氮浓度明显高于对照组. 从图 5(a) 还可见, CN + DB + ZZ 组不同深度处底泥孔隙水中 NO_3^- -N 浓度明显低于 CN + ZZ 组. CN + DB + ZZ 组底泥孔隙水中硝态氮浓度降低, 导致了孔隙水中硝态氮向上覆水迁移速率的下降, 最终导致了 CN + DB + ZZ 组上覆水中硝态氮浓度明显低于 CN + ZZ 组. 由此可见, 反硝化细菌的添加可以弥补 CN + ZZ 处理技术导致底泥中硝酸钙向上覆水中大量释放硝态氮的缺陷.

从图 5(b) 和 5(c) 可见, 对照组不同深度处孔隙水中 SRP 和 Fe^{2+} 浓度均处于较高的水平. 这说明, 底泥中磷和铁会同时释放出来进入孔隙水中. 先前的研究已经发现, 在缺氧条件下, 底泥中三价铁氧化物/氢氧化物可被微生物还原为二价铁, 进而释放出来进入孔隙水中, 与此同时, 随着铁氧化物/氢氧

化物的溶解,与它们结合的磷也可被释放出来进入孔隙水中,导致孔隙水中磷和铁浓度的同时上升^[38, 39]. 本研究所观察到现象与先前研究的发现是一致的. 这说明,铁氧化物/氢氧化物还原导致磷的释放,是本研究所用底泥在缺氧条件下释放出磷的重要机制. 从图 5(b) 还可见,各处理组(CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ)中不同深度处底泥孔隙水 SRP 浓度均低于对照组. 这说明,CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理均可以有效阻止底泥中磷向孔隙水的释放. 从图 5(c) 还可见,各处理组(CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ)中

不同深度处底泥孔隙水 Fe^{2+} 浓度也均低于对照组. 这说明 CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理均可以有效阻止底泥中铁向孔隙水的释放. 孔隙水中硝酸盐的存在,会抑制微生物对底泥中铁氧化物/氢氧化物的还原,从而阻止了底泥中铁的释放^[11]. 由于铁磷同步释放是底泥中磷释放的重要机制,所以 CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理对底泥中铁氧化物/氢氧化物溶解反应的抑制,是其控制底泥中磷向孔隙水中释放的重要机制. 底泥孔隙水中 SRP 通过分子扩散机制向上覆水体的迁移,对于底泥中磷向上覆水体的释放,是至关重要的^[40]. 因此,CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 对底泥中磷和铁向孔隙水中同步释放抑制,是其控制底泥中磷向上覆水体释放的重要原因.

2.5 各处理技术对上覆水-底泥垂向剖面上 DGT 有效态磷和铁的影响

图 6 为各处理技术对上覆水-底泥垂向剖面上 DGT 有效态磷和铁的影响. 从图 6(a) 可见,上覆水-底泥垂向剖面上 DGT 有效态磷浓度处于较高的水平,且底泥中 DGT 有效态磷浓度总体上高于上覆水. 这说明,在缺氧条件下,本研究所用底泥会向孔隙水中释放出磷,进而扩散进入上覆水中,导致上覆水中磷浓度的增加. 从图 6(b) 可见,上覆水-底泥垂向剖面上 DGT 有效态铁浓度亦处于较高的水平,并且底泥中 DGT 有效态铁浓度明显高于上覆水. 这说明,在缺氧条件下,底泥中铁也会释放出来进入孔隙水中,进而扩散进入上覆水中,导致上覆水中铁浓度的上升. 综合分析图 6 的实验结果,可以发现铁氧化物/氢氧化物的溶解释放是底泥中磷向上覆水体释放的重要机制. 这与孔隙水中 SRP 和 Fe^{2+} 的分析结果是相一致的.

从图 6(a) 还可见,各处理组(CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ)中上覆水和底泥 DGT 有效态磷浓度均明显低于对照组. 这说明,CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 均可以有效地阻止底泥中磷向孔隙水的释放,进而阻止了底泥中磷向上覆水体的释放. 先前研究发现,底泥中有效态磷浓度的降低并形成“磷静止层”,是基于覆盖材料的内源磷释放控制技术阻止底泥中磷向上覆水体释放的关键^[14]. 由此可见,CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理对泥水界面下方底泥中 DGT 有效态磷释放的阻止,是其控制底泥中磷释放的重要原因.

从图 6(b) 还可见,各处理组(CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ)中上覆水和底泥 DGT 有效态铁浓度均明显低于对照组. 这说明,CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理有效地抑制了底

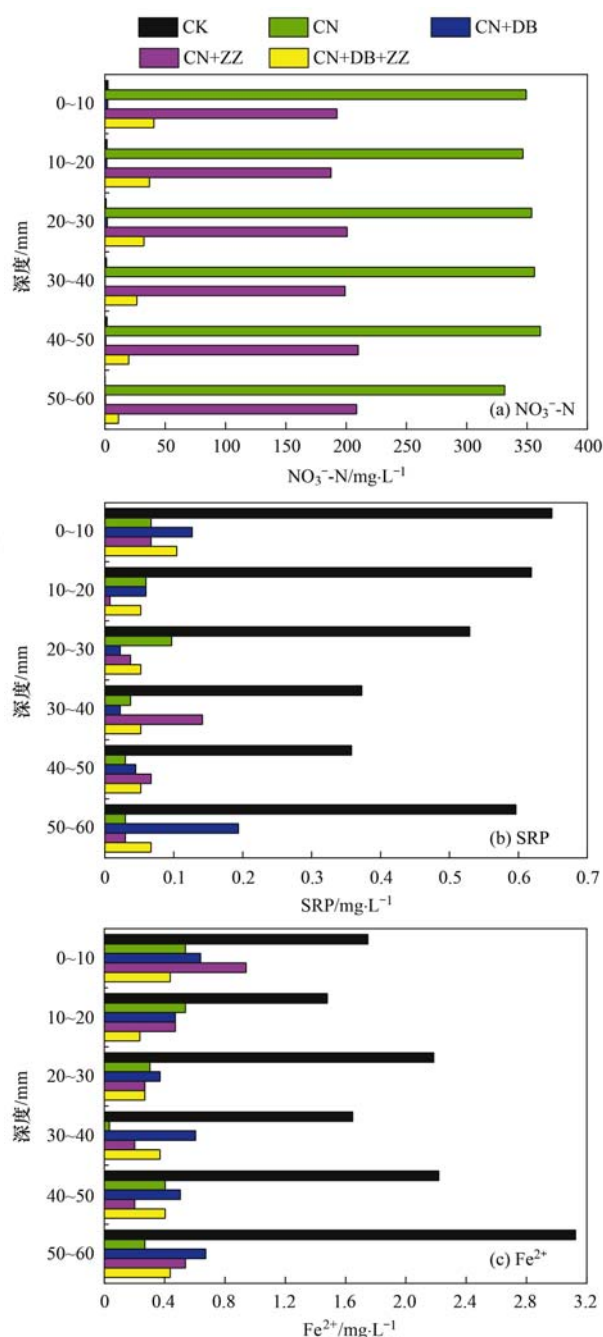


图 5 各处理技术对孔隙水中 NO_3^- -N、SRP 和 Fe^{2+} 浓度的影响
Fig. 5 Effect of various treatment technologies on the concentrations of NO_3^- -N, SRP, and Fe^{2+} in the pore water

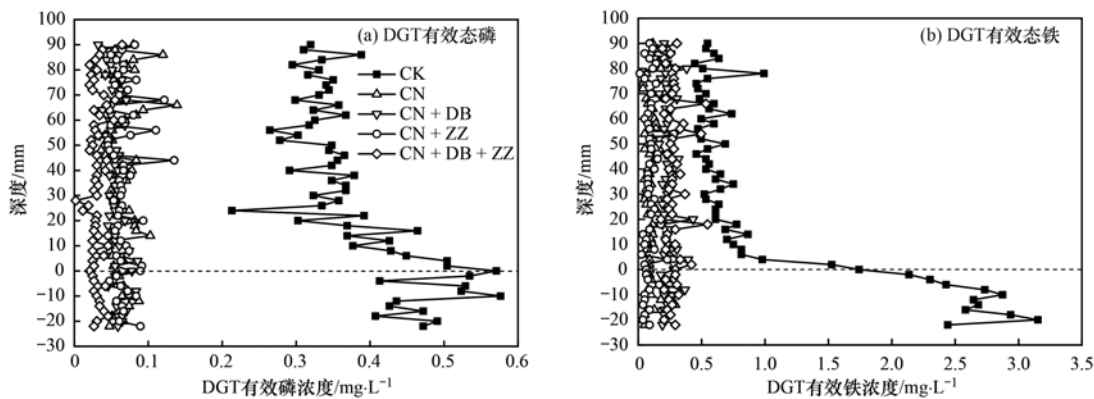


图 6 各处理技术对上覆水-底泥垂向剖面上 DGT 有效态磷和铁的影响

Fig. 6 Effects of different treatment technologies on the concentrations of DGT-labile P and Fe in the profiles of the sediment and overlying water

泥中铁氧化物/氢氧化物的溶解,阻止了底泥中铁释放进入孔隙水中,进而阻止了孔隙水中铁向上覆水体的释放.因此,CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理对底泥中铁、磷同步释放的抑制并导致

“磷静土层”的出现,是其控制底泥中磷向上覆水体释放的重要机制.

2.6 各处理技术对不同深度处底泥磷形态的影响

图 7 为各处理技术对底泥中磷形态的影响.从

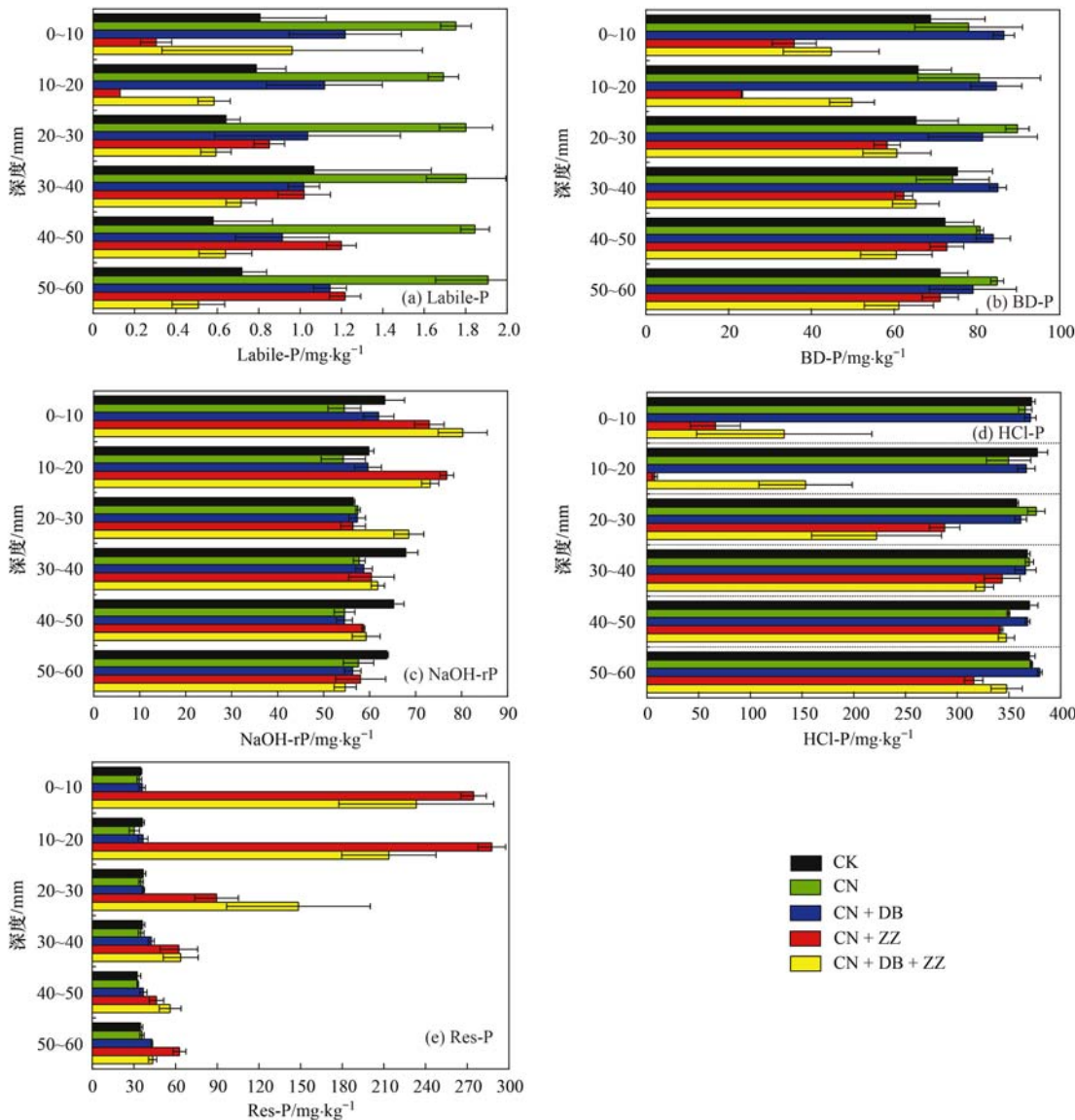


图 7 各处理技术对底泥中磷形态的影响

Fig. 7 Effects of various treatment technologies on the P speciation of the sediment

中可以观察到,对照组和各处理组(CN、CN + DB、CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ)底泥中 $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ 含量很低,可以忽略不计。从总体上看,CN 和 CN + DB 组底泥中 BD-P 含量高于对照组。这说明单独的硝酸钙处理和联合的硝酸钙与反硝化细菌处理均可以抑制底泥中 BD-P 的释放。这主要是因为:在缺氧条件下,底泥中铁氧化物/氢氧化物会还原溶解,导致底泥中 BD-P 含量的下降^[41];而在硝酸盐的作用下,底泥中铁氧化物/氢氧化物的还原溶解得到抑制,从而阻止了底泥中 BD-P 含量的下降^[11, 42];这两方面的因素最终导致 CN 组和 CN + DB 组中 BD-P 含量高于对照组。由图 7(b)可见,CN + ZZ 组的 0 ~ 40 mm 底泥中 BD-P 含量低于对照组,特别是 0 ~ 20 mm 深度处底泥中 BD-P 的含量明显低于对照组。另外,CN + DB + ZZ 组的 0 ~ 60 mm 底泥中 BD-P 含量也低于对照组。这说明,硝酸钙和锆改性沸石的联合处理以及硝酸钙、反硝化细菌和锆改性沸石的联合处理均会降低表层底泥中 BD-P 的含量。这主要归功于锆改性沸石的存在。将锆改性沸石覆盖到表层底泥上方后,反硝化作用产生的氮气会扰动底泥,导致覆盖层中的锆改性沸石会向底泥中迁移,而锆改性沸石进入底泥中后会对底泥产生改良作用(促进底泥中 BD-P 向其他形态磷的转化)^[27],从而降低了底泥中 BD-P 的含量。

从图 7(c)可见,从总体上看,CN 和 CN + DB 处理对底泥中 NaOH-rP 含量的影响较小。而 CN + ZZ 处理会显著增加 0 ~ 20 mm 底泥中 NaOH-rP 含量,CN + DB + ZZ 处理会显著增加 0 ~ 30 mm 底泥中 NaOH-rP 含量。从图 7(d)中可以看出,CN 和 CN + DB 处理对底泥中 HCl-P 含量的影响较小。CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理对 30 ~ 60 mm 底泥中 HCl-P 含量的影响同样较小。但是,CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理会显著降低 0 ~ 30 mm 底泥中的 HCl-P 含量。从图 7(e)可见,CN 和 CN + DB 处理对底泥中

Res-P 含量影响较小。CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理对 30 ~ 60 mm 底泥中 Res-P 含量的影响同样较小。但是,CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理会显著增加 0 ~ 30 mm 底泥中的 Res-P 含量。以上结果说明了,CN 和 CN + DB 处理并不会引起底泥中 NaOH-rP、HCl-P 和 Res-P 含量的改变。这主要是因为:NaOH-rP 和 HCl-P 属于较稳定的磷形态,Res-P 属于非常稳定的磷形态,在缺氧条件下它们均难以被释放出来^[43]。以上结果也说明了,硝酸钙和锆改性沸石的联合处理以及硝酸钙、反硝化细菌和锆改性沸石的联合处理均会增加表层底泥中 NaOH-rP 和 Res-P 的含量并降低 HCl-P 的含量。或者说,硝酸钙和锆改性沸石的联合处理以及硝酸钙、反硝化细菌和锆改性沸石的联合处理,引起了表层底泥中 BD-P 和 HCl-P 向 NaOH-rP 和 Res-P 的转变。这种现象的发生同样应该归因于覆盖层中的锆改性沸石向底泥中的迁移。

需要指出的是,BD-P 是底泥中潜在可移动态磷的主要组成,在缺氧条件下容易被释放出来^[43]。表层底泥中 BD-P 含量的降低,对于应用 CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理技术控制底泥中磷向上覆水体的释放,是非常重要的。

2.7 各处理技术对不同深度处底泥吸附氮磷能力的影响

图 8 为各种处理技术对底泥吸附水中磷酸盐和氨氮的影响。从图 8(a)可见,CN 和 CN + DB 处理非但不会增加底泥对水中磷酸盐的吸附能力,反而降低了底泥吸附水中磷酸盐的能力。但是,CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理则显著增强了表层底泥(0 ~ 20 mm)对水中磷酸盐的吸附能力。与对照相比,CN + ZZ 作用下 0 ~ 10 mm 和 10 ~ 20 mm 底泥对水中磷酸盐的单位吸附量分别增加了 55% 和 155%,CN + DB + ZZ 作用下 0 ~ 10 mm 和 10 ~ 20 mm 底泥对水中磷酸盐的单位吸附量分别增加了 46% 和 81%。这主要归因于:①锆改性沸石对水中磷酸

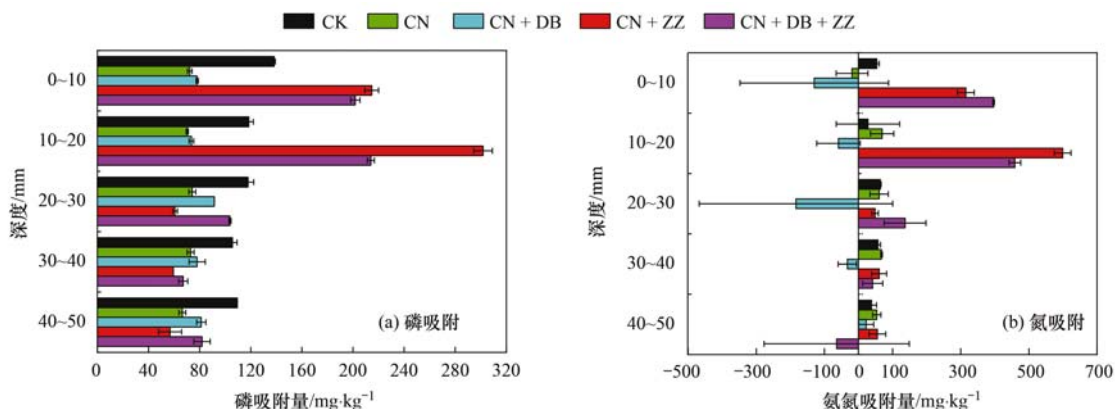


图 8 各处理技术对底泥吸附氮磷的影响

Fig. 8 Effects of different treatment technologies on the phosphorus and nitrogen adsorption abilities for the sediment

盐的良好吸附能力;②覆盖层中锆改性沸石向表层底泥中的迁移.由图 8(b)可见,CN 和 CN + DB 处理要么降低了底泥吸附水中氨氮的能力,要么对底泥吸附水中氨氮能力的提升效果有限.CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 处理显著提升了表层底泥(0 ~ 20 mm)对水中氨氮的吸附能力.与对照组相比,CN + ZZ 作用下 0 ~ 10 和 10 ~ 20 mm 底泥对水中氨氮的单位吸附量分别增加了 4.87 倍和 20.6 倍,CN + DB + ZZ 作用下 0 ~ 10 和 10 ~ 20 mm 底泥对水中氨氮的单位吸附量分别增加了 6.39 倍和 15.6 倍.在 CN + ZZ 和 CN + DB + ZZ 作用下表层底泥吸附氨氮能力的提升,主要归功于锆改性沸石对水中氨氮的良好吸附能力、覆盖层中锆改性沸石向表层底泥中的迁移.显然,经 CN + ZZ 或 CN + DB + ZZ 组合处理技术修复后表层底泥吸附磷酸盐和氨氮能力的提升,对于其控制底泥中氮磷的释放而言,是极为重要的.

2.8 各处理技术对底泥中微生物的影响

图 9 为对照组、CN 处理组和 CN + DB + ZZ 处理组中底泥微生物 OTU 水平的韦恩图.从中可以看出,3 组中底泥样品微生物存在一定数量的区别.这说明,CN 处理和 CN + DB + ZZ 处理对底泥中微生物多样性会产生一定的影响.计算得到的多样性指数见表 2.从中可见,此次测序的覆盖率超过 98%,这说明本次测序结果能够代表底泥样品中微生物的真实情况.Ace 和 Chao 指数可以用来表征微生物种群的丰富度.Ace 和 Chao 指数越大,表明群落的丰富度越高.CN 处理组和 CN + DB + ZZ 处理组中底泥的 Ace 和 Chao 指数要大于对照组.这说明 CN 处理和 CN + DB + ZZ 处理增加了底泥中微生物种群的丰富度.Shannon 和 Simpson 指数可以用来评估样品内微生物群落的多样性.Shannon 值

越大,说明微生物群落多样性越大.CN 和 CN + DB + ZZ 处理组中底泥的 Shannon 指数要小于对照组.这说明,CN 和 CN + DB + ZZ 处理会降低底泥中微生物群落的多样性.Simpson 值越大,说明微生物群落多样性越低.CN 处理组中底泥的 Simpson 值要大于对照组,这进一步证明了 CN 处理会降低底泥中微生物群落的多样性.CN + DB + ZZ 处理组中底泥的 Simpson 值要小于对照组,这说明 CN + DB + ZZ 处理会增加底泥中微生物群落的多样性.这与根据 Shannon 指数所得出的结论是相反的.这有待于进一步研究.

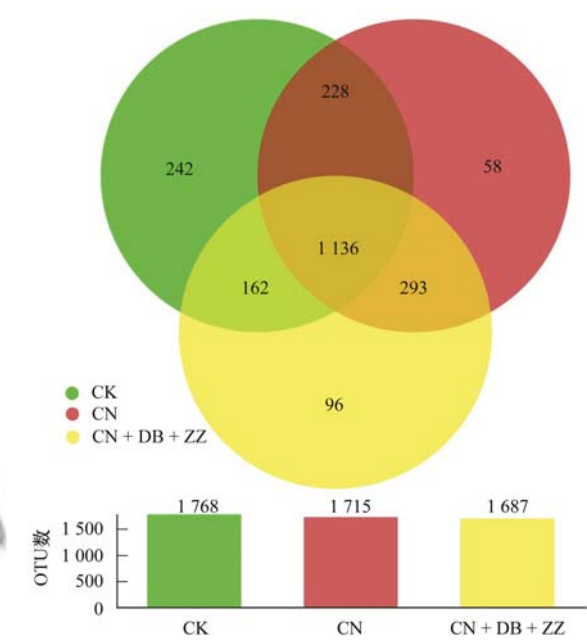


图 9 对照组、CN 处理组和 CN + DB + ZZ 处理组中底泥微生物 OTU 水平的韦恩图

Fig. 9 Venn diagram of OTU of microbes in the sediments in the control, calcium nitrate treatment, and calcium nitrate/denitrifying bacteria/zirconium-modified zeolite combined treatment columns

表 2 对照组、CN 处理组和 CN + DB + ZZ 处理组中底泥微生物多样性指数

Table 2 Diversity index of microbes in the sediments in the control, calcium nitrate treatment, and calcium nitrate/denitrifying bacteria/zirconium-modified zeolite combined treatment columns

样品	Sobs	Shannon 指数	Simpson 指数	Ace 指数	Chao 指数	Coverage 指数
对照组	1 768	6.204 309	0.005 701	1 893.725	1 876.315	0.992 263
CN 处理组	1 715	4.874 481	0.082 593	1 981.150	1 947.855	0.989 572
CN + DB + ZZ 处理组	1 687	5.291 421	0.041 420	1 955.325	1 921.714	0.987 985

图 10 为 CN 处理和 CN + DB + ZZ 处理对底泥中微生物结构组成的影响.从图 10(a)中可见,3 组底泥样品在门分类水平上的群落均包括放线菌门(Actinobacteria)、变形杆菌门(Proteobacteria)、绿弯菌门(Chloroflexi)、厚壁菌门(Firmicutes)、拟杆菌门(Bacteroidetes)、酸杆菌门(Acidobacteria)、芽单胞菌

门(Gemmatimonadetes)、Patescibacteria 菌门和蓝细菌门(Cyanobacteria).与 CK 组相比,CN 和 CN + DB + ZZ 组中的放线菌门(Actinobacteria)的占比显著增加.放线菌门中存在具有反硝化功能的微生物^[44].因此,图 10(a)结果证明了单一的 CN 处理和 CN + DB + ZZ 联合处理均促进了底泥中反硝化微生

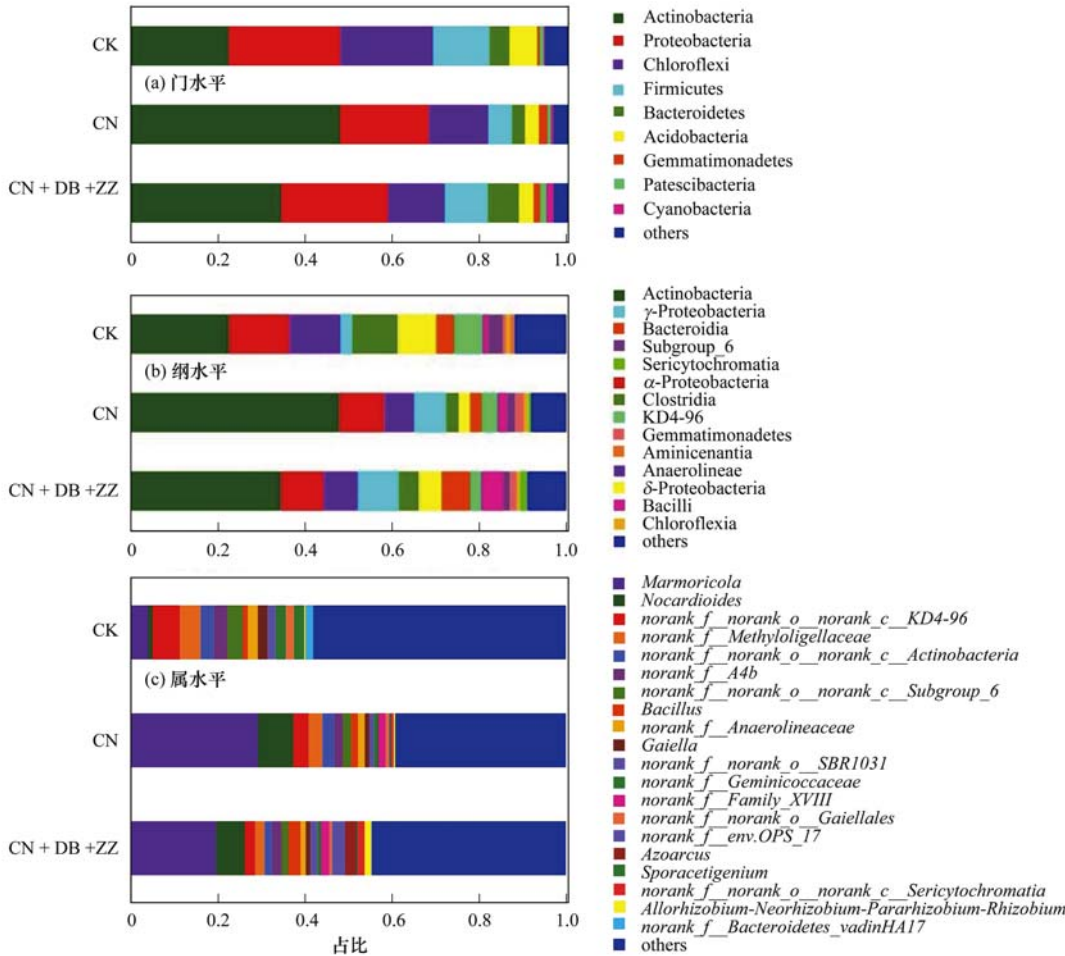


图 10 CN 处理和 CN + DB + ZZ 处理对底泥中微生物结构组成的影响
Fig. 10 Effects of the single nitrate treatment and nitrate/denitrifying bacteria/zirconium-modified zeolite combined treatment on the microbial composition of the sediment

物的繁殖,从而促进了反硝化反应的进行.从图 10 (b)中可见,3 组样品在纲分类水平上的群落包括放线菌纲 (Actinobacteria)、 α -变形菌纲 (α -Proteobacteria)、厌氧绳菌纲 (Anaerolineae)、 γ -变形菌纲 (γ -Proteobacteria)、梭菌纲 (Clostridia)、 δ -变形菌纲 (δ -Proteobacteria)、拟杆菌纲 (Bacteroidia)、KD4-96 菌纲、杆菌纲 (Bacilli)、Subgroup_6 菌纲、芽单胞菌纲 (Gemmatimonadetes)、绿弯菌纲 (Chloroflexi)、蓝藻细菌纲 (Sericytochromatia) 和 Aminicenantia 菌纲.另外,与 CK 组相比,CN 组和 CN + DB + ZZ 组中的放线菌纲 (Actinobacteria) 所占比例显著增加.从图 10 (c)中可见,与 CK 组相比,CN 组和 CN + DB + ZZ 组中的大理石雕菌属 (*Marmoricola*) 和类诺卡氏菌属 (*Nocardioideae*) 所占比重明显增加.先前的研究发现,大理石雕菌属和类诺卡氏菌属微生物可以利用硝酸盐和碳源进行反硝化反应^[45~47].这进一步证实了单一的 CN 处理和 CN + DB + ZZ 的联合处理均可以促进底泥中反硝化微生物的繁殖,从而促进了底泥中反硝化反应的

进行.

3 对应用的启示

由以上分析可见,CN 处理技术可以有效地控制底泥中磷的释放,其对底泥中磷和铁同步释放的抑制对于其控制内源磷释放是至关重要的.但是,CN 处理技术却会造成底泥中氨氮的释放,并且还会造成上覆水体的硝态氮二次污染.CN + DB 组合技术不仅可以有效地控制底泥中磷的释放,其对底泥中磷和铁同步释放的抑制是其控制内源磷释放的关键,而且与单一的 CN 处理技术相比可以降低底泥中硝态氮的释放风险.但是,CN + DB 组合技术却无法有效控制底泥中氨氮的释放.CN + ZZ 组合技术可以有效地控制底泥中磷和氨氮的释放,其对底泥中磷与铁同步释放的抑制、对底泥中 BD-P 的削减以及对底泥吸附磷酸盐和氨氮能力的增强,对于其控制底泥中磷和氨氮释放而言是至关重要的.但是,CN + ZZ 组合技术却会造成上覆水的硝态氮二次污染.CN + DB + ZZ 组合技术不仅可以有效地控制底

泥中磷的释放,而且可以克服 CN、CN + DB 和 CN + ZZ 技术的缺陷.也就是说,CN + DB + ZZ 组合技术可以在一定程度上克服 CN 技术无法控制氨氮释放、造成上覆水硝态氮二次污染的缺陷. CN + DB + ZZ 组合技术也可以在一定程度上克服 CN + DB 组合技术无法控制氨氮释放的缺陷. CN + DB + ZZ 组合技术也可以在一定程度上克服 CN + ZZ 组合技术造成上覆水硝态氮二次污染的缺陷.因此,利用 CN + DB + ZZ 组合技术用于控制底泥中磷和氨氮的释放,具有广阔的应用前景.

4 结论

(1)向底泥中单独注入 $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 虽然可以有效地抑制底泥中磷的释放,但是会造成上覆水体的 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 污染. 向底泥中联合注入 $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 和反硝化细菌虽然可以有效地抑制底泥中磷的释放,并降低上覆水体的 NO_3^- -N 二次污染,但是仍然不可避免地会造成上覆水体的 NH_4^+ -N 污染. 注入 $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 并覆盖锆改性沸石虽然可以有效地抑制底泥中 SRP 和 NH_4^+ -N 向上覆水体的释放,但却会造成上覆水体的 NO_3^- -N 污染.

(2)向底泥中联合注入 $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 和反硝化细菌并覆盖锆改性沸石,不仅能有效地控制底泥中磷的释放,有效降低底泥中 NH_4^+ -N 向上覆水体的释放,而且与 CN 和 CN + ZZ 技术相比又能降低上覆水体的 NO_3^- -N 二次污染风险.

(3) $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ /反硝化细菌/锆改性沸石组合技术促进了底泥中反硝化细菌的繁殖,加速了底泥中硝酸盐的消耗,从而降低了上覆水体的硝态氮二次污染. 该组合技术对底泥中磷和铁同步释放的抑制、对表层底泥中 BD-P 的削减以及对表层底泥吸附磷酸盐和氨氮能力的增强,对于其控制底泥中磷和氨氮释放,是至关重要的.

参考文献:

- [1] Schindler D W. Evolution of phosphorus limitation in lakes[J]. Science, 1977, **195**(4275): 260-262.
- [2] Yang Y, Gao B, Hao H, *et al.* Nitrogen and phosphorus in sediments in China: a national-scale assessment and review[J]. Science of the Total Environment, 2017, **576**: 840-849.
- [3] 李如忠, 刘科峰, 钱靖, 等. 合肥市典型景观水体氮磷污染特征及富营养化评价[J]. 环境科学, 2014, **35**(5): 1718-1726.
- [4] Li R Z, Liu K F, Qian J, *et al.* Nitrogen and phosphate pollution characteristics and eutrophication evaluation for typical urban landscape waters in Hefei City [J]. Environmental Science, 2014, **35**(5): 1718-1726.
- [5] Moura D S, Neto I E L, Clemente A, *et al.* Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs[J]. Chemosphere, 2020, **246**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125686.
- [6] Zhu Y Y, Jin X, Tang W Z, *et al.* Comprehensive analysis of nitrogen distributions and ammonia nitrogen release fluxes in the sediments of Baiyangdian Lake, China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2019, **76**: 319-328.
- [7] Zhang L, Wang S R, Wu Z H. Coupling effect of pH and dissolved oxygen in water column on nitrogen release at water-sediment interface of Erhai Lake, China[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2014, **149**: 178-186.
- [8] Liu C, Zhong J C, Wang J J, *et al.* Fifteen-year study of environmental dredging effect on variation of nitrogen and phosphorus exchange across the sediment-water interface of an urban lake[J]. Environmental Pollution, 2016, **219**: 639-648.
- [9] Kuster A C, Kuster A T, Huser B J, *et al.* A comparison of aluminum dosing methods for reducing sediment phosphorus release in lakes [J]. Journal of Environmental Management, 2020, **261**, doi: 10.1016/j.jenvman.2020.110195.
- [10] 孙士权, 邱媛, 蒋昌波, 等. 原位技术控制湖泊沉积物中磷释放的研究[J]. 中国环境科学, 2011, **31**(5): 845-851.
- [11] Sun S Q, Qiu Y, Jiang C B, *et al.* Effect of in-situ control technology of phosphorus release in lake sediments by laboratory simulation [J]. China Environmental Science, 2011, **31**(5): 845-851.
- [12] Xu D, Ding S M, Sun Q, *et al.* Evaluation of in situ capping with clean soils to control phosphate release from sediments[J]. Science of the Total Environment, 2012, **438**: 334-341.
- [13] Yamada T M, Sueitt A P E, Beraldo D A S, *et al.* Calcium nitrate addition to control the internal load of phosphorus from sediments of a tropical eutrophic reservoir: Microcosm experiments[J]. Water Research, 2012, **46**(19): 6463-6475.
- [14] 龚佳健, 倪兆奎, 肖尚斌, 等. 覆盖材料对洱海不同湖区沉积物溶解态有机磷和无机磷释放影响及差异[J]. 环境科学, 2019, **40**(4): 1826-1833.
- [15] Gong J J, Ni Z K, Xiao S B, *et al.* Effects and differences of the release of dissolved organic and inorganic phosphorus in different sediments covered by different materials of Erhai Lake [J]. Environmental Science, 2019, **40**(4): 1826-1833.
- [16] 丁玉琴, 李大鹏, 张帅, 等. 镁改性芦苇生物炭控磷效果及其对水体修复[J]. 环境科学, 2020, **41**(4): 1692-1699.
- [17] Ding Y Q, Li D P, Zhang S, *et al.* Phosphate control effect and water body remediation of magnesium modified reed biochar[J]. Environmental Science, 2020, **41**(4): 1692-1699.
- [18] Wang Y, Ding S M, Wang D, *et al.* Static layer: a key to immobilization of phosphorus in sediments amended with lanthanum modified bentonite (Phoslock®) [J]. Chemical Engineering Journal, 2017, **325**: 49-58.
- [19] Hansen J, Reitzel K, Jensen H S, *et al.* Effects of aluminum, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake[J]. Hydrobiologia, 2003, **492**(1-3): 139-149.
- [20] Sun Q, Lin J, Cao J X, *et al.* A new method to overall immobilization of phosphorus in sediments through combined application of capping and oxidizing agents[J]. Science of the Total Environment, 2019, **694**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133770.
- [21] Yu J H, Fan C X, Zhong J C, *et al.* Evaluation of in situ simulated dredging to reduce internal nitrogen flux across the sediment-water interface in Lake Taihu, China [J]. Environmental Pollution, 2016, **214**: 866-877.
- [22] Kwon H K, Oh S J, Yang H S. Growth and uptake kinetics of nitrate and phosphate by benthic microalgae for phytoremediation

- of eutrophic coastal sediments [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **129**: 387-395.
- [19] Zhu Y Y, Shan B Q, Huang J Y, *et al.* *In situ* biochar capping is feasible to control ammonia nitrogen release from sediments evaluated by DGT [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, **374**: 811-821.
- [20] Zhu Y Y, Tang W Z, Jin X, *et al.* Using biochar capping to reduce nitrogen release from sediments in eutrophic lakes [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **646**: 93-104.
- [21] Huang T L, Xu J L, Cai D J. Efficiency of active barriers attaching biofilm as sediment capping to eliminate the internal nitrogen in eutrophic lake and canal [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, **23**(5): 738-743.
- [22] 朱广伟, 李静, 朱梦圆, 等. 锁磷剂对杭州西湖底泥磷释放的控制效果[J]. *环境科学*, 2017, **38**(4): 1451-1459.
- Zhu G W, Li J, Zhu M Y, *et al.* Efficacy of Phoslock® on the reduction of sediment phosphorus release in West Lake, Hangzhou, China [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(4): 1451-1459.
- [23] 李佳, 詹艳慧, 林建伟, 等. 锆改性沸石对太湖底泥-水系统中磷的固定作用[J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(1): 161-169.
- Li J, Zhan Y H, Lin J W, *et al.* Immobilization of phosphorus in Taihu Lake sediment-water systems by lanthanum-modified zeolite [J]. *China Environmental Science*, 2014, **34**(1): 161-169.
- [24] Gibbs M, Özkundakci D. Effects of a modified zeolite on P and N processes and fluxes across the lake sediment-water interface using core incubations [J]. *Hydrobiologia*, 2011, **661**(1): 21-35.
- [25] Yin H B, Ren C, Li W. Introducing hydrate aluminum into porous thermally-treated calcium-rich attapulgite to enhance its phosphorus sorption capacity for sediment internal loading management [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, **348**: 704-712.
- [26] Lin J W, He S Q, Zhang H H, *et al.* Effect of zirconium-modified zeolite addition on phosphorus mobilization in sediments [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **646**: 144-157.
- [27] Yang M J, Lin J W, Zhan Y H, *et al.* Immobilization of phosphorus from water and sediment using zirconium-modified zeolites [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, **22**(5): 3606-3619.
- [28] Yang M J, Lin J W, Zhan Y H, *et al.* Adsorption of phosphate from water on lake sediments amended with zirconium-modified zeolites in batch mode [J]. *Ecological Engineering*, 2014, **71**: 223-233.
- [29] 俞阳, 林建伟, 詹艳慧, 等. 静止和水动力扰动状态下锆改性沸石添加对河道底泥磷迁移转化的影响[J]. *环境科学*, 2019, **40**(3): 1337-1346.
- Yu Y, Lin J W, Zhan Y H, *et al.* Effect of zirconium-modified zeolite addition on migration and transformation of phosphorus in river sediments under static and hydrodynamic disturbance conditions [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(3): 1337-1346.
- [30] 杨孟娟, 林建伟, 詹艳慧, 等. 锆改性沸石活性覆盖控制重污染河道底泥氮磷释放研究[J]. *农业环境科学学报*, 2013, **32**(12): 2460-2470.
- Yang M J, Lin J W, Zhan Y H, *et al.* Releases of ammonium and phosphorus from river sediments capped with zirconium-modified zeolite [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, **32**(12): 2460-2470.
- [31] Fan Y, Li Y W, Wu D Y, *et al.* Application of zeolite/hydrous zirconia composite as a novel sediment capping material to immobilize phosphorus [J]. *Water Research*, 2017, **123**: 1-11.
- [32] 刘东方, 王希越, 王伟斌, 等. 天津市原位生物化学法治理修复黑臭底泥的试验研究[J]. *南水北调与水利科技*, 2019, **17**(1): 70-75, 97.
- Liu D F, Wang X Y, Wang W B, *et al.* Experimental study on in-situ biochemical treatment for remediation of black-odor river bottom sediment in Tianjin [J]. *South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology*, 2019, **17**(1): 70-75, 97.
- [33] Norgbey E, Li Y P, Ya Z, *et al.* High resolution evidence of iron-phosphorus-sulfur mobility at hypoxic sediment water interface: An insight to phosphorus remobilization using DGT-induced fluxes in sediments model [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **724**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138204.
- [34] Tran H N, You S J, Hosseini-Bandegharai A, *et al.* Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: a critical review [J]. *Water Research*, 2017, **120**: 88-116.
- [35] Gibbons K J, Bridgeman T B. Effect of temperature on phosphorus flux from anoxic western Lake Erie sediments [J]. *Water Research*, 2020, **182**, doi: 10.1016/j.watres.2020.116022.
- [36] Wang J F, Chen J G, Yu P P, *et al.* Oxygenation and synchronous control of nitrogen and phosphorus release at the sediment-water interface using oxygen nano-bubble modified material [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **725**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138258.
- [37] Wang J K, Zeng X L, Xu D Y, *et al.* Chemical fractions, diffusion flux and risk assessment of potentially toxic elements in sediments of Baiyangdian Lake, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **724**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138046.
- [38] Chen Q, Chen J A, Wang J F, *et al.* *In situ*, high-resolution evidence of phosphorus release from sediments controlled by the reductive dissolution of iron-bound phosphorus in a deep reservoir, southwestern China [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **666**: 39-45.
- [39] Gao Y L, Liang T, Tian S H, *et al.* High-resolution imaging of labile phosphorus and its relationship with iron redox state in lake sediments [J]. *Environmental Pollution*, 2016, **219**: 466-474.
- [40] Boström B, Andersen J M, Fleischer S, *et al.* Exchange of phosphorus across the sediment-water interface [J]. *Hydrobiologia*, 1988, **170**(1): 229-244.
- [41] Rydin E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment [J]. *Water Research*, 2000, **34**(7): 2037-2042.
- [42] Hemond H F, Lin K. Nitrate suppresses internal phosphorus loading in an eutrophic lake [J]. *Water Research*, 2010, **44**(12): 3645-3650.
- [43] Meis S, Spears B M, Maberly S C, *et al.* Sediment amendment with Phoslock® in Clatto Reservoir (Dundee, UK): investigating changes in sediment elemental composition and phosphorus fractionation [J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, **93**(1): 185-193.
- [44] 陈志浩, 覃云斌, 丁帮璟, 等. 宛山荡农田土壤氮迁移过程反硝化与厌氧氨氧化[J]. *环境科学*, 2020, **41**(1): 412-419.
- Chen Z H, Qin Y B, Ding B J, *et al.* Denitrification and anaerobic ammonium oxidation in soil nitrogen migration process in a farmland of Wanshandang Lake [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(1): 412-419.

- [45] Anderson C R, Condron L M, Clough T J, *et al.* Biochar induced soil microbial community change: Implications for biogeochemical cycling of carbon, nitrogen and phosphorus[J]. *Pedobiologia*, 2011, **54**(5-6): 309-320.
- [46] Ding B J, Luo W Q, Qin Y B, *et al.* Effects of the addition of nitrogen and phosphorus on anaerobic ammonium oxidation coupled with iron reduction (Feammox) in the farmland soils [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **737**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139849.
- [47] 魏艳红, 阿不都克里木·热依木, 熊鹰, 等. 三株沙漠放线菌 XJSS-21、XJSS-39 和 XJSS-58 的多相分类及特性研究[J]. *微生物学通报*, 2009, **36**(4): 569-574.
- Wei Y H, Abdukerim Rehim, Xiong Y, *et al.* Polyphasic taxonomy and characteristics of three desert actinomycosis XJSS-21, XJSS-39 and XJSS-58 [J]. *Microbiology*, 2009, **36**(4): 569-574.

《环境科学》再获“百种中国杰出学术期刊”称号

2020 年 12 月 29 日, 中国科技论文统计结果发布会在北京举行, 会议公布了“百种中国杰出学术期刊”获奖名单. 《环境科学》连续 19 次荣获“百种中国杰出学术期刊”称号. “百种中国杰出学术期刊”是根据中国科技学术期刊综合评价指标体系进行评定. 该体系利用总被引频次、影响因子、基金论文比、他引总引比等多个文献计量学指标进行统计分析, 对期刊分学科进行评比, 其评价结果客观公正, 为我国科技界公认, 并具有广泛影响.



CONTENTS

Contributors to Air Pollutant Emission Changes in Autumn and Winter in Beijing-Tianjin-Hebei and Surrounding Areas	TANG Qian, ZHENG Bo, XUE Wen-bo, <i>et al.</i> (1591)
Characteristics and Meteorological Factors of Complex Nonattainment Pollution of Atmospheric Photochemical Oxidant (O_x) and $PM_{2.5}$ in the Pearl River Delta Region, China	YAN Feng-hua, CHEN Wei-hua, CHANG Ming, <i>et al.</i> (1600)
Source Apportionment of Ozone Pollution in Guangzhou; Case Study with the Application of Lagrangian Photochemical Trajectory Model	PEI Cheng-lei, MU Jiang-shan, ZHANG Ying-nan, <i>et al.</i> (1615)
Chemical Composition and Source Analysis of $PM_{2.5}$ in Yuncheng, Shanxi Province in Autumn and Winter	ZHAO Qing, LI Xing-ru, WANG Guo-xuan, <i>et al.</i> (1626)
Temporal Trend of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Atmosphere Within 24 Hours After Snowfall	FAN Hui-ze, ZHU Fu-jie, HU Peng-tuan, <i>et al.</i> (1636)
Determination Method and Characteristics of Particle Size Multiplier of $PM_{2.5}$ in Road Dust	LI Dong, CHEN Jian-hua, ZHANG Yue-fan, <i>et al.</i> (1642)
Source Profiles and Impact of VOCs Based on Production Processes in Foundry Industries	GAO Shuang, LI Shi-bei, BO Xin, <i>et al.</i> (1649)
Emission Characteristics and Toxicity Effects of Halogenated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Coal-Fired and Waste Incineration Power Plants	NI Xiu-feng, WANG Ru-wei, CAI Fei-xuan, <i>et al.</i> (1660)
Concentration and Particle Size Distribution Characteristics of Microbial Aerosol and Bacterial Community Structure During Spring in Lanzhou City, China	ZHAO Wei, LI Jie, XIE Hui-na, <i>et al.</i> (1668)
Optimization Method and Case Study of Air Pollution Emission Spatial Pattern	LI Min-hui, LIAO Cheng-hao, CHANG Shu-cheng, <i>et al.</i> (1679)
Influence of $PM_{2.5}$ Pollution on Health Burden and Economic Loss in China	LI Yong, LIAO Qin, ZHAO Xiu-ge, <i>et al.</i> (1688)
Identify the Nitrate Sources in Different Land Use Areas Based on Multiple Isotopes	JIN Zan-fang, HU Jing, WU Ai-jing, <i>et al.</i> (1696)
Hydrochemical Characteristic and Their Controlling Factors in the Yarkant River Basin of Xinjiang	ZHANG Jie, ZHOU Jin-long, ZENG Yan-yan, <i>et al.</i> (1706)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals in the Water of Lijiang River Basin	HUANG Hong-wei, XIAO He, WANG Dun-qiu, <i>et al.</i> (1714)
Changes in Concentrations and Pollution Levels of Trace Elements of Floodplain Sediments of Poyang Lake Basin in Recent Twenty Years	LI Kuo, YANG Ke, PENG Min, <i>et al.</i> (1724)
Hydrochemical and Isotopic Characteristics in the Shallow Groundwater of the Fenhe River Basin and Indicative Significance	LIU Xin, XIANG Wei, SI Bing-cheng (1739)
Major Ionic Characteristics and Factors of Karst Groundwater at Huixian Karst Wetland, China	LI Jun, ZOU Sheng-zhang, ZHAO Yi, <i>et al.</i> (1750)
Hydrochemistry Characteristics and Estimation of the Dissolved Inorganic Carbon Flux in the Caohai Lake Wetland Catchment of Guizhou Province	CAO Xing-xing, WU Pan, YANG Shi-di, <i>et al.</i> (1761)
Concentration Levels and Potential Ecological Risks of Current Use Pesticides in the Surface Seawater of Typical Liaoning Sea Areas	DU Jing, HU Chao-kui, XIE Huai-jun, <i>et al.</i> (1772)
Levels, Characteristics, and Potential Source of Micro(meso)plastic Pollution of Soil in Liaohe River Basin	HAN Li-hua, XU Li, LI Qiao-ling, <i>et al.</i> (1781)
PAHs Pollution Characteristics and Source Analysis of Typical Lake and Reservoir Sediments in Jin-Ji-Liao Area	WU Peng, LU Yi-ren, LI Hui, <i>et al.</i> (1791)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Organophosphate Esters in Rivers and Water Body Around Taihu Lake	ZHANG Wen-ping, ZHANG Zhen-fei, GUO Chang-sheng, <i>et al.</i> (1801)
Spatiotemporal Distributions and Ecological Risk Assessments of Typical Antibiotics in Surface Water of Taihu Lake	DING Jian-nan, LIU Shu-jiao, ZOU Jie-ming, <i>et al.</i> (1811)
Characteristics of Volatile Organic Compounds Pollution and Risk Assessment of Nansi Lake in Huaihe River Basin	CHENG Yun-xuan, GAO Qiu-sheng, LI Jie, <i>et al.</i> (1820)
Distribution, Source, and Ecological Risk Evaluation of the PAHs and PCBs in the Sediments from Sanya River	ZHAN Yong, WEI Ting-ting, YE Hui-bin, <i>et al.</i> (1830)
Spatiotemporal Change and Source Apportionment of Non-point Source Nitrogen and Phosphorus Pollution Loads in the Three Gorges Reservoir Area	LI Ming-long, JIA Meng-dan, SUN Tian-cheng, <i>et al.</i> (1839)
Effect of the Combined Use of Denitrifying Bacteria, Calcium Nitrate, and Zirconium-Modified Zeolite on the Mobilization of Nitrogen and Phosphorus in Sediments and Evaluation of Its Nitrate-Nitrogen Releasing Risk	XIN Hui-min, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui (1847)
Combined Remediation of Eutrophic Water by Phoslock® and Aerobic Denitrifying Bacteria	LI Bing-tang, ZHOU Zhi-qin, Ravi Naidu, <i>et al.</i> (1861)
Biodegradation of Algae-derived Organic Matter (I-DOM) from Lake Taihu	ZHANG Qiao-ying, SUN Wei, DU Ying-xun, <i>et al.</i> (1870)
Structure Characteristics and Driving Variables of Epilithic Algae Community in Lhasa River Basin of Qinghai-Tibet Plateau	WEI Jun-wei, LI Hong-ran, WANG Xing-zhong, <i>et al.</i> (1879)
Spectral Characteristics and Sources of Dissolved Organic Matter from Landscape River During Flood Season in Suzhou Based on EEMs and UV-vis	HE Jie, ZHU Xue-hui, WEI Bin, <i>et al.</i> (1889)
Adsorption and Desorption Behaviors of Antibiotics on TWP and PVC Particles Before and After Aging	FAN Xiu-lei, ZOU Ye-feng, LIU Jia-qiang, <i>et al.</i> (1901)
Synthesis of Magnetic Iron Modifying Biochar for Ammonia Nitrogen Removal from Water	WANG Fang-jun, SANG Qian-qian, DENG Ying, <i>et al.</i> (1913)
Seasonal Effects of Influent Ammonia Oxidizing Bacteria of Municipal Wastewater Treatment Plants on Activated Sludge System	YU Li-fang, WANG Yu, HUA Si-si, <i>et al.</i> (1923)
Analysis of Performance and Microbial Diversity of ANAMMOX Sludge Based on Particle Size Differentiation	WANG Xiao-tong, YANG Hong (1930)
Effects of Chlorine Dioxide Disinfection on the Profile of the Super Antibiotic Resistance Genes in a Wastewater Treatment Plant	CHENG Chun-yan, LI Hai-bei, LIANG Yong-bing, <i>et al.</i> (1939)
Effects of PES and 2,4-DCP on the Extracellular Polymeric Substances and Microbial Community of Anaerobic Granular Sludge	LIN Xu-meng, SU Cheng-yuan, WU Shu-min, <i>et al.</i> (1946)
Characteristics of Sludge and Associated Risk Assessment of Urban Sewage Treatment Plants	LI Juan, LI Jin-xiang, YANG Yan-yan (1956)
Effects of Climate Warming on the Key Process and Index of Black Soil Carbon and Nitrogen Cycle During Freezing Period	WANG Zi-long, LIU Chuan-xing, JIANG Qiu-xiang, <i>et al.</i> (1967)
Effects of Combined Application of Biogas Slurry and Straw on the Migration and Fractions of Soil Heavy Metals in Rice-wheat Rotation System in Coastal Reclamation Areas	WANG Wei, ZHOU Jun-nan, TANG Yi-fan, <i>et al.</i> (1979)
Geochemical Survey Method of Land Quality in Land Parcel Scale City: A Case Study of the Initial Area of the Xiong'an New District	ZHOU Ya-long, GUO Zhi-juan, LIU Fei, <i>et al.</i> (1989)
Potential Ecological Risk Assessment and Source Analysis of Heavy Metals in Soil-crop System in Xiong'an New District	ZHOU Ya-long, YANG Zhi-bin, WANG Qiao-lin, <i>et al.</i> (2003)
Cadmium Accumulation Characteristics and Impacting Factors of Different Rice Varieties Under Paddy Soils with High Geological Backgrounds	DAI Zi-wen, FANG Cheng, SUN Bin, <i>et al.</i> (2016)
Effects of Different Exogenous Selenium Species Application on Growth and Cadmium Uptake of Pak Choi in Cadmium Contaminated Soil	LIU Yang, QI Ming-xing, WANG Min, <i>et al.</i> (2024)
Influencing Factors of Cadmium Bioaccumulation Factor in Crops	CHEN Jie, WANG Juan, WANG Yi-wen, <i>et al.</i> (2031)
Effects of Different Exogenous Plant Hormones on the Antioxidant System and Cd Absorption and Accumulation of Rice Seedlings Under Cd Stress	ZHANG Sheng-nan, HUANG Yi-zong, LI Yan, <i>et al.</i> (2040)
Effects of Different Organic Materials on Absorption and Translocation of Arsenic and Cadmium in Rice	LI Kai-ye, ZHAO Ting-ting, CHEN Jia, <i>et al.</i> (2047)
Soil Fungal Community Structure and Functional Diversity in a Copper Tailing Dam and Its Surrounding Areas	CHEN Jian-wen, ZHANG Hong, LI Jun-jian, <i>et al.</i> (2056)
Potential of Arbuscular Mycorrhizal Fungi, Biochar, and Combined Amendment on Sandy Soil Improvement Driven by Microbial Community	ZHANG Zhe-chao, YANG Jiu-yang, HAO Bai-hui, <i>et al.</i> (2066)
Animal Manure Fertilization Promotes Antibiotic Resistance Gene Dissemination Among Manure, Soil, and Vegetables	ZHANG Hong-na, DONG Meng-jie, ZHOU Yu-fa, <i>et al.</i> (2080)
Establishment and Application of Performance Evaluation and Obstacle Diagnosis Model for Regional Water Ecological Civilization Construction	WAN Bing-tong, BAO Xue-ying, ZHAO Jian-chang, <i>et al.</i> (2089)