

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第4期

Vol.39 No.4

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

京津冀地区钢铁行业污染物排放清单及对PM _{2.5} 影响	段文娇, 郎建全, 程水源, 贾佳, 王晓琦 (1445)
京津冀内陆平原区PM _{2.5} 浓度时空变化定量模拟	郝静, 孙成, 郭兴宇, 王卫, 刘方田, 党海燕 (1455)
成都市冬季相对湿度对颗粒物浓度和大气能见度的影响	刘凡, 谭钦文, 江霞, 蒋文举, 宋丹林 (1466)
华山地区PM _{2.5} 中无机离子垂直分布特征	曹聪, 王格慧, 吴灿, 李建军, 刘浪, 李瑾, 余兴 (1473)
烟花爆竹集中燃放的大气细颗粒物(PM _{2.5})成分图谱	谢瑞加, 侯红霞, 陈永山 (1484)
长三角地区中小燃煤锅炉PM _{2.5} 成分谱特征	徐健, 黄成, 李莉, 陈勇航, 楼晟荣, 乔利平, 王鸿宇 (1493)
民用燃煤排放分级颗粒物中重金属排放因子	严沁, 孔少飞, 刘海彪, 王伟, 吴剑, 郑明明, 郑淑睿, 杨国威, 吴方琪 (1502)
冬、春季青岛大气气溶胶中乙二酸的分布特征及影响因素	张帅, 石金辉, 姚小红, 高会旺 (1512)
青岛大气降水中微量元素的浓度及溶解度	李茜, 石金辉, 李鹏志, 姚小红, 高会旺 (1520)
辽东湾大气中多环芳烃的含量组成及气粒分配	张玉凤, 宋永刚, 田金, 赵海勃, 杨爽, 吴金浩 (1527)
典型地区大气新型卤代阻燃剂污染特征、来源分析及人体暴露	李琦路, 杨孔, 李军, 张干 (1537)
苏州工业园区室内外颗粒物中多溴联苯醚污染特征及人体暴露水平	王俊霞, 顾海东, 张占恩, 钱飞跃 (1544)
上海市大气污染对感冒疾病相对危险度的影响	杨丝絮, 马玉霞, 周建丁, 周骥 (1552)
城镇化河流溶解性有机质的荧光特性与水质相关性:以宁波市北仑区芦江为例	曹昌丽, 梁梦琦, 何桂英, 纵亚男, 唐剑锋 (1560)
艾比湖区域景观格局与河流水质关系探讨	曹灿, 张飞, 阿依尼格·亚力坤, 朱世丹, 郭苗, 阿丽米热·塔力甫江, Kung Hsiangte (1568)
三峡澎溪河水华期间水体CH ₄ 浓度及其通量变化特征初探	秦宇, 张渝阳, 李哲, 马健荣 (1578)
漓江段地表水体旱季硝酸盐动态变化特征及其来源	苗迎, 章程, 肖琼, 赵海娟, 李成习 (1589)
柳江流域饮用水源地重金属污染与健康风险评价	张清华, 韦永著, 曹建华, 于爽 (1598)
黄柏河流域梯级水库沉积物磷形态特征及磷释放通量分析	刘佳, 雷丹, 李琼, 王亮, 张平, 肖尚斌 (1608)
白洋淀典型持久性有机污染物污染特征与风险评估	高秋生, 焦立新, 杨柳, 田自强, 杨苏文, 安月霞, 贾海斌, 崔志丹 (1616)
典型有机氯农药在珠三角地区多介质环境中的归趋模拟	高梓闻, 徐月, 亦如瀚 (1628)
河道水旁路处理中试工艺中PPCPs的去除效果及机制	李力, 朱耕, 白瑶, 赵健, 曹之淇, 郭泓利, 李凌云, 左剑思 (1637)
蔡普生在氯消毒过程中的去除、转化与风险评价	樊鑫鑫, 杜尔登, 李佳琦, 赵丽丽, 王聿琳, 彭明国 (1645)
真空紫外/氯处理饮用水典型致嗅物质	孙昕, 张焱, 史路肖, 陈笑涵, 唐晓 (1654)
热活化过硫酸盐降解三氯生	蒋梦迪, 张清越, 季跃飞, 陆鸢鹤 (1661)
水体模拟颗粒物对四环素的吸附特性及基本规律	徐龙凤, 魏群山, 吕强, 唐立朋, 刘亚男, 柳建设 (1668)
海水优化ANAMMOX包埋固定化及其处理含海水污水的脱氮性能	单晓静, 于德爽, 李津, 陈光辉, 冯莉, 吕廷廷, 邵青 (1677)
外源甜菜碱投加增强高盐废水厌氧氨氧化脱氮性能	于德爽, 吴国栋, 李津, 周同, 王晓静 (1688)
硝化污泥富集及其强化高氨氮冲击的中试研究	盛晓琳, 崔灿灿, 王家德, 刘锐, 徐峰, 陈吕军 (1697)
分段进水对改良A ² /O-BAF双污泥系统反硝化除磷脱氮的影响	南彦斌, 彭永臻, 曾立云, 赵智超, 刘宏, 李慧, 陈永志 (1704)
不同温度下应用比值控制实现连续流好氧颗粒污泥短程硝化	梁东博, 卞伟, 阚睿哲, 王文啸, 赵青, 孙艺齐, 李军 (1713)
智能化曝气控制A/O工艺活性污泥特性演化对内源反硝化脱氮的作用机制	徐旻昶, 胡湛波, 张穗生, 李昊航 (1720)
温度对一体式厌氧流化床膜生物反应器运行效能及微生物群落结构的影响	李玥, 胡奇, 高文大 (1731)
污泥臭原位置量工艺中抗生素的去除	汪鲁, 黄伟伟, 李彦刚, 强志民 (1739)
零价铁对污泥厌氧消化过程中四环素抗性基因水平转移的作用影响	杨帆, 徐雯丽, 钱雅洁, 刘振鸿, 薛罡, 高品 (1748)
环境因子对全自养脱氮颗粒污泥功能菌协同效应的影响	陈希, 钱飞跃, 王建芳, 高军军, 沈耀良, 贾珣 (1756)
后置固相反硝化滤池工艺沿程微生物特性	张千, 吉芳英, 徐璇 (1763)
复合菌株YH01+YH02强化SBR好氧反硝化脱氮及菌群结构分析	陈海升, 曹刚, 张迪, 黄郑郑, 莫测辉 (1773)
氮磷失衡下膨胀污泥性能及膨胀菌群落结构变化	贺雪濛, 丁丽丽, 张璐璐, 顾卓江, 任洪强 (1782)
1株铜绿假单胞菌对砷的降解特性及代谢途径	李想, 张雪英, 周俊, 宋军, 王建刚, 雍晓雨, 贾红华 (1794)
铜尾矿库坝面土壤微生物群落动态的驱动因子	李磊, 景炬辉, 刘晋仙, 柴宝峰 (1804)
垦殖对桂林会仙喀斯特湿地土壤养分与微生物活性的影响	黄科朝, 沈育伊, 徐广平, 黄玉清, 张德楠, 孙英杰, 李艳琼, 何文, 周龙武 (1813)
黄土丘陵区退耕还林还草对土壤细菌群落结构的影响	陈孟立, 曾全超, 黄懿梅, 倪银霞 (1824)
河岸带表层土壤的铁氨氧化(Feammox)脱氮机制的探究	丁帮琛, 李正魁, 朱鸿杰, 陈湜, 覃云斌, 杨建华, 胡优优 (1833)
藏猪扰动作用下的高寒草甸土壤退化特征及微生物群落结构变化	展鹏飞, 肖德荣, 闫鹏飞, 刘振亚, 马金成, 陈志明, 格茸, 田伟, 王行 (1840)
深圳湾典型红树植物根表铁膜及其重金属富集特征	沈小雪, 李瑞利, 柴民伟, 邱国玉 (1851)
香港周边海域野生鱼体内DDTs和PCBs的含量分布和食用风险评估	苏杨, 鲍恋君, 曾永平 (1861)
偏远高山湿地土壤中PAHs污染特征:以神农架大九湖为例	胡天鹏, 邢新丽, 柯艳萍, 毛瑶, 黎荧, 郑煌, 喻月, 张家泉, 祁士华 (1872)
西南地区典型森林水库土壤和沉积物汞的迁移转化特征	孙涛, 马明, 王永敏, 安思危, 王定勇 (1880)
广西西江流域土壤镉含量特征及风险评估	宋波, 杨子杰, 张云霞, 王佛鹏, 周浪, 李黎, 钟雪梅 (1888)
长期施肥对旱地红壤及作物中砷累积的影响	张蓉, 余光辉, 李亚青 (1901)
三元土壤调理剂对田间水稻镉累积转运的影响	辜娇峰, 周航, 贾润语, 王倩倩, 李虹呈, 张平, 彭佩钦, 廖柏寒 (1910)
稻田土壤性质与水稻镉含量的定量关系	王梦梦, 何梦媛, 苏德纯 (1918)
钙基膨润土辅助对堆肥及土壤Cu、Zn形态转化和白菜吸收的影响	赵军超, 王权, 任秀娜, 李荣华, Mukesh Kumar Awasthi, Altaf Hussain Lahori, 张增强 (1926)
外源碳和氮输入对降水变化下土壤呼吸的短期影响	贺云龙, 齐玉春, 彭琴, 董云社, 郭树芳, 闫钟清, 李兆林, 王丽芹 (1934)
模拟降水量减少对大豆-冬小麦轮作农田土壤呼吸的影响	王朝辉, 陈书涛, 孙鹭, 胡正华 (1943)
紫色土丘陵区农田源头沟渠一氧化氮排放的季节差异及影响因素	田琳琳, 任光前, 朱波 (1952)
季节非对称升温对喀斯特土壤CO ₂ 释放的影响	唐国勇, 张春华, 刘方炎, 李昆, 马艳 (1962)
《环境科学》征订启事 (1472) 《环境科学》征稿简则 (1511) 信息 (1755, 1839, 1925)	

环境因子对全自养脱氮颗粒污泥功能菌协同效应的影响

陈希¹, 钱飞跃^{1,2,3}, 王建芳^{1,2,3*}, 高军军¹, 沈耀良^{1,2,3}, 贾珣¹

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 城市生活污水资源化利用技术国家地方联合工程实验室, 苏州 215009; 3. 江苏高校水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009)

摘要:以全自养脱氮颗粒污泥为研究对象,在采用 MiSeq 高通量测序技术探明其微生物菌群结构的基础上,通过单因子批次实验,系统考察了溶解氧(DO)浓度、反应温度(t)、初始氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)浓度和溶液 pH 对好氧与厌氧氨氧化菌(AOB 和 AMX)之间协同作用的影响,以期为新工艺的运行调控提供理论参考.结果表明,以 *Nitrosomonas* 属(相对丰度 32.9%)和 *Candidatus Kuenenia* 属(相对丰度 9.8%)为代表的 AOB 和 AMX 在颗粒污泥中占据优势地位.当初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,颗粒污泥的总氮比降解速率 [$q(\text{TN})$] 在 $\text{DO} = 2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时达到最大值 ($17.7 \pm 1.0\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$). 过低或过高的 DO 浓度将分别导致亚硝化和厌氧氨氧化成为脱氮的限速步骤.依据反应自由能可知,AMX 活性较 AOB 更易受到低温条件的抑制.当 $t < 30^\circ\text{C}$ 时,系统中出现亚硝态氮累积现象, $q(\text{TN})$ 值显著降低.在相同的供氧条件下,初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度低于 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 不能充分发挥污泥中 AMX 的脱氮能力.但当初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度超过 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,供氧不足和高游离氨又会导致 $q(\text{TN})$ 值的持续下降.此外,颗粒污泥中两类氨氧化菌在 pH 7.0~8.5 范围内都表现出了良好的协同作用.

关键词:颗粒污泥; 亚硝化; 厌氧氨氧化; 环境因子; 协同效应

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)04-1756-07 DOI: 10.13227/j.hjxx.201708251

Effects of Environmental Factors on the Synergy of Functional Bacteria in Completely Autotrophic Granular Sludge

CHEN Xi¹, QIAN Fei-yue^{1,2,3}, WANG Jian-fang^{1,2,3*}, GAO Jun-jun¹, SHEN Yao-liang^{1,2,3}, JIA Xun¹

(1. School of Environmental Science and Technology, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. National and Local Joint Engineering Laboratory of Municipal Sewage Resource Utilization Technology, Suzhou 215009, China; 3. Jiangsu High Education Collaborative Innovation Center of Water Treatment Technology and Material, Suzhou 215009, China)

Abstract: To obtain experimental evidences for optimizing a completely autotrophic nitrogen removal process based on granules, the effects of dissolved oxygen (DO) concentration, temperature (t), initial ammonium ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) concentration, and solution pH conditions on the synergy between the aerobic and anaerobic ammonium-oxidizing bacteria (AOB and AMX) were investigated using a single factor batch experiment, while the analysis of the microbial community structure within them was conducted using MiSeq high-throughput pyrosequencing. Results revealed that AOB (genus *Nitrosomonas*) and AMX (genus *Candidatus Kuenenia*) dominated in the granules, representing relative abundances of 32.9% and 9.8%, respectively. For the granules, the highest specific nitrogen removal rate of $q(\text{TN}) = (17.7 \pm 1.0)\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ was obtained at a DO concentration of $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, while the initial $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration was set at $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. And a lower DO level resulted in partial nitrification became the rate-limiting step of process, otherwise, it would be the ANAMMOX reaction instead. According to the free energy of the reactions, the activity of AMX was more sensitive to low temperature than that of AOB. When the reaction temperature was lower than 30°C , nitrite accumulation could be observed in bulk liquid, with the significant decrease of $q(\text{TN})$ for the granules. Under the same oxygen supply conditions, an initial $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration lower than $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ could inhibit the activity of AMX partly. However, with an initial $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration over $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, either oxygen-limiting or high free ammonia concentration could lead to the dramatic decrease of $q(\text{TN})$. In addition, the effective synergy of the two types of ammonium oxidizers in granules was always achieved at solution pH in the range of 7.0-8.5.

Key words: granular sludge; partial nitrification; ANAMMOX; environmental factor; synergy effect

作为一种全自养生物脱氮工艺,单级亚硝化-厌氧氨氧化系统(one-stage partial nitrification and ANAMMOX or PN/A system)是基于好氧氨氧化菌(AOB)与厌氧氨氧化菌(AMX)的共生与协同作用而建立的^[1,2].首先, AOB 以溶解氧(DO)为电子受体,将进水中部分氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)氧化为亚硝态氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$),即发生亚硝化反应,方程见式(1).随

后, AMX 在缺氧环境中将剩余的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和新生成

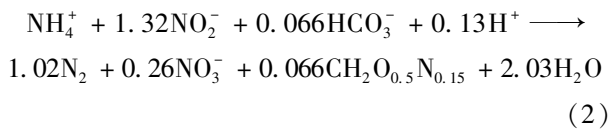
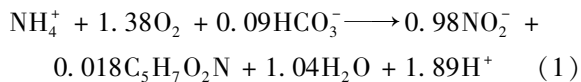
收稿日期: 2017-08-31; 修订日期: 2017-09-11

基金项目: 国家自然科学基金项目(51308367, 51578353); 江苏省研究生科研创新计划项目(SJLX16-0560, SKCX16-032, SKCX16-022); 江苏高校优势学科建设项目; 苏州科技大学大学生科研创新训练计划项目

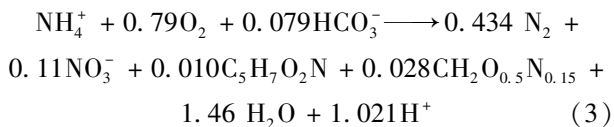
作者简介: 陈希(1991~),女,硕士研究生,主要研究方向为废水生物处理理论与技术, E-mail: 1074465572@qq.com

* 通信作者, E-mail: wj302@163.com

的 NO_2^- -N一同转化为氮气, 并生成少量的硝态氮(NO_3^- -N), 通过厌氧氨氧化反应实现脱氮目标, 见式(2)。



PN/A 工艺的总反应式如式(3)所示:



与传统全程硝化-反硝化过程相比, PN/A 工艺具有曝气能耗低、不依赖外部碳源、反应器结构简单和污泥产量少等优点^[1, 3]。由于自养微生物生长速率缓慢, 利用生物截留能力较强的颗粒污泥, 有利于启动高性能 PN/A 反应器, 其总氮(TN)去除负荷可达 $3.2\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 以上^[4-6], 远高于絮体污泥系统的 $0.5\sim 0.8\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ^[7, 8]。通常认为, 在全自养脱氮颗粒污泥中, AOB 主要分布于颗粒表面 $70\sim 200\text{ }\mu\text{m}$ 以内的好氧区, AMX 则集中于污泥内层的厌氧区域内(距表面 $300\text{ }\mu\text{m}$ 以上)。尽管目前有关环境因素对 AOB 或 AMX 活性的影响研究已较为充分, 但为了考察 PN/A 工艺运行的稳定性, 有必要建立颗粒污泥中两类脱氮功能菌协同效应对环境条件变化的响应关系^[2, 9]。

鉴于此, 本文以成熟全自养脱氮颗粒污泥为研究对象, 采用 MiSeq 高通量测序技术对微生物菌群结构进行分析, 并基于单因子批次实验, 系统考察了 DO 浓度、温度(t)、初始 NH_4^+ -N 浓度和溶液 pH 对颗粒污泥脱氮性能的影响, 详细阐述了实现 AOB 与 AMX 之间高效协同作用的适宜条件及其主要原因。

1 材料与方法

1.1 自养颗粒污泥

颗粒污泥取自一个完全混合流 PN/A 反应器(CSTR)中, 装置结构图详见文献[4]。反应器进水为人工配置的无机含氮废水, 氨氮容积负荷约为 $2.0\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 水温、DO 浓度和 pH 分别控制在 $(30\pm 1)^\circ\text{C}$ 、 $(1.0\pm 0.1)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 7.9 ± 0.1 。在稳态条件下反应器运行 180 d 以上, NH_4^+ -N、TN 去除率分别超过 89% 和 77%, 反应器中的颗粒污泥

粒径分布在 $0.2\sim 2.0\text{ mm}$ 之间, 平均粒径 1.0 mm , 其中大于 0.8 mm 的颗粒占到总质量的 65.8%。

1.2 批次实验方法

从 PN/A 反应器中取出一定量颗粒污泥后, 使用 0.9% 生理盐水清洗 3 次, 去除残留基质, 分装于 150 mL 具橡胶塞锥形瓶中。依据 DO、 t 、初始 NH_4^+ -N 浓度和溶液 pH 条件设置不同的分组。每个锥形瓶中分别装入基质溶液 90 mL (除 NH_4^+ -N 浓度外, 其他成分与进水相同), 污泥浓度 (MLSS) 控制为 $(4360\pm 20)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。将锥形瓶置于振荡器中, 控制振荡速度启动反应过程, 每个反应条件至少设 3 组平行实验。反应期间, 定时取上清液测定 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 和 TN 浓度, 并基于线性段拟合, 分别计算 NH_4^+ -N 比降解速率 $[q(\text{NH}_4^+-\text{N})]$ 、 NO_3^- -N 比累积速率 $[q(\text{NO}_3^--\text{N})]$ 、 NO_2^- -N 比累积速率 $[q(\text{NO}_2^--\text{N})]$ 和 TN 比降解速率 $[q(\text{TN})]$, 单位 $\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, 以 MLVSS 计^[10]。

由式(1)~(3)可知, $q(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 、 $q(\text{NO}_2^--\text{N})$ 与 $q(\text{TN})$ 、 $q(\text{NO}_3^--\text{N})$ 及其相互关系可用于表征颗粒污泥中 AOB、AMX 的协同作用。

1.3 分析方法

NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 和 TN 指标分别采用纳氏试剂光度法、紫外分光光度法、N-(1-萘基)-乙二胺光度法和过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定。MLSS 和 MLVSS 采用标准重量法测定。溶液 pH 和 DO 浓度采用多水质分析仪(903P 殷特)测定。污泥形态使用 OLYMPUS CX41 型显微镜观察。溶液中游离氨(FA)浓度的计算方法详见文献[11]。

1.4 微生物高通量测序分析

在反应器运行的第 180d 取适量污泥样品, 使用 E. Z. N. A Soil DNA 试剂盒 (Omega Bio-tek, Norcross, GA, U. S.) 提取并纯化微生物总 DNA。以 16S rRNA 中 338F (5-ACTCCTACGGGAGGCAGCA-3) 和 806R (5-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3) 为细菌特征引物, 采用 20 μL 混合反应体系, 在 GeneAmp 9700 (ABI) 型 PCR 扩增仪上完成目标片段扩增。随后, 基于 Illumina MiSeq PE300 平台, 对 PCR 扩增产物进行高通量测序, 并进行细菌分类学等相关分析, 详见文献[12]。

2 结果与讨论

2.1 颗粒污泥的微生物菌群结构

本研究使用 PN/A 颗粒污泥, 深红棕色, 呈密

实规则的球状, 平均粒径为 1.0 mm (颗粒形态见图 1), 5 min 污泥沉降指数(SVI₅) 约为 26 mL·g⁻¹.

高通量测序的结果表明, 涵盖活性污泥中主要脱氮功能菌的 Proteobacteria 门在颗粒污泥中占据主导地位 (50.9%), 其次分别为 Bacteroidetes 门 (13.8%)、Planctomycetes 门 (11.9%) 和 Chloroflexi 门 (10.2%), 这 4 个门占细菌总数的 86.8% (具体数据未给出). 与反应器优良的脱氮性能相对应, 颗粒污泥中功能微生物 AOB (*Nitrosomonas* 属) 和 AMX (*Candidatus Kuenenia* 属) 的相对丰度分别为 32.9% 和 9.8% (图 2). 由于两类氨氧化菌在污泥中处于优势地位, 这使得环境中 DO 和 NO₂⁻-N 的短缺成为限制 NOB (*Nitrospira* 属) 生长的主要因素. NOB 仅占到细菌总数的 1.5%, 这对于维持 PN/A 工艺的稳定运行是非常有利的^[2].



图 1 PN/A 颗粒污泥的形态

Fig. 1 Morphology of the PN/A granular sludge

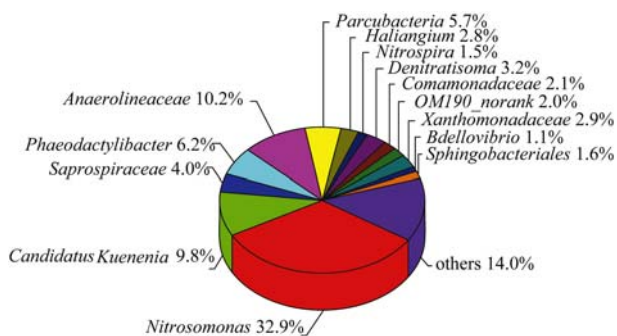


图 2 PN/A 颗粒污泥的微生物菌群结构

Fig. 2 Microbial community structure at the genus level in the PN/A granular sludge

2.2 DO 浓度对功能菌协同效应的影响

当考察 DO 浓度的影响时, 初始 NH₄⁺-N 浓度、pH 和温度分别设置为 (100 ± 5) mg·L⁻¹、8.0 ± 0.1 和 (35 ± 1) °C, 振荡转速控制在 60 ~ 300 r·min⁻¹,

对应的 DO 浓度范围为 0.6 ~ 3.8 mg·L⁻¹, q 值的变化如图 3 所示.

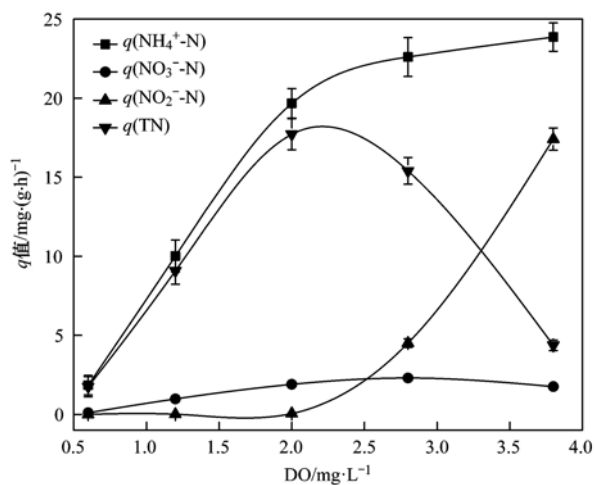


图 3 颗粒污泥 q 值随 DO 浓度的变化情况

Fig. 3 Variations in the q values of granules at different DO concentrations

通常认为, 充足的 DO 有利于提高 AOB 活性, 加快亚硝化反应速率, 为 AMX 生长提供充足的 NO₂⁻-N^[13,14], 但过高的 DO 浓度 (氧饱和度 > 0.5%) 又会使 AMX 活性明显下降^[15]. 因此, 对于一定粒径范围的颗粒污泥而言, 必然存在最佳的 DO 条件以实现两类功能菌的高效协同, 换言之, DO 浓度将直接影响全自养脱氮过程的限速步骤和产物类型^[16,17].

在图 3 中, 随着 DO 浓度的增大, 颗粒污泥的 $q(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 持续上升, 同时, $q(\text{TN})$ 呈现先升后降的变化趋势. 其中, DO = 2 mg·L⁻¹ 对应于 $q(\text{TN})$ 的最大值 [(17.7 ± 1.0) mg·(g·h)⁻¹], AOB 与 AMX 之间的协同作用达到最佳. 如前所述, 颗粒污泥的平均粒径达到 1.0 mm 且密实度良好, 较高比例的 *Nitrosomonas* 属 (32.9%) 及其他好氧菌也有助于增大污泥内部的氧传质阻力, 保护污泥内部 AMX 不受抑制. 当 DO < 2 mg·L⁻¹ 时, AOB 活性受制于供氧不足, 亚硝化反应 [式 (1)] 成为脱氮过程中的限速步骤, $q(\text{NO}_2^--\text{N})$ 值接近于零. 系统中 NO₂⁻-N 的低产量限制了厌氧氨氧化反应 [式 (2)] 对 TN 的去除. 因此, DO 浓度提高时, $q(\text{TN})$ 会随着 $q(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 的提升而提高. 相反地, 尽管高 DO 条件 (> 2 mg·L⁻¹) 有助于提升 AOB 活性, 加快 NH₄⁺-N 氧化速率, 使得 $q(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 升高, 但过量的 DO 将渗透进入颗粒污泥内部, 抑制 AMX 活性, 使 $q(\text{TN})$ 显著降低, 并出现 NO₂⁻-N 累积现象. 此时, 厌氧氨氧化反应成为脱氮过程的限速步骤. 由式

(3)可知, PN/A 工艺去除 $1 \text{ mg NH}_4^+ \text{-N}$ 将生成 $0.11 \text{ mg NO}_3^- \text{-N}$, 即 $f(\text{NO}_3^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}) = 0.11^{[2]}$. 在本研究中, 各 DO 浓度对应的 $f(\text{NO}_3^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 均值均为 0.11 ± 0.04 , 与理论值接近. 这说明颗粒污泥中 NOB 的活性较低, 生成的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 主要来自厌氧氨氧化反应.

2.3 温度对功能菌协同效应的影响

当考察温度的影响时, 初始 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度、pH 和振荡转速分别设置为 $(100 \pm 5) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 8.0 ± 0.1 和 $180 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$, 温度控制在 $10 \sim 40^\circ\text{C}$, q 值的变化如图 4 所示.

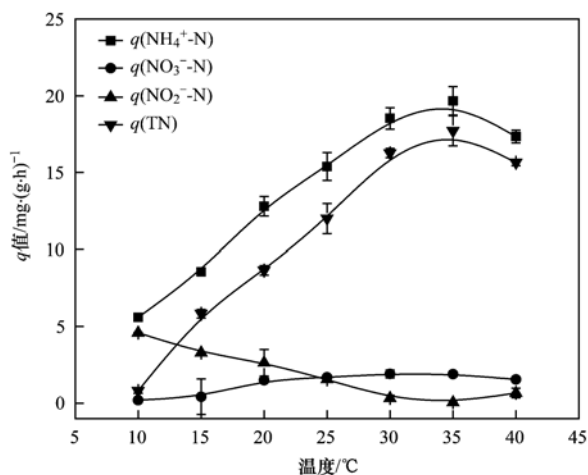


图4 颗粒污泥 q 值随反应温度的变化情况

Fig. 4 Variations in the q values of granules at different temperatures

根据已有报道, AOB (*Nitrosomonas* 属) 和 AMX (*Candidatus Kuenenia* 属) 最适宜的生长温度分别为 $30 \sim 35^\circ\text{C}^{[18, 19]}$ 和 $25 \sim 37^\circ\text{C}^{[15]}$. 本研究中, 颗粒污泥去除 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 TN 的最适温度在 35°C 左右, 该温度下 AOB 与 AMX 的协同作用达到最佳. 相比之下, $t = 10^\circ\text{C}$ 对应的 $q(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 和 $q(\text{TN})$ 仅分别为 35°C 时的 28.5% 和 2.3%, $q(\text{NO}_2^- \text{-N})$ 高出 $q(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 近 2 个数量级. 这表明在低温条件下, 颗粒污泥中 AMX 活性的受抑制程度明显高于 AOB. 以此类似, Lauren 等也发现^[20], 随着温度由 25°C 降至 15°C 时, PN/A 反应器对 TN 的去除负荷下降了 36.2%. 当温度骤降至 11°C 时, AMX 活性几乎完全被抑制. 付昆明等^[21] 基于连续流生物膜反应器的研究也获得了类似结果. 在图 4 中, 当温度从 10°C 提高至 35°C 时, $q(\text{TN})$ 的增速略高于 $q(\text{NH}_4^+ \text{-N})$, 同时, $q(\text{NO}_2^- \text{-N})$ 逐渐降低至 $0.05 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 以下. 当温度继续升至 40°C 时, AOB 和 AMX 活性均有所降低, $q(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 和 $q(\text{TN})$ 较 35°C 时减小约 12%,

高温环境的抑制作用逐渐显现.

根据阿伦尼乌斯 (Arrhenius) 方程, 反应速率常数 k 与温度的关系可表示为:

$$k = Ae^{-E_a/RT} \quad (4)$$

式中, E_a 为反应所需活化能, $\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$; R 为气体常数, $8.314 \text{ J} \cdot (\text{K} \cdot \text{mol})^{-1}$; T 为热力学温度, K; k 为反应速率常数.

用各温度条件下的 $q(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 和 $q(\text{TN})$ 值代替式 (4) 中的 k , 通过线型拟合可以计算对应的活化能 E_a , 如图 5 所示. 在本研究中, 温度 $10 \sim 35^\circ\text{C}$ 下颗粒污泥去除 TN 的活化能 $E_a = 86.1 \text{ kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$, 略高于已有研究中厌氧氨氧化 E_a 的典型范围 ($63 \sim 70 \text{ kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$)^[22, 23], 约为去除 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 活化能 ($E_a = 36.6 \text{ kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$) 的 2.4 倍. 这意味着在全自养脱氮过程中, AMX 活性对温度变化更为敏感.

需要指出的是, 经历长时间驯化过程, PN/A 反应器是能够在 $13 \sim 15^\circ\text{C}$ 条件下稳定运行的, 这不仅依赖于功能菌菌群结构的演化, 也可以通过构建厚度较大的生物膜系统来实现^[24, 25]. 已有研究中提出的相关调控经验仍需要通过实际工程的实施加以验证.

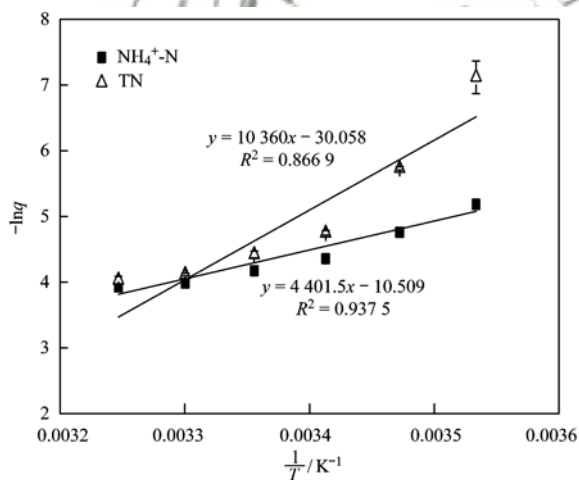


图5 $-\ln q$ 与 $1/T$ 的相互关系

Fig. 5 Relationship between $-\ln q$ and $1/T$

2.4 初始 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度对功能菌协同效应的影响

当考察初始 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度的影响时, 溶液 pH、温度和振荡转速分别设置为 8.0 ± 0.1 、 $(35 \pm 1)^\circ\text{C}$ 和 $180 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$, 初始 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度控制在 $30 \sim 500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, q 值的变化如图 6.

作为 AOB 与 AMX 共同的生长基质, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度的高低势必会显著影响颗粒污泥的脱氮性能. 在本研究中, 当初始 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度为 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,

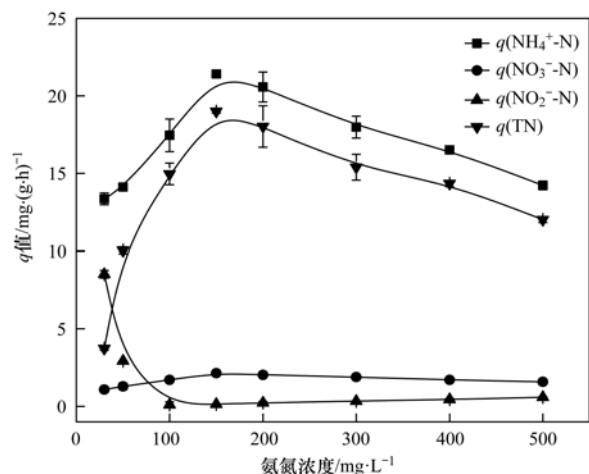
图6 颗粒污泥 q 值随初始 NH_4^+ -N 浓度的变化情况

Fig. 6 Variations in the q values of granules at different initial NH_4^+ -N concentrations

$q(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $q(\text{TN})$ 分别达到最高的 $(21.4 \pm 1.0) \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $(19.0 \pm 1.3) \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$. 当初始 NH_4^+-N 浓度较低 ($< 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 时, 分布于污泥表面的 AOB 能够利用充足的 DO 快速完成亚硝化步骤, 剩余的少量 NH_4^+-N 很难扩散至 AMX 所处的厌氧区, 厌氧氨氧化反应受到抑制, AOB 与 AMX 的协同作用被破坏, 溶液中出现 NO_2^- -N 累积现象. 相应地, 将初始 NH_4^+-N 浓度逐步提高至 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 可以有效增大基质传递的推动力, $q(\text{TN})$ 的上升速度较 $q(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 更快. 但当初始 $\text{NH}_4^+-\text{N} > 150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, $q(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $q(\text{TN})$ 又出现同步下降, 此时, $q(\text{NO}_2^--\text{N})$ 始终低于 $0.8 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$. 造成该现象的主要原因包括: 首先, 在相同温度和振荡条件下, 随着初始 NH_4^+-N 浓度的增大, DO 的消耗增加, 容易出现供氧不足的情况, 从而使 AOB 活性降低, 限制了后续厌氧氨氧化的反应速率. 这与图 3 中 $\text{DO} < 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的情形非常类似. 有研究表明, 同步提升进水 NH_4^+-N 浓度和 DO 浓度, 有利于增强 PN/A 颗粒污泥反应器的 TN 去除效能^[26,27]. 其次, 在 pH 为 8.0 的条件下, 随着初始 NH_4^+-N 浓度从 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 提高至 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 水中游离氨 (FA) 浓度从 $18.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 升至 $54.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 这对 AOB (FA 抑制浓度 $10 \sim 150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)^[28] 和 AMX (FA 抑制浓度 $13 \sim 90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)^[29,30] 均有潜在的抑制作用. Li 等的研究表明^[31], 保持进水氨氮负荷不变, 将水中 FA 浓度从 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 提高至约 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 会使得 SBBR 反应器对 NH_4^+-N 和 TN 的去除率分别下降 44.1% 和 50.6%. 相比之下, 分布于颗粒表面的 AOB 对 FA 的耐受性要优于厌氧区的 AMX^[30,32].

2.5 溶液 pH 对功能菌协同效应的影响

当考察溶液 pH 的影响时, 初始 NH_4^+-N 浓度、温度和振荡转速分别设置为 $(100 \pm 5) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $(35 \pm 1)^\circ\text{C}$ 和 $180 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$, 溶液 pH 控制在 6.0 ~ 9.5, q 值的变化如图 7 所示.

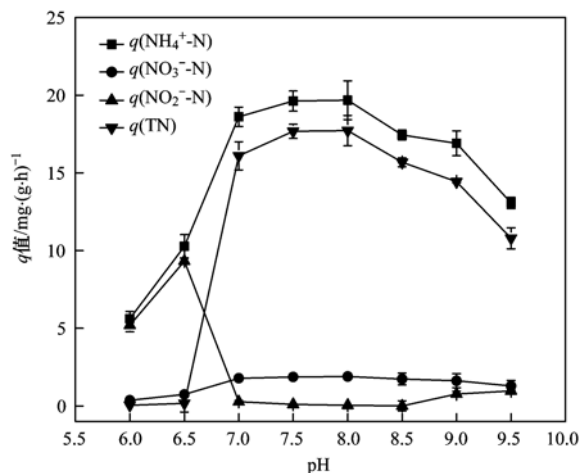
图7 颗粒污泥 q 值随溶液 pH 的变化情况

Fig. 7 Variations in the q values of granules at different pH values

有研究表明, AOB (*Nitrosomonas* 属) 和 AMX (*Candidatus Kuenenia* 属) 的最适 pH 范围分别在 7.5 ~ 8.0^[23,33] 和 6.5 ~ 9.0^[15]. 在本研究中, 颗粒污泥的 $q(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $q(\text{TN})$ 在 pH 为 7.0 ~ 8.5 的范围内均保持在较高水平, $q(\text{NO}_2^--\text{N})$ 始终低于 $0.3 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$, AOB 与 AMX 之间实现了良好的协同关系. 但在偏酸性条件 ($\text{pH} < 7.0$) 下, 颗粒污泥仅表现出有限的亚硝化功能, 去除的 NH_4^+-N 有超过 90% 转化为 NO_2^- -N, AMX 的活性几乎被完全抑制. 根据化学计量关系 [式 (3)], PN/A 工艺每去除 $1 \text{ g} \text{ NH}_4^+-\text{N}$ 生成 H^+ 约 0.078 g , 需要消耗 3.9 g 的碱度 (以 CaCO_3 计). 当碱度不足时, 进水无法提供充足的 pH 缓冲能力, 因而严重影响功能菌活性. 另外, 当进水 pH 超过 8.5 时, 颗粒污泥的脱氮性能出现下降趋势. 进水 pH 9.5 对应的 $q(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $q(\text{TN})$ 分别比 pH = 8.0 时下降了 36.1% 和 41.3%, 溶液中出现少量 NO_2^- -N 累积. 此时, 进水 FA 浓度高达 $92.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 对 AOB 与 AMX 活性均有抑制作用^[28~30].

3 结论

(1) 高通量测序的结果表明, 在全自养脱氮颗粒污泥 (平均粒径约为 1.0 mm) 中, AOB (*Nitrosomonas* 属) 与 AMX (*Candidatus Kuenenia* 属) 占据优势地位, 分别占到细菌总数的 32.9% 和

9.8%, 同时, NOB 的生长得到充分抑制, 相对丰度仅为 1.5%。

(2) 当初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, AOB 与 AMX 之间的协同作用在 $\text{DO} = 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时达到最佳。当 $\text{DO} < 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 亚硝化反应成为 PN/A 工艺的限速步骤。反之, $\text{DO} > 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 会明显抑制 AMX 活性, 导致溶液中出现 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 累积。

(3) 颗粒污泥脱氮的最适温度在 35°C 左右, AOB 与 AMX 的协同效应达到最优。污泥去除 TN 的活化能 E_a 约为去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的 2.4 倍, 这意味着 AMX 对低温条件更加敏感。当温度为 10°C 时, 颗粒污泥仅表现出有限的亚硝化功能。

(4) 当初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度低于 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, AMX 活性将受制于颗粒内部的基质扩散。随着初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的提高, AOB 与 AMX 的协同效应增强。但在初始 $\text{NH}_4^+\text{-N} > 150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下, 供氧不足和高 FA 浓度又会导致污泥脱氮性能下降。

(5) 颗粒污泥脱氮的最适 pH 范围在 $7.0 \sim 8.5$ 。pH < 7.0 时, 溶液无法提供充足的缓冲能力, AMX 活性将被完全抑制。相应地, pH > 8.5 导致的高 FA 也会影响 AOB 与 AMX 的协同作用。

参考文献:

- [1] Sinha B, Annachatre A P. Partial nitrification—operational parameters and microorganisms involved [J]. Reviews in Environmental Science and Bio/technology, 2007, **6**(4): 285-313.
- [2] Third K A, Slikkers A O, Kuenen J G, et al. The CANON system (Completely Autotrophic Nitrogen-removal Over Nitrite) under ammonium limitation: interaction and competition between three groups of bacteria [J]. Systematic and Applied Microbiology, 2001, **24**(4): 588-596.
- [3] Morales N, Val del Río A, Vázquez-Padrón J R, et al. Integration of the Anammox process to the rejection water and main stream lines of WWTPs [J]. Chemosphere, 2015, **140**: 99-105.
- [4] Qian F Y, Wang J F, Shen Y L, et al. Achieving high performance completely autotrophic nitrogen removal in a continuous granular sludge reactor [J]. Biochemical Engineering Journal, 2017, **118**: 97-104.
- [5] Wang L, Zheng P, Chen T T, et al. Performance of autotrophic nitrogen removal in the granular sludge bed reactor [J]. Bioresource Technology, 2012, **123**: 78-85.
- [6] 李冬, 苏庆岭, 梁瑜海, 等. CANON 颗粒污泥高效脱氮及处理生活污水实验研究 [J]. 哈尔滨工业大学学报, 2015, **47**(8): 79-86.
Li D, Su Q L, Liang Y H, et al. Efficient nitrogen removal from domestic wastewater by CANON granular sludge [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2015, **47**(8): 79-86.
- [7] Lv Y T, Wang L, Sun T, et al. Autotrophic nitrogen removal discovered in suspended nitrification system [J]. Chemosphere, 2010, **79**(2): 180-185.
- [8] Daverey A, Su S H, Huang Y T, et al. Partial nitrification and anammox process: a method for high strength optoelectronic industrial wastewater treatment [J]. Water Research, 2013, **47**(9): 2929-2937.
- [9] Lackner S, Gilbert E M, Vlaeminck S E, et al. Full-scale partial nitrification/anammox experiences—an application survey [J]. Water Research, 2014, **55**: 292-303.
- [10] 王书永, 钱飞跃, 王建芳, 等. 有机物对亚硝化颗粒污泥中功能菌活性的影响 [J]. 环境科学, 2017, **38**(1): 269-275.
Wang S Y, Qian F Y, Wang J F, et al. Impact of biodegradable organic matter on the functional microbe activities in partial nitrification granules [J]. Environmental Science, 2017, **38**(1): 269-275.
- [11] Suzuki I, Dular U, Kwok S C. Ammonia or ammonium ion as substrate for oxidation by *Nitrosomonas europaea* cells and extracts [J]. Journal of Bacteriology, 1974, **120**(1): 556-558.
- [12] Wang J F, Qian F Y, Liu X P, et al. Cultivation and characteristics of partial nitrification granular sludge in a sequencing batch reactor inoculated with heterotrophic granules [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2016, **100**(21): 9381-9391.
- [13] Laanbroek H J, Bodelier P L E, Gerards S. Oxygen consumption kinetics of *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter hamburgensis* grown in mixed continuous cultures at different oxygen concentrations [J]. Archives of Microbiology, 1994, **161**(2): 156-162.
- [14] Van Hulle S W H, Vandeweyer H J P, Meesschaert B D, et al. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams [J]. Chemical Engineering Journal, 2010, **162**(1): 1-20.
- [15] Oshiki M, Satoh H, Okabe S. Ecology and physiology of anaerobic ammonium oxidizing bacteria [J]. Environmental Microbiology, 2016, **18**(9): 2784-2796.
- [16] Vlaeminck S E, Terada A, Smets B F, et al. Aggregate size and architecture determine microbial activity balance for one-stage partial nitrification and anammox [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2010, **76**(3): 900-909.
- [17] Hubaux N, Wells G, Morgenroth E. Impact of coexistence of flocs and biofilm on performance of combined nitrification-anammox granular sludge reactors [J]. Water Research, 2015, **68**: 127-139.
- [18] Hellinga C, Schellen A A J C, Mulder J W, et al. The sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water [J]. Water Science and Technology, 1998, **37**(9): 135-142.
- [19] Shalini S S, Joseph K. Nitrogen management in landfill leachate: application of SHARON, ANAMMOX and combined SHARON-ANAMMOX process [J]. Waste Management, 2012, **32**(12): 2385-2400.
- [20] Laurenzi M, Falås P, Robin O, et al. Mainstream partial nitrification and anammox: long-term process stability and effluent quality at low temperatures [J]. Water Research, 2016, **101**: 628-639.
- [21] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. CANON 反应器运行稳定性及温度冲击的影响 [J]. 环境科学, 2012, **33**(10): 3507-3512.
Fu K M, Zhang J, Cao X S, et al. Performance stability of CANON reactor and temperature impact [J]. Environmental

- Science, 2012, **33**(10): 3507-3512.
- [22] Dosta J, Fernández I, Vázquez-Padín J R, *et al.* Short-and long-term effects of temperature on the Anammox process[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, **154**(1-3): 688-693.
- [23] Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1999, **65**(7): 3248-3250.
- [24] Gilbert E M, Agrawal S, Schwartz T, *et al.* Comparing different reactor configurations for Partial Nitrification/Anammox at low temperatures[J]. Water Research, 2015, **81**: 92-100.
- [25] De Clippeleir H, Vlaeminck S E, De Wilde F, *et al.* One-stage partial nitrification/anammox at 15°C on pretreated sewage: feasibility demonstration at lab-scale[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2013, **97**(23): 10199-10210.
- [26] Wang S P, Liu Y, Niu Q G, *et al.* Nitrogen removal performance and loading capacity of a novel single-stage nitrification-anammox system with syntrophic micro-granules [J]. Bioresource Technology, 2017, **236**: 119-128.
- [27] 孙延芳, 韩晓宇, 张树军, 等. CANON 颗粒污泥工艺的启动与负荷提高策略[J]. 环境科学, 2017, **38**(8): 3429-3434.
- Sun Y F, Han X Y, Zhang S J, *et al.* Start-up of granule CANON process and the strategy for enhancing total nitrogen removal rate[J]. Environmental Science, 2017, **38**(8): 3429-3434.
- [28] Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B, *et al.* Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. Journal-Water Pollution Control Federation, 1976, **48**(5): 835-852.
- [29] Waki M, Tokutomi T, Yokoyama H, *et al.* Nitrogen removal from animal waste treatment water by anammox enrichment[J]. Bioresource Technology, 2007, **98**(14): 2775-2780.
- [30] Fernández I, Dosta J, Fajardo C, *et al.* Short-and long-term effects of ammonium and nitrite on the anammox process[J]. Journal of Environmental Management, 2012, **95**(S): S170-S174.
- [31] Li S, Chen Y P, Li C, *et al.* Influence of free ammonia on completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) process[J]. Applied Biochemistry and Biotechnology, 2012, **167**(4): 694-704.
- [32] Wu L, Peng Y Z, Ma Y, *et al.* The short-term effects of temperature and free ammonia on ammonium oxidization in granular and floccular nitrifying system[J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2012, **20**(5): 1016-1023.
- [33] Tao W D, He Y L, Wang Z Y, *et al.* Effects of pH and temperature on coupling nitrification and anammox in biofilters treating dairy wastewater[J]. Ecological Engineering, 2012, **47**(5): 76-82.



CONTENTS

Air Pollutant Emission Inventory from Iron and Steel Industry in the Beijing-Tianjin-Hebei Region and Its Impact on PM _{2.5}	DUAN Wen-jiao, LANG Jian-lei, CHENG Shui-yuan, <i>et al.</i> (1445)
Simulation of the Spatio-temporally Resolved PM _{2.5} Aerosol Mass Concentration over the Inland Plain of the Beijing-Tianjin-Hebei Region	HAO Jing, SUN Cheng, GUO Xing-yu, <i>et al.</i> (1455)
Effect of Relative Humidity on Particulate Matter Concentration and Visibility During Winter in Chengdu	LIU Fan, TAN Qin-wen, JIANG Xia, <i>et al.</i> (1466)
Vertical Distributional Characteristics of Inorganic Ions of PM _{2.5} at Mt. Huashan, Inland China	CAO Cong, WANG Ge-hui, WU Can, <i>et al.</i> (1473)
Analysis of the Composition of Atmospheric Fine Particles (PM _{2.5}) Produced by Burning Fireworks	XIE Rui-jia, HOU Hong-xia, CHEN Yong-shan (1484)
Chemical Composition Characteristics of PM _{2.5} Emitted by Medium and Small Capacity Coal-fired Boilers in the Yangtze River Delta Region	XU Jian, HUANG Cheng, LI Li, <i>et al.</i> (1493)
Emission Factors of Heavy Metals in Size-resolved Particles Emitted from Residential Coal Combustion	YAN Qin, KONG Shao-fei, LIU Hai-biao, <i>et al.</i> (1502)
Distribution of Oxalate in Atmospheric Aerosols and the Related Influencing Factors in Qingdao, During Winter and Spring	ZHANG Shuai, SHI Jin-hui, YAO Xiao-hong, <i>et al.</i> (1512)
Concentrations and Solubility of Trace Elements in Atmospheric Precipitation in Qingdao	LI Qian, SHI Jin-hui, LI Peng-zhi, <i>et al.</i> (1520)
Occurrence and Gas-particle Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Air of Liaodong Bay	ZHANG Yu-feng, SONG Yong-gang, TIAN Jin, <i>et al.</i> (1527)
Analysis of Sources, Pollution Characteristics, and Human Exposure to Atmospheric New Halogenated Flame Retardants in Selected Areas	LI Qi-lu, YANG Kong, LI Jun, <i>et al.</i> (1537)
Contamination Characterization and Human Exposure Levels to Polybrominated Diphenyl Ethers in Indoor and Outdoor Air in Industrial Park of Suzhou City	WANG Jun-xia, GU Hai-dong, ZHANG Zhan-en, <i>et al.</i> (1544)
Effect of Air Pollution on the Cold Disease in Shanghai	YANG Si-xu, MA Yu-xia, ZHOU Jian-ding, <i>et al.</i> (1552)
Fluorescent Dissolved Organic Matter and Its Correlation with Water Quality in a Urban River: A Case Study of the Lujiang River in Beilun, Ningbo	CAO Chang-li, LIANG Meng-qi, HE Gui-ying, <i>et al.</i> (1560)
Relationship Between Landscape Pattern and Water Quality in the Ebinur Lake Region	CAO Can, ZHANG Fei, Ayinigeer·Yalikun, <i>et al.</i> (1568)
CH ₄ Fluxes During the Algal Bloom in the Pengxi River	QIN Yu, ZHANG Yu-yang, LI Zhe, <i>et al.</i> (1578)
Dynamic Variations and Sources of Nitrate During Dry Season in the Lijiang River	MIAO Ying, ZHANG Cheng, XIAO Qiong, <i>et al.</i> (1589)
Heavy Metal Pollution of the Drinking Water Sources in the Lujiang River Basin, and Related Health Risk Assessments	ZHANG Qing-hua, WEI Yong-zhu, CAO Jian-hua, <i>et al.</i> (1598)
Characteristics of Phosphorus Fractions and Phosphate Diffusion Fluxes of Sediments in Cascade Reservoirs of the Huangbai River	LIU Jia, LEI Dan, LI Qiong, <i>et al.</i> (1608)
Occurrence and Ecological Risk Assessment of Typical Persistent Organic Pollutants in Baiyangdian Lake	GAO Qiu-sheng, JIAO Li-xin, YANG Liu, <i>et al.</i> (1616)
Simulating the Fate of Typical Organochlorine Pesticides in the Multimedia Environment of the Pearl River Delta	GAO Zi-wen, XU Yue, YI Ru-han (1628)
Mechanisms and Efficiencies of Removal of PPCPs by Pilot River Water Bypass Treatment Process	LI Li, ZHU Bing, BAI Yao, <i>et al.</i> (1637)
Chlorination of Naproxen: Removal, Transformation and Risk Assessment	FAN Xin-xin, DU Er-deng, LI Jia-qi, <i>et al.</i> (1645)
Removing Typical Odorants in Drinking Water by Vacuum Ultraviolet Combined with Chlorine	SUN Xin, ZHANG Yi, SHI Lu-xiao, <i>et al.</i> (1654)
Degradation of Triclosan by Heat Activated Persulfate Oxidation	JIANG Meng-di, ZHANG Qing-yue, JI Yue-fei, <i>et al.</i> (1661)
Adsorption of Tetracycline on Simulated Suspended Particles in Water	XU Long-feng, WEI Qun-shan, LÜ Qiang, <i>et al.</i> (1668)
Characteristics and Performance of Embedded ANAMMOX Bacteria in Treating Saline Wastewater	SHAN Xiao-jing, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (1677)
Enhanced Nitrogen Removal of ANAMMOX Treating Saline Wastewater With Betaine Addition	YU De-shuang, WU Guo-dong, LI Jin, <i>et al.</i> (1688)
Pilot-scale Experiment on Enrichment of Nitrifying Activated Sludge and Its Application in Enhancing a Wastewater Biological Treatment System Against Ammonia Shocking Loads	SHENG Xiao-lin, CUI Can-can, WANG Jia-de, <i>et al.</i> (1697)
Effect of Step Feed on Denitrifying Phosphorus and Nitrate Removal in a Modification of the Two Sludge A ² /O-BAF System	NAN Yan-bin, PENG Yong-zhen, ZENG Li-yun, <i>et al.</i> (1704)
Achieving Partial Nitrification in a Continuous-flow Aerobic Granular Sludge Reactor at Different Temperatures Through Ratio Control	LIANG Dong-bo, BIAN Wei, KAN Rui-zhe, <i>et al.</i> (1713)
Mechanism of Action of Activated Sludge Properties in Nitrogen Removal by Endogenous Denitrification Through an Intelligent Aeration-controlled A/O Process	XU Min-yang, HU Zhan-bo, ZHANG Sui-sheng, <i>et al.</i> (1720)
Effect of Temperature on the Performance and Microbial Community Structure in an Integrated Anaerobic Fluidized-bed Membrane Bioreactor Treating Benzothiazole Wastewater	LI Yue, HU Qi, GAO Da-wen (1731)
Removal of Antibiotics During In-situ Sludge Ozone-reduction Process	WANG Lu, BEN Wei-wei, LI Yan-gang, <i>et al.</i> (1739)
Effect of Zero Valent Iron on the Horizontal Gene Transfer of Tetracycline Resistance Genes During Anaerobic Sludge Digestion Process	YANG Fan, XU Wen-li, QIAN Ya-jie, <i>et al.</i> (1748)
Effects of Environmental Factors on the Synergy of Functional Bacteria in Completely Autotrophic Granular Sludge	CHEN Xi, QIAN Fei-yue, WANG Jian-fang, <i>et al.</i> (1756)
Microbiological Characteristics of a Post Solid-Phase Denitrification Biofilter Process	ZHANG Qian, JI Fang-ying, XU Xuan (1763)
Aerobic Denitrification and Microbial Community Shift in SBR Bioaugmented with Strains YH01 and YH02	CHEN Hai-sheng, CAO Gang, ZHANG Di, <i>et al.</i> (1773)
Performance, Sludge Characteristics, and the Microbial Community Dynamics of Bulking Sludge Under Different Nitrogen and Phosphorus Imbalances	HE Xue-meng, DING Li-li, ZHANG Lu-lu, <i>et al.</i> (1782)
Degradation Characteristics and Metabolic Pathway of a Pyrene-Degrading <i>Pseudomonas aeruginosa</i> Strain	LI Xiang, ZHANG Xue-ying, ZHOU Jun, <i>et al.</i> (1794)
Driving Factors of the Dynamics of Microbial Community in a Dam of Copper Mine Tailings	LI Cui, JING Ju-hui, LIU Jin-xian, <i>et al.</i> (1804)
Effects of Reclamation on Soil Nutrients and Microbial Activities in the Huixian Karst Wetland in Guilin	HUANG Ke-chao, SHEN Yu-yi, XU Guang-ping, <i>et al.</i> (1813)
Effects of the Farmland-to-Forest/Grassland Conversion Program on the Soil Bacterial Community in the Loess Hilly Region	CHEN Meng-li, ZENG Quan-chao, HUANG Yi-mei, <i>et al.</i> (1824)
Insight into the Mechanism of Feammox in the Surface Soils of a Riparian Zone	DING Bang-jing, LI Zheng-kui, ZHU Hong-jie, <i>et al.</i> (1833)
Soil Degradation-Associated Microbial Community Structure Changes in an Alpine Meadow Under Tibetan Pig Herding	ZHAN Peng-fei, XIAO De-rong, YAN Peng-fei, <i>et al.</i> (1840)
Characteristics of Iron Plaque and Its Heavy Metal Enrichment in Typical Mangrove Plants in Shenzhen Bay, China	SHEN Xiao-xue, LI Rui-li, CHAI Min-wei, <i>et al.</i> (1851)
Spatial Distribution of DDTs and PCBs in Wild Fish from Hong Kong Coastal Areas and Potential Human Health Risk Assessment	SU Yang, BAO Lian-jun, ZENG Eddy Y (1861)
Pollution Characteristics of PAHs in Soil from a Remote Mountain Wetland-Dajiu Lake, Shengnongjia	HU Tian-peng, XING Xin-li, KE Yan-ping, <i>et al.</i> (1872)
Migration and Transformation of Mercury in Unsubmerged Soil and Sediment at One Typical Forest Reservoir in Southwest China	SUN Tao, MA Ming, WANG Yong-min, <i>et al.</i> (1880)
Accumulation of Cd and Its Risks in the Soils of the Xijiang River Drainage Basin in Guangxi	SONG Bo, YANG Zi-jie, ZHANG Yun-xia, <i>et al.</i> (1888)
Effects of Long-term Fertilization Regimes on As Accumulation in Upland Red Earth and the Crops Growing on It	ZHANG Rong, YU Guang-hui, LI Ya-qing (1901)
Effects of a Tribasic Amendment on Cadmium and Arsenic Accumulation and Translocation in Rice in a Field Experiment	GU Jiao-feng, ZHOU Hang, JIA Run-yu, <i>et al.</i> (1910)
Quantitative Relationship Between Paddy Soil Properties and Cadmium Content in Rice Grains	WANG Meng-meng, HE Meng-yuan, SU De-chun (1918)
Effect of Ca-bentonite on Cu and Zn Forms in Compost and Soil, and Their Absorption by Chinese Cabbage	ZHAO Jun-chao, WANG Quan, REN Xiu-na, <i>et al.</i> (1926)
Effects of Short-term Exogenous Nitrogen and Carbon Input on Soil Respiration Under Changing Precipitation Pattern	HE Yun-long, QI Yu-chun, PENG Qin, <i>et al.</i> (1934)
Effects of Simulated Precipitation Reduction on Soil Respiration in a Soybean-Winter Wheat Rotation Cropland	WANG Zhao-hui, CHEN Shu-tao, SUN Lu, <i>et al.</i> (1943)
Seasonal Variation in Nitric Oxide Emission from an Agricultural Headwater Ditch in the Hilly Purple Soil Area and the Factors Influencing Emission	TIAN Lin-lin, REN Guang-qian, ZHU Bo (1952)
Effects of Seasonal Asymmetric Warming on Soil CO ₂ Release in Karst Region	TANG Guo-yong, ZHANG Chun-hua, LIU Fang-yan, <i>et al.</i> (1962)