

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



2019

Vol.40 No.5
第40卷 第5期

目次

2016年10~11月期间北京市大气颗粒物污染特征与传输规律 张晗宇,程水源,姚森,王晓琦,张俊峰(1999)
餐饮排放有机颗粒物的质量浓度、化学组成及排放因子特征 王红丽,景盛翱,乔利平(2010)
泰山顶(1534 m)夏季气溶胶粒径分布特征 沈利娟,王红磊,银燕,陈魁,陈景华,施双双(2019)
郑州-新乡冬季PM_{2.5}中元素浓度特征及其源分析 闫广轩,张朴真,黄海燕,高雅,张靖雯,宋鑫,张佳羽,李怀刚,曹治国,姜继韶,樊静,王跃思,金彩霞(2027)
我国PM_{2.5}浓度分阶段改善目标情景分析 贺晋瑜,燕丽,王彦超,雷宇,汪旭颖(2036)
安阳市典型工业源PM_{2.5}排放特征及减排潜力估算 杜小申,燕丽,贺晋瑜,汪旭颖,王克,张瑞芹(2043)
郑州市典型工业炉窑细颗粒物排放特征及清单 赵庆炎,韩士杰,张轶舜,杨留明,张瑞芹,燕启社(2052)
2015年南京市城区挥发性有机物组成特征及大气反应活性 乔月珍,陈凤,赵秋月,刘倩(2062)
兰州市化石燃料燃烧源排放VOCs的臭氧及二次有机气溶胶生成潜势 刘镇,朱玉凡,郭文凯,刘晓,陈强(2069)
12种常见落叶果树BVOCs排放清单和排放特征 李双江,袁相洋,李琦,冯兆忠(2078)
我国典型陆地生态系统水化学离子特征及空间分布 黄丽,张心昱,袁国富,朱治林,唐新斋,孙晓敏(2086)
我国典型区域地表水环境中抗生素污染现状及其生态风险评价 刘昔,王智,王学雷,李珍,杨超,厉恩华,位慧敏(2094)
我国七大流域水体多环芳烃的分布特征及风险评价 范博,王晓南,黄云,李霖,高祥云,李雯雯,刘征涛(2101)
大连海域入海污染源中PFASs的赋存、输入通量和季节特征 陈虹,韩建波,张灿,程嘉熠(2115)
干旱内陆河流域降水稳定同位素的时空特征及环境意义 袁瑞丰,李宗省,蔡玉琴,邹海明(2122)
柳林泉域岩溶地下水区域演化规律及控制因素 黄奇波,覃小群,刘朋雨,程瑞瑞,李腾芳(2132)
崇左响水地区岩溶地下水主要离子特征及控制因素 周巾枚,蒋忠诚,徐光黎,覃小群,黄奇波,张连凯(2143)
三峡水库水体溶解磷与颗粒磷的输移转化特征分析 秦延文,韩超南,郑丙辉,马迎群,杨晨晨,刘志超,张雷,赵艳民(2152)
三峡水库蓄水至175 m后干流沉积物磷蓄积特征及释放潜力 黎睿,潘婵娟,汤显强,肖尚斌,李青云,杨文俊(2160)
不同水期洞庭湖水体中磷分布特征及影响因素 李莹杰,王丽婧,李虹,欧阳美凤(2170)
巢湖十五里河沉积物磷平衡浓度对外源磷的响应及释放风险 李如忠,鲍琴,戴源(2178)
闽江上游溪流沉积物有机磷空间分布及其环境意义分析 徐健,袁旭音,叶宏萌,张晓辉,周慧华,韩年(2186)
生态工程综合治理系统对农业小流域氮磷污染的治理效应 蒋倩文,刘锋,彭英湘,王华,姚燃,李红芳,罗沛,刘新亮,吴金水(2194)
太湖流域河流沉积物重金属分布及污染评估 张杰,郭西亚,曾野,邓建才(2202)
三峡水库支流汝溪河口水体汞的时空变化特征 马尉斌,陈秋禹,尹德良,孙涛,王永敏,王定勇(2211)
多功能型城市人工湿地水体汞分布特征及其量变分析 刘伟豪,王永敏,樊宇飞,吕东威,王定勇(2219)
不同类型城市人工湿地水体汞的分布特征 樊宇飞,刘伟豪,孙涛,苑萌,吕东威,李先源,王永敏,王定勇(2226)
微塑料对河口沉积物抗生素抗性基因的影响 黄福义,杨凯,张子兴,苏建强,朱永官,张娟(2234)
上海市郊道路地表径流多环芳烃污染特征对比及源解析 吴杰,熊丽君,吴健,沙晨燕,唐浩,林匡飞,李大雁,沈城(2240)
异龙湖不同湖区浮游植物群落特征及其与环境因子的关系 王振方,张玮,杨丽,徐玉萍,赵凤斌,王丽卿(2249)
水库热分层期藻类水华与温跃层厌氧成因分析 刘雪晴,黄廷林,李楠,杨尚业,李扬,徐进,王涵玥(2258)
绿狐尾藻对铜绿微囊藻和羊角月牙藻的抑藻效应 毕业亮,吴诗敏,周思宁,吴尚华,宿辉,白志辉,徐圣君(2265)
紫外/亚硫酸钠还原降解三氯乙酰胺的效能 伏芝萱,郭迎庆,楚文海(2271)
UV降解水溶液中拉法辛的影响因素及机制 吕娟,许志伟,王言(2278)
铝代水铁矿协同吸附砷的机制 黄博,郭朝晖,肖细元,彭驰,朱惠文,史磊,阳安迪(2287)
新型材料磁性氧化铁的除氯效能 方文侃,李小娣,方菁,吴德意(2295)
羧基改性阴极对微生物电合成系统产乙酸性能的影响机制 祁家欣,曾翠平,骆海萍,刘广立,张仁铎,卢耀斌(2302)
基于分区供氧与溶解氧调控的低C/N比污水短程硝化反硝化 吴春雷,荣懿,刘晓鹏,史会欣,章武首,金鹏康,马文伟(2310)
不同COD浓度下低基质厌氧氨氧化的启动特征 马艳红,赵智超,安芳娇,黄利,师晓娟,慕浩,陈永志(2317)
15℃ SBBR短程硝化快速启动和稳定运行性能 孙艺齐,卞伟,李军,赵青,王文啸,梁东博,吴耀东(2326)
长期低聚磷条件对AO-SBR系统Accumulibacter代谢特性的影响 王少坡,李柱,赵乐丹,于静洁,赵明,郑胜达,孙力平(2333)
厌氧氨氧化颗粒污泥EPS及其对污泥表面特性的影响 杨明明,刘子涵,周杨,祁菁,赵凡,郭劲松,方芳(2341)
HN-AD菌生物强化接触氧化工艺处理猪场沼液 刘向阳,张千,吴恒,李宸,唐健泓,封丽,肖芃颖,赵天涛(2349)
温度对自养型同步脱氮工艺处理猪场废水厌氧消化液性能及微生物群落的影响 黄方玉,邓良伟,杨红男,杨含,肖友乾,王兰(2357)
城市污水处理系统真核微生物群落特性与地域性差异 秦文韬,张冰,孙晨翔,陈湛,文湘华(2368)
三江平原湿地开垦对土壤微生物群落结构的影响 王娜,高婕,魏静,刘颖,庄绪光,庄国强(2375)
亚高山湖群中真菌群落的分布格局和多样性维持机制 刘晋仙,李鑫,罗正明,王雪,暴家兵,柴宝峰(2382)
生物质炭对双季稻田土壤反硝化功能微生物的影响 刘杰云,邱虎森,王聪,沈健林,吴金水(2394)
地膜覆盖和施氮对菜地CH₄排放的影响 倪雪,江长胜,陈世杰,李晓茜,石孝均,郝庆菊(2404)
亏缺灌溉对冬小麦农田温室气体排放的影响 王晓云,蔡焕杰,李亮,徐家屯,陈慧(2413)
不同施肥模式对热区晚稻田CH₄和N₂O排放的影响 田伟,伍延正,汤水荣,胡玉麟,赖倩倩,文冬妮,孟磊,吴川德(2426)
周期性变温对紫色土有机碳矿化的影响 曾蔓蔓,慈思,樊晶晶,李江文,翁昊璐,李松(2435)
广西高镉异常区水田土壤Cd含量特征及生态风险评价 宋波,王佛鹏,周浪,吴勇,庞瑞,陈同斌(2443)
超富集植物藿香蓟(Ageratum conyzoides L.)对镉污染农田的修复潜力 张云霞,宋波,宾娟,周子阳,陈记玲,陈同斌(2453)
种植油菜麦评价多环芳烃污染土壤的农用风险 焦海华,郭佳佳,张婧旻,张晓霞,茹文明,白志辉(2460)
土壤重金属累积对土地利用与景观格局的响应 舒心,李艳,李锋,冯靖仪,沈嘉瑜,史舟(2471)
某区生活垃圾焚烧发电厂周边及厂区内土壤中重金属元素的污染特征及评价 吕占禄,张金良,陆少游,邹天森,刘凯,张晗,谷亚亚(2483)

《环境科学》征订启事(2018) 《环境科学》征稿简则(2042) 信息(2114, 2348, 2393)

温度对自养型同步脱氮工艺处理猪场废水厌氧消化液性能及微生物群落的影响

黄方玉^{1,2}, 邓良伟^{1,2}, 杨红男^{1,2}, 杨含^{1,2}, 肖友乾^{1,2}, 王兰^{1,2*}

(1. 农业部沼气科学研究所, 成都 610041; 2. 农业部农村可再生能源开发利用重点实验室, 成都 610041)

摘要: 通过运行4个不同温度条件下(30、25、20和15℃)的自养型同步脱氮反应器, 研究了不同温度下自养型同步脱氮工艺处理猪场废水厌氧消化液的性能差异及其微生物机制。结果表明, 30℃条件下反应器脱氮性能最佳。当温度由30℃降为25℃时, 反应器总氮去除率从73%降低到66%, 总氮去除速率从 $2.29 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 降低到 $1.72 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 污泥的形态和粒径变化不明显(SMD由 $80.85 \mu\text{m}$ 降为 $79.95 \mu\text{m}$)。当温度低于20℃时, 总氮去除率降低到42%, 总氮去除速率降低到 $1.18 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 同时发现污泥出现解体现象, 粒径减小(SMD为 $63.21 \mu\text{m}$)。而当温度为15℃时, 总氮去除率降低至37%, 总氮去除速率低至 $1.00 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 反应器运行困难。微生物群落结构分析表明, 温度对厌氧氨氧化细菌的影响明显大于氨氧化细菌, 因此低温条件下反应器脱氮性能下降的主要原因是厌氧氨氧化细菌对温度更敏感。

关键词: 温度; 猪场废水厌氧消化液; 自养脱氮; 厌氧氨氧化(ANAMMOX); 微生物群落结构

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)05-2357-11 DOI: 10.13227/j.fjks.201810126

Effect of Different Temperatures on the Performance of Autotrophic Nitrogen Removal and Microbial Community from Swine Wastewater

HUANG Fang-yu^{1,2}, DENG Liang-wei^{1,2}, YANG Hong-nan^{1,2}, YANG Han^{1,2}, XIAO You-qian^{1,2}, WANG Lan^{1,2*}

(1. Biogas Institute of Ministry of Agriculture, Chengdu 610041, China; 2. Laboratory of Development and Application of Rural Renewable Energy, Chengdu 610041, China)

Abstract: Four laboratory-scale autotrophic nitrogen removal bioreactors were implemented to investigate performance differences and microbial mechanisms under different temperatures (30, 25, 20, and 15°C). The results showed that the reactor performance under 30°C was higher than others. When the temperature decreased from 30°C to 25°C, total nitrogen removal efficiency reduced from 73% to 66%, and total nitrogen removal rate from $2.29 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ to $1.72 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. The morphology and particle size of the sludge did not change significantly (SMD; from $80.85 \mu\text{m}$ to $79.95 \mu\text{m}$). When the temperature was 20°C, the total nitrogen removal efficiency reduced to 42%, the total nitrogen removal rate reduced to $1.18 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, and the sludge disintegration phenomenon occurred with particle size reduction (SMD; $63.21 \mu\text{m}$). When the temperature was 15°C, the total nitrogen removal efficiency reduced to 37%, and the total nitrogen removal rate got as low as $1.00 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. In addition to that, the reactor operation was difficult. The analysis of microbial community structure showed that the influence of temperature on anaerobic ammonia oxidizing bacteria is greater than that on ammonia oxidizing bacteria. This sensitivity to temperature of the anaerobic ammonia oxidizing bacteria was the main reason for the decreased performance under low temperature conditions.

Key words: temperature; swine wastewater; autotrophic nitrogen removal; anaerobic ammonia oxidizing (ANAMMOX); microbial community structure

随着规模化生猪养殖业的发展, 大量未经处理的猪场废水集中排放, 带来严重的环境问题^[1,2]。厌氧消化技术在去除污染物的同时又能回收沼气作为能源, 因此被广泛应用于猪场废水处理^[3]。但是厌氧消化不能有效去除猪场废水中的含氮物质, 所产生的厌氧消化液中氨氮浓度仍然较高, 有机物含量较低, 因此厌氧消化液具有低碳氮(C/N)比的特点。采用传统硝化-反硝化工艺对厌氧消化液进行脱氮处理时, 无法满足反硝化对碳源需求, 脱氮效能低^[2,4]。

自养型同步脱氮工艺(autotrophic nitrogen removal, ANR)是一项基于短程硝化(partial

nitrification, PN)和厌氧氨氧化(anaerobic ammonia oxidizing, ANAMMOX)工艺原理的新型、高效、低能耗的生物脱氮工艺, 常用于处理低碳氮比废水^[5,6]。该工艺在限制溶解氧条件下, 利用好氧氨氧化细菌将部分 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 而后利用厌氧氨氧化细菌, 以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为电子供体, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为电子受体, 在同一装置内将剩余的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 转化为氮气。本课题组的前期研究表明, ANR工艺能

收稿日期: 2018-10-18; 修订日期: 2018-11-19

基金项目: 国家自然科学基金项目(31500105); 国家生猪技术产业体系项目(CARS-35)

作者简介: 黄方玉(1993~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为废弃物处理与利用, E-mail: Fangyuhuang611@163.com

* 通信作者, E-mail: wanglan01@caas.cn

够有效脱除猪场废水厌氧消化液中的氮素,且总氮脱除速率高达 $3.90 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 远远高于其他工艺,总氮去除率达到 73%^[7], 该研究为猪场废水厌氧消化液脱氮处理带来了广阔的前景。

自养型同步脱氮工艺的主要功能微生物为氨氧化菌和厌氧氨氧化菌,其中厌氧氨氧化菌的生长代谢对温度敏感.厌氧氨氧化菌为中温菌,最适温度为 $30 \sim 40^\circ\text{C}$, 温度降低容易导致厌氧氨氧化细菌活性降低,进而引起反应器脱氮效能恶化^[8-10]. 有研究表明,当温度从 35°C 降到 15°C 时,最大比厌氧氨氧化活性降低近 10 倍,导致反应器脱氮效能下降^[11,12]. 有研究表明,利用 ANAMMOX 反应器处理市政废水时,当温度为 29°C 时,工艺负荷可达 $0.465 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$,但是当温度降低到 12.5°C , 工艺负荷仅为 $0.046 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$,效能降低了 10 倍^[13]. 也有研究表明,当温度降至 10°C 时,厌氧氨氧化细菌的活性几乎为零^[12]. 但是也有研究表明,在常温或低温条件下 ANAMMOX 工艺仍能保持部分脱氮效能.当温度从 31.2°C 降低到 12.0°C 时,反应器的脱氮效能并没有受到影响,厌氧氨氧化的混培物可以适应较低的温度^[14]. 可见,适当的降温(如降至 $20 \sim 15^\circ\text{C}$ 左右)虽然对厌氧氨氧化细菌活性有部分影响,但反应器仍能正常运行.但是以上

研究都是关于温度对厌氧氨氧化细菌的影响作用,而在 ANR 工艺中,不仅有 ANAMMOX 细菌的作用,还有氨氧化细菌、亚硝酸盐细菌和反硝化细菌等功能微生物的作用,单独研究温度对 ANAMMOX 的影响,难以真实反映温度对 ANR 工艺的影响.在已有研究中鲜有关于温度对 ANR 工艺运行性能及其微生物群落影响的报道,更鲜见温度对 ANR 工艺处理猪场废水厌氧消化液影响的研究。

本文采用气升式内循环反应器,接种自养型同步脱氮污泥,在 30 、 25 、 20 和 15°C 这 4 个不同温度条件下,考察温度对 ANR 工艺处理猪场废水厌氧消化液脱氮效能的影响,采用高通量测序技术,探索不同温度下反应器的脱氮效能及微生物群落结构之间的关系,以期为不同季节 ANR 工艺高效运行调控奠定理论基础。

1 材料与方法

1.1 实验废水和接种污泥

本实验废水为四川简阳某猪场的猪场废水厌氧消化池出水,取回后常温保存,其水质指标如表 1 所示.本实验所用接种污泥取自实验室培养的自养型同步脱氮污泥,接种量为 1L ,MLVSS 为 $9280 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

表 1 实验用猪场废水厌氧消化液的水质指标

Table 1 Characteristics of digested swine wastewater effluent used as influent in the experimental autotrophic nitrogen removal reactors

项目	pH	COD / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	BOD ₅ / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	NH ₄ ⁺ -N / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	NO ₂ ⁻ -N / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	NO ₃ ⁻ -N / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
参数	7.2 ~ 8.5	350 ~ 800	200 ~ 220	400 ~ 600	0.1 ~ 1.0	0.1 ~ 3.0

1.2 反应器的运行

本实验装置为 4 个有效容积为 5L 的气升式内循环反应器,结构如图 1 所示.反应器由有机玻璃制成,内径为 60mm ,外径为 120mm ,高度为 805mm .进水通过蠕动泵(型号 WT600-2J,保定兰格集团)从反应器底部泵入,利用空气泵(型号 ACO-002,天津森森集团股份有限公司)将空气底部泵入反应器,空气流量由转子流量计(LZB-6,常州天晟热工仪表有限公司)调节器控制.进水和污泥随空气从主反应区向上流动,而后污泥再经两边的沉淀区向下沉淀,出水从反应器的顶部溢流排出.反应器顶部设置一个漏斗状浮泥挡板,截留因污泥上浮导致的污泥流失.反应器用黑布覆盖防止微生物受光照的影响。

本实验共设置 4 个温度梯度, 30 、 25 、 20 和 15°C , 通过水浴夹套对反应器运行温度进行控制.根据运行温度分别将反应器命名为 ANR30、

ANR25、ANR20 和 ANR15. 进水流量为 $40 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$, 水力停留时间为 3h , 每天测定进出水的 pH、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 浓度和反应器内溶解氧 (dissolved oxygen, DO) 浓度。

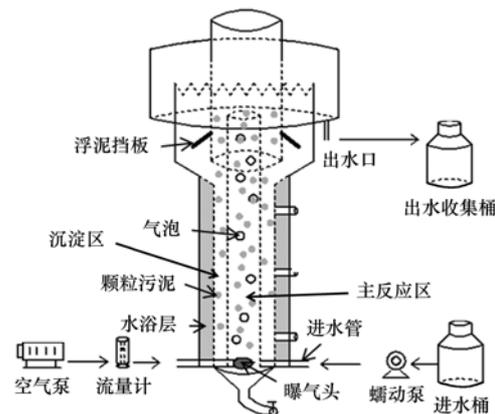


图 1 ANR 工艺处理猪场废水厌氧消化液实验装置示意

Fig. 1 Schematics of internal loop air-lift reactor

1.3 分析方法

NH_4^+ -N、 NO_2^- -N和 NO_3^- -N浓度采用全自动流动注射仪(AA3, Bran + Luebbe, Norderstedt, Germany)测定; pH采用PHSJ-3C型pH计(雷磁PHSJ-3C, 上海精密科学仪器有限公司)测定; DO、温度采用WTW在线连续检测仪(MIQ/TC 2020X7, WTW Company, Germany)在线测定。

1.4 污泥特征

反应器运行至100 d, 取出各反应器的污泥。采用体视显微镜(ZEISS, Discovery V8, Germany)对污泥形态进行观察摄影。采用QICPIC粒度仪(Sympatec GmbH, Germany)对污泥的粒径分布和粒级参数进行测量。

1.5 高通量测序

取自接种污泥和4个反应器运行至100 d时的污泥, 分别命名为: Seed(接种污泥)、T30(ANR30)、T25(ANR25)、T20(ANR20)和T15(ANR15)。采用PCR技术扩增细菌的16S rRNA基因。扩增体系为50 μL , 包括0.5 units Ex Taq DNA polymerase (TaKaRa, Dalian, China), 10 μL 1 \times Ex Taq loading buffer (TaKaRa, Dalian, China), 8 μL dNTP mix (TaKaRa, Dalian, China), 2 μL of each primer (10 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$), 10 ~ 100 ng template DNA。扩增条件为: 预变性(95 $^{\circ}\text{C}$) 3 min, 变性(94 $^{\circ}\text{C}$) 30 s, 退火(50 $^{\circ}\text{C}$) 60 s, 延伸(73 $^{\circ}\text{C}$) 60 s, 30个循环, 延伸(72 $^{\circ}\text{C}$) 10 min。将各样品的PCR产物按照等摩尔量进行混合, 使用E. Z. N. A. TM公司的Gel Extraction Kit凝胶回收试剂盒切胶回收PCR混合产物。将获得的混合PCR产物用Illumina文库试剂盒进行标准建库, 利用HiSeq2500进行双端250 bp测序。具体分析步骤和相关生物信息分析方法参考文献[15]。

2 结果与分析

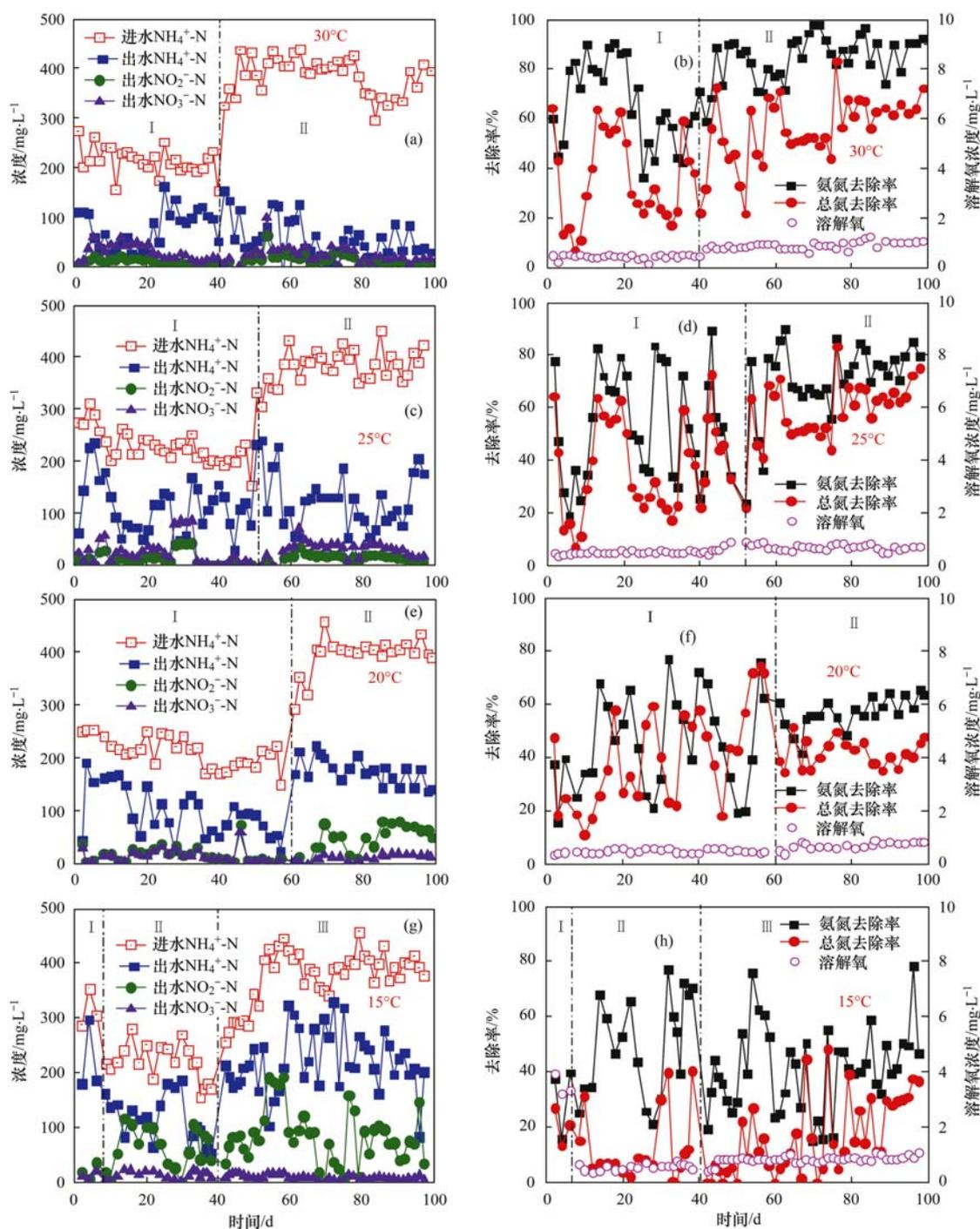
2.1 不同温度 ANR 反应器脱氮性能

4个ANR反应器(ANR30、ANR25、ANR20和ANR15)的运行温度分别控制在30、25、20和15 $^{\circ}\text{C}$, 进水 NH_4^+ -N浓度为160 ~ 450 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, HRT稳定在3 h, 反应器总共运行了100 d。实验过程中, 根据出水三氮(NH_4^+ -N、 NO_2^- -N和 NO_3^- -N)浓度调节DO浓度。实验开始阶段通过稀释厌氧消化液降低进水氮负荷来快速启动ANR工艺, 根据厌氧消化液的不同稀释比可将ANR30、ANR25和ANR20整个运行过程分为两个阶段, ANR15分为三个阶段, 各阶段的反应器的运行情况如图2和表2所示。

当温度为30 $^{\circ}\text{C}$ 时(ANR30反应器), 第一阶段(0 ~ 40 d)进水中厌氧消化液占50%, 进水 NH_4^+ -N浓度为144 ~ 272 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 进水氨氮负荷(nitrogen loading rate, NLR)为(1.72 \pm 0.22) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 此阶段控制DO浓度在0.55 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。氨氮去除速率(ammonia removal rate, ARR)为(1.10 \pm 0.35) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 总氮去除速率(total nitrogen removal rate, TNRR)为(0.80 \pm 0.22) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 氨氮去除率(ammonia removal efficiency, ARE)在36% ~ 88%之间, 总氮去除率(total nitrogen removal efficiency, TNRE)在26% ~ 65%之间。反应器运行性能不稳定, 脱氮效能波动较大。这可能是由于反应器运行时间不够, 进水氨氮浓度较低且波动变化大造成的。此阶段平均出水 NH_4^+ -N浓度为76 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 NO_2^- -N和 NO_3^- -N浓度分别为13 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。第二阶段(41 ~ 100 d), 进水为100%沼液, DO浓度提高到0.80 ~ 1.20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。 NH_4^+ -N浓度330 ~ 532 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NLR为(3.13 \pm 0.35) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。随着NLR的增加, ARR逐渐提高到(2.62 \pm 0.39) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, TNRR达到(2.29 \pm 0.39) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 最大ARE和TNRE达到84%和73%。

25 $^{\circ}\text{C}$ 反应器(ANR25)第一阶段(0 ~ 46 d), 进水中厌氧消化液占比50%, NH_4^+ -N浓度在144 ~ 284 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, DO浓度控制在0.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。此阶段平均NLR为(1.83 \pm 0.25) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, ARR先降低然后逐渐增加最后稳定在(0.96 \pm 0.40) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 平均TNRR为(0.71 \pm 0.32) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, ARE和TNRE在18% ~ 77%和11% ~ 64%之间波动, 反应器运行性能不稳定。出水 NH_4^+ -N浓度较高(101 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 但 NO_2^- -N和 NO_3^- -N浓度较低。第二阶段(47 ~ 100 d), 进水中厌氧消化液占比提高到100%, NH_4^+ -N浓度为274 ~ 424 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 同时加大曝气量, DO控制在0.8 ~ 1.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围。在第二阶段, NLR提高到(2.99 \pm 0.33) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 随着NLR的提高, ARR逐渐提高, 最后稳定在(2.02 \pm 0.51) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, TNRR提高到(1.72 \pm 0.39) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。此阶段后期反应器实现稳定运行, ARE最后稳定在74%左右, TNRE稳定在60%左右。

当反应器运行温度为20 $^{\circ}\text{C}$ (ANR20), 第一阶段(0 ~ 60 d)控制DO浓度在0.4 ~ 0.6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 进水中厌氧消化液占比50%, NH_4^+ -N浓度为(212 \pm 46) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NLR为(1.70 \pm 0.34) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。此阶段ARR和TNRR分别为(0.92 \pm 0.31) $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$



(a)、(c)、(e)和(g)分别为 ANR30、ANR25、ANR20 和 ANR15 反应器进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度随时间变化曲线；(b)、(d)、(f)和(h)分别为 ANR30 ANR25、ANR20 和 ANR15 反应器 ARE、TNRE 和 DO 随时间变化曲线

图 2 不同温度下 ANR 工艺处理猪场废水厌氧消化液的运行性能

Fig. 2 Performance of autotrophic nitrogen removal processes treating digested swine wastewater at different temperatures

和 $(0.67 \pm 0.33) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 反应器氨氮和总氮去除率波动较大, 运行效能不稳定. $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 积累量少, 但是有大量的氨氮积累, 浓度为 $(96 \pm 60) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 在第二阶段 (61 ~ 100 d), 进水中厌氧消化液占比提高至 100%, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $(406 \pm 56) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 同时提高 DO 至 $0.6 \sim 0.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NLR 逐渐从 $(2.58 \pm 0.19) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 提

高至 $(3.27 \pm 0.12) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 经过 40 d 的运行 ARR 和 TNRR 从 $(1.12 \pm 0.11) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $(1.07 \pm 0.18) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 提升至 $(1.34 \pm 0.13) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $(1.18 \pm 0.88) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, ARE 和 TNRE 分别为 60% 和 42%. 此阶段后期出现 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的积累, 平均出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度为 $(54 \pm 16) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度为 $(12 \pm 7) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

当反应器温度为 15℃ 时, 第一阶段(0~7 d) DO 浓度控制在 3.0 mg·L⁻¹ 以上, 以快速提高低温条件下的氨氧化细菌活性. 此阶段进水中厌氧消化液占比为 50%, 平均进水 NH₄⁺-N 浓度为 (313 ± 35) mg·L⁻¹, NLR 为 (2.53 ± 0.27) kg·(m³·d)⁻¹, ARR 为 (0.76 ± 0.27) kg·(m³·d)⁻¹, TNRR 为 (0.50 ± 0.12) kg·(m³·d)⁻¹, 平均 ARE 和 TNRE 为 31% 和 20%, 出水 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 积累量少, 但是低温导致氨氧化细菌活性降低, 没有达到稳定的短程硝化, 出水中大量的氨氮积累, 浓度为 (220 ± 67) mg·L⁻¹. 第二阶段(8~40 d), 降低进水 NH₄⁺-N 浓度, 控制 DO 浓度在 0.4~0.8 mg·L⁻¹ 之间, 以快速启动 ANR. 平均进水 NH₄⁺-N 浓度降低到 (223 ± 33) mg·L⁻¹, NLR 降低到 (1.76 ± 0.26) kg·(m³·d)⁻¹, 随着 NLR 的减低, ARR 增加到 (0.85 ± 0.31)

kg·(m³·d)⁻¹, TNRR 达到 (0.23 ± 0.25) kg·(m³·d)⁻¹, ARE 提高到 50%, TNRE 却降低到 13%. 此阶段出现大量 NO₂⁻-N 的积累, 最大出水 NO₂⁻-N 浓度为 62 mg·L⁻¹, NO₃⁻-N 积累较少, 浓度在 0~33 mg·L⁻¹ 之间. 第三阶段(41~100 d), 进水厌氧消化液占比提高到 100%, 进水 NH₄⁺-N 浓度在 291~433 mg·L⁻¹ 之间, DO 浓度在 0.7~1.1 mg·L⁻¹. 进水 NLR 增加到 (3.01 ± 0.39) kg·(m³·d)⁻¹, ARR 增加到 (1.24 ± 0.53) kg·(m³·d)⁻¹, TNRR 从 (0.53 ± 0.43) kg·(m³·d)⁻¹ 增加到 (1.00 ± 0.11) kg·(m³·d)⁻¹, 此阶段 ARE 和 TNRE 分别稳定在 50% 左右和 31% 左右. 出水中大量 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 积累, 浓度分别为 (216 ± 55) mg·L⁻¹ 和 (84 ± 55) mg·L⁻¹, NO₃⁻-N 积累较少, 平均浓度为 (15 ± 5) mg·L⁻¹.

表 2 不同温度下 ANR 工艺处理猪场废水厌氧消化液脱氮速率

Table 2 Nitrogen removal rate of autotrophic nitrogen removal processes treating digested swine wastewater at different temperatures

项目	反应器								
	ANR30		ANR25		ANR20		ANR15		
运行温度/℃	30	30	25	25	20	20	15	15	15
阶段	I	II	I	II	I	II	I	II	III
时间/d	0~40	41~100	0~46	47~100	0~60	61~100	0~7	8~40	41~100
NLR/kg·(m ³ ·d) ⁻¹	1.72 ± 0.22	3.13 ± 0.35	1.83 ± 0.25	2.99 ± 0.33	1.70 ± 0.34	3.27 ± 0.12	2.53 ± 0.27	1.76 ± 0.26	3.01 ± 0.39
ARR/kg·(m ³ ·d) ⁻¹	1.10 ± 0.35	2.62 ± 0.39	0.96 ± 0.40	2.02 ± 0.51	0.92 ± 0.31	1.34 ± 0.13	0.76 ± 0.27	0.85 ± 0.31	1.24 ± 0.53
TNRR/kg·(m ³ ·d) ⁻¹	0.80 ± 0.22	2.29 ± 0.39	0.71 ± 0.32	1.72 ± 0.39	0.67 ± 0.33	1.18 ± 0.88	0.50 ± 0.12	0.23 ± 0.25	1.00 ± 0.11

2.2 不同温度条件下 ANR 反应器的污泥特性

2.2.1 污泥形态学

本实验进行 100 d 后, 利用体视显微镜观察了

4 个反应器中污泥形态特征, 如图 3 所示. 从中可以看出, 运行温度 30℃ 和 25℃ 的反应器中, 污泥的颗粒化程度比较明显, 污泥颜色为红褐色, 且 30℃

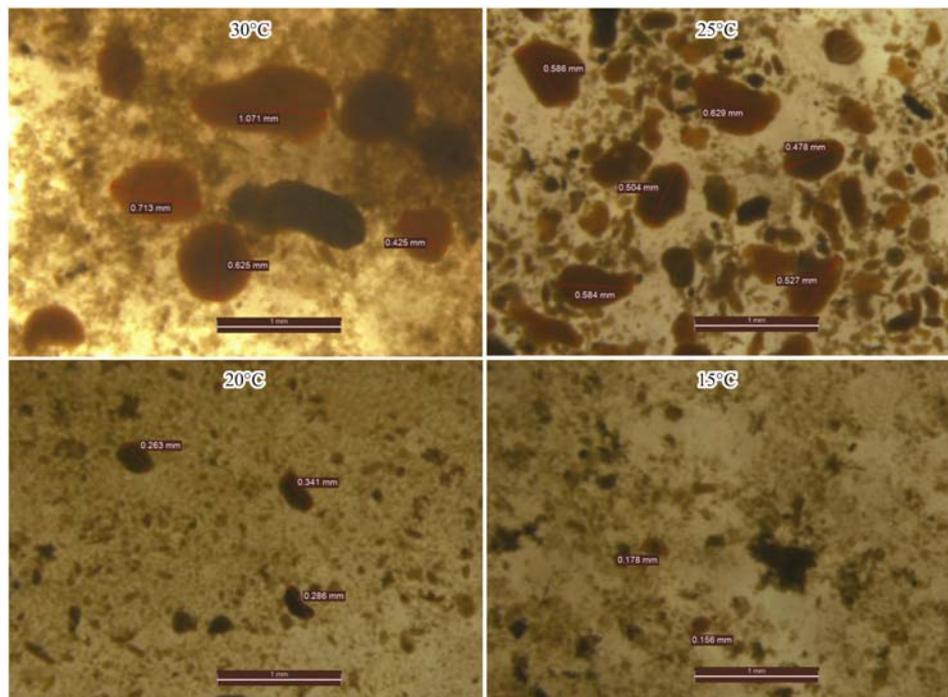


图 3 不同温度下 ANR 工艺处理猪场废水厌氧消化液的污泥形态

Fig. 3 Sludge morphology of autotrophic nitrogen removal processes treating digested swine wastewater at different temperatures

反应器中的颜色更深. 而运行温度 20℃ 和 15℃ 的反应器中, 污泥呈絮状, 颗粒化程度比较低, 且污泥颜色为黑褐色. 据研究报道, 厌氧氨氧化细菌因富含血红蛋白呈现为红色, 污泥的颜色可以反映出反应器中厌氧氨氧化细菌浓度和活性^[16-18]. 根据观察到的污泥颜色, 说明 30℃ 和 25℃ 反应器中厌氧氨氧化细菌比较富集且活性较高, 而 20℃ 和 15℃ 反应器中污泥呈絮状且颜色偏黑, 说明低温条件抑制了污泥的聚合与厌氧氨氧化细菌的活性, 这也与各反应器的运行性能结果相一致.

2.2.2 粒径分布

颗粒污泥的粒径影响污泥内部物质的传输, 影响功能微生物的分布与活性, 进而影响反应器的脱氮性能. 图 4 是通过激光粒度仪测得的 4 个反应器中污泥的粒径累积分布, 包括表面积平均粒径 (surface mean diameter, SMD) 和体积平均粒径 (volume surface mean diameter, VMD). 从中可以得出, 运行温度 30℃ 反应器中的污泥粒径最大, SMD 和 VMD 分别为 80.85 μm 和 472.94 μm. 随着温度降低, 其平均粒径也呈下降趋势. 运行温度 25℃ 反应器污泥的 SMD 和 VMD 较运行温度 20℃ 和运行温度 15℃ 的高, 分别为 79.95 μm 和 231.76 μm. ANR20 和 ANR15 反应器污泥的 SMD 分别为 63.21 μm 和 48.33 μm, VMD 分别为 151.96 μm 和 68.40 μm.

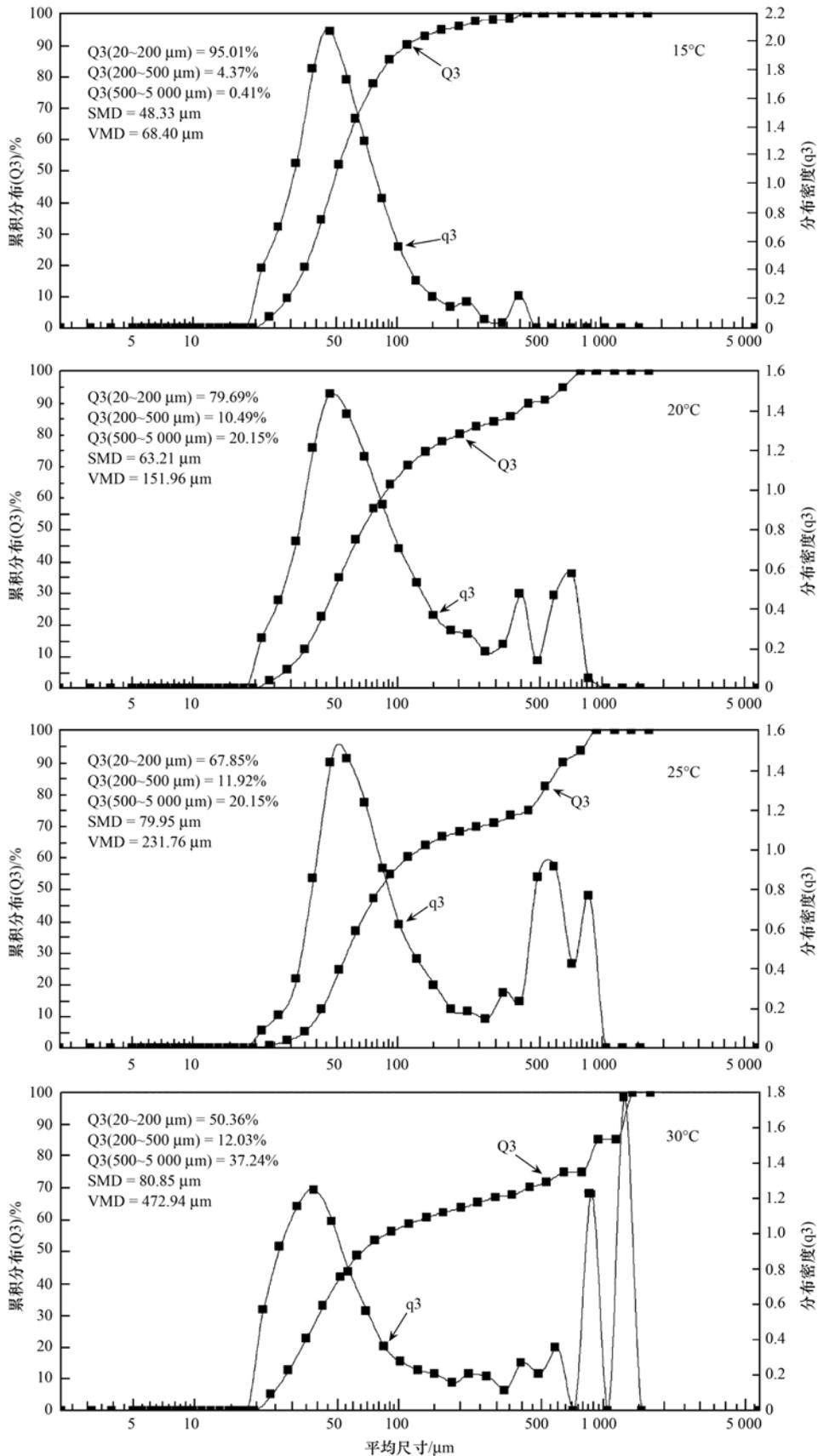
2.3 微生物群落结构

采用 MiSeq 高通量测序技术对接种污泥、运行温度 30、25、20 和 15℃ 反应器 (以下用 T30、T25、T20 和 T15 表示) 的污泥微生物群落结构进行了分析. 通过 barcode 的识别, 去掉嵌合体序列, 总共获得了 2 520 个细菌 OTUs 和 75 个古菌 OTUs. 其中对于每个样品的序列来说, 93.99% ~ 98.08% 的细菌序列和 100% 的古菌序列可以精确到门水平. 图 5 是 5 个污泥样品中的细菌和古菌在门水平下的分布情况.

由图 5 可知, 在门水平上, 共检测出了包括 Proteobacteria、Bacteroidetes、Firmicutes、Ignivibacteriae、Actinobacteria、Euryarchaeota、Chloroflexi 在内的 11 个门, 其中以 Proteobacteria、Bacteroidetes、Firmicutes 为主要优势门 (丰度均大于 10%).

对于每个序列样品, 有 88% 的细菌群落至少可以精确到目水平, 分析优势细菌目水平下 (>1%) 相对分布如图 5(a) 所示. 在古菌群落结构中, 各污泥样品中的古菌 OTUs 数量较低, 因此本研究在各 OTUs 能注释到的分类等级最低水平上分析了所有

的古菌 OTUs, 结果如图 5(b) 所示. 由图 5(a) 可以看出, 在细菌域中, Sphingobacteriales、Clostridiales、Burkholderiales 为各污泥的共有优势目, 其在各污泥样品中的丰度均大于 8%. 其中 Sphingobacteriales 隶属于 Bacteroidetes, 是一类球状、好氧或兼性厌氧细菌, 大部分都具有发酵能力^[19], 其在各污泥中的相对丰度分别为 18.12% (Seed)、14.78% (T15)、21.54% (T20)、17.88% (T25) 和 32.53% (T30). 进一步的分析发现, 各污泥中的 Sphingobacteriales 主要分布在 *Haliscomenobacter* 和 *Ferruginibacter* 这两个属中, 其在 Seed、ANR15、ANR20、ANR25、ANR30 中的丰度分别为 7.81%、3.55%、12.34%、13.81%、24.45% 和 3.62%、6.96%、3.64%、0.62% 和 0.66%. 由此可见随着反应器的运行, *Haliscomenobacter* 的丰度随着温度的增加逐渐增加, 在 T15 中最低, 在 T30 中最高. 而 *Ferruginibacter* 随着温度增加逐渐降低, 在 T15 中丰度最大, 在 ANR30 丰度最低. *Haliscomenobacter* 为好氧菌, 以氧为电子受体, 葡萄糖, 果糖和淀粉等有机物为电子供体^[19,20], 而在沼液中仍然含有丰富的有机物, 因此, 笔者认为, *Haliscomenobacter* 为中温条件下反应器中的优势发酵细菌 (20, 25 和 30℃), 而 *Ferruginibacter* 为低温条件下反应器中的优势发酵细菌 (15℃). Clostridiales 是一类根据 16S rRNA 聚类而形成的目, 其在表现型、生理特性、生态特性等方面各不相同^[21], 在各污泥中的浓度分别为 7.69% (Seed)、11.6% (T30)、18.35% (T25)、10.04% (T20) 和 19.73% (T15). 进一步的分析发现, 各污泥中的 Clostridiales 主要分布在 Clostridiaceae 这个科中, 其在 Seed、T30、T25、T20 和 T15 中的丰度分别为 4.46%、6.97%、9.99%、5.03% 和 10.80%. Clostridiaceae 是一类严格厌氧杆菌, 几乎所有的细菌都可通过分解有机物或自养生长产生有机酸 (乙酸、丁酸) 或酒精, 是沼气发酵工艺中的主要功能微生物之一. Burkholderiales 在各污泥中的丰度分别为 8.35% (Seed)、9.26% (T30)、13.66% (T25)、20.41% (T20) 和 17.01% (T15), 但是本研究中所检测到的 Burkholderiales 无法被进一步分类, 而 Burkholderiales 中各科属在表现型、代谢特性和生态特性上各不相同, 其中包括严格好氧或兼性厌氧化能异养菌和严格或兼性化能自养菌. 另外, 接种污泥 (Seed) 中的 Ignivibacteriales 和 T20 中的 Nitrosomonadales 相对丰度均大于 5%, 分别为 8.46% 和 6.2%. Ignivibacteriales 是一类嗜热菌, 严格或兼性厌氧的化能营养型细菌, 可以亚硝酸盐、Fe(III)、As(V)



Q3 表示不同粒径颗粒的总体积占全部颗粒总体积的百分比；q3 表示不同粒径颗粒的体积微分分布函数曲线
 图 4 不同温度下 ANR 工艺处理猪场废水厌氧消化液的污泥粒径分布

Fig. 4 Sludge particle size distribution of autotrophic nitrogen removal processes treating digested swine wastewater at different temperatures

等作为电子受体^[22]。由于其为一类中性嗜热菌，因此其在 15°C 条件下培养后，丰度逐渐降至 1.75%。

Nitrosomonadales 是主要的氨氧化菌群，其在各污泥中的丰度分别为 0.11% (Seed)、3.00% (T30)、

2.85% (T25)、6.20% (T20) 和 1.68% (T15)。可见,随着反应器的运行,其丰度逐渐增加。ANR15 中其丰度明显低于其他污泥,在温度为 15℃ 时富集生长缓慢。

由图 5(a) 和图 6(a) 可知,4 个反应器中的氨氧化细菌 Nitrosomonadales 明显高于接种污泥,说明在本研究的实验条件下,氨氧化细菌得到有效富集。Nitrospirales 是 5 个污泥样品检测出来的亚硝酸盐氧化细菌,可与氨氧化细菌竞争氧气,与厌氧氨氧化细菌竞争 NO_2^- -N, 本研究中 T15、T20、T25 和 T30 中 Nitrospirales 的相对丰度明显低于接种污泥,说明在本实验条件下中,低溶解氧与短 HRT 运行条件,很好地抑制并洗出了亚硝酸盐氧化细菌。此外,5 个污泥样品中检测出的厌氧氨氧化细菌为 *Candidatus Brocadiales*, 其隶属于浮霉菌,在多个厌氧氨氧化反应器中均有检测出。在本研究中, *Candidatus Brocadiales* 在 T15 和 T20 (0.01%) 的丰度明显低于 T25 和 T30 (0.1%), 说明低温严重地抑制了其生长。在 5 个污泥样品中,具有反硝化能力的发硝化细菌也有大量检测出,包括 Acidimicrobiales、Rhodospirillales、Flavobacteriales、Hydrogenophilales、Lactobacillales 等。

由图 5(b) 和图 6(b) 可知,各污泥中大部分的古菌都是产甲烷菌,主要分类到 3 个目中,即 Methanosarcinales, Methanobacteriales 和 Methanomicrobiales。其中 Methanosarcinales 在各污泥中的相对丰度最大,分别为 75.60% (Seed),

32.06% (T30)、51.20% (T25)、33.97% (T20) 和 34.45% (T15)。Methanosarcinales 是一类假八叠状、球状、鞘杆状严格厌氧型产甲烷菌,常出现在厌氧发酵污泥中^[23]。Methanobacteriales 和 Methanomicrobiales 在 Seed、ANR30、ANR25、ANR20、ANR15 中的丰度分别为 14.35%、5.74%、4.31%、6.22%、13.88% 和 1.91%、3.35%、4.31%、3.83%、6.7%。Methanobacteriales 和 Methanomicrobiales 利用氢气作为还原剂将二氧化碳、甲酸、甲醇等一碳化合物产生甲烷^[23]。由此可以推测,反应器中产甲烷古菌的大量富集与其进水为猪场废水厌氧消化液有关。

3 讨论

3.1 温度对反应器脱氮性能的影响

根据 4 个反应器的运行效果,温度对自养型同步脱氮工艺处理猪场废水厌氧消化液的影响较大。30℃ 条件下,反应器的脱氮效果最佳。当 NLR 为 $3.13 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时, TNRR 能达到 $2.92 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。随着运行温度的降低,反应器的脱氮效能也逐渐降低。25℃ 条件,最大 TNRR 为 $1.72 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 该效能与文献报道的同类工艺效能相当^[7]。当温度条件为 20℃ 时,反应器的最大 TNRR 为 $1.18 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 尽管其显著低于 25℃ 下的工艺效能,但已显著高于文献报道的同类工艺效能^[24]。当温度为 15℃ 时,反应器工艺效能进一步降低, TNRR 为 $0.50 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 分别是 30、25 和 20℃ 的 17%、39% 和 66%, 该工艺效能与文献^[25]报道的同类工艺效能相当。虽然在低温条件下获得的总氮去除率较低,但显著高于前人研究(表 3)。此外本研究发现,在 15℃ 时,大量氨氮转化为 NO_2^- -N 积累,出水 NO_2^- -N 浓度高达 $84 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而 NO_3^- -N 浓度却很低,可见,低温可以明显抑制厌氧氨氧化细菌的活性和亚硝酸盐氧化细菌的活性,但对氨氧化菌的活性影响甚微,该发现可为低温短程硝化工艺的开发和低温 ANR 工艺的效能优化提供依据和思路。

3.2 温度对污泥性能的影响

本研究发现,在 30℃ 和 25℃ 条件下,污泥中形成的红色厌氧氨氧化颗粒明显,且颜色呈现出深红色,厌氧氨氧化细菌富集程度要明显高于 20℃ 和 15℃,这可由 16S rRNA 测序结果得到验证,30℃ 和 25℃ 反应器中的厌氧氨氧化细菌的相对丰度是 20℃ 和 15℃ 的 10 倍,高富集程度的厌氧氨氧化细菌是反应器高脱氮性能的关键。从粒径分析结果可以看出,温度越低,颗粒污泥的粒径越小,这可能

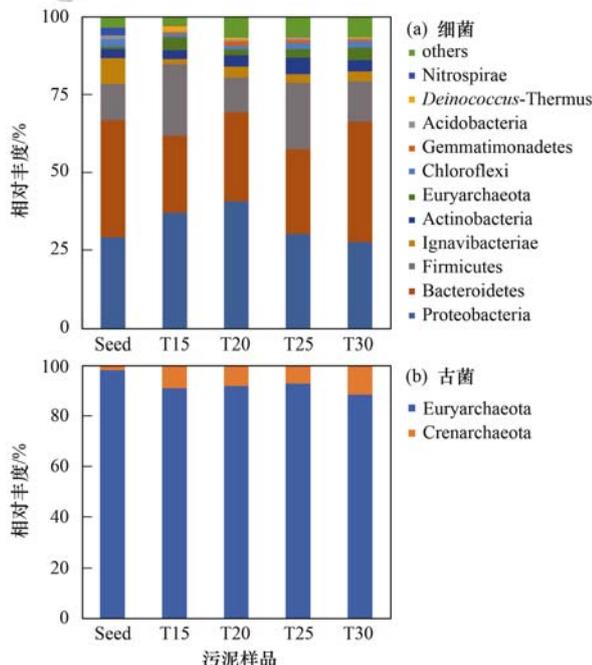


图 5 5 个污泥样品在门水平上的相对丰度

Fig. 5 Relative abundances of microbial communities at the phylum level

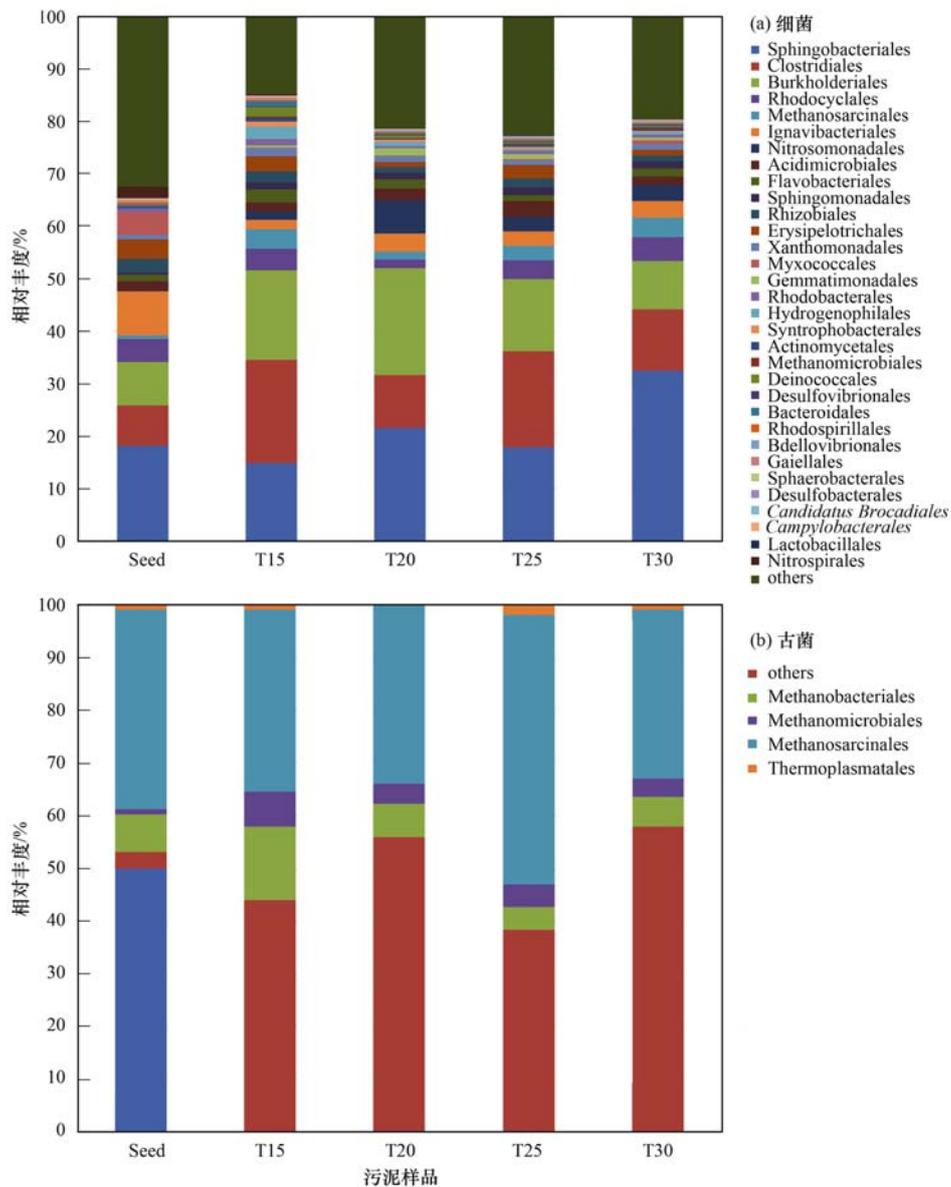


图 6 优势细菌 (>1%) 和全部的古菌在目水平下相对分布

Fig. 6 Relative abundance of bacterial orders (abundance >1%) and all archaeal orders

表 3 其他研究报道的 ANR 工艺脱氮效能

Table 3 Comparison of nitrogen loading rates and autotrophic nitrogen removal rates in one-stage reactors at different temperatures

反应器类型 ¹⁾	废水类型	温度/°C	氮负荷 /kg·(m ³ ·d) ⁻¹	总氮去除速率 /kg·(m ³ ·d) ⁻¹	去除率 /%	HRT /h	启动条件	文献
CSTR	合成废水	28 ± 1	3.3	2.83	86	0.9		[26]
CSTR	合成废水	25	2.5	2.02	81	6		[7]
SBNR	合成废水	25-34	1.32	0.7	76	4		[27]
SR	厌氧消化液	21	—	0.57	—	12	35°C 条件下启动	[25]
AR	厌氧消化液	21	—	0.56	—	12	35°C 条件下启动	
SBR	合成废水	15	0.7	0.2	29	6	20°C 条件下启动	[28]
RBC	合成废水	15	—	0.5	—	1.09	从 29°C 逐渐降低到 15°C	[25]

1) CSTR; continuous stirred tank reactor, 连续搅拌反应器; SBNR; single-stage biological nitrogen removal reactor, 单级生物脱氮反应器; SR; suspended growth reactor, 悬浮生长反应器; AR; attached growth reactor, 附着生长反应器; SBR; sequencing batch reactor, 序批式反应器; RBC; rotating biological contactor, 生物转盘反应器

是低温不利于污泥的凝聚。污泥的粒径影响污泥的沉降性能，而污泥的沉降性能又决定了污泥在反应器中的停留时间，对于生长周期长的厌氧氨氧化细

菌，较长的污泥停留时间有利于细菌富集^[29]。污泥粒径越大，氧的渗透压越低，越有利于厌氧氨氧化反应的进行^[30]。进而，污泥的粒径与反应器的脱氮

性能和微生物的群落结构相关,污泥粒径变化趋势也与反应器的脱氮性能一致。

3.3 温度对微生物群落的影响

由于本研究所用的废水是猪场废水厌氧消化的出水,其污水中含有大量厌氧消化过程的发酵细菌,以及未发酵完全的有机物,因此,在各反应器中发酵细菌是主要的优势菌群,其主要为 Sphingobacteriales 和 Clostridiales,在 Seed、T30、T25、T20 和 T15 中的丰度均大于 10%。进一步分析发现, Sphingobacteriales 中 *Haliscomenobacter* 更适宜在中温环境下生长,而 *Ferruginibacter* 更适宜在低温条件下生长。古菌群落结构分析也发现在各污泥中产甲烷古菌是主要的古菌菌群,其相对丰度大于 41%。因此, ANR 工艺在处理猪场废水厌氧消化液的过程中,大量厌氧发酵微生物得以生存。高通量测序结果发现 4 个反应器中均存在较高相对丰度 (> 10%) 的异养菌 (Proteobacteria、Bacteroidetes 和 Firmicutes),部分具有发酵能力的异养菌的存在可能是随进水进入反应器中,利用进水或细胞解体产生的有机物进行生存与繁殖^[31],异养菌的存在对反应器中有机物的去除仍需进一步研究。本研究的 4 个反应器中的氨氧化细菌都得到有效富集,而厌氧氨氧化细菌丰度却差异很大,说明温度对氨氧化细菌的生长抑制并不明显,对厌氧氨氧化细菌的生长明显。两种功能菌在低温条件下的温度依赖性差异是造成低温条件下亚硝酸盐积累的主要原因。

4 结论

本研究通过运行 4 个不同温度条件下的 ANR 反应器,探究了温度对 ANR 处理猪场废水厌氧消化液脱氮效能的影响,并分析了微生物群落结构变化。实验结果表明,温度对 ANR 污泥处理猪场废水厌氧消化液的脱氮效能具有较大影响。当温度由 30℃ 降为 25℃ 时,温度降低对 ANR 污泥的形态和粒径 (SMD 由 80.85 μm 降为 79.95 μm) 变化不明显,反应器仍能高效运行, TNRR 为 1.72 kg·(m³·d)⁻¹, TNRE 为 66%。当温度低于 20℃ 时, ANR 污泥严重解体,粒径急剧下降,但是反应器仍能取得一定的脱氮效果, TNRR 为 1.18 kg·(m³·d)⁻¹, TNRE 为 42%。而当温度为 15℃ 时,反应器难以稳定运行,因此,在寒冷的冬季反应器至少应该维持在 20℃ 左右,并通过降低负荷维持反应器的正常运行。微生物群落结构分析表明,低温对厌氧氨氧化细菌的影响明显大于氨氧化细菌的影响。在本研究的运行条件下亚硝酸盐氧化细菌的含

量得到有效抑制,厌氧发酵微生物和反硝化细菌得到有效富集,这或许可为低温短程硝化反硝化工艺的开发提供依据。

参考文献:

- [1] 王伸, 邓良伟, 徐则, 等. 猪场废水厌氧消化液好氧处理过程酸化改进及菌群结构变化[J]. 中国沼气, 2017, **35**(2): 15-23.
Wang S, Deng L W, Xu Z, *et al.* Improvement in acidification during aerobic treatment of digested swine wastewater and its microbial community variation[J]. China Biogas, 2017, **35**(2): 15-23.
- [2] Yamamoto T, Takaki K, Koyama T, *et al.* Novel partial nitrification treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim-bed technology[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2006, **102**(6): 497-503.
- [3] Yang H N, Deng L W, Liu G J, *et al.* A model for methane production in anaerobic digestion of swine wastewater[J]. Water Research, 2016, **102**: 464-474.
- [4] Zhu W Q, Li J, Dong H Y, *et al.* Nitrogen removal performance and operation strategy of anammox process under temperature shock[J]. Biodegradation, 2017, **28**(4): 261-274.
- [5] Magri A, Béline F, Dabert P. Feasibility and interest of the anammox process as treatment alternative for anaerobic digester supernatants in manure processing—an overview[J]. Journal of Environmental Management, 2013, **131**: 170-184.
- [6] 张正哲, 姬玉欣, 陈辉, 等. 厌氧氨氧化工艺的应用现状和问题[J]. 生物工程学报, 2014, **30**(12): 1804-1816.
Zhang Z Z, Ji Y X, Chen H, *et al.* Application and obstacles of ANAMMOX process [J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2014, **30**(12): 1804-1816.
- [7] 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.
- [8] Wang S, Wang L, Deng L W, *et al.* Performance of autotrophic nitrogen removal from digested piggery wastewater [J]. Bioresource Technology, 2017, **241**: 465-472.
- [9] Gao D W, Lu J C, Liang H. Simultaneous energy recovery and autotrophic nitrogen removal from sewage at moderately low temperatures [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2014, **98**(6): 2637-2645.
- [10] Pedersen L F, Pedersen P B, Sortkjær O. Temperature-dependent and surface specific formaldehyde degradation in submerged biofilters [J]. Aquacultural Engineering, 2007, **36**(2): 127-136.
- [11] Morales N, Val del Río A, Vázquez-Padín J R, *et al.* The granular biomass properties and the acclimation period affect the partial nitrification/anammox process stability at a low temperature and ammonium concentration [J]. Process Biochemistry, 2016, **51**(12): 2134-2142.
- [12] 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.
- [13] Laurenzi M, Weissbrodt D G, Szivák I, *et al.* Activity and growth of anammox biomass on aerobically pre-treated municipal wastewater [J]. Water Research, 2015, **80**: 325-336.
- [14] Guo Q, Xing B S, Li P, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation (anammox) under realistic seasonal temperature variations: characteristics of biogranules and process performance [J]. Bioresource Technology, 2015, **192**: 765-773.
- [15] Chen Y S, Zhao Z, Peng Y K, *et al.* Performance of a full-scale

- modified anaerobic/anoxic/oxic process: High-throughput sequence analysis of its microbial structures and their community functions[J]. *Bioresource Technology*, 2016, **220**: 225-232.
- [16] Ali M, Chai L Y, Tang C J, *et al.* The increasing interest of ANAMMOX research in China: bacteria, process development, and application [J]. *BioMed Research International*, 2013, **2013**: 134914.
- [17] Chen H, Zhang M M. Effects of advanced treatment systems on the removal of antibiotic resistance genes in wastewater treatment plants from Hangzhou, China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, **47**(15): 8157-8163.
- [18] Sabine Marie P, Pümpel T, Markt R, *et al.* Comparative evaluation of multiple methods to quantify and characterise granular anammox biomass [J]. *Water Research*, 2015, **68**: 194-205.
- [19] Krieg N R, Staley J T, Brown D R, *et al.* *Bergey's manual*[®] of systematic bacteriology [M]. New York: Springer, 2010.
- [20] Lim J H, Baek S H, Lee S T. *Ferruginibacter alkalilentus* gen. nov., sp. nov. and *Ferruginibacter lapsinans* sp. nov., novel members of the family 'Chitinophagaceae' in the phylum *Bacteroidetes*, isolated from freshwater sediment [J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2009, **59**(10): 2394-2399.
- [21] De Vos P, Garrity G M, Jones D, *et al.* *Bergey's manual*[®] of systematic bacteriology (2nd ed.) [M]. New York: Springer, 2009.
- [22] Podosokorskaya O A, Kadnikov V V, Gavrillov S N, *et al.* Characterization of *Melioribacter roseus* gen. nov., sp. nov., a novel facultatively anaerobic thermophilic cellulolytic bacterium from the class *Ignavibacteria*, and a proposal of a novel bacterial phylum *Ignavibacteriae* [J]. *Environmental Microbiology*, 2013, **15**(6): 1759-1771.
- [23] Boone D R, Castenholz R W, Garrity G M. *Bergey's manual*[®] of systematic bacteriology [M]. New York: Springer, 2001.
- [24] Wu S, Bhattacharjee A S, Goel R. Comparison of performance and microbial communities in single stage suspended and attached growth partial nitrification/anammox reactors under different temperatures [J]. *Environmental Engineering Science*, 2017, **34**(2): 63-72.
- [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] 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.
- [27] Bagehi S, Biswas R, Nandy T. Alkalinity and dissolved oxygen as controlling parameters for ammonia removal through partial nitrification and ANAMMOX in a single-stage bioreactor [J]. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 2010, **37**(8): 871-876.
- [28] Vázquez-Padín J R, Fernández I, Morales N, *et al.* Autotrophic nitrogen removal at low temperature [J]. *Water Science & Technology*, 2011, **63**(6): 1282-1288.
- [29] 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.
- [30] Volcke E I P, Picioreanu C, De Baets B, *et al.* The granule size distribution in an anammox-based granular sludge reactor affects the conversion—implications for modeling [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2012, **109**(7): 1629-1636.
- [31] Hill V R, Kahler A M, Jothikumar N, *et al.* Multistate evaluation of an ultrafiltration-based procedure for simultaneous recovery of enteric microbes in 100-liter tap water samples [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2007, **73**(13): 4218-4225.

CONTENTS

Pollution Characteristics and Regional Transport of Atmospheric Particulate Matter in Beijing from October to November, 2016	ZHANG Han-yu, CHENG Shui-yuan, YAO Sen, <i>et al.</i> (1999)
Chemical Compositions, Mass Concentrations, and Emission Factors of Particulate Organic Matters Emitted from Catering	WANG Hong-li, JING Sheng-ao, QIAO Li-ping (2010)
Size Distributions of Aerosol During the Summer at the Summit of Mountain Taishan (1534 m) in Central East China	SHEN Li-juan, WANG Hong-lei, YIN Yan, <i>et al.</i> (2019)
Concentration Characteristics and Source Analysis of PM _{2.5} During Wintertime in Zhengzhou-Xinxiang	YAN Guang-xuan, ZHANG Pu-zhen, HUANG Hai-yan, <i>et al.</i> (2027)
Scenario Analysis of PM _{2.5} Concentration Targets and Milestones in China	HE Jin-yu, YAN Li, WANG Yan-chao, <i>et al.</i> (2036)
PM _{2.5} Emission Characteristics and Estimation of Emission Reduction Potential from Typical Industrial Sources in Anyang	DU Xiao-shen, YAN Li, HE Jin-yu, <i>et al.</i> (2043)
Emission Characteristics and List of Inorganic Elements in Fine Particles of Typical Industrial Kilns in Zhengzhou City	ZHAO Qing-yan, HAN Shi-jie, ZHANG Yi-shun, <i>et al.</i> (2052)
Composition and Atmospheric Reactivity of Ambient Volatile Organic Compounds(VOCs) in the Urban Area of Nanjing, China	QIAO Yue-zhen, CHEN Feng, ZHAO Qiu-yue, <i>et al.</i> (2062)
Formation Potential of Ozone and Secondary Organic Aerosol of VOCs from Fossil Fuel Combustion in Lanzhou City	LIU Zhen, ZHU Yu-fan, GUO Wen-kai, <i>et al.</i> (2069)
Inventory and Characteristics of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOCs) for 12 Deciduous Fruit Trees	LI Shuang-jiang, YUAN Xiang-yang, LI Qi, <i>et al.</i> (2078)
Ion Concentrations and Their Spatial Variability in Underground Water and Surface Water in Typical Terrestrial Ecosystems in China	HUANG Li, ZHANG Xin-yu, YUAN Guo-fu, <i>et al.</i> (2086)
Status of Antibiotic Contamination and Ecological Risks Assessment of Several Typical Chinese Surface-Water Environments	LIU Xi, WANG Zhi, WANG Xue-lei, <i>et al.</i> (2094)
Distribution and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water Bodies in Seven Basins of China	FAN Bo, WANG Xiao-nan, HUANG Yun, <i>et al.</i> (2101)
Occurrence, Input, and Seasonal Variations of Poly-and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) in Rivers and Drain Outlets from the Dalian Coastal Area, China	CHEN Hong, HAN Jian-bo, ZHANG Can, <i>et al.</i> (2115)
Space-time Characteristics and Environmental Significance of Stable Isotopes in Precipitation at an Arid Inland River Basin	YUAN Rui-feng, LI Zong-xing, CAI Yu-qin, <i>et al.</i> (2122)
Regional Evolution and Control Factors of Karst Groundwater in Liulin Spring Catchment	HUNAG Qi-bo, QIN Xiao-qun, LIU Peng-yu, <i>et al.</i> (2132)
Major Ionic Characteristics and Controlling Factors of Karst Groundwater at Xiangshui, Chongzuo	ZHOU Jin-mei, JIANG Zhong-cheng, XU Guang-li, <i>et al.</i> (2143)
Analysis of Transport and Transformation Characteristics Between Dissolved Phosphorus and Particulate Phosphorus in Water of the Three Gorges Reservoir	QIN Yan-wen, HAN Chao-nan, ZHENG Bing-hui, <i>et al.</i> (2152)
Vertical Distribution Profiles and Release Potential of Mainstream Column Sediments in the Three Gorges Reservoir After Impoundment to 175 m	LI Rui, PAN Chan-juan, TANG Xian-qiang, <i>et al.</i> (2160)
Distribution Characteristics and Influencing Factors of Phosphorus in the Dongting Lake at Different Water Periods	LI Ying-jie, WANG Li-jing, LI Hong, <i>et al.</i> (2170)
Effects of Exogenous Carbon Addition on Equilibrium Phosphate Concentration and Risk of Phosphorus Release from Sediments in the Shiwuli River, Chaohu Lake Basin	LI Ru-zhong, BAO Qin, DAI Yuan (2178)
Spatial Distribution of Organic Phosphorus in Sediment and Its Environmental Implication in the Upper Stream of Minjiang River	XU Jian, YUAN Xu-yin, YE Hong-meng, <i>et al.</i> (2186)
Nitrogen and Phosphorus Removal by Integrated Ecological Engineering Treatment System in a Small Agricultural Watershed	JIANG Qian-wen, LIU Feng, PENG Ying-xiang, <i>et al.</i> (2194)
Spatial Distribution and Pollution Assessment of Heavy Metals in River Sediments from Lake Taihu Basin	ZHANG Jie, GUO Xi-ya, ZENG Ye, <i>et al.</i> (2202)
Temporal and Spatial Variation of Mercury in the Water of the Ruxi River Estuary, a Typical Tributary of the Three Gorges Reservoir Area	MA Wei-bin, CHEN Qiu-yu, YIN De-liang, <i>et al.</i> (2211)
Mercury Distribution Characteristics and Its Mass Balance in a Multifunctional Urban Wetland	LIU Wei-hao, WANG Yong-min, FAN Yu-fei, <i>et al.</i> (2219)
Distribution Characteristics of Mercury in Different Urban Constructed Wetlands	FAN Yu-fei, LIU Wei-hao, SUN Tao, <i>et al.</i> (2226)
Effects of Microplastics on Antibiotic Resistance Genes in Estuarine Sediments	HUANG Fu-yi, YANG Kai, ZHANG Zi-xing, <i>et al.</i> (2234)
Comparison and Source Apportionment of PAHs Pollution of Runoff from Roads in Suburb and Urban Areas of Shanghai	WU Jie, XIONG Li-jun, WU Jian, <i>et al.</i> (2240)
Characteristics of Phytoplankton Community and Its Relationship with Environmental Factors in Different Regions of Yilong Lake, Yunnan Province, China	WANG Zhen-fang, ZHANG Wei, YANG Li, <i>et al.</i> (2249)
Algal Bloom and Mechanism of Hypoxia in the Metalimnion of the Lijiahe Reservoir During Thermal Stratification	LIU Xue-qing, HUANG Ting-lin, LI Nan, <i>et al.</i> (2258)
Allelopathic Effects and Allelochemicals of <i>Myriophyllum elatinoideis</i> on <i>Microcystis aeruginosa</i> and <i>Selenastrum capricornutum</i>	BI Ye-liang, WU Shi-min, ZHOU Si-ning, <i>et al.</i> (2265)
Removal Efficiency of Trichloroacetamide by UV/Sodium Sulfite	FU Zhi-xuan, GUO Ying-qing, GUO Wen-hai (2271)
Influencing Factors and Transformation Mechanism of Venlafaxine Degradation by UV	LÜ Juan, XU Zhi-wei, WANG Yan (2278)
Mechanism of Synergistic Adsorption of Arsenic and Cadmium by Aluminium-substituted Ferrihydrites	HUANG Bo, GUO Zhao-hui, XIAO Xi-yuan, <i>et al.</i> (2287)
Fluoride Removal Efficiency of Novel Material: Magnetite Core/Zirconia Shell Nanocomposite	FANG Wen-kan, LI Xiao-di, FANG Jing, <i>et al.</i> (2295)
Impact Mechanisms of Carboxyl Group Modified Cathode on Acetate Production in Microbial Electrosynthesis Systems	QI Jia-xin, ZENG Cui-ping, LUO Hai-ping, <i>et al.</i> (2302)
Partial Nitrification and Denitrification of Low C/N Ratio Sewage Based on Zoning Oxygen and Dissolved Oxygen Control	WU Chun-lei, RONG Yi, LIU Xiao-peng, <i>et al.</i> (2310)
Start-up Performance of Low-substrate Anaerobic Ammonium Oxidation Under Different COD Concentrations	MA Yan-hong, ZHAO Zhi-chao, AN Fang-jiang, <i>et al.</i> (2317)
Partial Nitrification Fast Start-up and Stable Performance of 15°C SBBR	SUN Yi-qi, BIAN Wei, LI Jun, <i>et al.</i> (2326)
Effects of Long-term Poly-P Deficiency on the Metabolic Properties of <i>Accumulibacter</i> in AO-SBR System	WANG Shao-po, LI Zhu, ZHAO Le-dan, <i>et al.</i> (2333)
Extracellular Polymeric Substances of ANAMMOX Granular Sludge and Its Effects on Sludge Surface Characteristics	YANG Ming-ming, LIU Zi-han, ZHOU Yang, <i>et al.</i> (2341)
Treatment of Piggery Biogas Slurry by Enhanced Biological Contact Oxidation with HN-AD Bacteria	LIU Xiang-yang, ZHANG Qian, WU Heng, <i>et al.</i> (2349)
Effect of Different Temperatures on the Performance of Autotrophic Nitrogen Removal and Microbial Community from Swine Wastewater	HUANG Fang-yu, DENG Liang-wei, YANG Hong-nan, <i>et al.</i> (2357)
Characteristics and Regional Heterogeneity of Eukaryotic Microbial Community in Wastewater Treatment Plants	QIN Wen-tao, ZHANG Bing, SUN Chen-xiang, <i>et al.</i> (2368)
Effects of Wetland Reclamation on Soil Microbial Community Structure in the Sanjiang Plain	WANG Na, GAO Jie, WEI Jing, <i>et al.</i> (2375)
Distribution Pattern and Diversity Maintenance Mechanisms of Fungal Community in Subalpine Lakes	LIU Jin-xian, LI Cui, LUO Zheng-ming, <i>et al.</i> (2382)
Influence of Biochar Amendment on Soil Denitrifying Microorganisms in Double Rice Cropping System	LIU Jie-yun, QIU Hu-sen, WANG Cong, <i>et al.</i> (2394)
Effects of Plastic Film Mulching and Nitrogen Fertilizer Application on CH ₄ Emissions from a Vegetable Field	NI Xue, JIANG Chang-sheng, CHEN Shi-jie, <i>et al.</i> (2404)
Effects of Water Deficit on Greenhouse Gas Emission in Wheat Field in Different Periods	WANG Xiao-yun, CAI Huan-jie, LI Liang, <i>et al.</i> (2413)
Effects of Different Fertilization Modes on Greenhouse Gas Emission Characteristics of Paddy Fields in Hot Areas	TIAN Wei, WU Yan-zheng, TANG Shui-rong, <i>et al.</i> (2426)
Effects of Cyclical Temperature Fluctuations on Organic Carbon Mineralization in Purple Soil	ZENG Man-man, CI En, FAN Jing-jing, <i>et al.</i> (2435)
Cd Content Characteristics and Ecological Risk Assessment of Paddy Soil in High Cadmium Anomaly Area of Guangxi	SONG Bo, WANG Fo-peng, ZHOU Lang, <i>et al.</i> (2443)
Remediation Potential of <i>Ageratum conyzoides</i> L. on Cadmium Contaminated Farmland	ZHANG Yun-xia, SONG Bo, BIN Juan, <i>et al.</i> (2453)
Evaluation of the Potential Agricultural Risks of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Contaminated Soil by Planting <i>Lactuca sativa</i> L.	JIAO Hai-hua, GUO Jia-jia, ZHANG Jing-min, <i>et al.</i> (2460)
Impacts of Land Use and Landscape Patterns on Heavy Metal Accumulation in Soil	SHU Xin, LI Yan, LI Feng, <i>et al.</i> (2471)
Pollution Characteristics and Evaluation of Heavy Metal Pollution in Surface Soil Around a Municipal Solid Waste Incineration Power Plant	LÜ Zhan-lu, ZHANG Jin-liang, LU Shao-you, <i>et al.</i> (2483)