

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)	

锁磷剂联合好氧反硝化菌修复富营养化水体

李炳堂¹, 周志勤¹, Ravi Naidu², 胡智泉^{1*}, 郭大滨¹, 陈嘉鑫¹

(1. 华中科技大学环境科学与工程学院, 武汉 430074; 2. Cooperative Research Center for Contamination Assessment and Remediation, University of South Australia Mawson Lakes, Australia)

摘要: 氮磷是造成水体富营养化的主要原因, 单一治理方法常常难以同时有效去除氮磷. 本文利用 1 株分离自富营养化水体的好氧反硝化菌株 (AD-19) 构建固定化菌膜, 并与锁磷剂 Phoslock[®] 联合修复富营养化水体, 研究了 Phoslock[®] 的控磷效能和反硝化菌的脱氮性能及二者联合作用时对富营养化水体的修复效果. 结果表明, 在投加比例为 80 (Phoslock[®] 与 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的质量比) 的条件下, Phoslock[®] 对模拟富营养化水体中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率可达 95% 以上, 并能有效抑制底泥中磷的释放. 好氧反硝化菌 AD-19 具有较好的异养硝化-好氧反硝化功能, 在以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 或 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 为唯一氮源条件下生长良好并能去除 97% 以上的氮, 经 16S rDNA 鉴定该菌株属于假单胞菌属 (*Pseudomonas* sp.). 利用湖泊模拟装置论证了 Phoslock[®] 联合固定化菌膜修复富营养化水体的可行性, 进一步地, 利用该技术对武汉市某公园内富营养化池塘进行修复治理, 经过 16 d 的处理, 氮磷等水质指标从劣 V 类地表水提升至 III 类, 并持续稳定 270 d 以上, 证明 Phoslock[®] 联合固定化菌膜可快速和有效地修复富营养化水体, 并保持水质长期稳定.

关键词: 富营养化; 锁磷剂; 好氧反硝化菌; 生物膜; 水体修复

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)04-1861-09 DOI: 10.13227/j.hj.kx.202008232

Combined Remediation of Eutrophic Water by Phoslock[®] and Aerobic Denitrifying Bacteria

LI Bing-tang¹, ZHOU Zhi-qin¹, Ravi Naidu², HU Zhi-quan^{1*}, GUO Da-bin¹, CHEN Jia-xin¹

(1. School of Environmental Science & Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, China; 2. Cooperative Research Center for Contamination Assessment and Remediation, University of South Australia Mawson Lakes, Australia)

Abstract: Nitrogen and phosphorus are the leading causes of water eutrophication, and it is challenging to remove nitrogen and phosphorus effectively through a single water remediation method. In this study, an aerobic denitrifying bacterium (AD-19) isolated from eutrophic water was used to construct an immobilized biofilm and combined with Phoslock[®] to remove nitrogen and phosphorus from the water. The phosphorus control efficiency of Phoslock[®], nitrogen removal performance of the denitrifying bacteria, and combined remediation performance for the eutrophic water were studied. The results demonstrated that the removal rate of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ in the simulated eutrophic water reached 95% with a dosing ratio of 80 (mass ratio of Phoslock[®] to $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$), and phosphorus release from sediment was effectively inhibited at the same time. Strain AD-19, which was identified as *Pseudomonas* sp. Using the 16S rDNA method, had a good heterotrophic nitrification and aerobic denitrification ability, and more than 97% of the nitrogen was removed when $\text{NH}_4^+\text{-N}$ or $\text{NO}_3^-\text{-N}$ was used as the nitrogen source. The feasibility of the combined remediation of the eutrophic water was demonstrated using a lake simulation device. Furthermore, this technique was used to restore a eutrophic pond in a park in Wuhan city. After 16 days of treatment, the water quality indices for nitrogen and phosphorus were improved from worse than Grade V to Grade III (GB 3838-2002, Ministry of Environmental Protection of China, 2002) and remained stable for more than 270 days, indicating that Phoslock[®] combined with the immobilized biofilm could quickly and effectively restore eutrophic water as well as maintain the water quality for long periods.

Key words: eutrophication; Phoslock[®]; aerobic denitrifying bacterium; biofilm; water restoration

水体富营养化是全球水资源管理所面临的最严重问题之一^[1], 2019 年生态环境部对我国 110 个重要湖泊或水库营养状态监测结果显示, 处于中营养状态的湖泊或水库占比为 62.6%, 比上一年增加 0.9%, 其中轻度富营养化水体有 25 处, 中度富营养化水体有 6 处^[2]. 水体富营养化会导致藻类大量繁殖, 产生藻毒素等有害物质, 对水生生态系统造成巨大威胁^[3,4]. 目前对富营养化水体的治理多以去除或固定水中氮磷元素为目标^[5~7], 主要方法包括物理法、化学法和生物法^[8]. 理化方法如清淤疏浚与

混凝沉淀等, 可以快速治理水华, 降低污染物浓度, 但工程量大, 存在二次污染风险, 且理化法对氮的去除效果一般较差. 生物法利用水生生物的代谢活动去除氮磷, 抑制藻类生长, 典型技术如生态浮床^[9]、人工湿地^[10]、生物膜^[11]及生物操纵^[12]等. 相较于理

收稿日期: 2020-08-23; 修订日期: 2020-09-26

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2019YFA09005504); 中央高校基本科研基金项目 (2017KFKJFP002)

作者简介: 李炳堂 (1988~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为水体生态修复, E-mail: libingtang@hust.edu.cn

* 通信作者, E-mail: huzq@hust.edu.cn

化法,生物法具有成本低、环境友好和综合效益高等优点,但治理周期长,修复效果受外部环境影响大.另一方面,生态浮床与人工湿地等生物修复法后期需要收割植物回收氮磷,劳动强度较大,而传统生物膜及生物操纵法只是将氮磷元素转移至生物体内,存在二次释放的风险.因此,对于富营养化水体中氮磷的去除,需要将理化方法与生物方法结合使用. Phoslock® 是澳大利亚联邦科学与工业研究组织(CSIRO)于20世纪90年代开发的新型除磷剂,其主要成分为镧改性膨润土,通过镧离子与磷酸根离子反应形成磷镧络矿等难溶化合物从而去除水体中的磷^[13, 14].作为一种较为成熟的水体固磷产品, Phoslock® 已在全球300多个富营养化水体修复工程中得到应用^[15, 16]. Phoslock® 对水体中磷的去除效果较好,但却不能有效去除水体中的氮.

本研究利用团队前期筛选的1株好氧反硝化细菌(AD-19),构建固定化生物膜用于水体脱氮,并与 Phoslock® 联合去除富营养化水体中氮磷污染物,探究了 Phoslock® 控磷抑磷能力及 AD-19 菌的好氧反硝化脱氮性能,并对二者联用处理富营养化水体的长期效能进行了研究,以期富营养化水体原位修复提供一些参考.

1 材料与方法

1.1 实验材料

本实验所用原水及底泥取自武汉市某重度富营养化河流,水体呈黑臭状态,主要水质指标为

($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$): COD 126 ~ 178、TN 13.6 ~ 27.6、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 9.2 ~ 24.3、TP 1.4 ~ 1.89 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 1.13 ~ 1.5; 底泥含水率 55%, 密度为 $1.22 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$, TN 和 TP 含量(干重)分别为 $5600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $1130 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 所用富营养化模拟水体水质为($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$): COD 150、TN 20、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 15、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 5 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 1.5.

本实验中 BC 型生物膜填料购自宜兴阳源环境工程有限公司,该填料主要成分为聚丙烯碳素纤维. 填料宽度为 70 ~ 80 mm, 中心绳两边碳素纤维丝的直径约 50 μm , 填料的比表面积为 $500 \sim 600 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$.

本实验中所用的 NaOH、 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 及 KH_2PO_4 等化学试剂均为分析纯,购自国药集团化学试剂有限公司. 所用的锁磷剂 Phoslock® 由澳大利亚环境污染评估与修复联合研究中心(CRC CARE)提供,其中镧元素质量分数为 5%.

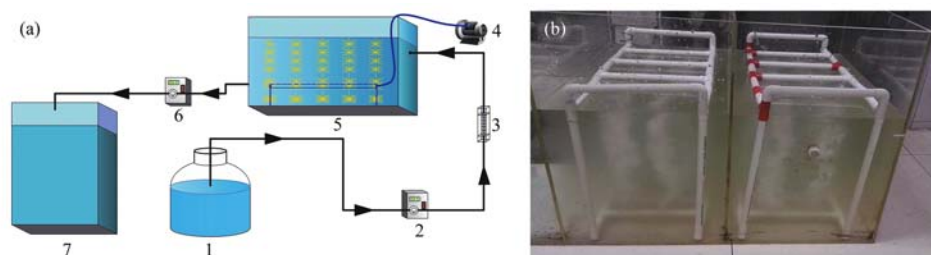
1.2 实验装置

湖泊模拟序批式生物膜反应器如图 1 所示,反应器由透明有机玻璃制成,长×宽×高为 $0.5 \text{ m} \times 0.3 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$, 容积为 75 L (有效容积 60 L), 主要组成包括配水系统、生物膜反应系统和曝气系统.

1.3 实验方法

1.3.1 底泥中磷形态分析

底泥沉积物中含磷污染物的形态分为总磷(TP)、无机态磷(IP)、有机态磷(OP)、铁铝结合态磷(Fe/Al-P)及钙结合态磷(Ca-P)^[17]. 不同形态磷的分离参照欧洲标准测试委员会推荐的 SMT 分离法^[18].



(a) 反应器构成, (b) 反应器实物; 1. 储水桶; 2. 进水泵; 3. 流量计; 4. 增氧泵; 5. 固定化生物膜反应器; 6. 出水泵; 7. 集水箱

图1 序批式生物膜反应器构成与实物

Fig. 1 Structure diagram and physical photo of experimental device

1.3.2 Phoslock® 控磷实验

(1) 于 1 L 锥形瓶中加入 0.6 L 氮磷混合溶液(其中 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 质量浓度为 $1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度为 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pH 调至 7.0 ± 0.2), 分别向锥形瓶中投加一定质量的 Phoslock®, 使得溶液中 Phoslock® 与 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 质量比分别为 0、20、40、60、80、100、120 和 140, 搅拌均匀置于 20°C 水浴振荡 24 h 后取上清液测 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的质量浓度.

(2) 取富营养化水体上覆水与底泥分别置于 3

个烧杯(编号 I、II 及 III, 容积均为 2 L)中, 其中 I 加入 1.2 L 原水 + Phoslock®; II 加入 1.2 L 原水 + 0.2 L 底泥 + Phoslock®; III 加入 1.2 L 原水 + 0.2 L 底泥. Phoslock® 的投加量根据步骤(1)所得的最佳质量比确定, 每组设置 3 个平行样, 测定不同烧杯上覆水中 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 质量浓度随时间变化情况.

1.3.3 好氧反硝化菌脱氮性能测试及挂膜驯化

(1) 以 250 mL 锥形瓶为反应器, 加入 100 mL 异养硝化-好氧反硝培养液(其中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 及 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质

量浓度均设置为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 其他组分参照文献 [19] 设置), 接种 2 mL AD-19 菌液 ($D_{600} = 1.0$, 菌活数约为 $2 \times 10^8 \text{ CFU} \cdot \text{mL}^{-1}$, 下同) 后放入恒温振荡器, 在 30°C 与 $120 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 条件下培养 56 h , 设置 3 组平行样, 每隔一定时间取样检测上清液中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 TN 和 COD 等指标的质量浓度。

(2) 在序批式反应器中布设 BC 型生物膜填料, 然后向反应器中加入 45 L 富集培养液 (组分参照文献 [19]), 按 2% 比例接种 AD-19 菌液进行挂膜, 水温为室温 ($12 \sim 18^\circ\text{C}$), 对反应器进行间歇曝气, 保持水中 DO 质量浓度在 $1.5 \sim 4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间。每隔 3 d 更换培养液并接种好氧反硝化菌后继续挂膜, 根据生物膜的成膜情况确定挂膜周期。待挂膜结束后, 以模拟富营养化水体替代培养液, 并连续取样检测模拟水体中 COD 、 TN 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 及 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的质量浓度变化。模拟进水分 3 批次投加, 每次加入 45 L , 处理 48 h 后进行换水。

1.3.4 Phoslock®-固定化菌膜处理富营养化水体

设置 3 组序批式反应器 A、B 及 C, 每个反应器中加入富营养化原水 45 L , 并在反应器底部铺设 $5 \sim 7 \text{ cm}$ 底泥, 其中 A 反应器同时加入 Phoslock® 与驯化好的生物膜, B 反应器单独投加生物膜, C 为空白对照, 加入未挂膜的填料。对反应器进行间歇曝气, 维持系统内 DO 质量浓度在 $1.5 \sim 4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间。每隔 1 d 换一次水并取样检测 TN 、 TP 等水质指标, 考察连续进水条件下系统对氮磷的去除能力, 整个过程持续 30 d。Phoslock® 的用量根据进水所含总磷量与底泥含磷量计算, 一次性投加至反应器中。

1.4 分析测试方法

COD 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 TN 及 TP 等水质指标分别采用重铬酸钾法、纳氏试剂分光光度法、紫外分光光度法、 N -(1-萘基)-乙二胺光度法、碱性

过硫酸钾消解-紫外分光光度法及钼酸铵分光光度法等方法测定, D_{600} 采用分光光度计 (UV-1100, 中国上海) 测定。菌株鉴定及生物膜的群落构成采用高通量测序 (Illumina MiSeq, 美国) 进行分析, 测序工作由上海美吉生物医药科技有限公司完成。菌株的 16S rDNA 测序结果递交至 NCBI 数据库进行比对并利用 MEGA5.0 软件, 以 Neighbor-joining 法构建系统发育树。

2 结果与讨论

2.1 Phoslock® 控磷效能分析

从图 2 可知, 底泥沉积物中磷的形态主要包括无机态磷 (IP)、铁铝结合态磷 (Fe/Al-P)、钙结合态磷 (Ca-P) 及有机态磷 (OP)。一般情况下, Ca-P 结构稳定, 不溶于水, 而 Fe/Al-P 由于易受水体 pH 与温度等环境因素影响, 多数研究认为其属于可释放形态的磷^[20], 因此本文在计算内源磷释放时主要考虑 IP 及 Fe/Al-P 的影响。

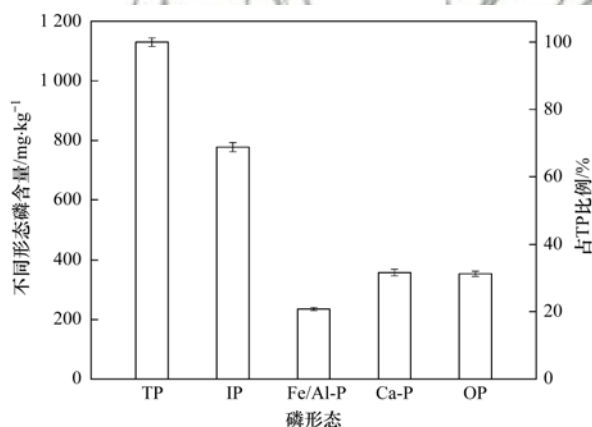


图 2 底泥沉积物中不同形态磷的分布

Fig. 2 Distribution of different forms of phosphorus in sediment

图 3 揭示了 Phoslock® 投加量对水体中可溶性磷酸盐的去除能力, 可以看出, 水中 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 质量浓度随着 Phoslock® 投量增加而降低, 当 Phoslock® 与

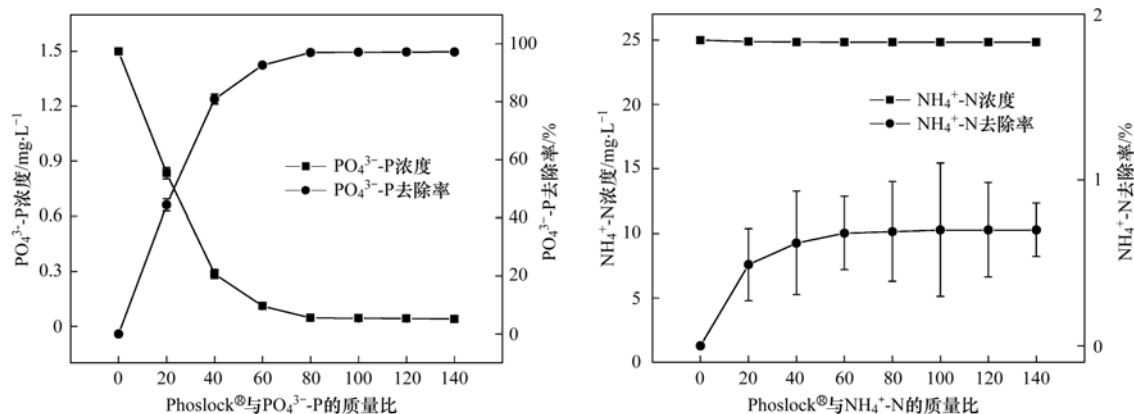


图 3 Phoslock® 投加比例对 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 及 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除效果的影响

Fig. 3 Effects of Phoslock® dosing ratios on the removal of $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$

PO_4^{3-} -P质量比(PO_4^{3-} -P质量以P计)达到80时,进一步提高 Phoslock[®] 投加量, PO_4^{3-} -P质量浓度基本不变,此时 PO_4^{3-} -P的去除率为96.9%。Phoslock[®] 对 NH_4^+ -N去除效果很弱,最大去除率在0.7%~1.5%之间。综合考虑去除效率和经济成本,Phoslock[®] 最佳投加比例为80(Phoslock[®] 与 PO_4^{3-} -P的质量比)。

图4反映了 Phoslock[®] 的控磷效果,从中可知,I、II和III这3种条件下上覆水中 PO_4^{3-} -P质量浓度均呈下降趋势。I和II条件下, PO_4^{3-} -P质量浓度迅速下降,随后基本稳定在 $0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,而在III条件下由于扰动, PO_4^{3-} -P质量浓度先上升至 $1.52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,然后下降至 $1.28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,最后在 $1.25 \sim 1.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间波动。这种现象说明,在不加 Phoslock[®] 条件下,上覆水中 PO_4^{3-} -P质量浓度受底泥内源磷释放的影响较大,而加入 Phoslock[®] 后既可以降低上覆水中 PO_4^{3-} -P质量浓度,又能抑制底泥内源磷释放,最终使水体中 PO_4^{3-} -P保持在较低浓度水平。

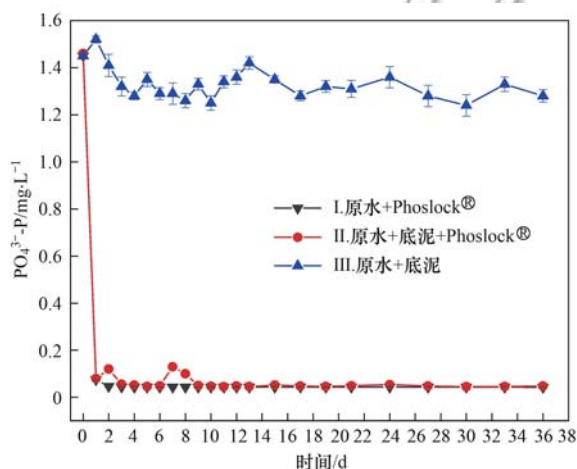


图4 Phoslock[®] 控磷抑磷效果

Fig. 4 Effect of Phoslock[®] on phosphorus control

2.2 好氧反硝化菌的鉴定及其脱氮性能分析

本实验所选菌种来自于团队前期筛选的好氧反硝化菌,命名为AD-19,其最适生长温度为 30°C ,在

4~14的C/N范围内能良好生长,C/N为10时脱氮效率最佳。将AD-19的部分16S rDNA序列(1350 bp)提交至GenBank,并与已知基因序列进行BLAST同源性分析。结果表明,该菌株与假单胞菌属(*Pseudomonas* sp.)最为接近,同源性达到98.4%,系统进化树分析也显示该菌株与*Pseudomonas mendocina*(Accession: NZ 134290.1)具有较近的亲缘关系(图5)。因此,初步鉴定该菌株属于假单胞菌属,并在GenBank上进行注册,登记号为MT898541。

图6反映了AD-19在以 NH_4^+ -N或 NO_3^- -N为唯一氮源时的生长情况及对氮的去除能力。从中可知,AD-19在以 NH_4^+ -N或 NO_3^- -N为唯一氮源时均能较好地生长,在48 h内对 NH_4^+ -N及 NO_3^- -N的去除率分别为97.8%和99.5%。当以 NH_4^+ -N为氮源时,经过24 h后 D_{600} 从最初的0.006增加至1.54,在8~16 h之间达到最大生长速率 0.103 h^{-1} ; NH_4^+ -N质量浓度则不断下降,在16~24 h之间达到最大去除速率 $4.63 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$,之后由于细菌进入稳定期, NH_4^+ -N质量浓度在继续降低至 $2.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 后趋于稳定。随后由于细菌进入衰亡期,反硝化能力下降,且死亡的细菌释放出 NH_4^+ -N,导致 NH_4^+ -N质量浓度出现回升^[21]。在接种AD-19后32 h内约95%左右的 NH_4^+ -N被去除,平均去除速率为 $2.97 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$,高于先前报道的*Diaboli* SF16 [$2.29 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$]^[22]和*Pseudomonas* sp. ADN-42 [$1.38 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$]^[23]等细菌。在 NH_4^+ -N去除整个反应过程中未检测到 NO_3^- -N,而 NO_2^- -N质量浓度在短暂上升后迅速下降趋于0,这与琼氏不动杆菌YB(*Acinetobacter junii* YB)^[24]和贪铜菌S1(*Cupriavidus* sp. S1)^[25]对于 NH_4^+ -N的去除情况类似,可能的原因是 NH_4^+ -N被氧化为 NO_2^- -N后迅速通过反硝化作用转化为含氮气体^[26]。当以 NO_3^- -N为氮源时,AD-19能很快地生长并对 NO_3^- -N进行去除,在接种32 h

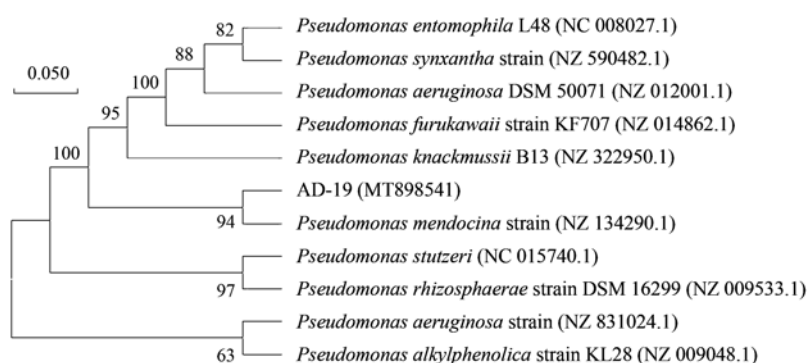


图5 菌株AD-19系统进化树分析

Fig. 5 Phylogenetic tree analysis of strain AD-19

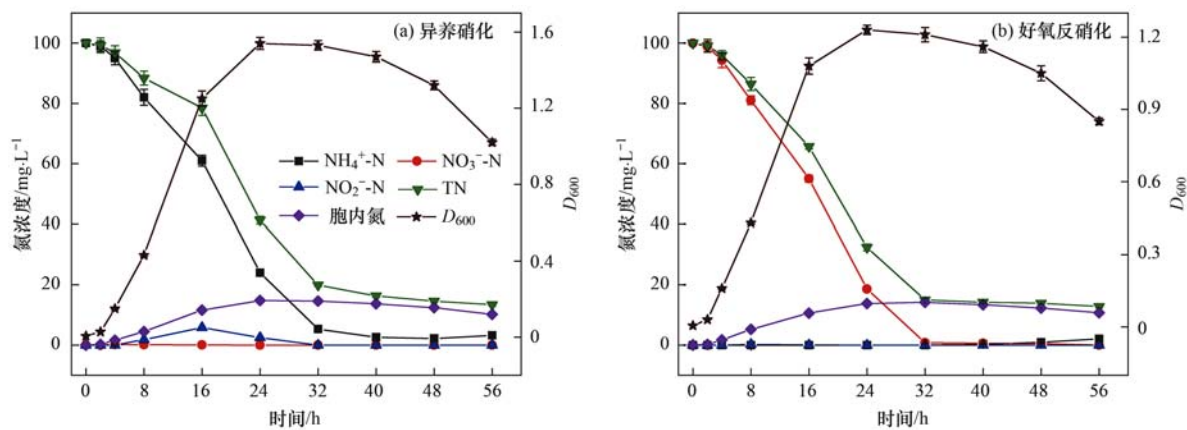


图6 菌株 AD-19 的异养硝化与好氧反硝化测试

Fig. 6 Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification of strain AD-19

后其对 NO_3^- -N去除率接近99%,且在反应过程中几乎未观察到 NO_2^- -N的积累,证明了AD-19具有较强的好氧反硝化能力^[27].以 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N为氮源时,AD-19胞内氮占TN最大质量分数分别为14.8%与14.2%,说明大部分氮通过反硝化作用被去除,微生物同化的氮只占一小部分,避免了后期生物膜脱落与分解导致大量氮释放.

2.3 菌膜固定化强化污染物去除

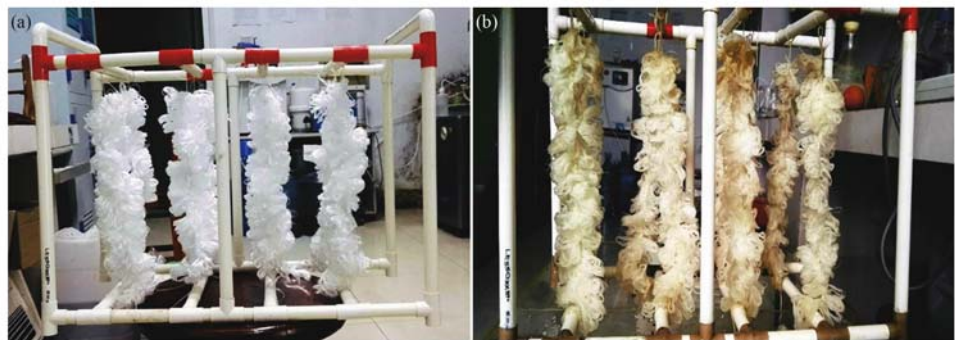
挂膜初期,生物膜填料无明显变化,之后载体表面颜色逐渐加深,当挂膜实验持续至第3周期时,填料呈淡黄色,表面出现较多黏稠状絮体(图7),此时挂膜工序完成.

图8反映了批次换水条件下AD-19菌膜对污染物的去除效果,从中可知,菌膜固定化装置对3批次模拟富营养化水体中COD的去除率约为74.3%~83.9%,对 NH_4^+ -N去除率约为85.3%~89.5%,对TN去除率约为88%~91.4%,但对TP去除效果较差,最大去除率小于2%,并且在第3次换水后TP去除率出现负值.这是因为挂膜结束后填料上的生物膜基本稳定,后续只有少量生物膜脱落和生长,因此对磷的需求量较少,另一方面脱落的生物膜不断积累并分解,释放的磷进入水体导致TP质量浓度升

高.COD和氮的去除主要通过生物膜上细菌的呼吸作用和反硝化作用,稳定期的生物膜上微生物新陈代谢较强,因此COD和氮的去除效率较高.对每次换水后出水中COD、 NH_4^+ -N及TN等指标进行差异性分析,结果显示换水对出水水质指标无明显影响($P>0.05$),说明菌膜固定化装置在实际应用中可多次循环利用.

2.4 Phoslock®-菌膜固定化联合修复富营养化水体

图9揭示了Phoslock®联合固定化菌膜对富营养化水体的长期修复效果.从中可知,Phoslock®的投加在初期降低了生物膜的脱氮效率,可能原因是一些Phoslock®吸附到生物膜表面,造成生物膜与水体物质交换能力下降,但经过短暂调整后,生物膜脱氮能力得到恢复,并最终与单生物膜组效果相当.对照组的TN质量浓度波动较大,前期以下降趋势为主,TN去除率<20%,后期出水TN质量浓度出现上升,这是因为对照组填料上初期会有大量微生物附着形成生物膜,消耗一部分氮,随着成熟生物膜脱落与分解,导致出水TN质量浓度升高. Phoslock®的投加可使出水TP质量浓度长时间保持在 $0.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,但由于脱落生物膜分解释放出磷,Phoslock®的磷吸附容量在一段时间后趋于饱和,导



(a)挂膜前的BC型填料;(b)挂膜9 d后的BC型填料

图7 挂膜前后填料外观

Fig. 7 Appearance of fillers before and after biofilm formation

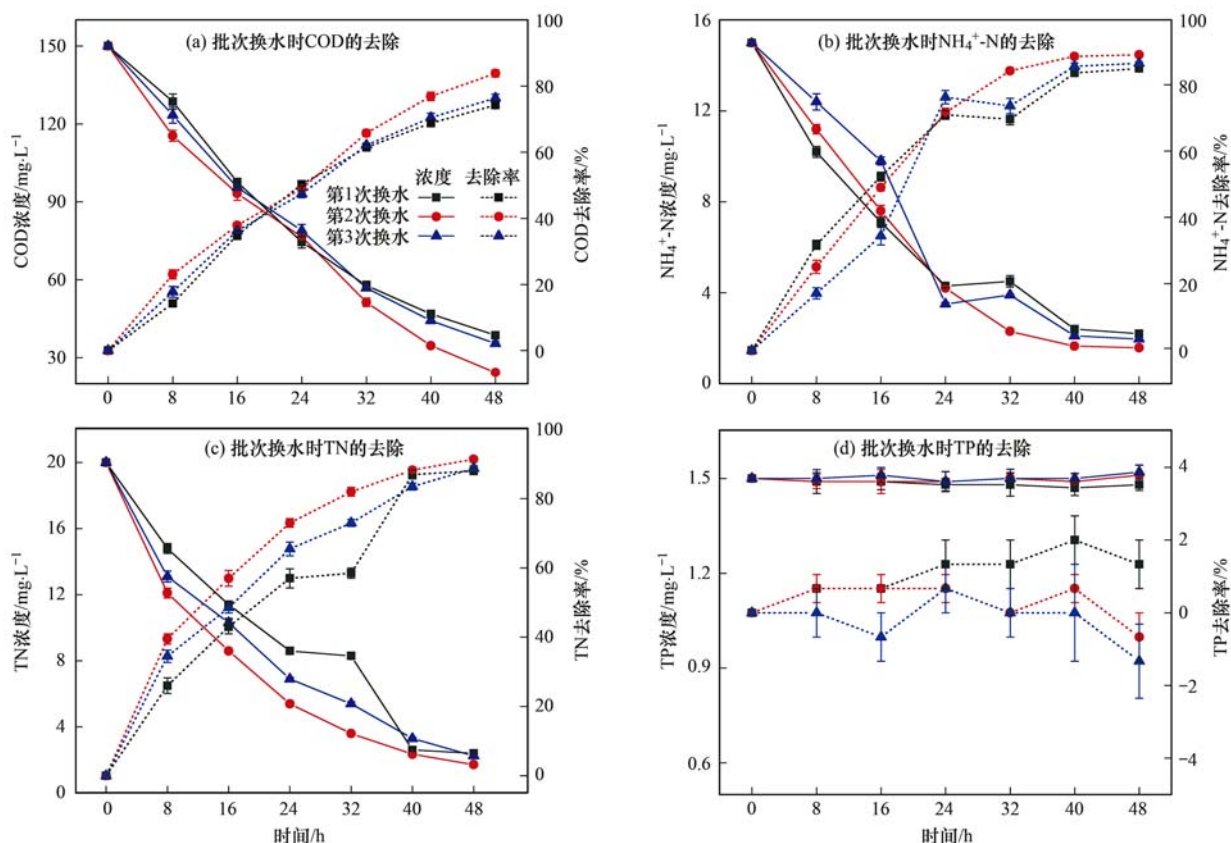


图8 批次进水时菌膜对污染物的去除效果

Fig. 8 Removal efficiency of nutrients by biofilm with batch influent

致出水 TP 质量浓度上升,并最终在第 28 d 达到 0.4 mg·L⁻¹.而未加 Phoslock® 的单生物膜组和对照组对 TP 去除效果均较差,单生物膜组在前期由于新的微生物生长,出水 TP 出现下降,但随着膜的成熟与脱落,出水 TP 质量浓度不断升高,对照组与单生物膜组变化趋势类似,二者在第 30 d 时出水 TP 质量浓度均超过进水.

采用高通量测序方法对几种生物膜上的菌群结构进行分析(图 10),结果表明,利用富集培养液挂

膜(FJGM)后,填料上主要微生物菌属为 *Pseudomonas*,相对丰度占整个菌群比例达到 95.6%.单独使用菌膜(JM)及使用菌膜+Phoslock®(SL+JM)对富营养化水体进行处理时,生物膜上主要菌群种类变化不大,但 JM 上 *Pseudomonas* 属细菌占比明显多于 SL+JM,说明 Phoslock® 对 AD-19 的生长可能存在抑制作用.相较于 FJGM, JM 及 SL+JM 上 *Pseudomonas* 属细菌相对丰度均大大降低,分别为 9.16% 和 7.12%,这是

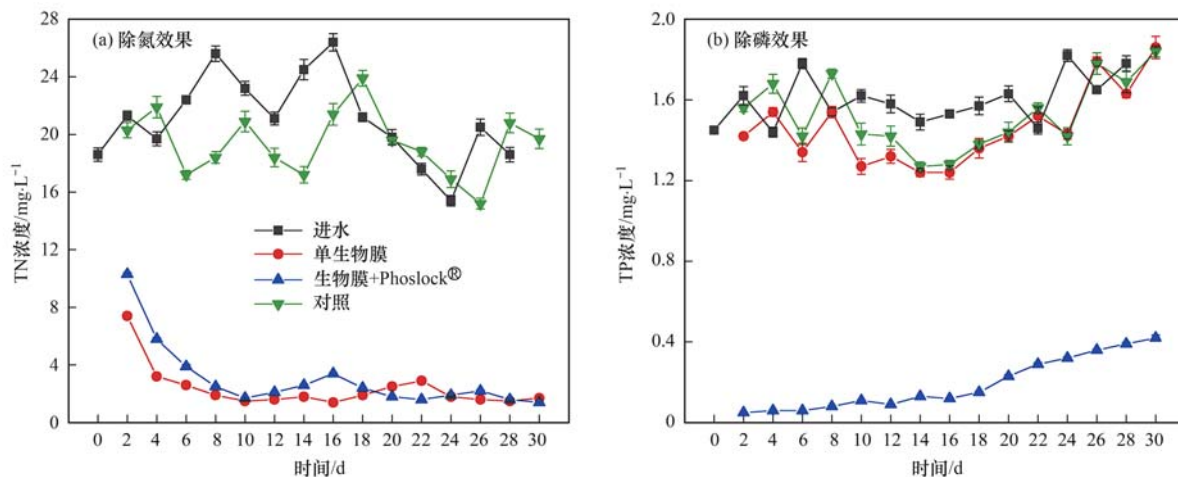


图9 Phoslock® + 菌膜联合修复富营养化水体

Fig. 9 Combined remediation of eutrophic water by Phoslock® and biofilm

因为填料是一种良好的生物载体,随着水质变好,底泥中丰富的微生物附着在填料上并生长繁殖,导致生物膜上生物种类及生物量增多^[28],另一方面其他微生物的生长对 AD-2 可能产生抑制作用,最终导致 AD-2 在整个菌群中占比降低. 与 JM 及 SL + JM 相比,空白对照组生物膜 (KBDZ) 上生物多样性较

低,*Pseudomonas* 属细菌占比仅为 0.2%,优势菌属 *Trichococcus* 与 *Hydrogenophaga* 占比接近 80%,对其他物种产生明显抑制作用. 高通量测序结果表明,AD-19 菌经过富集挂膜后能在富营养化水体中长期生存,并能显著提高生物膜上物种多样性,强化生物膜对水体污染物的处理能力.

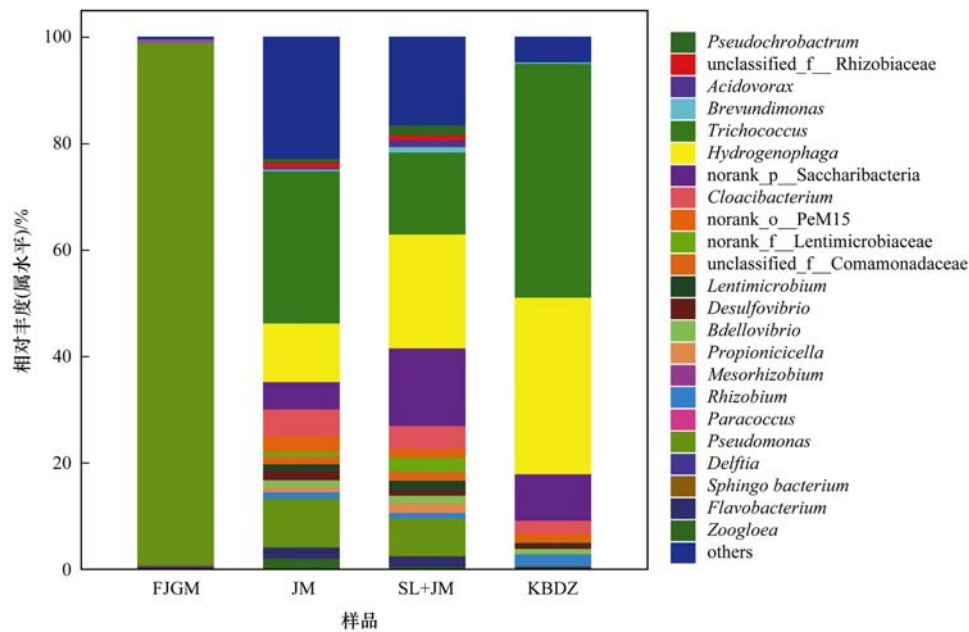


图 10 不同样品属水平菌群分析
Fig. 10 Analysis of flora in different samples

2.5 Phoslock®-菌膜固定化技术中试应用

中试研究于 2019 年 10 月开展,修复水体为武汉市某公园内的一个池塘,面积约 300 m²,平均水深 0.6 m. 由于水域封闭,周边枯枝落叶在池底积累,导致水体水质变差,主要水质指标 (mg·L⁻¹): COD 72、TN 2.56、NH₄⁺-N 2.35 及 TP 1.05. 底泥平均厚度为 0.25 m,含水率 68.4%,密度 1.18 g·cm⁻³,底泥(烘干)中 TP 含量为 920 mg·kg⁻¹,其中 IP 及 Fe-Al/P 占比分别为 52.3% 与 9.8%,通过静态释放实验得到底泥(含间隙水)最大释磷量为 3.6 mg·kg⁻¹. 经过计算,设置 8 组菌膜固定化好氧反硝化处理装置,Phoslock® 用量为 54.6 kg,平均每 m² 水域投加 182 g,投加量与 Meis 等^[29] 修复 Loch Flemington 湖时的投加量 200 g·m⁻² 相当. 采用微型太阳能曝气装置对生物膜供氧,使处理装置周围水体 DO 质量浓度保持在 1.5~4.0 mg·L⁻¹. 中试期间对水体中 COD、TN 及 TP 监测结果如图 11 所示,从中可知,第 1 d 由于布设反应装置对水体底泥产生扰动,水体 TN 及 COD 质量浓度升高. Phoslock® 投加后池塘水体中 TP 质量浓度迅速由 1.05 mg·L⁻¹ 降至 0.02 mg·L⁻¹,并长期维持在 0.2 mg·L⁻¹ 以下. TN 质量浓度降低较慢,在第 16 d 降至 1.0 mg·L⁻¹

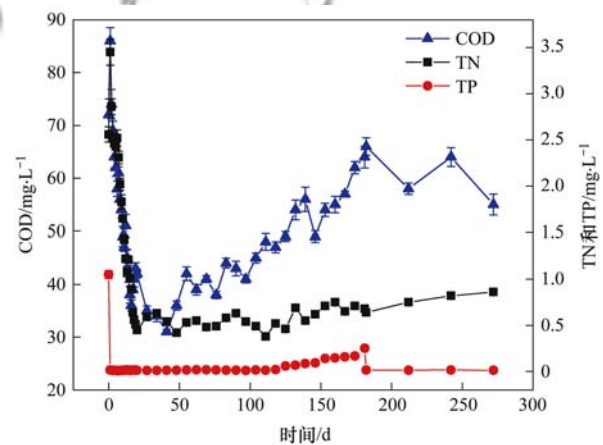


图 11 Phoslock® 联合好氧反硝化菌修复富营养化池塘水体
Fig. 11 Combined remediation of eutrophic water in a pond with Phoslock® and biofilm

以下,这可能是因为水温较低,导致脱氮微生物活性降低,脱氮效率下降. 随着时间推移,TN 质量浓度最终维持在 0.6 mg·L⁻¹ 左右. 在第 181 d 时,由于水温持续升高,内源性氮磷释放速率加快,水体氮磷质量浓度上升,TN 质量浓度依旧小于 1.0 mg·L⁻¹,但 TP 质量浓度超过 0.25 mg·L⁻¹,处于劣 V 类水平. 因此在第 182 d 时以 18 g·m⁻² 的投加量补充 Phoslock®,水中 TP 迅速降低至 0.04 mg·L⁻¹ 并维持到第 270

d. 中试中未出现生物膜脱落导致氮磷质量浓度上升的现象,这可能是因为池塘中鱼类等水生动物摄食脱落的生物膜并将氮磷以有机体形式储存. 整个处理期间,COD 质量浓度始终保持在 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,去除率约 30%,可能是因为底泥中积累了较多的枝叶,有机质不断分解并释放至上覆水^[30],因此针对 COD 的治理还需要结合底泥清淤处理.

3 结论

(1) Phoslock® 对水中 PO_4^{3-} -P 去除效果较好,在 Phoslock® 投加量与水中 PO_4^{3-} -P 质量比为 80 时,其对富营养化模拟水体中 PO_4^{3-} -P 去除率为 96.9%. 但 Phoslock® 对模拟富营养化水体中 NH_4^+ -N 去除效果较差,最大去除率仅为 1% 左右.

(2) 16S rDNA 鉴定表明 AD-19 菌株属于假单胞菌属 (*Pseudomonas* sp.), 当以 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 NH_4^+ -N 或 NO_3^- -N 为唯一氮源时其在 48 h 内对二者的去除率分别为 97.8% 和 99.5%,表明其具有较好的异养硝化-好氧反硝化能力. AD-19 经过挂膜后对模拟富营养化水体中 COD、 NH_4^+ -N 及 TN 去除效果较好,但对 TP 去除效果较差,最大去除率小于 2%.

(3) 本实验结果表明,Phoslock® 联合固定化菌膜对富营养化水体中氮磷等营养元素去除效果较好,经过修复后氮磷质量浓度可长期维持在地表水Ⅲ类水平. 对生物膜的高通量测序结果表明,尽管由于其他细菌的竞争,AD-19 并未成为明显优势菌,但其较强的好氧反硝化能力依然能够保证对水中氮的去除效果,并能改善生物膜上菌群结构,强化生物膜的脱氮性能.

参考文献:

- [1] Hayes N M, Vanni M J. Microcystin concentrations can be predicted with phytoplankton biomass and watershed morphology [J]. *Inland Waters*, 2018, **8**(3): 273-283.
- [2] 中华人民共和国生态环境部. 2019 中国生态环境状况公报 [EB/OL]. <http://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/>, 2020-06-02.
- [3] Taranu Z E, Gregory-Eaves I, Steele R J, et al. Predicting microcystin concentrations in lakes and reservoirs at a continental scale: a new framework for modelling an important health risk factor[J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2017, **26**(6): 625-637.
- [4] Yu C X, Li Z Y, Xu Z H, et al. Lake recovery from eutrophication: quantitative response of trophic states to anthropogenic influences [J]. *Ecological Engineering*, 2020, **143**, doi: 10.1016/j.ecoleng.2019.105697.
- [5] Beusen A H W, Bouwman A F, Van Beek L P H, et al. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum [J]. *Biogeosciences*, 2016, **13**(8): 2441-2451.
- [6] Huang J, Xu C C, Ridoutt B G, et al. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, **159**: 171-179.
- [7] 李新艳, 李恒鹏, 姜三元, 等. 2016~2017 年长荡湖流域河湖系统营养盐时空分布机制分析[J]. *环境科学*, 2020, **41**(9): 4042-4052.
- [8] Li X Y, Li H P, Jiang S Y, et al. Spatiotemporal variations in nutrient loads in river-lake system of Changdang Lake catchment in 2016-2017[J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(9): 4042-4052.
- [9] Dai Y J, Wang W S, Lu L, et al. Utilization of biochar for the removal of nitrogen and phosphorus [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, **257**, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.120573.
- [10] Wang W H, Wang Y, Sun L Q, et al. Research and application status of ecological floating bed in eutrophic landscape water restoration[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **704**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135434.
- [11] Dal Ferro N, Ibrahim H M S, Borin M. Newly-established free water-surface constructed wetland to treat agricultural waters in the low-lying Venetian plain: Performance on nitrogen and phosphorus removal [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, **639**: 852-859.
- [12] Chen X C, Chen X F, Zhao Y H, et al. Effects of microplastic biofilms on nutrient cycling in simulated freshwater systems[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **719**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137276.
- [13] 刘煌, 曹琳, 许国静, 等. 大型溞强化生物操纵修复富营养化水体研究[J]. *环境科学与技术*, 2020, **43**(2): 156-161.
- [14] Liu H, Cao L, Xu G J, et al. Study on the remediation of eutrophic water by enhanced biomanipulation of *Daphnia magna* [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, **43**(2): 156-161.
- [15] Robb M, Greenop B, Goss Z, et al. Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings[J]. *Hydrobiologia*, 2003, **494**(1-3): 237-243.
- [16] 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.
- [17] Zhu G W, Li J, Zhu M Y, et al. Efficacy of Phoslock® on the reduction of sediment phosphorus release in West Lake [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(4): 1451-1459.
- [18] Lürding M, Mackay E, Reitzel K, et al. Editorial-A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes[J]. *Water Research*, 2016, **97**: 1-10.
- [19] Yin H B, Zhu J C, Tang W Y. Management of nitrogen and phosphorus internal loading from polluted river sediment using Phoslock® and modified zeolite with intensive *tubificoid oligochaetes* bioturbation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, **353**: 46-55.
- [20] Xiang S L, Zhou W B. Phosphorus forms and distribution in the sediments of Poyang Lake, China[J]. *International Journal of Sediment Research*, 2011, **26**(2): 230-238.
- [21] Ruban V, López-Sánchez J F, Pardo P, et al. Harmonized protocol and certified reference material for the determination of extractable contents of phosphorus in freshwater sediments-a synthesis of recent works[J]. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 2001, **370**(2-3): 224-228.
- [22] He T X, Li Z L, Sun Q, et al. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by *Pseudomonas tolaasii* Y-11 without nitrite accumulation during nitrogen conversion[J]. *Bioresource Technology*, 2016, **200**: 493-499.
- [23] Rydin E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment

- [J]. Water Research, 2000, **34**(7): 2037-2042.
- [21] Lei Y, Wang Y Q, Liu H J, *et al.* A novel heterotrophic nitrifying and aerobic denitrifying bacterium, *Zobellella taiwanensis* DN-7, can remove high-strength ammonium [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2016, **100**(9): 4219-4229.
- [22] Duan J M, Fang H D, Su B, *et al.* Characterization of a halophilic heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium and its application on treatment of saline wastewater [J]. Bioresource Technology, 2015, **179**: 421-428.
- [23] Jin R F, Liu T Q, Liu G F, *et al.* Simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by the marine origin bacterium *Pseudomonas* sp. ADN-42 [J]. Applied Biochemistry and Biotechnology, 2015, **175**(4): 2000-2011.
- [24] Yang L, Ren Y X, Liang X, *et al.* Nitrogen removal characteristics of a heterotrophic nitrifier *Acinetobacter junii* YB and its potential application for the treatment of high-strength nitrogenous wastewater [J]. Bioresource Technology, 2015, **193**: 227-233.
- [25] Sun Z Y, Lv Y K, Liu Y X, *et al.* Removal of nitrogen by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification of a novel metal resistant bacterium *Cupriavidus* sp. S1 [J]. Bioresource Technology, 2016, **220**: 142-150.
- [26] Xia L, Li X M, Fan W H, *et al.* Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by a novel *Acinetobacter* sp. ND7 isolated from municipal activated sludge [J]. Bioresource Technology, 2020, **301**, doi: 10.1016/j.biortech.2020.122749.
- [27] Yang J R, Wang Y, Chen H, *et al.* Ammonium removal characteristics of an acid-resistant bacterium *Acinetobacter* sp. JR1 from pharmaceutical wastewater capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification [J]. Bioresource Technology, 2019, **274**: 56-64.
- [28] Si T T, Chen H Z, Qiu Z, *et al.* Bacterial succession in epiphytic biofilms and deciduous layer sediments during *Hydrilla verticillata* decay: a field investigation [J]. Journal of Environmental Sciences, 2020, **93**: 193-201.
- [29] Meis S, Spears B M, Maberly S C, *et al.* Assessing the mode of action of Phoslock® in the control of phosphorus release from the bed sediments in a shallow lake (Loch Flemington, UK) [J]. Water Research, 2013, **47**(13): 4460-4473.
- [30] Gu B W, Lee C G, Lee T G, *et al.* Evaluation of sediment capping with activated carbon and nonwoven fabric mat to interrupt nutrient release from lake sediments [J]. Science of the Total Environment, 2017, **599-600**: 413-421.

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)