

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.5
第41卷 第5期

目次

上海大气 PM _{2.5} 来源解析对比: 基于在线数据运用 3 种受体模型	周敏 (1997)
不同浓度臭氧对单颗粒气溶胶化学组成的影响	吴梦曦, 成春雷, 黄渤, 李梅, 陈多宏 (2006)
二次有机气溶胶壳对氯化钠核吸湿性的影响: 基于单颗粒微观尺度	张淑佳, 徐亮, 郭新梅, 黄道, 李卫军 (2017)
城区与县区不同空气质量下碳组分污染特征对比分析	李欣悦, 张凯山, 邓林俐, 向铎鹏, 武文琪, 殷子渊 (2026)
临沂市 PM _{2.5} 和 PM ₁₀ 中元素分布特征及来源解析	陆平, 赵雪艳, 殷宝辉, 张楠, 王歆华, 余浩, 杨文, 王晓丽 (2036)
西安市秋冬季市区与山区微生物气溶胶组成特征及来源	谢雯文, 路瑞, 慕飞飞, 戚玉珍, 白文艳, 李彦鹏 (2044)
北京市典型餐饮企业大气污染物排放特征	何万清, 王天意, 邵霞, 聂磊, 石爱军 (2050)
基于随机森林模型的中国 PM _{2.5} 浓度影响因素分析	夏晓圣, 陈菁菁, 王佳佳, 程先富 (2057)
大气污染联合治理分区视角下的中国 PM _{2.5} 关联关系时空变异特征分析	杨文涛, 黄慧坤, 魏东升, 赵斌, 彭焕华 (2066)
基于地-空观测数据的粤港澳大湾区大气污染调查及时空演变特征	王耀庭, 梁加成, 郑祚芳, 李青春, 李威, 窦俊 (2075)
龙子祠泉域岩溶地下水水化学特征及成因	唐春雷, 郑秀清, 梁永平 (2087)
三峡水库总磷时空变化特征及滞留效应分析	唐小娅, 童思陈, 黄国鲜, 许光祥, 李丹 (2096)
三峡水库汛后蓄水期典型支流溶解氧与叶绿素 a 垂向分布特征	杨凡, 纪道斌, 王丽婧, 李虹, 李莹杰 (2107)
汉丰湖正式运行年水体营养盐分布特征	付适, 倪九派, 何丙辉, 李天阳, 唐毅, 钱田, 向可翠 (2116)
白洋淀水体富营养化和沉积物污染时空变化特征	刘鑫, 史斌, 孟晶, 周云桥, 可欣, 王铁宇 (2127)
新安江水库悬浮颗粒物时空分布、沉降通量及其营养盐效应	史鹏程, 朱广伟, 杨文斌, 许海, 朱梦圆, 刘明亮, 虞左明, 吴志旭, 郑文婷, 王裕成, 笄文怡, 胡林娜 (2137)
不同水文情景下高邮湖、南四湖和东平湖有色可溶性有机物的生物可利用性特征	张柳青, 石玉, 李元鹏, 郭燕妮, 周蕾, 周永强, 张运林, 杨艳 (2149)
水源水库藻类功能群落演替特征及水质评价	李衍庆, 黄廷林, 张海涵, 温成成, 杨尚业, 林子深, 高欣 (2158)
人工强制混合对金盆水库水体藻类群落结构时空演替的影响	王晨旭, 黄廷林, 李楠, 齐允之, 徐金兰, 司凡, 张晗, 路林超 (2166)
雄安新区-白洋淀冬季冰封期水体好氧反硝化菌群落空间分布特征及驱动因素	周石磊, 孙悦, 岳智丞, 张航, 王周强, 刘世崇, 彭瑞哲, 苑世超, 李再兴, 崔建升 (2177)
分层型水库水体好氧不产氧光合细菌时空演替特征	张海涵, 王燕, 黄廷林, 王晨旭, 路林超, 司凡, 李楠, 刘凯文, 闫苗苗, 苗雨甜 (2188)
大型通江湖泊有色可溶性有机物对不同水文情景的响应	郭燕妮, 李元鹏, 石玉, 张柳青, 周蕾, 周永强, 张运林, 韩龙飞 (2198)
秦岭北麓河流夏季有色溶解有机物分布特征及影响因素	林子深, 黄廷林, 杨尚业, 温成成, 李衍庆, 周石磊, 宋选社 (2210)
长江下游流水体中多环芳烃的分布及生态风险评估	贾天琪, 雷荣荣, 武小琳, 倪涛涛, 孙树睿, 郭伟, 刘文彬 (2221)
太湖水体中 NSAIDs 的时空分布规律和生态风险评价	廉杰, 李祎飞, 王晓喧, 叶彬, 邹华, 史红星 (2229)
8 种典型 PhACs 在水中的赋存、生态风险及其对大型溞的影响	徐鑫磊, 刘建超, 陆光华 (2239)
我国南方桉树人工林区水库沉积物污染物的分布特征及迁移规律	朱雅, 李一平, 罗凡, 李荣辉, 黄列, 程一鑫, 蒋裕丰 (2247)
基于连续监测的城市内河返黑返臭机制初探: 以南宁市二坑溪为例	李永新, 王威, 何妹, 申泰铭 (2257)
城郊流域源汇景观格局与水体抗生菌的关系	李敏, 唐剑峰, 陈利顶, 赵方凯, 冯青郁, 杨磊 (2264)
城市雨水径流中溶解性有机物的分子化学多样性	聂云汉, 陈浩, 李磊, 朱奔, 赵昕, 贾其隆, 徐慧婷, 叶建锋 (2272)
方解石/氯磷灰石混合物添加对水体内源磷迁移转化的调控效应和机制	柏晓云, 林建伟, 詹艳慧, 常明玥, 吴俊麟, 辛慧敏, 黄良君 (2281)
不同环境条件下铁矿物和针铁矿纳米颗粒稳定性	王智巧, 马杰, 陈雅丽, 翁莉萍, 顾亚陶, 李永涛 (2292)
向日葵秸秆生物炭强化 Fe(III)/S ₂ O ₈ ²⁻ 体系降解苯甲酸	孙鹏, 张凯凯, 张玉, 张延荣 (2301)
非活化单过硫酸盐降解柳氮磺胺吡啶: 动力学及机制	丁曦, 张学维, 周润生, 宋哲, 严佳颖, 周磊, 修光利 (2310)
贵州某规模化养猪场废水中抗生素的污染特征及去除效果	杨钊, 李江, 向福亮, 李彦澄, 马凯, 谢锋 (2320)
新型填料 A/O 生物滤池处理低碳氮比农村污水脱氮	赵远哲, 杨永哲, 王海燕, 储昭升, 常洋, 董伟羊, 闫国凯, 王欢, 李丛宇 (2329)
贫营养好氧反硝化菌株的脱氮特性及氮/碳平衡分析	文刚, 王彤, 黄廷林, 万琪琪, 曹瑞华, 寇莉青, 杨尚业 (2339)
连续流 SNAD 工艺处理猪场沼液启动过程中微生物种群演变及脱氮性能	秦嘉伟, 信欣, 鲁航, 张萍萍, 王露蓉, 邹长武, 郭俊元 (2349)
不同培养条件厌氧氨氧化颗粒污泥性质及微生物群落结构差异	姜澄, 郭萌蕾, 谢军祥, 常尧彬, 谢嘉玮, 陈重军, 沈耀良 (2358)
反硝化除磷耦合部分亚硝化-厌氧氨氧化一体式工艺的启动	陈亚, 印雯, 张星星, 张钰, 宋吟玲, 吴鹏, 徐乐中 (2367)
土壤环境承载力评价体系构建与应用	李笑诺, 丁寿康, 陈卫平, 王夏晖, 吕斯丹, 刘睿 (2373)
磁性生物炭的合成及对土壤重金属污染的钝化效果	王俊楠, 程珊珊, 展文豪, 任强, 马晓宇, 王洋洋 (2381)
还原增溶强化 EGTA 淋洗修复重金属污染土壤	张金永, 朱玉婷, 王明新, 韩堂, 葛嘉琦 (2390)
不同价态铬和土壤理化性质对大麦根系毒性阈值的影响	付平南, 贡晓飞, 罗丽韵, 王琪, 李花粉 (2398)
生物炭施用对紫色土旱坡地土壤氮流失形态及通量的影响	王舒, 王子芳, 龙翼, 严冬春, 慈恩, 徐国鑫, 李妍, 高明 (2406)
长期撂荒恢复土壤团聚体组成与有机碳分布关系	王兴, 钟泽坤, 张欣怡, 吴少君, 卢绪巧, 杨改河, 任成杰, 韩新辉 (2416)
施用生物炭对壤土土壤微生物代谢养分限制和碳利用效率的影响	王强, 耿增超, 许晨阳, 郭靖宇, 李倩倩, 刘莉丽, 赵汉红, 杜旭光 (2425)
间种高粱及施用大颗粒尿素对茶园 N ₂ O 排放的影响	张珂彬, 刘新亮, 康曼, 王毅, 沈健林, 李勇 (2434)
缙云山森林植被类型对土壤 N ₂ O 相关功能微生物的影响	王盛燕, 王富华, 罗东海, 吕盛, 王子芳, 高明 (2445)
咸水滴灌对棉田土壤 N ₂ O 排放和反硝化细菌群落结构的影响	郭慧楠, 马丽娟, 黄志杰, 李美琪, 侯振安, 阎伟 (2455)
有机质提升对酸性红壤氮循环功能基因及功能微生物的影响	储成, 吴赵越, 黄欠如, 韩成, 钟文辉 (2468)
模拟酸雨对毛竹阔叶林过渡带土壤真菌结构及其多样性的影响	王楠, 潘小承, 王传宽, 白尚斌 (2476)
海洋沉积物中细菌 DNA 和 RNA 水平群落差异	李明月, 杨雨虹, 米铁柱, 贺惠, 甄毓 (2485)
2003 ~ 2013 年中国湿地变化的空间格局与关联性	周婷, 马姣姣, 徐颂军 (2496)

不同培养条件厌氧氨氧化颗粒污泥性质及微生物群落结构差异

姜滢¹, 郭萌蕾¹, 谢军祥¹, 常尧枫¹, 谢嘉玮¹, 陈重军^{1,2,3*}, 沈耀良^{1,2,3}

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 江苏水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009; 3. 江苏省环境科学与工程重点实验室, 苏州 215009)

摘要: 采用膨胀颗粒污泥床(EGSB)和上升式厌氧污泥床(UASB)反应器在不同运行条件下培养厌氧氨氧化颗粒污泥, 对比分析颗粒污泥性质和微生物群落的差异性. 研究表明接种厌氧氨氧化絮状污泥经过 EGSB 和 UASB 反应器运行 384 d 后, 均能实现颗粒化, 颗粒污泥平均粒径分别达到 1.17 mm 和 1.21 mm, 各范围(<0.2、0.2~1.5、1.5~3 和 >3 mm)的粒径占比为 6.06%、60.05%、25.25% 和 8.64%, 7.40%、58.90%、32.04% 和 1.66%. 扫描电镜结果表明不同运行条件下的污泥菌群均以短杆菌、球型菌为主. 高通量测序结果表明, Shannon 指数 EGSB 反应器为 7.52 高于 UASB 反应器为 7.18; 变形菌门(Proteobacteria)是两个反应器各阶段污泥的主要菌门, 浮霉菌门(Planctomycetes)从接种时的 3.30% 增到第 384d 的 12.30% (EGSB) 和 13.30% (UASB). EGSB 反应器中的主要厌氧氨氧化菌属为 *Candidatus Brocadia* 占 7.53%, 其次为 *Candidatus Kuenenia* 属占 1.61%; 而在 UASB 反应器中 *Candidatus Brocadia* 属和 *Candidatus Kuenenia* 属分别占比为 3.69% 和 7.54%, *Candidatus Kuenenia* 是其优势厌氧氨氧化菌属. 优势菌群丰度与环境因子变化存在联系, *Candidatus Brocadia* 丰度与上升流速(v)、氮容积去除负荷(NRR)呈正相关而与水力停留时间(HRT)呈负相关, *Candidatus Kuenenia* 与氮负荷去除率(NRE)、NRR、HRT 呈正相关, 而与 v 呈负相关.

关键词: 培养条件; 厌氧氨氧化; 颗粒污泥性质; 微生物群落结构

中图分类号: X172; X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)05-2358-09 DOI: 10.13227/j.hjkk.201911052

Characteristics of ANAMMOX Granular Sludge and Differences in Microbial Community Structure Under Different Culture Conditions

JIANG Ying¹, GUO Meng-lei¹, XIE Jun-xiang¹, CHANG Yao-feng¹, XIE Jia-wei¹, CHEN Chong-jun^{1,2,3*}, SHEN Yao-liang^{1,2,3}

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Water Treatment Technology and Material, Suzhou 215009, China; 3. Jiangsu Provincial Key Laboratory of Environmental Science and Engineering, Suzhou 215009, China)

Abstract: Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) granular sludge was cultured during different operating conditions by an expanded granular sludge bed (EGSB) reactor and up-flow anaerobic sludge bed (UASB) reactors, and the characteristics of the granular sludge and microbial community were compared. The results showed that the flocculent ANAMMOX sludge can be granulated after being operated for 384 days by the EGSB and UASB reactors. The average particle size reached 1.17 mm and 1.21 mm, respectively. The particle size ratio of each range (<0.2, 0.2-1.5, 1.5-3, and >3 mm) was 6.06%, 60.05%, 25.25%, and 8.64% in the EGSB reactor, and 7.40%, 58.90%, 32.04%, and 1.66% in the UASB reactor, respectively. The results of scanning electron microscopy showed that the bacterial flora during different operating conditions were mainly *Brevibacterium* and *Cocci* aggregates. High-throughput sequencing results showed that the Shannon index of the EGSB reactor was 7.52, higher than the 7.18 of the UASB reactor on day 384; Proteobacteria was the main phylum of the sludge at each stage, and Planctomycetes increased from 3.30% to 12.30% in the EGSB reactor and 13.30% in the UASB reactor on day 384. The main ANAMMOX genera in the EGSB reactor were *Candidatus Brocadia*, accounting for 7.53%, followed by *Candidatus Kuenenia* accounting for 1.61%, whereas in the UASB reactor, *Candidatus Kuenenia* was the dominant anaerobic ammonia genus, accounting for 7.54%, followed by *Candidatus Brocadia*, which accounted for 3.69%. The proportion of dominant species was related to the change in environmental factors. The proportion of *Candidatus Brocadia* was positively correlated with the up-flow rate and nitrogen removal rate (NRR), but negatively correlated with hydraulic retention time (HRT). *Candidatus Kuenenia* was positively correlated with nitrogen removal efficiency (NRE), NRR, and HRT, but negatively correlated with the up-flow rate.

Key words: culture conditions; anaerobic ammonium oxidation; granular sludge properties; microbial community structure

收稿日期: 2019-11-06; 修订日期: 2019-12-03

基金项目: 国家自然科学基金项目(51508366); 苏州市民生科技项目(ss2019022); 江苏水处理技术与材料协同创新中心预研项目(XTCXSZ2019-3); 江苏省环境科学与工程重点实验室开放基金项目(Zd1804)

作者简介: 姜滢(1994~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为废水生物处理技术与机制, E-mail: jying753951@163.com

* 通信作者, E-mail: chongjunchen@163.com

厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)因为无需曝气、节省碳源、产泥量少,可节约能耗和降低运行成本,成为目前污水处理脱氮工艺的研究热点^[1,2]. 但厌氧氨氧化菌的世代周期长达 11 d,且对环境因素变化敏感,因此有效富集和截留厌氧氨氧化菌是保证工艺稳定运行、提高脱氮效率的必要条件^[3,4]. 颗粒污泥具有良好的沉降性能和抗冲击能力,可保持大量生物量,形成厌氧氨氧化颗粒污泥是保障良好的脱氮性能的重要形式^[5,6].

现阶段学者们对厌氧氨氧化颗粒污泥的形成机制和快速启动进行了大量研究^[7,8],然而厌氧氨氧化颗粒污泥是一个复杂的微生物共生系统,不同的培养条件如水流剪切力、基质浓度、氮负荷导致颗粒污泥性质具有差异性,这些差异性还不明确. 膨胀颗粒污泥床(expanded granular sludge bed,EGSB)反应器和上升式厌氧污泥床(up-flow anaerobic sludge bed,UASB)反应器在培养厌氧氨氧化颗粒污泥方面应用广泛^[9,10]. 然而两种反应器在结构、性能和运行参数上都有所不同,势必导致培养的厌氧氨氧化颗粒污泥特性及微生物群落结构上有所差异,进而影响其脱氮性能.

本文在不同的上升流速、水力停留时间、基质浓度以及氮负荷的培养条件下,研究了EGSB和UASB反应器中厌氧氨氧化颗粒污泥特性的差异性,并采用高通量测序法分析了不同运行条件下厌氧氨氧化颗粒污泥颗粒的微生物种群特征,以期厌氧氨氧化颗粒污泥的工程化应用提供参考.

1 材料与方法

1.1 反应器与实验用水

EGSB 反应器反应区高度为 60 cm,内径为 6 cm,外径 12 cm,有效容积约为 1.7 L,高径比约为

10:1,通过内循环系统控制水流上升速度,反应器顶部三相分离区澄清液直接经循环泵从底部回流,不接触空气. UASB 反应器反应区的内径 8 cm,沉淀区内径 10 cm,高 127 cm,持水高度 120 cm,有效容积为 19.7 L. 两个反应器均由有机玻璃制成,密封保障厌氧环境,依靠外层的水浴夹套保持温度在(32±1)℃,整体用遮阳塑料膜盖住避光,并通过蠕动泵控制进水流量.

实验用水采用人工模拟废水,其中的氨氮和亚硝酸盐通过添加 NH₄Cl 和 NaNO₂ 获得,浓度按需配比. CaCl₂ 0.18 g·L⁻¹,KH₂PO₄ 0.03 g·L⁻¹,MgSO₄ 0.30 g·L⁻¹,KHCO₃ 0.50 g·L⁻¹,1 L 配水添加 1 mL 微量元素 I 和 II. 微量元素 I 组分(g·L⁻¹):EDTA 5,FeSO₄ 5;微量元素 II 组分(g·L⁻¹):EDTA 15,ZnSO₄·7H₂O 0.43,CoCl₂·6H₂O 0.24,MnCl₂·4H₂O 0.99,CuSO₄·5H₂O 0.25,NaMoO₄·2H₂O 0.22,NiCl₂·6H₂O 0.19,NaSeO₄·10H₂O 0.21,H₃BO₄ 0.014. 进水 pH 控制在 7.5±0.5.

1.2 污泥来源

接种污泥取自实验室培养的成熟的厌氧氨氧化絮状污泥,SS=5.2 g·L⁻¹,VSS=2.4 g·L⁻¹,VSS/SS=46.20%,总氮容积去除负荷为 0.7 kg·(m³·d)⁻¹. EGSB 和 UASB 反应器种泥接种体积比分别为 60%和 50%. 采用 EGSB 和 UASB 反应器连续培养厌氧氨氧化颗粒污泥,经过 384 d 的培养,两者均获得了较好的脱氮效果,且均形成颗粒污泥. 培养过程中,取反应器启动时的种泥,EGSB 反应器运行第 53、177 和 384 d 以及 UASB 反应器运行第 384 d 时反应器内混合均匀的污泥样品. 5 个污泥样品名称分别标记为种泥、E. 53 d、E. 177 d、E. 384 d 和 U. 384 d. 取样期间反应器的运行工况和水质处理效果如表 1 所示.

表 1 取样期间反应器的运行工况及处理效能

Table 1 Operating conditions and treatment efficiency of the reactor during sampling

名称	培养天数 /d	水力停留 时间/h	上升流速 /m·h ⁻¹	亚硝氮/mg·L ⁻¹		氨氮/mg·L ⁻¹		硝态氮 增量 /mg·L ⁻¹	氮容积 负荷 /kg·(m ³ ·d) ⁻¹	氮容积去 除负荷 /kg·(m ³ ·d) ⁻¹	氮负荷去 除率/%
				进水	出水	进水	出水				
种泥	1	9.0	0.4	155.2	1.7	119.1	9.3	10.5	0.79	0.69	87.3
E. 53d	53	9.0	4.0	159.6	0.7	111.7	1.9	23.0	0.77	0.65	84.6
E. 177d	177	2.8	4.0	178.4	1.3	126.5	0.8	29.9	2.80	2.44	87.0
E. 384d	384	2.8	4.0	329.4	2.0	295.5	0.7	18.4	5.83	5.17	88.7
U. 384d	384	9.0	0.4	329.4	4.4	295.5	1.0	0.6	1.81	1.65	90.9

1.3 指标测定

污泥宏观形态特征采用 iPhone8 后置摄像头拍摄记录,微观形态与结构特征采用微生物光学显微镜(OLYMPUS CX41,日本)和扫描电子显微镜(SEM,HITACHI S-4300,日本)进行. 扫描电镜样品

制备参照 Wu 等^[11]的方法进行,具体如下:首先,挑选部分颗粒污泥用磷酸缓冲液(pH=6.8)冲洗 3~5 次,去除颗粒表面杂质;加入戊二醛(质量浓度=2.5%,pH=6.8)完全淹没泥样,4℃冰箱固定 12 h;分别使用不同浓度乙醇(50%、70%、80%和 90%)

依次脱水 10 ~ 15 min,再用 100% 无水乙醇脱水 3 次,每次 10 ~ 15 min;用乙醇:乙酸异戊酯(1:1)混合溶液、纯乙酸异戊酯各置换 1 次、每次 15 min,干燥 8 h;采用离子溅射镀膜仪(IB-5Giko)在样品表面镀金属膜(厚度为 1.5 mm);置于扫描电镜下观察待检样的微观性状及结构特征.颗粒污泥粒径采用激光粒度仪(MASTERSIZER 3000, Malvern, UK)进行测定.

1.4 微生物分析

采用 Illumina MiSeq 测序平台对 5 个样品微生物进行测序,实验流程包括微生物组总 DNA 提取、目标片段 PCR 扩增、扩增产物回收纯化、扩增产物荧光定量、MiSeq 文库构建和 MiSeq 测序^[12,13].

2 结果与讨论

2.1 不同培养条件厌氧氨氧化颗粒污泥理化性质

2.1.1 表观形态

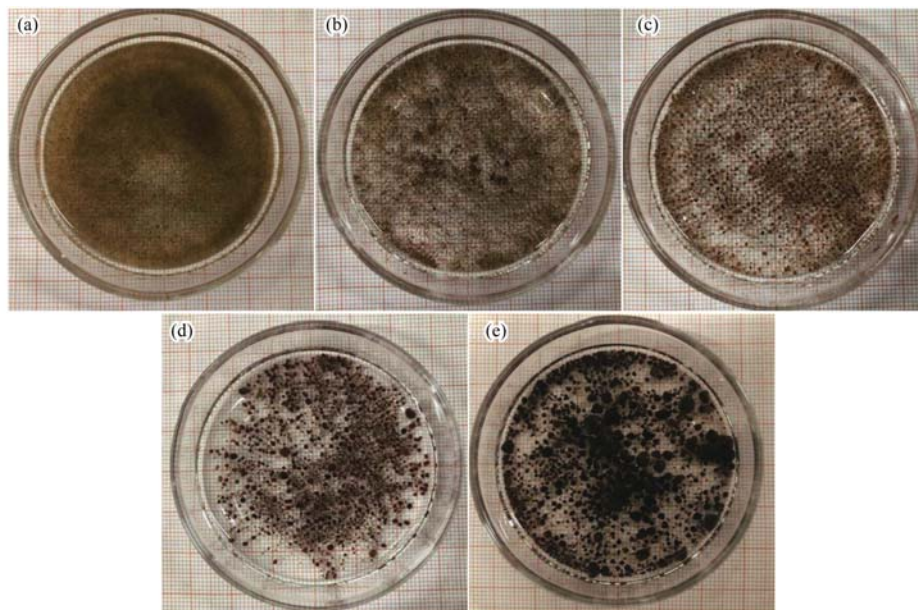
不同培养条件下污泥表观颜色与形态如图 1 所示.接种污泥颜色为棕色,呈絮状,结构较为松散.EGSB 反应器运行 53 d 出现小颗粒,颜色由接种时的棕色进一步加深,177 d 后颗粒污泥粒径增长,颜色砖红色,第 384 d 污泥颗粒颜色加深,颗粒化过程中污泥由棕色向棕红、红褐色转变.UASB 反应器中培养 384 d 的颗粒污泥颜色暗红,与 EGSB 反应器中第 384 d 的污泥相比颜色更暗.厌氧氨氧化菌因含有一系列血红素 c 蛋白(细胞色素 c)而显示独特的红色^[14].红色可以用作粗略评估比活度和反应器容量的指标^[15~17].在不同的氮加载速率下,厌氧氨

氧化颗粒污泥的颜色可能会从胭脂红变为棕色和变为黑色^[18].

在显微镜下可以观察到厌氧氨氧化污泥颗粒化过程中的外观变化,起初厌氧氨氧化污泥呈不规则几何形,微生物或分散或团簇在一起,边缘呈现毛刺状(图 2).经过一段时间的培养,絮体吸附在一起,微生物在胞外聚合物(extracellular polymeric substances, EPS)的作用下相互吸附黏合形成紧实的颗粒状污泥. EPS 是厌氧氨氧化颗粒污泥的重要组成部分,它使细胞彼此粘附并促进微生物聚集^[19],有助于形成厌氧氨氧化颗粒污泥的水通道或气体隧道(0.4 ~ 18.9 μm),影响着厌氧氨氧化颗粒污泥的质量传递和密度^[20].EGSB 反应器第 384 d 的颗粒污泥可以看出颗粒污泥形态圆滑饱满,内部密实,外层包裹着一层琼脂状的胞外聚合物,与 UASB 反应器第 384 d 的颗粒污泥相比,轮廓更为光滑,主要原因是在 EGSB 反应器中有更高的上升流速,较强水力冲刷使得颗粒污泥表面更光滑.

2.1.2 颗粒污泥粒径分布

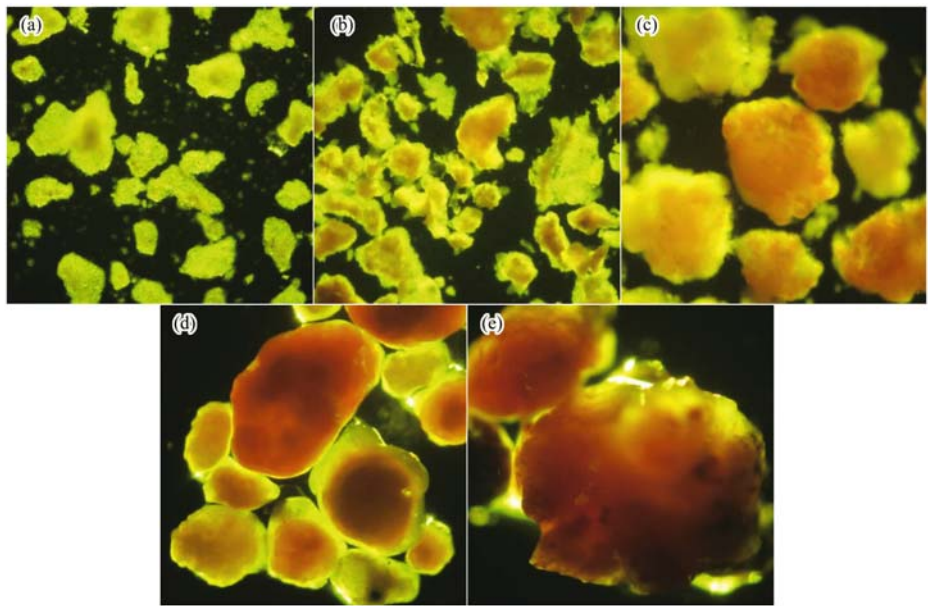
粒径分布是厌氧氨氧化污泥颗粒化进程的一个重要表征参数.厌氧氨氧化污泥的粒径随着反应器运行而变化.起初接种污泥粒径 < 0.2 mm 占 67.10% (图 3),平均粒径为 0.15 mm. EGSB 反应器运行至 53 d,粒径 < 0.2 mm 的颗粒减少, > 0.2 mm 的颗粒增多,出现了 > 1.5 mm 粒径的颗粒, < 0.2、0.2 ~ 1.5 和 > 1.5 mm 的粒径数量占比分别为 15.23%、83.77% 和 1.00%,平均粒径增长到 0.47 mm. EGSB 反应器运行至 177 d,小粒径进一步向大粒径转变,



(a) 种泥; (b) E. 53 d; (c) E. 177 d; (d) E. 384 d; (e) U. 384 d

图 1 不同培养条件下 ANAMMOX 污泥宏观形态

Fig. 1 ANAMMOX sludge macroscopic morphology under different culture conditions



(a) 种泥; (b) E. 53d; (c) E. 177d; (d) E. 384d; (e) U. 384d

图2 不同培养条件下 ANAMMOX 污泥显微镜形态

Fig. 2 ANAMMOX sludge microscope morphology under different culture conditions

各粒径占比为 6.05%、72.11% 和 21.84%，运行至 384 d 时，出现 >3 mm 粒径的颗粒污泥，粒径占比由小到大分别为 7.40%、58.90%、32.04% 和 1.66%，平均粒径达到 1.17 mm，相比接种时增长了 7.8 倍。培养过程中，粒径 <0.2 mm 的污泥呈现先减少后略微增加至稳定的趋势，原因一方面是小颗粒污泥不断增长成大颗粒污泥，在启动初期粒径变化最为明显；另一方面是有微生物不断繁殖增长，聚集黏合成细小颗粒，生成小颗粒的速度与颗粒增长的速度达到平衡。从颗粒污泥的粒径分布变化可以看出，反应器中的颗粒粒径在 0.2 ~ 1.5 mm 的占比最大。UASB 反应器运行至 384 d 时，各范围的粒径占比为 6.06%、60.05%、25.25% 和 8.64%，平均粒径达到 1.21 mm。对比 EGSB 反应器中的颗粒，UASB 反应器中粒径 >3 mm 的颗粒占比更大，且最大粒径为 3.8 mm，而 EGSB 反应器中最大粒径为 3.1 mm，主

要的影响因素是水力条件。本实验中粒径在 0.2 ~ 1.5 mm 之间的占比最大，有研究表明当颗粒直径为 0.5 ~ 0.9 mm 时，厌氧氨氧化菌的丰度、活性和反应速率均得到提高^[24]，1.0 ~ 1.5 mm 粒径的厌氧氨氧化颗粒污泥具有最高活性^[9,22]。

2.1.3 颗粒污泥扫描电镜分析

图 4 为不同时期的厌氧氨氧化污泥的扫描电镜图。起初接种污泥可以看到少量的杆菌和黏性物质，由丝状纤维物质相互连接。随着颗粒的增大，细菌微生物密集的聚集起来，在 EGSB 反应器第 177 d 和 UASB 反应器第 384 d，颗粒污泥表面有大量球型细菌，EGSB 反应器运行 384 d，颗粒污泥中大量球型菌、短杆菌、丝状菌大量共存。研究报道厌氧氨氧化颗粒污泥主要以球形或卵型的球菌聚集体为主，粒径在 0.8 ~ 1 μm 之间^[23, 24]。目前普遍认为，厌氧氨氧化颗粒污泥包括 4 层结构（颗粒，亚基，微生物细胞簇和单细胞）^[20]。Kang 等^[16]的研究发现，红色厌氧氨氧化颗粒污泥的表面具有类似于火山口的结构，覆盖大量类似厌氧氨氧化细菌的球菌；棕色厌氧氨氧化颗粒污泥表面疏松，几乎没有球菌存在，大量丝状细菌和 EPS 相互缠结；而黑色厌氧氨氧化颗粒污泥的表面致密而光滑，被大量的无机物覆盖，看不到细菌。

2.2 不同培养条件厌氧氨氧化颗粒污泥微生物群落结构分析

2.2.1 微生物多样性及丰度分析

5 个污泥样品的测序量和 OTU 数较为接近，分别在 35 122 ~ 38 257 和 4 805 ~ 5 715 之间。对于微生物

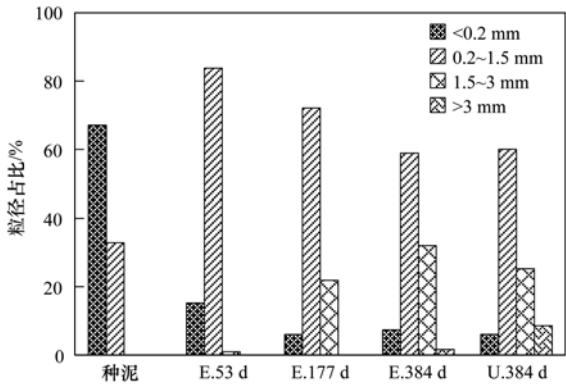
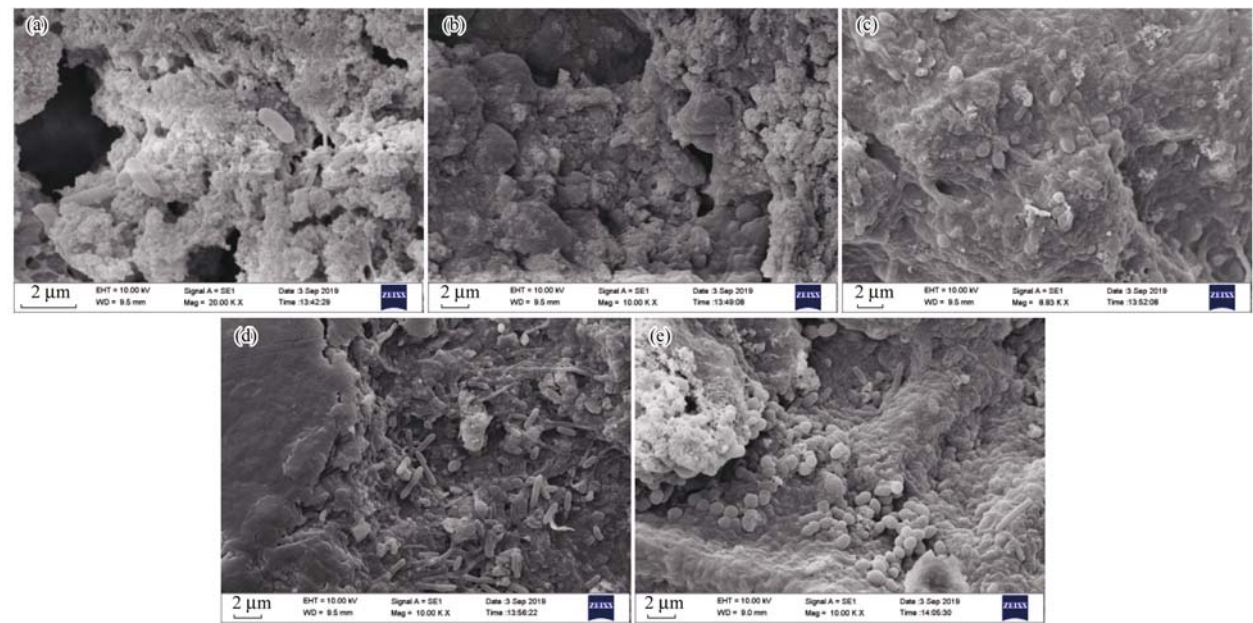


图3 不同培养条件下 ANAMMOX 污泥粒径分布

Fig. 3 Particle size distribution of ANAMMOX sludge under different culture conditions



(a) 种泥; (b) E. 53d; (c) E. 177d; (d) E. 384d; (e) U. 384d

图 4 不同培养条件下 ANAMMOX 污泥 SEM 图像

Fig. 4 SEM image of ANAMMOX sludge under different culture conditions

物群落而言,有多种指数来反映其 α 多样性.不同的指数对于衡量群落多样性的侧重点各不相同,Chao1 或 ACE 指数侧重于体现群落的丰富度(即群落中微生物成员如 OTU 的数量),一般而言,Chao1 或 ACE 指数越大,表明群落的丰富度越高^[25].由表 2 可以看出接种污泥的 Chao1 和 ACE 指数均为 1 398,经 EGSB 反应器运行 53 ~ 177 d,Chao1 和 ACE 指数呈现下降趋势,分别下降到 1 219.83 和 1 376.72,而培养至 384 d 时,Chao1 和 ACE 指数上升到 1 344.54 和 1 376.72,和接种时的指数相差不大.说明反应器启动初期,由于生存环境发生改变,厌氧氨氧化颗粒污泥的种群多样性先下降,在微生物适应了新的生长环境,种群多样性又进一步丰富起来.而在 UASB 反应器运行 384 d 之后,发现 Chao1 和 ACE 指数比接种污泥有所降低,分别为 1 111.07 和 1 114.34,同时也低于 EGSB 反应器的 384 d 污泥样品,这说明 UASB 反应系统中微生物种

群较 EGSB 反应系统更为单一.与 Chao1 和 ACE 指数不同,Simpson 指数更倾向于反映群落的均匀度(即各成员间的丰度差异大小),Simpson 指数值越高,表明优势菌群占总体生物菌群比例越大^[26].而 Shannon 指数综合考虑了群落的丰富度和均匀度,指示了生物群落组成复杂程度,其值越大,表明群落复杂程度越大^[27,28].5 个样品中 Simpson 指数均在 0.97 以上,差别不大,说明本研究条件下不论在 UASB 反应器中还是 EGSB 反应器中,成熟的厌氧氨氧化污泥颗粒化过程的优势种群占总体生物种群比例稳定. Shannon 指数在 EGSB 反应器运行第 53 d 由接种时的 7.62 降低到 7.09,随后随着培养时间的增长而增加,到 384 d 时增长到 7.52,说明群落的复杂程度与种群多样性呈一样的变化趋势.而 UASB 反应器中 384 d 的 Shannon 指数为 7.18,均低于接种污泥和 EGSB 反应器第 384 d 的污泥,表明 UASB 反应系统中的微生物的多样性略低.

表 2 菌群微生物多样性指数

Table 2 Richness and diversity of microbial communities in the samples

样品名称	测序量	OTU 数	Chao1 指数	ACE 指数	Simpson 指数	Shannon 指数
种泥	35 122	5 712	1 398.00	1 398.00	0.977 464	7.62
E. 53 d	38 257	5 289	1 343.28	1 430.18	0.973 418	7.09
E. 177 d	36 900	5 347	1 219.83	1 231.93	0.975 600	7.21
E. 384 d	37 603	5 715	1 344.54	1 376.72	0.979 781	7.52
U. 384 d	35 687	4 805	1 111.07	1 114.34	0.978 946	7.18

2.2.2 各阶段微生物在门分类层面上的比对

从门分类层面上的比对各阶段的微生物种群,结果如图 5 所示,5 个样品中丰富度占比较大的有

变形菌门 (Proteobacteria)、浮霉菌门 (Planctomycetes)、拟杆菌门 (Bacteroidetes)、绿弯菌门 (Chloroflexi)、Patescibacteria 门、放线菌门

(Actinobacteria)、厚壁菌门(Firmicutes)。其中变形菌门(Proteobacteria)在5个样品中的占最大比例,在35.61%~50.84%之间,是各个样品的优势种群。厌氧氨氧化菌属于浮霉菌门,接种污泥中浮霉菌门只有3.31%,而在EGSB反应器运行53 d达到13.95%,在177 d氮负荷为 $2.8 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时浮霉菌门达到最大富集为23.45%,但当容积氮负荷进一步升高至 $5.83 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时,浮霉菌门的比例下降至13.30%。而UASB反应器运行384 d后浮霉菌门达到12.27%,略低于EGSB的第384 d,该运行

工况的氮负荷只有 $1.8 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。氮去除负荷的波动直接影响着反应器优势微生物群落结构的演变。在运行384 d后,两个反应器中的微生物群落结构比较类似,其中变形菌门(Proteobacteria)和浮霉菌门(Planctomycetes)是最主要的两大门类,同时也存在着一定比例的厌氧异养菌如拟杆菌门和厚壁菌门。由于涉及到脱氮功能微生物主要来自变形菌门,浮霉菌门和硝化螺旋菌门3种,而运行后各阶段这3种菌门占总细菌的54.72%~63.14%,因此脱氮效果较好,达到84%~90%。

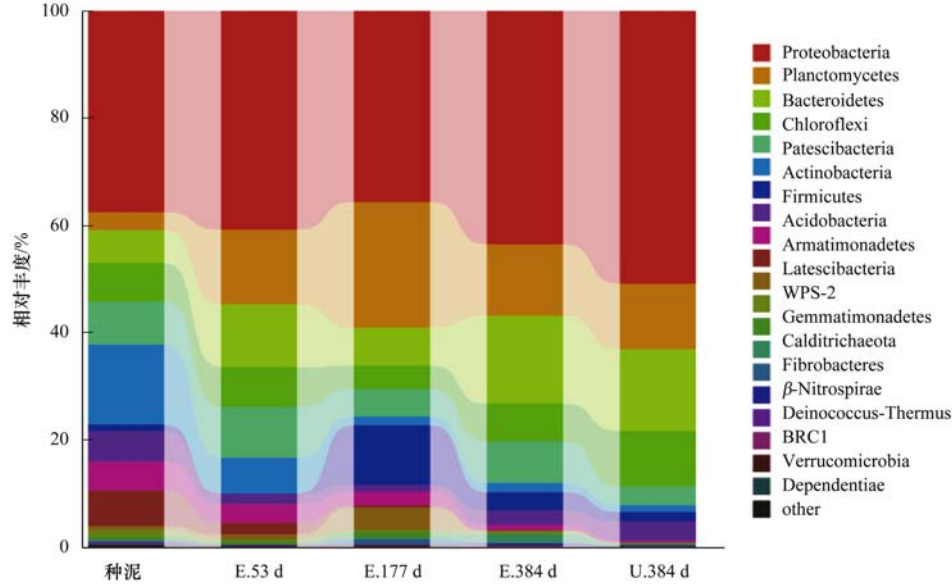


图5 各样品细菌分类(门)的群落组成相对百分比

Fig. 5 Taxonomic classification of the bacterial communities in every sample at the phylum level

2.2.3 各阶段微生物在属分类层面上的比对

对具有脱氮性能的变形菌门和浮霉菌门进行属水平分析。*Denitratisoma*和*Limnobacter*是变形菌门的主要菌种,在接种污泥中分别占1.80%和8.60%(图6),其中*Denitratisoma*在两个反应器运行期间都有所增长,在EGSB反应器第53、177和384 d分别占比19.47%、12.17%和14.98%,在UASB反应器第384 d占15.66%,增长达到5倍以上。而*Limnobacter*在EGSB反应器中的比例先下降后升高,在EGSB运行至177 d达到最低,只占0.95%,而到384 d时增长到9.01%与接种污泥中所占比例相当。而在UASB反应器中增长到15.50%,是EGSB反应器中的1.7倍,有所差异。*Denitratisoma*是反硝化菌,在缺氧状态下完成反硝化作用,需要消耗有机碳源,由于厌氧氨氧化反应是产生硝态氮的过程,反应器中也存在细胞代谢或微生物死亡后的有机物,可被反硝化菌利用将硝态氮转化为亚硝进而转化为氮气进一步提高氮的去除率。*Limnobacter*属经常在各种环境,如表面海水,大洋深处,人体肠道,和火山

沉积物中被发现^[29,30]。该属目前只有*L. thiooxidans*和*L. litoralis*两个种被分离和鉴定,这两个物种都是异养的,在有机底物(如琥珀酸盐)存在下,耗氧并将硫代硫酸盐氧化成硫酸盐获得额外能源^[31]。Chen等^[32]的研究发现在厌氧甲烷氧化(anaerobic methane oxidizing, AOM)环境中,*Limnobacter*菌株可能以通过AOM活性产生的有机物质为生,随后可能通过提供硫氧化产生的硫酸盐而对AOM群落做出贡献。

在浮霉菌门中共检测出3种主要属,其中*Candidatus Brocadia*和*Candidatus Kuenenia*属是厌氧氨氧化菌,接种污泥中*Candidatus Brocadia*和*Candidatus Kuenenia*属所占比例为1.95%和0.32%。在EGSB反应器运行第53、177和384 d时*Candidatus Brocadia*占比分别为11.25%、10.63%和7.53%(表3),说明在运行初期*Candidatus Brocadia*属能够快速富集,而随着氮负荷的升高,所占比例有所降低;而*Candidatus Kuenenia*属在占比也有所增长分别为1.21%、0.89%和1.61%,在

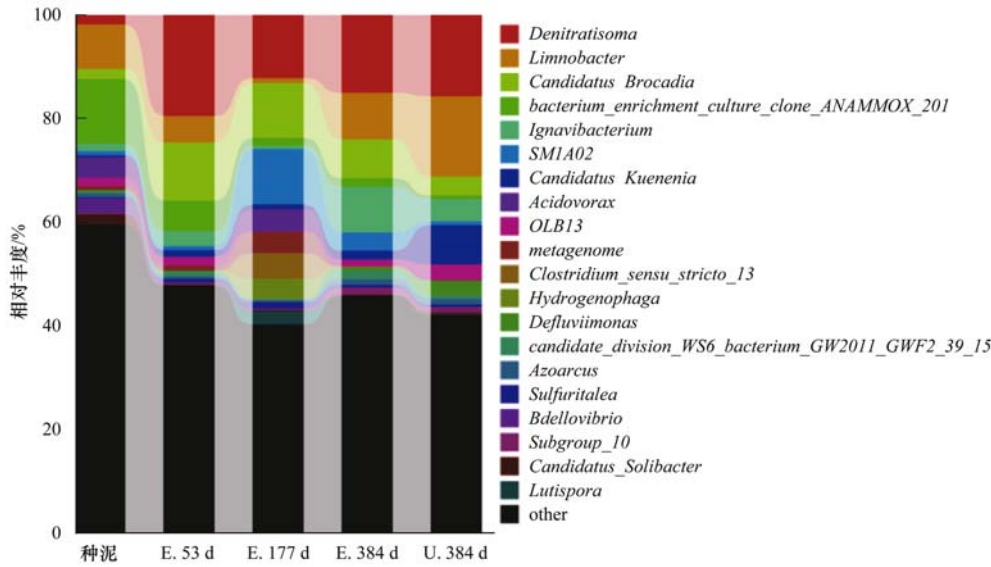


图 6 各样品细菌分类(属)的群落组成相对百分比

Fig. 6 Taxonomic classification of the bacterial communities in every sample at the phylum level

表 3 不同研究中 EGSB 和 UASB 反应器厌氧氨氧化优势菌属

Table 3 ANAMMOX dominant genus in EGSB and UASB reactors in different studies

反应器 类型	天数 /d	HRT /h	NLR /kg·(m ³ ·d) ⁻¹	NRR /kg·(m ³ ·d) ⁻¹	主要 ANAMMOX 菌属丰度%			文献
					<i>Candidatus Brocadia</i>	<i>Candidatus Kuenenia</i>	<i>Candidatus Jettenia</i>	
EGSB	384	2.8	5.83	5.17	7.53	1.61	—	本研究
EGSB	131	—	22.87	18.65	—	14.29	—	[33]
EGSB	110	—	—	—	11.34, 7.28	—	—	[34]
UASB	384	9	1.81	1.65	3.69	7.54	—	本研究
UASB	55	7	0.84	0.69	3.9	48.8	—	[24]
UASB	155	—	0.48	0.42	13.4	0.11	0.61	[35]
UASB	177	4.5	3.56 ± 0.06	3.12 ± 0.10	2.37	0.03	—	[36]
UASB	90	—	1.3	1.04	少量	14	—	[37]

EGSB 反应器中 *Candidatus Brocadia* 属比例始终高于 *Candidatus Kuenenia* 属. UASB 反应器中不同, 384 d 时, *Candidatus Brocadia* 属占比为 3.69%, 而 *Candidatus Kuenenia* 属为 7.54%, 说明在 UASB 反应器中厌氧氨氧化的优势属种为 *Candidatus Kuenenia* 属.

对于反应系统中 ANAMMOX 的优势菌种, 有研究发现 *Candidatus Brocadia* 在 NO_2^- -N 浓度高于 17 ~ 30 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时 *Candidatus Brocadia* 较 *Candidatus Kuenenia* 具有更高增殖速率^[38], 属于生长率高但基质亲和力差的 r-对策^[39]; 而 *Candidatus Kuenenia* 较 *Candidatus Brocadia* 对 NO_2^- -N 的亲和力更强, 可以利用较低浓度的亚硝态氮, 而且具有更高的耐受 NO_2^- -N 抑制能力^[38], 属于生长率低但基质亲和力好的 k-对策^[40]. 不同属厌氧氨氧化菌适宜生存环境不同, 在不同的上升流速下, 反应器内污泥浓度以及废水中营养成分、微量元素等的分布均不相同, 也会造成厌氧氨氧化菌优势菌种存在差异或优势菌属的迁移. 例如谭锡诚等^[41]的研究中发现随着进水氨氮浓

度的提高, 反应系统中 ANAMMOX 的优势菌种由 *Candidatus Brocadia* (100%) 转变为 *Candidatus Jettenia* (50%) 和 *Candidatus Kuenenia* (30%) 的混合菌种. 佟智达^[42]的研究发现在 0.5、2、5、8 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ 的不同上升流速下, 富集得到的厌氧氨氧化菌中优势菌种不同, 分别为 *Candidatus Kuenenia*、*Asahi BRW2*、*Coglodatus Brocadia* 和 *Candidatus Anammoxoglobus* 属. 目前, 在厌氧氨氧化富集过程中菌种改变的原因还未有定论, 还需要做进一步分析.

2.2.4 环境条件与微生物群落之间的相关性

典范对应分析 (CCA) 用于评估环境条件对各种系统中微生物群落动态的影响. CCA 的结果揭示了环境参数与 5 个样本之间的相关性, 如图 7 所示. 厌氧氨氧化颗粒污泥培养过程中的细菌群落结构发生改变, 其中 EGSB 第 177 d 的菌落结构差异性最大, 随着培养时间增长, 微生物适应性增强, 群落结构差异减小. 分析表明优势菌属 *Candidatus Brocadia* 与 v 、NRR 存在较强正相关而与 HRT 呈较强负相关, *Candidatus Kuenenia* 与 NRE、NRR、HRT 成正相关, 而与 v 呈负相关.

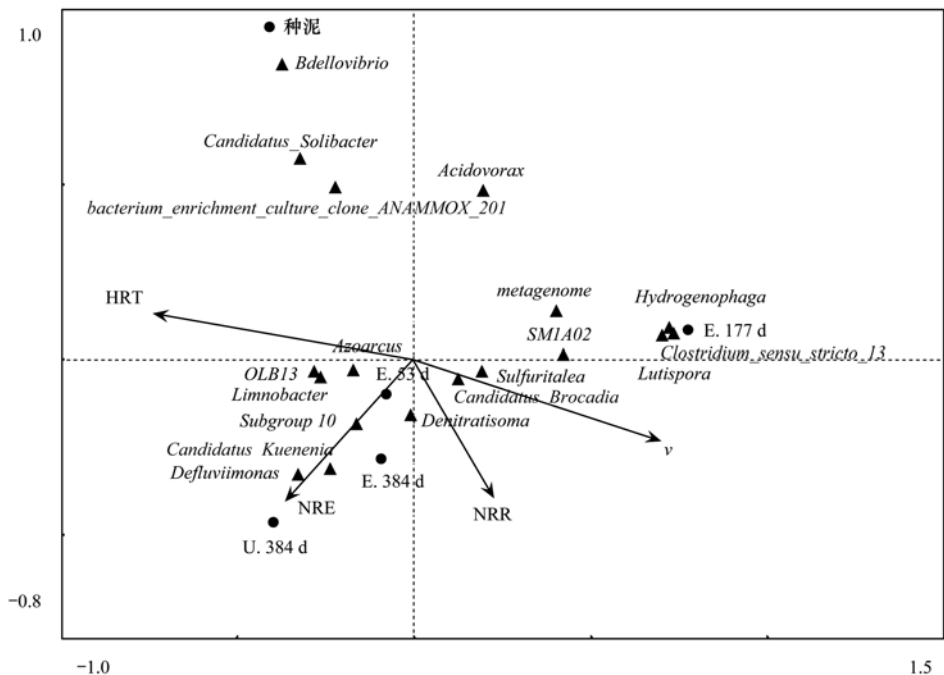


图 7 水质参数与菌群结果的典范对应分析

Fig. 7 Canonical correspondence analysis of water quality parameters and flora results

3 结论

(1)EGSB 和 UASB 反应器运行至 384 d,厌氧氨氧化颗粒污泥平均粒径分别为 1.17 mm 和 1.21 mm,其中 0.2~1.5 mm 粒径范围的颗粒占比最大,分别为 58.90% 和 60.05%。UASB 反应器中>3 mm 的粒径占比多于 EGSB 反应器,分别为 8.64% 和 1.66%,表明 UASB 反应器低速的水力条件更容易培养出粒径大的颗粒污泥。

(2)在厌氧氨氧化颗粒污泥培养期间,污泥颜色由棕色变为深红褐色,扫描电镜结果表明不同运行条件下的污泥菌群以短杆菌、球型菌为主。变形菌门是主要优势菌群,同时浮霉菌门含量大幅提高。*Candidatus Brocadia* 和 *Candidatus Kuenenia* 属是厌氧氨氧化颗粒污泥主要菌属,在 EGSB 反应器中 *Candidatus Brocadia* 属是优势菌属占 7.53%,而 UASB 反应器中 *Candidatus Kuenenia* 属是优势种群,占 7.54%。

(3)优势菌属 *Candidatus Brocadia* 丰度与 *v*、NRR 存在较强正相关而与 HRT 呈较强负相关,*Candidatus Kuenenia* 丰度与 NRE、NRR、HRT 成正相关,而与 *v* 呈负相关。

参考文献:

[1] Fux C, Siegrist H. Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitrification/anammox: environmental and economical considerations[J]. Water Science and Technology, 2004, **50**(10): 19-26.
[2] Tal Y, Watts J E M, Schreier H J. Anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) bacteria and associated activity in fixed-film biofilters of a marine recirculating aquaculture system[J]. Applied

and Environmental Microbiology, 2006, **72**(4): 2896-2904.
[3] Kartal B, Kuenen J G, van Loosdrecht M C M. Sewage treatment with Anammox[J]. Science, 2010, **328**(5979): 702-703.
[4] Awata T, Goto Y, Kindaichi T, et al. Nitrogen removal using an anammox membrane bioreactor at low temperature[J]. Water Science and Technology, 2015, **72**(12): 2148-2153.
[5] Liu Y, Tay J H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment[J]. Biotechnology Advances, 2004, **22**(7): 533-563.
[6] 付昆明, 仇付国, 左早荣. 厌氧氨氧化技术应用于市政污水处理的前景分析[J]. 中国给水排水, 2015, **31**(4): 8-13.
Fu K M, Qiu F G, Zuo Z R. Prospective analysis of application of anaerobic ammonia oxidation technology to municipal wastewater treatment[J]. China Water & Wastewater, 2015, **31**(4): 8-13.
[7] 唐崇俭, 熊蕾, 王云燕, 等. 高效厌氧氨氧化颗粒污泥的动力学特性[J]. 环境科学, 2013, **34**(9): 3544-3551.
Tang C J, Xiong L, Wang Y Y, et al. Kinetic characteristics of high-rate ANAMMOX granules[J]. Environmental Science, 2013, **34**(9): 3544-3551.
[8] 丛岩, 黄晓丽, 王小龙, 等. 厌氧氨氧化颗粒污泥的快速形成[J]. 化工学报, 2014, **65**(2): 664-671.
Cong Y, Huang X L, Wang X L, et al. Faster formation of ANAMMOX granular sludge[J]. CIESC Journal, 2014, **65**(2): 664-671.
[9] Ni B J, Chen Y P, Liu S Y, et al. Modeling a granule-based anaerobic ammonium oxidizing (ANAMMOX) process[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2009, **103**(3): 490-499.
[10] Tang C J, He R, Zheng P, et al. Mathematical modeling of high-rate Anammox UASB reactor based on granular packing patterns[J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, **250-251**: 1-8.
[11] Wu C Y, Peng Y Z, Wang S Y, et al. Enhanced biological phosphorus removal by granular sludge: from macro-to micro-scale[J]. Water Research, 2010, **44**(3): 807-814.
[12] 陈重军, 张海芹, 汪瑶琪, 等. 基于高通量测序的 ABR 厌氧氨氧化反应器各隔室细菌群落特征分析[J]. 环境科学, 2016, **37**(7): 2652-2658.

- Chen C J, Zhang H Q, Wang Y Q, *et al.* Characteristics of microbial community in each compartment of ABR ANAMMOX reactor based on high-throughput sequencing[J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(7): 2652-2658.
- [13] 闫媛, 黎力, 王亚宜, 等. 采用高通量测序分析全程自养脱氮(CANON)系统不同脱氮效能下的微生物群落结构[J]. 北京工业大学学报, 2015, **41**(10): 1485-1492.
- Yan Y, Li L, Wang Y Y, *et al.* Microbial community characteristics of a completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) system based on high-throughput sequencing technology[J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2015, **41**(10): 1485-1492.
- [14] Kartal B, Keltjens J T. Anammox biochemistry: a tale of heme c proteins[J]. *Trends in Biochemical Sciences*, 2016, **41**(12): 998-1011.
- [15] Tang C J, Zheng P, Wang C H, *et al.* Performance of high-loaded ANAMMOX UASB reactors containing granular sludge[J]. *Water Research*, 2011, **45**(1): 135-144.
- [16] Kang D, Lin Q J, Xu D D, *et al.* Color characterization of anammox granular sludge: Chromogenic substance, microbial succession and state indication[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, **642**: 1320-1327.
- [17] Ma H Y, Zhang Y L, Xue Y, *et al.* Relationship of heme c, nitrogen loading capacity and temperature in anammox reactor[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **659**: 568-577.
- [18] Kang D, Zheng P. The morphological characteristics of Anammox granular sludge: a potential indicator of reactivity and settleability[J]. *Environmental Analysis & Ecology Studies*, 2019, **5**(4): 555-557.
- [19] Jia F X, Yang Q, Liu X H, *et al.* Stratification of extracellular polymeric substances (EPS) for aggregated Anammox microorganisms[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(6): 3260-3268.
- [20] Lu H F, Zheng P, Ji Q X, *et al.* The structure, density and settleability of anammox granular sludge in high-rate reactors[J]. *Bioresource Technology*, 2012, **123**: 312-317.
- [21] Zhu G B, Wang S Y, Ma B, *et al.* Anammox granular sludge in low-ammonium sewage treatment: not bigger size driving better performance[J]. *Water Research*, 2018, **142**: 147-158.
- [22] An P, Xu X C, Yang F L, *et al.* Comparison of the characteristics of anammox granules of different sizes[J]. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 2013, **18**(3): 446-454.
- [23] Dalsgaard T, Canfield D E, Petersen J, *et al.* N₂ production by the anammox reaction in the anoxic water column of Golfo Dulce, Costa Rica[J]. *Nature*, 2003, **422**(6932): 606-608.
- [24] 陈彦霖, 隋倩雯, 姜黎安, 等. 厌氧氨氧化菌快速富集培养及微生物机制解析[J]. 中国给水排水, 2018, **34**(13): 26-31.
- Chen Y L, Sui Q W, Jiang L A, *et al.* Quick enrichment of ANAMMOX bacteria and microbial community mechanism analysis[J]. *China Water & Wastewater*, 2018, **34**(13): 26-31.
- [25] Ma J X, Wang Z W, Yang Y, *et al.* Correlating microbial community structure and composition with aeration intensity in submerged membrane bioreactors by 454 high-throughput pyrosequencing[J]. *Water Research*, 2013, **47**(2): 859-869.
- [26] Simpson E H. Measurement of diversity[J]. *Nature*, 1949, **163**(4148): 688.
- [27] Shannon C E. A mathematical theory of communication[J]. *The Bell System Technical*, 1948, **27**(4): 623-656.
- [28] Shannon P, Markiel A, Ozier O, *et al.* Cytoscape: a software environment for integrated models of biomolecular interaction networks[J]. *Genome Research*, 2003, **13**(11): 2498-2504.
- [29] Elloe E A, Shulze C N, Fadrosch D W, *et al.* Compositional differences in particle-associated and free-living microbial assemblages from an extreme deep-ocean environment[J]. *Environmental Microbiology Reports*, 2011, **3**(4): 449-458.
- [30] Vedler E, Heinaru E, Jutkina J, *et al.* *Limnobacter* spp. as newly detected phenol-degraders among Baltic Sea surface water bacteria characterised by comparative analysis of catabolic genes[J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 2013, **36**(8): 525-532.
- [31] Lu H S, Sato Y, Fujimura R, *et al.* *Limnobacter litoralis* sp. nov., a thiosulfate-oxidizing, heterotrophic bacterium isolated from a volcanic deposit, and emended description of the genus *Limnobacter*[J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2011, **61**(2): 404-407.
- [32] Chen Y, Feng X Y, He Y, *et al.* Genome analysis of a *Limnobacter* sp. identified in an anaerobic methane-consuming cell consortium[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2016, **3**: 257.
- [33] Chen T T, Zheng P, Shen L D, *et al.* Kinetic characteristics and microbial community of Anammox-EGSB reactor[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **190**(1-3): 28-35.
- [34] 姚芳, 刘波, 王德朋, 等. 不同接种污泥的厌氧氨氧化反应器启动特性及菌群结构演替规律分析[J]. 环境科学学报, 2017, **37**(7): 2543-2551.
- Yao F, Liu B, Wang D P, *et al.* Start-up of ANAMMOX enrichment with different inoculated sludge and analysis of microbial community structure shift[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, **37**(7): 2543-2551.
- [35] 汪瑶琪, 张敏, 姜滢, 等. 厌氧氨氧化启动过程及微生物群落结构特征[J]. 环境科学, 2017, **38**(12): 5184-5191.
- Wang Y Q, Zhang M, Jiang Y, *et al.* Start-up and characteristics of the microbial community structure of ANAMMOX[J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(12): 5184-5191.
- [36] Cao S B, Du R, Li B K, *et al.* High-throughput profiling of microbial community structures in an ANAMMOX-UASB reactor treating high-strength wastewater[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, **100**(14): 6457-6467.
- [37] 朱彤, 贾若坦, 梁启煜, 等. 厌氧氨氧化反应器运行过程微生物群落演替分析[J]. 东北大学学报(自然科学版), 2018, **39**(5): 693-698.
- Zhu T, Jia R T, Liang Q Y, *et al.* Evolution analysis of microbial community during the running process in an ANAMMOX reactor[J]. *Journal of Northeastern University (Natural Science)*, 2018, **39**(5): 693-698.
- [38] Zhang L, Narita Y, Gao L, *et al.* Microbial competition among anammox bacteria in nitrite-limited bioreactors[J]. *Water Research*, 2017, **125**: 249-258.
- [39] Puyol D, Carvajal-Arroyo J M, Garcia B, *et al.* Kinetic characterization of *Brocadia* spp.-dominated anammox cultures[J]. *Bioresource Technology*, 2013, **139**: 94-100.
- [40] van der Star W R L, Miclea A I, van Dongen U G J M, *et al.* The membrane bioreactor: a novel tool to grow anammox bacteria as free cells[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2008, **101**(2): 286-294.
- [41] 谭锡诚, 何士龙, 黄晴. 厌氧氨氧化工艺的启动及微生物群落结构分析[J]. 环境工程学报, 2017, **11**(5): 2699-2704.
- Tan X C, He S L, Huang Q. Startup of anaerobic ammonium oxidation process and analysis of microbial community structure[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, **11**(5): 2699-2704.
- [42] 佟智达. 改进型EGSB及运行工况对厌氧氨氧化菌富集的影响研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2017. 52-56.
- Tong Z D. Research on modified EGSB and operation conditions of ANAMMOX enrichment[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2017. 52-56.

CONTENTS

Comparison of Three Receptor Models for Source Apportionment of PM _{2.5} in Shanghai: Using Hourly Resolved PM _{2.5} Chemical Composition Data	ZHOU Min (1997)
Impact of Differents in the Concentrations of Ozone on the Chemical Composition of Single Particles	WU Meng-xi, CHENG Chun-lei, HUANG Bo, <i>et al.</i> (2006)
Influence of Secondary Organic Coating on Hygroscopicity of a Sodium Chloride Core: Based on Micro-scale Single Particle Analysis	ZHANG Shu-jia, XU Liang, GUO Xin-mei, <i>et al.</i> (2017)
Comparative Analysis of Pollution Characteristics of Carbonaceous Aerosol Components in the Atmosphere Between Urban and Suburban Areas	LI Xin-yue, ZHANG Kai-shan, DENG Lin-li, <i>et al.</i> (2026)
Distribution Characteristics and Source Apportionment of Elements Bonded with PM _{2.5} and PM ₁₀ in Linyi	LU Ping, ZHAO Xue-yan, YIN Bao-hui, <i>et al.</i> (2036)
Characteristics and Sources of Microbial Aerosols in Urban and Mountainous Areas in Autumn and Winter in Xi'an, China	XIE Wen-wen, LU Rui, MU Fei-fei, <i>et al.</i> (2044)
Pollution Characteristics of Cooking Fumes, Particulates, and Non-methane Hydrocarbons in the Exhaust of Typical Beijing Restaurants	HE Wan-qing, WANG Tian-yi, SHAO Xia, <i>et al.</i> (2050)
PM _{2.5} Concentration Influencing Factors in China Based on the Random Forest Model	XIA Xiao-sheng, CHEN Jing-jing, WANG Jia-jia, <i>et al.</i> (2057)
Spatio-temporal Variation of PM _{2.5} Related Relationships in China from the Perspective of Air Pollution Regional Linkage Control and Prevention	YANG Wen-tao, HUANG Hui-kun, WEI Dong-sheng, <i>et al.</i> (2066)
Characteristics of Spatial and Temporal Evolution and Investigation of Air Pollution in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area Based on Ground-Space Observation Data	WANG Yao-ting, LIANG Jia-cheng, ZHENG Zuo-fang, <i>et al.</i> (2075)
Hydrochemical Characteristics and Formation Causes of Ground Karst Water Systems in the Longzici Spring Catchment	TANG Chun-lei, ZHENG Xiu-qing, LIANG Yong-ping (2087)
Tempo-spatial and Retention Analysis of Total Phosphorus in the Three Gorges Reservoir	TANG Xiao-ya, TONG Si-chen, HUANG Guo-xian, <i>et al.</i> (2096)
Vertical Distribution Characteristics of Dissolved Oxygen and Chlorophyll a in Typical Tributaries During the Impoundment Period of the Three Gorges Reservoir	YANG Fan, JI Dao-bin, WANG Li-jing, <i>et al.</i> (2107)
Spatial-temporal Distribution of Nutrients in Hanfeng Lake After Official Operation	FU Shi, NI Jiu-pai, HE Bing-hui, <i>et al.</i> (2116)
Spatio-temporal Variations in the Characteristics of Water Eutrophication and Sediment Pollution in Baiyangdian Lake	LIU Xin, SHI Bin, MENG Jing, <i>et al.</i> (2127)
Spatial-temporal Distribution of Suspended Solids and Its Sedimentation Flux and Nutrients Effects in Xin'anjiang Reservoir, China	SHI Peng-cheng, ZHU Guang-wei, YANG Wen-bin, <i>et al.</i> (2137)
Bioavailability Characteristics of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Lake Gaoyou, Lake Nansi, and Lake Dongping Under Different Hydrological Scenarios	ZHANG Liu-qing, SHI Yu, LI Yuan-peng, <i>et al.</i> (2149)
Succession Characteristics of Algae Functional Groups and Water Quality Assessment in a Drinking Water Reservoir	LI Yan-qing, HUANG Ting-lin, ZHANG Hai-han, <i>et al.</i> (2158)
Effect of Artificial Mixing on Temporal and Spatial Succession of Algae Community Structure in Jinpen Reservoir	WANG Chen-xu, HUANG Ting-lin, LI Nan, <i>et al.</i> (2166)
Spatial Distribution Characteristics and Driving Factors of Aerobic Denitrification Bacterial Community Structure from Baiyangdian Lake in Xiong'an New Area During the Winter Freezing Period	ZHOU Shi-lei, SUN Yue, YUE Ge-cheng, <i>et al.</i> (2177)
Spatial and Temporal Succession Characteristics of Aerobic Anoxygenic Photosynthesis Bacteria in a Stratified Reservoir	ZHANG Hai-han, WANG Yan, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (2188)
Response of Chromophoric Dissolved Organic Matter Dynamics to Different Hydrological Scenarios in the Two Largest Freshwater Lakes Connected to the Yangtze River	GUO Yan-mi, LI Yuan-peng, SHI Yu, <i>et al.</i> (2198)
Distribution Characteristics and Influencing Factors of Chromophoric Dissolved Organic Matter in a Northern-Side River of the Qinling Mountains in Summer	LIN Zi-shen, HUANG Ting-lin, YANG Shang-ye, <i>et al.</i> (2210)
Distribution, Sources, and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Tributary Waters of the Lower Reaches of the Yangtze River, China	JIA Tian-qi, LEI Rong-rong, WU Xiao-lin, <i>et al.</i> (2221)
Temporal and Spatial Occurrence of NSAIDs in Taihu Lake and Relevant Risk Assessment	LIAN Jie, LI Yi-fei, WANG Xiao-xuan, <i>et al.</i> (2229)
Occurrence and Ecological Risk of Eight Typical PhACs in Surface Water and Its Impact on <i>Daphnia magna</i>	XU Xin-lei, LIU Jian-chao, LU Guang-hua (2239)
Distribution Characteristics and Migration Rules of Pollutants in Sediments of Reservoirs with <i>Eucalyptus</i> Plantation, Southern China	ZHU Ya, LI Yi-ping, LUO Fan, <i>et al.</i> (2247)
Mechanism of Urban Black Odorous Water Based on Continuous Monitoring: A Case Study of the Erkeng Stream in Nanning	LI Yong-xin, WANG Wei, HE Mei, <i>et al.</i> (2257)
Relationship Between Source-Sink Landscape Pattern and Antibiotics in Surface Water in Peri-urban Watershed	LI Min, TANG Jian-feng, CHEN Li-ding, <i>et al.</i> (2264)
Molecular Chemo-diversity of the Dissolved Organic Matter Occurring in Urban Stormwater Runoff	NIE Yun-han, CHEN Hao, LI Lei, <i>et al.</i> (2272)
Regulating Effect and Mechanism of Calcite/Chlorapatite Mixture Addition on Transformation and Transport of Phosphorus in Sediments	BAI Xiao-yun, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i> (2281)
Stability of Ferrihydrite and Goethite Nanoparticles Under Different Environmental Conditions	WANG Zhi-qiao, MA Jie, CHEN Ya-li, <i>et al.</i> (2292)
Sunflower-Staw-Derived Biochar-Enhanced Fe(III)/S ₂ O ₈ ²⁻ System for Degradation of Benzoic Acid	SUN Peng, ZHANG Kai-kai, ZHANG Yu, <i>et al.</i> (2301)
Non-activated Peroxymonosulfate-Induced Degradation of Sulfasalazine: Kinetics and Mechanism Investigations	DING Xi, ZHANG Xue-wei, ZHOU Run-sheng, <i>et al.</i> (2310)
Pollution Characteristics and Removal Effects of Antibiotics in Wastewater from Large-Scale Pig Farms in Guizhou	YANG Zhao, LI Jiang, XIANG Fu-liang, <i>et al.</i> (2320)
Nitrogen Removal in Low-C/N Rural Sewage Treatment by Anoxic/Oxic Biofilter Packed with New Types of Fillers	ZHAO Yuan-zhe, YANG Yong-zhe, WANG Hai-yan, <i>et al.</i> (2329)
Nitrogen Removal Performance and Nitrogen/Carbon Balance of Oligotrophic Aerobic Denitrifiers	WEN Gang, WANG Tong, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (2339)
Bacterial Community Shifts and Nitrogen Removal Characteristics for a SNAD Process Treating Anaerobic Digester Liquor of Swine Wastewater (ADLSW) in a Continuous-Flow Biofilm Reactor (CFBR)	QIN Jia-wei, XIN Xin, LU Hang, <i>et al.</i> (2349)
Characteristics of ANAMMOX Granular Sludge and Differences in Microbial Community Structure Under Different Culture Conditions	JIANG Ying, GUO Meng-lei, XIE Jun-xiang, <i>et al.</i> (2358)
Start-up of an Integrated Process of Denitrifying Phosphorus Removal Coupled with Partial Nitrification and Anaerobic Ammonium Oxidation	CHEN Ya, YIN Wen, ZHANG Xing-xing, <i>et al.</i> (2367)
Construction and Application of an Evaluation System for Soil Environmental Carrying Capacity	LI Xiao-nuo, DING Shou-kang, CHEN Wei-ping, <i>et al.</i> (2373)
Synthesis of Magnetic Biochar and Its Application in the Remediation of Heavy-Metal-Contaminated Soils	WANG Jun-nan, CHENG Shan-shan, ZHAN Wen-hao, <i>et al.</i> (2381)
Remediation of Heavy-Metal-Contaminated Soil by EDTA Washing Enhanced with Reduction Solubilization	ZHANG Jin-yong, ZHU Yu-ting, WANG Ming-xin, <i>et al.</i> (2390)
Toxicity of Chromium to Root Growth of Barley as Affected by Chromium Speciation and Soil Properties	FU Ping-nan, GONG Xiao-fei, LUO Li-yun, <i>et al.</i> (2398)
Effect of Fertilizer Reduction and Biochar Application on Soil Nitrogen Loss in Purple Upland	WANG Shu, WANG Zi-fang, LONG Yi, <i>et al.</i> (2406)
Relationship Between the Composition of Soil Aggregates and the Distribution of Organic Carbon Under Long-Term Abandoned Restoration	WANG Xing, ZHONG Ze-kun, ZHANG Xin-yi, <i>et al.</i> (2416)
Effects of Biochar Application on Soil Microbial Nutrient Limitations and Carbon Use Efficiency in Lou Soil	WANG Qiang, GENG Zeng-chao, XU Chen-yang, <i>et al.</i> (2425)
N ₂ O Emissions from Tea Plantations with Sorghum Intercropping and Application of Big Urea Pills	ZHANG Ke-bin, LIU Xin-liang, KANG Man, <i>et al.</i> (2434)
Effects of Different Forest Vegetation Types on Soil Nitrogen-Related Microbial Communities and Functions in Jinyun Mountain	WANG Ying-yang, WANG Fu-hua, LUO Dong-hai, <i>et al.</i> (2445)
Nitrous Oxide Emission and Denitrifying Bacterial Communities as Affected by Drip Irrigation with Saline Water in Cotton Fields	GUO Hui-nan, MA Li-juan, HUANG Zhi-jie, <i>et al.</i> (2455)
Effect of Organic Matter Promotion on Nitrogen-Cycling Genes and Functional Microorganisms in Acidic Red Soils	CHU Cheng, WU Zhao-yue, HUANG Qian-ru, <i>et al.</i> (2468)
Effects of Simulated Acid Rain on Soil Fungi Diversity in the Transition Zone of Moso Bamboo and Broadleaf Forest	WANG Nan, PAN Xiao-cheng, WANG Chuan-kuan, <i>et al.</i> (2476)
Differences Between DNA- and RNA-Based Bacterial Communities in Marine Sediments	LI Ming-yue, YANG Yu-hong, MI Tie-zhu, <i>et al.</i> (2485)
Spatial Patterns and Spatial Autocorrelations of Wetland Changes in China During 2003-2013	ZHOU Ting, MA Jiao-jiao, XU Song-jun (2496)