

## 污水处理与回用

甘沛民, 李惠平, 杨浩生, 等. 基于间歇式生化处理设施的溢流污染控制氨氮降解的动力学机理[J]. 净水技术, 2025, 44(12): 75-84.

GAN P M, LI H P, YANG H S, et al. Kinetics mechanism of ammonia nitrogen degradation in overflow pollution control based on intermittent biochemical treatment facilities [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(12): 75-84.

## 基于间歇式生化处理设施的溢流污染控制氨氮降解的动力学机理

甘沛民<sup>1</sup>, 李惠平<sup>1</sup>, 杨浩生<sup>1</sup>, 吴铮笛<sup>1</sup>, 庞维海<sup>1,2,3</sup>, 杨殿海<sup>1,2,3,\*</sup>

(1. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092; 2. 同济大学污染控制与资源化国家重点实验室, 上海 200092; 3. 上海市污染防治与生态安全研究所, 上海 200092)

**摘要** 【目的】溢流污染控制对于许多城市的水环境治理不可或缺, 控制溢流污染中氨氮的浓度可有效削减溢流污染发生时排放的污染物负荷, 降低水体耗氧。本文通过研究间歇进水条件下生化系统氨氮降解过程, 旨在利用生化反应对溢流污染中氨氮排放进行有效控制。【方法】基于此, 本文对上海 3 座泵站的溢流污水 COD 和氨氮浓度进行监测, 并对其原水接种活性污泥在常规条件和闷曝条件下开展氨氮降解动力学试验。【结果】进水可能导致自养菌面临营养缺乏的风险。降解动力学结果表明: 常规条件下 3 组试验组氨氮可在 240 min 内降低至一级 A 标准以下, 360 min 内可降至地表水Ⅳ类水标准以下, 亚硝酸盐氮( $\text{NO}_2^-$ -N)在 360 min 内基本反应完全。在闷曝培养后 3 组试验组的氨氮降解速率均有所下降, 且开展动力学试验时均不同程度出现  $\text{NO}_2^-$ -N 积累现象, 但在 480 min 内仍可以保证系统中的氨氮浓度降至一级 A 标准以下。通过计算表明: 3 组试验组的氨氮最大比降解速率均在闷曝培养 0~3 d 时快速下降, 闷曝培养 3~9 d 逐渐趋于平稳或有所回升。微生物测序结果表明: 闷曝状态培养 9 d 后系统内以适于在低营养条件下生长的丝状菌[如绿弯菌门(Chloroflexi)、放线菌门(Actinobacteriota)等]和对碳源需求较少的硝化菌[如酸杆菌门(Acidobacteriota)、拟杆菌门(Bacteroidetes)等]为优势菌群。【结论】本文基于反应动力学和微生物群落分析, 论证了以泵站溢流污水作为原水进行生化反应时, 接种的活性污泥可适应溢流污染间歇性进水的工况, 且能有效降低氨氮浓度, 故利用间歇式生化系统控制溢流污染的氨氮排放具有可行性, 但在长期闷曝后再次进水的条件下需要警惕亚硝酸盐积累及污泥丝状膨胀带来的问题。

**关键词** 溢流污染 间歇进水 好氧处理 降解动力学 微生物群落

中图分类号: TU992 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)12-0075-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.12.009

## Kinetics Mechanism of Ammonia Nitrogen Degradation in Overflow Pollution Control Based on Intermittent Biochemical Treatment Facilities

GAN Peimin<sup>1</sup>, LI Huiping<sup>1</sup>, YANG Haosheng<sup>1</sup>, WU Zhengdi<sup>1</sup>, PANG Weihai<sup>1,2,3</sup>, YANG Dianhai<sup>1,2,3,\*</sup>

(1. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China;

2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China;

3. Shanghai Institute of Pollution Control and Ecological Security, Shanghai 200092, China)

**Abstract** [Objective] Overflow pollution control is indispensable for water treatment in many cities. Controlling the concentration of ammonia nitrogen in overflow pollution can effectively reduce the pollutant load discharged when overflow pollution occurs and reduce

[收稿日期] 2025-08-20

[基金项目] 国家重点研发计划(2023YFC3207500)

[作者简介] 甘沛民(2000—), 男, 硕士研究生, 研究方向为城镇水污染控制及雨水和污水资源化利用, E-mail: ganpeimintj@163.com。

[通信作者] 杨殿海(1965—), 男, 教授, 博士生导师, 研究方向为水污染控制与污水资源化研究, E-mail: yangdianhai@tongji.edu.cn。

the oxygen consumption of water body. In this paper, the ammonia nitrogen degradation process of the biochemical system under intermittent influent conditions was studied, in order to effectively control the ammonia nitrogen emission in the overflow pollution by using the biochemical reaction. [Methods] Based on this, this paper monitored the concentration of chemical oxygen demand(COD) and ammonia nitrogen in the ponding water of three pumping stations in Shanghai, and carried out ammonia nitrogen degradation kinetics tests on the raw water inoculated with activated sludge under conventional conditions and closed aeration conditions. [Results] There might be a risk of nutrient deficiency for autotrophic bacteria in the influent. The result of degradation kinetics showed that ammonia nitrogen in the three experimental groups could be reduced to below the first class a standard within 240 min, and to below the class IV water standard of surface water within 360 min under conventional conditions, and  $\text{NO}_2^-$ -N basically reacted completely within 360 min. The ammonia nitrogen degradation rate of the three experimental groups decreased after the closed aeration culture, and  $\text{NO}_2^-$ -N accumulation occurred in varying degrees during the kinetic test, but the ammonia nitrogen concentration in the system could still be guaranteed to fall below the first level a standard within 480 min. The calculation result showed that the maximum specific degradation rate of ammonia nitrogen in the three groups of experimental groups decreased rapidly at 0 to 3 days, and gradually stabilized or recovered at 3 to 9 days. Microbial sequencing result showed that filamentous bacteria (such as Chloroflexi, Actinobacteriata, etc.) suitable for growth under low nutritional conditions and nitrifying bacteria (such as Acidobacteriata, Bacteroidetes, etc.) with less demand for carbon sources were the dominant bacteria groups in the system after 9 days of culture under closed air. [Conclusion] Based on the analysis of reaction kinetics and microbial community, this paper demonstrates that the inoculated activated sludge could adapt to the intermittent influent of overflow pollution and effectively reduce the concentration of ammonia nitrogen when the water in the sump of the pump station was used as the raw water for biochemical reaction, so it is feasible to control the ammonia nitrogen emission of overflow pollution by using the intermittent biochemical system, but the problems caused by nitrite accumulation and sludge filamentous bulking should be paid attention to under the condition of long-term low-carbon source influent.

**Keywords** overflow pollution intermittent influent aerobic treatment degradation kinetics microflora

近年来,为加大我国水环境污染整治力度,国务院于2015年4月颁布了《水污染防治行动计划》(国发[2015]17号)。该计划指出:到2020年,地级及以上城市建成区黑臭水体均控制在10%以内,到2030年,城市建成区黑臭水体总体得到消除。目前,我国大部分地区水体在晴天的黑臭问题已基本解决,但雨天水体返黑返臭问题仍时有发生<sup>[1]</sup>。造成这一现状的主要原因是我国雨水管网普遍存在混接错接等系统性问题<sup>[2]</sup>,使雨水管网中仍存在较高浓度的污染物,在雨水泵站溢流放江时污染物排放至受纳水体中造成水体黑臭<sup>[3]</sup>。因此,有效控制溢流污染是提升水环境质量的关键一步。

当前溢流污染的主要控制方法中,源头控制、管道系统控制、截流调蓄都难以彻底消除溢流污染排放对水体的影响,故末端治理仍具有较强的必要性<sup>[4]</sup>。而当前溢流污染末端治理的主流控制技术以物化工艺为主,物化工艺虽然可以有效去除溢流污水中的颗粒物,降低化学需氧量(COD)和总磷(TP)等主要以颗粒态形式存在的污染物排放负荷<sup>[5]</sup>,但对于氨氮和总氮(TN)等

主要以溶解态形式存在的污染物去除率较低<sup>[6]</sup>,并且当溢流污染发生时,排放的氨氮在水体中会消耗水中的溶解氧,造成水体缺氧,因此,控制溢流污染的氨氮对水环境治理具有较大意义。而生化工艺作为污水处理厂主流的氨氮处理工艺,目前国内外已有人工湿地<sup>[7]</sup>、生物滤池<sup>[8]</sup>、膜曝气生物膜反应器(MABR)<sup>[9]</sup>、移动床生物膜反应器(MBBR)<sup>[10]</sup>等生化工艺的研究或工程案例应用于溢流污染及初期雨水就地快速处理,且取得了一定的溢流污染控制效果,但大多数研究聚焦工艺的总去除效率,对溢流污染间歇式发生工况的降解动力学研究较少<sup>[11]</sup>。且硝化反应功能菌种氨氧化菌(AOB)和亚硝酸盐氧化菌(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)易受外界环境影响<sup>[12]</sup>,需要对AOB和NO<sub>2</sub><sup>-</sup>在间歇进水及长时间闷曝的运行条件下是否还有足够的氨氮降解能力进行论证。因此,研究实际间歇式生化系统应用于溢流污水控制时氨氮降解过程动力学对溢流污染的生化控制具有重要意义。

本文以间歇式生化系统控制溢流污染的氨氮浓度为工程背景,以上海市3座溢流放江泵站

的溢流污水作为原水,接种污水处理厂活性污泥展开氨氮降解动力学试验,测定氨氮比降解速率,并分析活性污泥在低营养状态下培养时的群落结构,探究在间歇进水的工况条件下,硝化菌的氨氮降解动力学变化趋势。文章旨在为生化工艺在雨天溢流污染控制工程中的参数优化提供指导意见,促进生化工艺在溢流污染治理中的高效应用。

## 1 材料和方法

### 1.1 试验材料

本试验所用的原水取自上海 3 座溢流放江泵站的集水井,分别记为 A1、A2、A3,其中 A1 和 A2 泵站为雨水泵站,A3 为合流制泵站。所用的活性污泥取自上海市浦东新区某污水处理厂好氧池,该污水处理厂处理工艺为厌氧-缺氧-好氧(AAO)工艺,其中好氧段水力停留时间为 12 h,该污水处理厂出水长期可稳定达到一级 A 处理标准(COD 质量浓度<50 mg/L,氨氮质量浓度<5 mg/L)。

为分析间歇式生化系统处理溢流污染的氨氮降解过程,于 2024 年夏季开展了氨氮降解动力学试验,其试验所用的原水水质如表 1 所示。

表 1 试验用水水质  
Tab. 1 Experimental Water Quality

泵站	COD/ (mg·L <sup>-1</sup> )	五日生化需氧量 (BOD <sub>5</sub> )/(mg·L <sup>-1</sup> )	TN/ (mg·L <sup>-1</sup> )	氨氮/ (mg·L <sup>-1</sup> )
A1	197.3	95.3	25.9	22.8
A2	201.1	101.2	25.0	23.0
A3	345.1	150.4	36.4	30.6

### 1.2 试验方法

本试验分为 3 组,分别按泵站记为 A1、A2 和 A3,将污泥经清水淘洗 3 次后,分别注入 3 座泵站的原水。参考城镇污水处理厂活性污泥法工艺好氧池的污泥浓度,控制试验时污泥质量浓度为 2 000~4 000 mg/L,然后开始曝气,并记录该时刻为 0 min,在开始曝气后 0、10、20、30、40、50、60、90、120、180、240、360、480、600 min 取上清液,分析其氨氮、亚硝酸盐氮(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N)、硝酸盐氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)和 TN 浓度。试验过程中,参照城镇污水处理厂的运行参数,控制混合液温度为(25.0±0.5)℃,溶解氧质量浓度为(2.0±0.5)mg/L,pH 值为 7.5±0.5。

600 min 试验结束后,用清水淘洗各试验组的污

泥,然后维持闷曝至下一次试验。记录第 1 次试验为第 0 d,在第 1 次试验后的第 3、6、9 d 时再次开展上述动力学试验,并在第 9 d 取泥水混合样进行微生物群落分析。

### 1.3 水质指标测定方法

本试验需要测定 COD、氨氮、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 TN 浓度,COD 依照标准《水质 化学需氧量的测定 快速消解分光光度法》(HJ/T 399—2007)测定,氨氮依照《水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法》(HJ 535—2009)测定,NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 依照《水质 亚硝酸盐氮的测定 分光光度法》(GB 7493—1987)测定,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 依照《水质 硝酸盐氮的测定 紫外分光光度法(试行)》(HJ/T 346—2007)测定,TN 依照《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》(HJ 636—2012)测定。

此外,本试验委托上海美吉生物医药科技有限公司采用 Illumina PE300 测序平台,对污泥中微生物群落多样性进行分析,使用在线美吉云平台对不同样品的测序结果进行数据分析和图表绘制。

### 1.4 数据分析方法

硝化菌降解氨氮的过程属于生化反应过程,其降解动力学满足 Lawrence-McCarty 方程,如式(1)。

$$q = q_{\max} \times \frac{S}{K_s + S} \quad (1)$$

其中:  $q$ ——氨氮比降解速率, g 氨氮/[ (g MLSS)·min ];

$q_{\max}$ ——氨氮最大比降解速率, g 氨氮/[ (g MLSS)·min ];

$S$ ——氨氮质量浓度, mg/L;

$K_s$ ——半饱和常数, mg/L。

对于 Lawrence-McCarty 方程中生化反应动力学参数的求解,一般采用双倒数图解法<sup>[13]</sup>,将 Lawrence-McCarty 方程两边取倒数后整理可得式(2)。

$$\frac{1}{q} = \frac{K_s}{q_{\max}} \times \frac{1}{S} + \frac{1}{q_{\max}} \quad (2)$$

将氨氮比降解速率的倒数与氨氮浓度的倒数作线性拟合,其截距即为  $1/q_{\max}$ ,斜率即为  $K_s/q_{\max}$ ,由此可计算氨氮最大比降解速率。

## 2 结果与讨论

### 2.1 溢流放江泵站水质分析

为分析间歇式生化系统处理溢流污染的可行性,需对泵站溢流放江污水的 COD 和氨氮浓度进行监测分析。表 2 为 2023 年—2024 年 3 座泵站溢流放江污水水质平均值及标准偏差,图 1 为 2023 年—2024 年 3 座泵站溢流放江污水的 COD 和氨氮浓度的统计分布小提琴图。其中,图 1 各次溢流放江水质计算方法为在一个放江过程中,间隔一段时间取得一系列放江污水,并记录取样时的泵站实时流量,通过流量加权平均的方法求得该次泵站放江的污染物浓度平均值。表 2 中的水质均值及标准偏差为历次溢流放江水质求平均值和标准偏差所得。

表 2 泵站溢流放江污水的水质均值及标准偏差

Tab. 2 Average Value and Standard Deviation of Water Quality of Overflow Sewage Discharged from Pumping Stations

泵站	COD/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	BOD <sub>5</sub> / ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	TN/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	氨氮/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
A1	202.3±49.3	90.0±22.2	25.1±3.9	21.9±3.8
A2	201.1±49.0	88.8±21.1	25.6±3.8	21.0±3.9
A3	270.9±83.8	120.4±37.8	30.5±3.7	27.0±3.7

由图 1 和表 2 可知,3 座泵站溢流放江污水在 2023 年—2024 年 COD 质量浓度为 100~450  $\text{mg/L}$ ,进水氨氮质量浓度为 10~40  $\text{mg/L}$ 。一般将进水 COD 质量浓度小于 200  $\text{mg/L}$ ,碳氮比(C/N)小于 8 的污水称为低碳源污水<sup>[14]</sup>。经统计,A1 有 52% 的天数进水 COD 质量浓度小于 200  $\text{mg/L}$ ,有 54% 的天数进水 C/N 小于 8;A2 有 50% 的天数进水 COD 质量浓度小于 200  $\text{mg/L}$ ,有 59% 的天数进水 C/N 小于 8;A3 有 19% 的天数进水 COD 质量浓度小于 200  $\text{mg/L}$ ,有 39% 的天数进水 C/N 小于 8。3 座泵站进水 C/N 平均值为 7.2。由此可见,3 座泵站因汇水范围内管网存在混接错接等问题,溢流放江污水浓度接近常规污水厂进水浓度,但若作为处理溢流污染的间歇式生化系统进水仍可能存在碳源不足的风险,且由于 A1 和 A2 2 座泵站为雨水泵站,污染物浓度较合流制泵站更低,碳源不足的风险高于 A3 合流制泵站。硝化菌为自养菌,低碳源进水有利于硝化反应进行,但若需要进行反硝化反应可能会存在碳源不足导致  $\text{NO}_3^-$ -N 难以去除的风险。

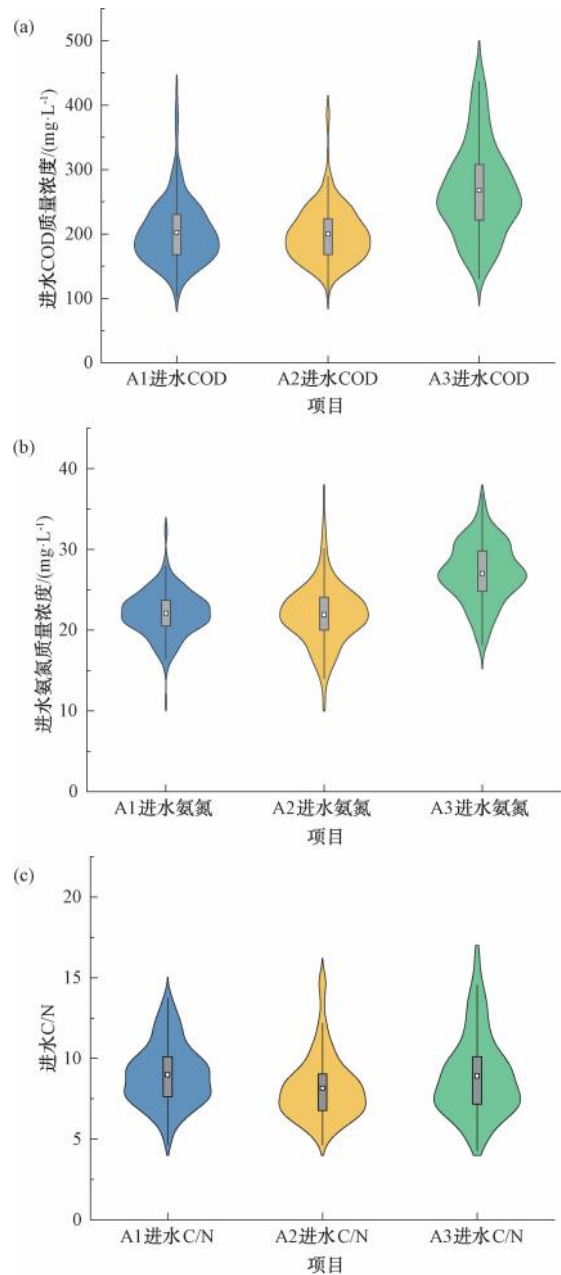


图 1 泵站溢流放江污水的 (a) COD; (b) 氨氮浓度及 (c) C/N

Fig. 1 Concentrations of (a) COD; (b) Ammonia Nitrogen and (c) C/N of Wastewater Discharged from Overflow of Pumping Station

### 2.2 间歇式生化系统处理溢流污染的氨氮降解动力学分析

为进一步间歇式生化系统处理溢流污染的可行性,于 2024 年夏季进行曝气试验。图 2 反映了 3 组试验组的泥水混合物中各个氮组分随曝气时间的变化,随着曝气时间增长,3 组试验组的氨氮均呈现下



降趋势,且在 180 min 内去除氨氮的量分别为 13.4、10.3、14.7 mg/L,其中 A1 和 A2 质量浓度分别为 1.1 mg/L 和 0.2 mg/L,去除率大于 90%,而 A3 质量浓度为 9.8 mg/L,达到 60% 的去除率; $\text{NO}_2^-$ -N 浓度呈现先上升后下降的趋势,其浓度峰值出现在 120~240 min 处,且 A3 的浓度峰值显著大于 A1 和 A2,而在 480 min 后 3 组试验组的质量浓度均小于 1.0 mg/L,说明以泵站溢流污水作为原水在正常硝化反应过程中不会产生  $\text{NO}_2^-$ -N 积累的情况。此外,3 组均能在 240 min 后氨氮质量浓度可降至一级 A 标准(氨氮<5 mg/L)以下,360 min 后氨氮质量浓度可降至地表水 IV 类水标准(氨氮<1.5 mg/L)以下,由此可见在正常进水条件下,利用生化系统可稳定去除泵站溢流污水中的氨氮。当系统面临溢流污染冲击负荷,冲击流量造成水力停留时间小于 240 min 或导致出水氨氮浓度超标 50% 以上时,需要考虑启动调蓄池缓解冲击负荷。此外,本试验的温度、溶解氧、pH 等环境参数参考了城镇污水处理厂运行参数进行控制;当温度偏低时,考虑到冬季常见最低水温为 10~12℃,参考活性污泥温度修正系数( $\theta$ )=1.08,设计时可停留时间延长 30%,以保障出水氨氮稳定达标;溶解氧偏低时会影响氨氮降解速率,偏高时会加速微生物内源消耗速率;pH 在污染源以生活污水的溢流污水中一般可以保持稳定,但若有工业废水接入时可能会对生化系统造成冲击。因此,在实际的生化系统控制溢流污染装置中,需要根据进水量和出水浓度及时调整运行状态使生化系统稳定保持较高的污染物去除量。

由于以溢流污水作为生化系统进水时进水浓度相较市政污水厂进水浓度偏低<sup>[14]</sup>,且雨天溢流放江污染呈现间歇性发生的特点。为模拟溢流污水排放规律,论证生化系统在处理雨天溢流污染的间歇性进水工况下能否具有较好的氨氮处理效果,在第 0 d 动力学试验结束后,继续对 3 组试验组的泥水混合液进行闷曝,在闷曝 3、6、9 d 时再次进行氨氮降解动力学试验,测得动力学试验过程中混合液的氨氮和  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度随曝气时间的变化,如图 3 所示。

图 3 反映了在闷曝状态下培养 9 d 后,各试验组开展氨氮降解动力学试验时氨氮和  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度随曝气时间的变化。随着闷曝培养时间增加,3 组试验组的氨氮降解速率均在逐渐变慢,但是在 480 min 时仍可以保证系统中的氨氮浓度降至一级 A 标

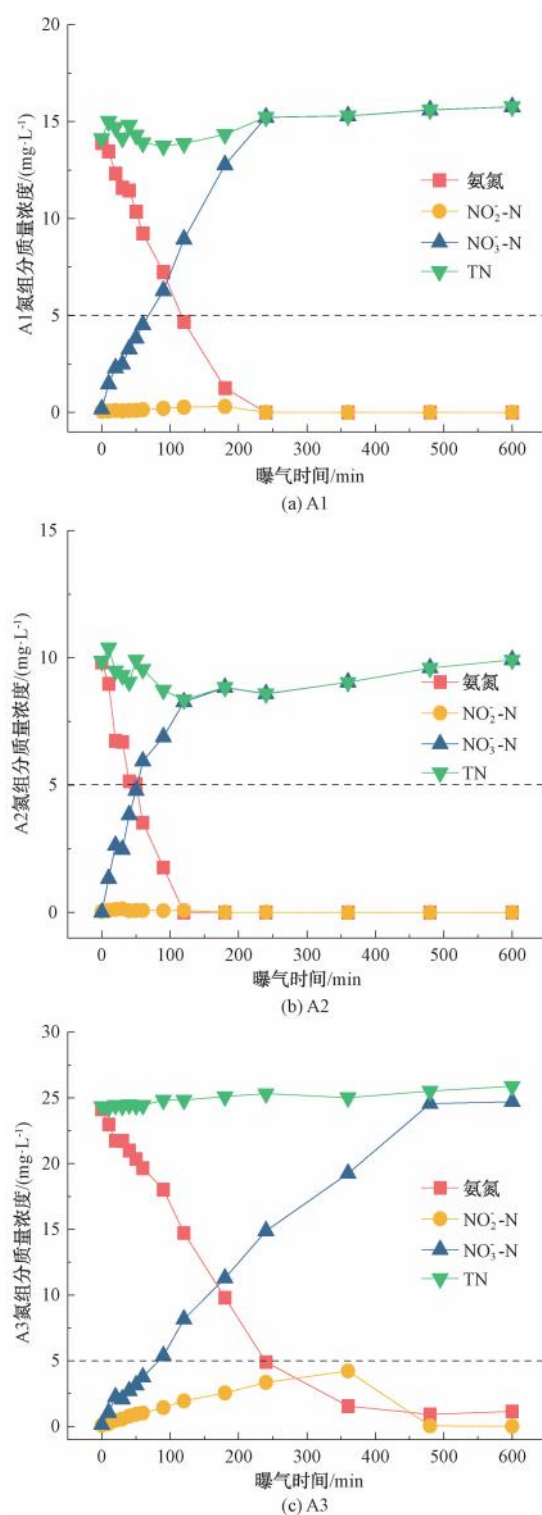
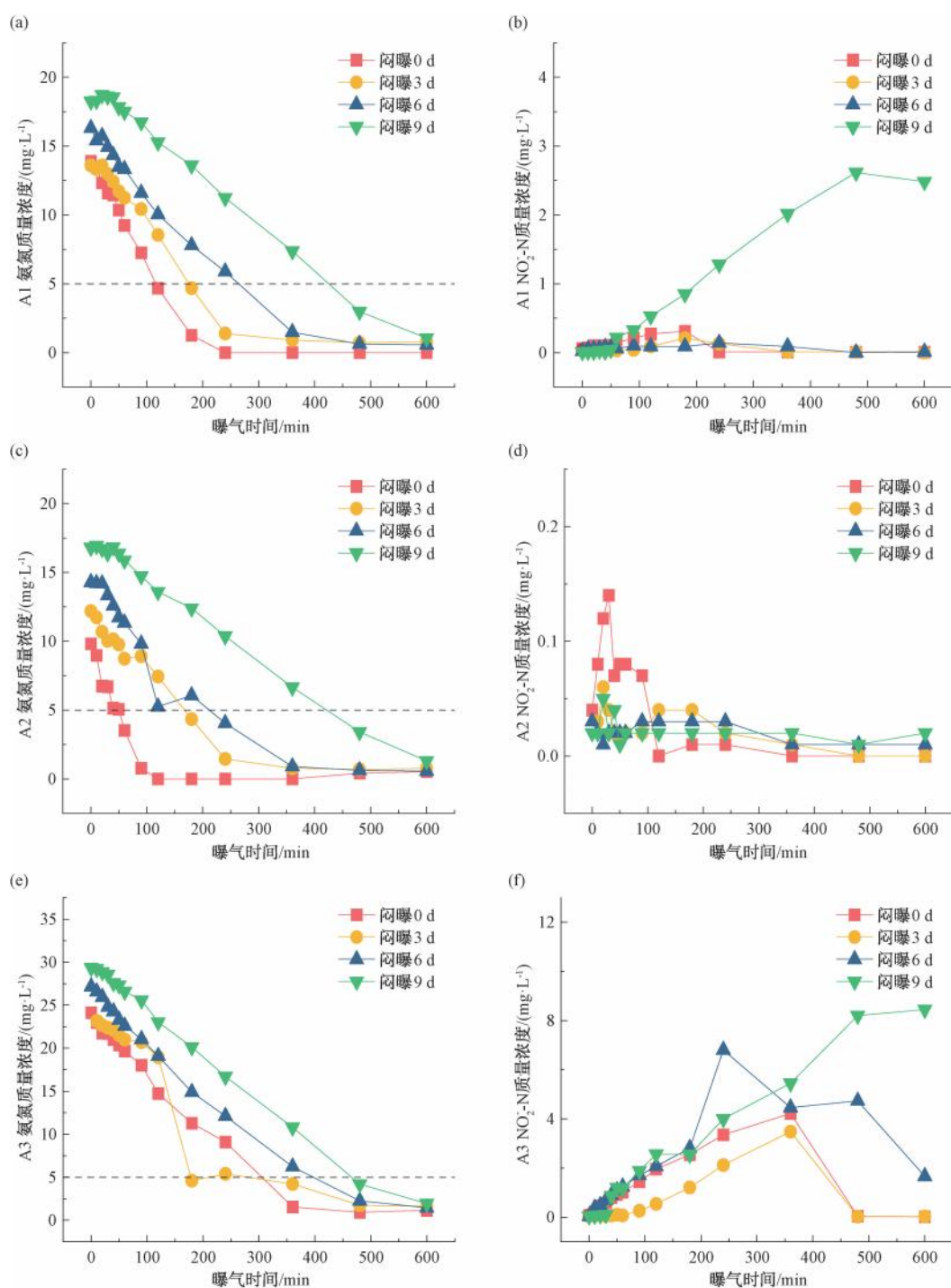


图 2 常规运行条件下 A1、A2、A3 试验组氮组分浓度随曝气时间变化趋势

Fig. 2 Variation Trend of Nitrogen Component Concentration in A1, A2, A3 Groups with Aeration Time under Normal Operation

图3 间歇进水状态下试验组氨氮和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度随曝气时间变化趋势Fig. 3 Variation Trend of Ammonia Nitrogen and  $\text{NO}_2\text{-N}$  Concentrations with Aeration Time under Intermittent Influent Condition

准以下。而3组试验组在动力学试验的600 min试验时间内都不同程度地出现 $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累,其中A1的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累程度在正常培养及闷曝3、6 d的3次试验时较轻,但在闷曝9 d的试验中快速增大,其峰

值约为2.5 mg/L;A2的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累程度基本保持在较低的水平;A3的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累情况最严重,在正常培养时即出现 $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累,峰值约4.0 mg/L,并随着闷曝培养时间的增加,开展动力学试验时 $\text{NO}_2\text{-N}$

N 质量浓度逐渐增大至 7.0 mg/L,在闷曝 9 d 时已难以在动力学试验的 600 min 试验时间内降解累积的  $\text{NO}_2\text{-N}$ 。根据陈佼等<sup>[15]</sup>在饥饿条件下对 AOB 和 NOB 降解污染物速率的结论推测,在缺乏营养物质的培养条件下,NOB 比 AOB 更容易出现活性降低的问题。

此外,试验中还观察到随着低营养状态培养时间增加,泥水混合液中活性污泥的沉降性能逐渐降低,在显微镜下可观测到在低营养状态培养开始前活性污泥仅有少量丝状菌,但在闷曝培养 9 d 后各试验组均有较多丝状菌生长。根据李波茵等<sup>[16]</sup>在低营养状态下培养活性污泥观察到污泥体积指数 (SVI) 上升,推测可能是长期缺乏营养物质使丝状菌大量增殖导致污泥膨胀。

### 2.3 间歇进水状态下的氨氮最大比降解速率分析

为了进一步定量分析间歇进水条件下活性污泥氨氮比降解速率,求得 4 次试验的氨氮最大比降解速率如图 4 所示。

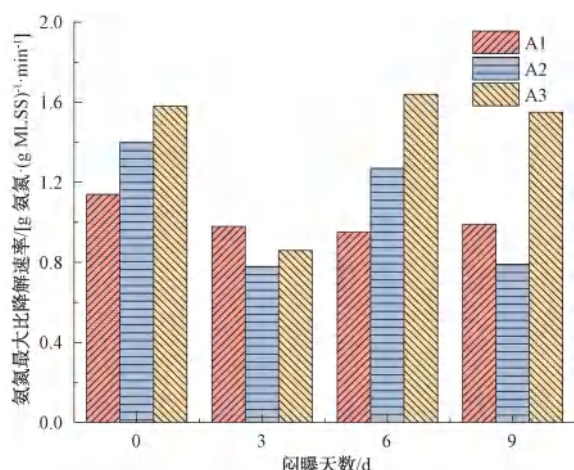


图 4 3 组试验组氨氮最大比降解速率变化

Fig. 4 Variation of Maximum Specific Degradation Rate of Ammonia Nitrogen in Three Groups

由图 4 可知,A1 的氨氮最大比降解速率在闷曝培养前 3 d 由 1.15 g 氨氮/[ (g MLSS) · min ] 下降至 0.93 g 氨氮/[ (g MLSS) · min ] 后保持平稳,A2 和 A3 的氨氮最大比降解速率分别从闷曝培养第 0 d 的 1.39 g 氨氮/[ (g MLSS) · min ] 和 1.55 g 氨氮/[ (g MLSS) · min ] 快速下降第 3 d 的 0.76 g 氨氮/[ (g MLSS) · min ] 和 0.82 g 氨氮/[ (g MLSS) · min ],第 3~6 d 回升至 1.25 g 氨氮/[ (g MLSS) · min ] 和 1.61 g 氨氮/[ (g MLSS) · min ],但 A2 第 6~9 d 又

下降至 0.77 g 氨氮/[ (g MLSS) · min ],而 A3 第 6~9 d 基本保持平稳。根据韦琦等<sup>[17]</sup>在低 C/N 条件下进行硝化反应动力学的结论推测,可能是在第 0~3 d 的低营养状态培养下,AOB 因适应新环境导致其活性快速下降,从而使氨氮比降解速率下降。在经历较长时间的低营养状态培养后,异养菌已长期进行内源消耗,难以占据主要优势菌群,而硝化细菌属于自养菌,可以氧化无机物获取能量,在闷曝培养的后期碳源不足的环境中逐渐占据优势地位,从而使系统的氨氮最大比降解速率有所上升。

### 2.4 间歇进水状态下微生物群落分析

为了进一步解释氨氮降解动力学试验结果,在闷曝状态下培养的第 9 d 采集 3 组试验组的污泥混合液,借用 16S-DNA 分析 3 条线路微生物差异。在门和属水平上,选择相对丰度大于 1% 的细菌,将其余细菌归为“其他”,分别进行微生物群落分析,通过堆叠柱状图展示系统内微生物群落的构成分布情况,如图 5 所示。

从门水平上看,3 组试验组的主要优势功能菌种为变形菌门 (Proteobacteria)、绿弯菌门 (Chloroflexi)、酸杆菌门 (Acidobacteriota)、放线菌门 (Actinobacteriota)、拟杆菌门 (Bacteroidota) 等。

Proteobacteria 为城镇污水处理厂活性污泥系统中丰度最高的菌门,该门类微生物包含大部分具有氨氧化功能的菌种<sup>[18]</sup>。在本试验中该菌门也是含量最高的菌门,可达到 30%~40%。其中,A3 的进水 COD 浓度高于 A1 和 A2,导致其相对丰度高于 A1 和 A2,使 A3 在培养后期的氨氮比降解速率高于 A1 和 A2 并发生  $\text{NO}_2\text{-N}$  积累的现象。

Chloroflexi 相对丰度在 3 组试验组中的占比均超过 20%,Xie 等<sup>[19]</sup>研究表明,Chloroflexi 是丝状菌,可以水解细胞内的糖类,这一能力有助于其耐受低营养的培养环境。试验中观察到 3 组试验组的污泥混合液在闷曝培养第 6 d 和第 9 d 的污泥沉降性能明显较第 0 d 和第 3 d 差,说明在闷曝培养状态下,由于营养物浓度不足,以 Chloroflexi 为代表的丝状菌大量增殖导致污泥膨胀。

Actinobacteriota 主要参与水体有机物的分解。活性污泥膨胀与 Actinobacteria 有着密切的联系<sup>[20]</sup>,Actinobacteria 的含量越高,活性污泥将更容易发生膨胀,和试验中观察到活性污泥沉降性能变差现象一致。



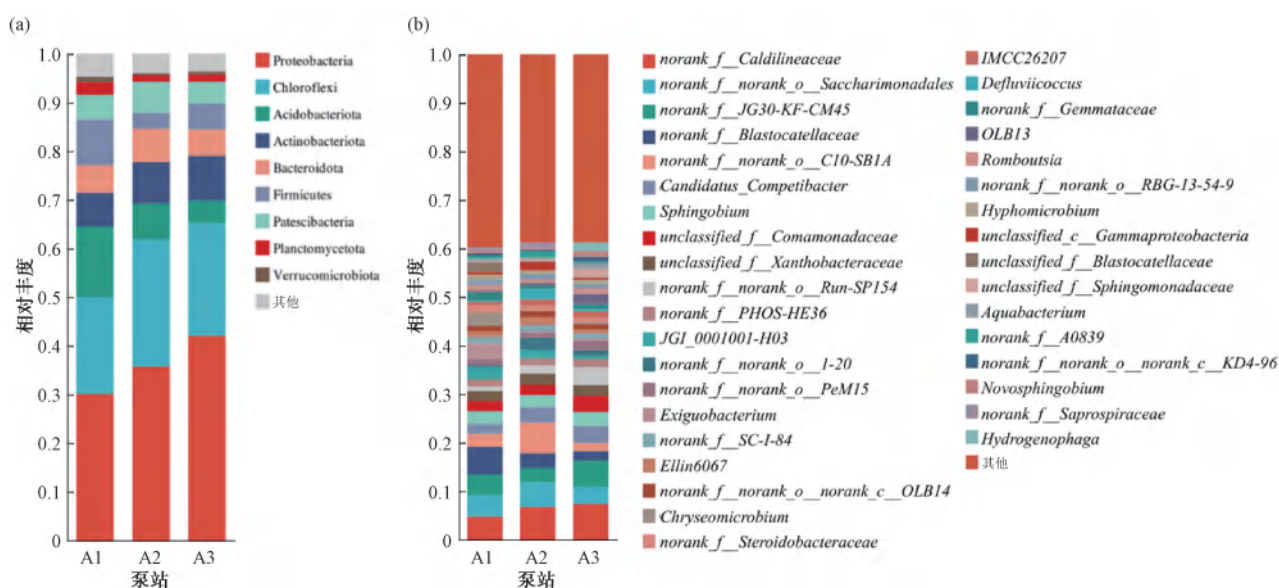


图5 (a)门和(b)属水平上微生物群落丰度堆叠图

Fig. 5 Stacking Diagram of Microbial Community Abundance at the Level of (a) Phylum; and (b) Genus

Acidobacteriota 在 A1 的相对丰度显著高于 A2 和 A3。Naether 等<sup>[21]</sup>研究表明,维持较低的有机负荷有利于 Acidobacteria 的生存,故 Acidobacteria 在低营养培养状态下可以富集占据优势地位,且 A1 进水有机物浓度低于 A2 和 A3,导致该微生物在 A1 的相对丰度较高。

Bacteroidota 是活性污泥中第二大类菌门,Zhao 等<sup>[22]</sup>研究表明,Bacteroidota 在好氧条件下具有稳定的氨氮去除能力。并且 Bacteroidota 中的一部分细菌因其体内富含聚羟基脂肪酸 (polyhydroxyalkanoates, PHA) 等高能物质,对低营养环境有较为顽强的抵抗力,可以长期在低浓度进水的环境中稳定生存<sup>[23]</sup>。试验测得 A3 中该微生物相对丰度高于 A1 和 A2,这可能是 A3 在低营养培养 9 d 后氨氮比降解速率高于 A1 和 A2 的原因之一。

从属水平上看,3 组试验组的主要优势功能菌种为 *Saccharimonadales*、*Candidatus competibacter*、*Sphingobium*、*Comamonadaceae*、*Hyphomicrobium*、*Saprospiraceae* 等。

*Saccharimonadales* 属是在 Patescibacteria 门中一类分布广泛的反硝化菌<sup>[24]</sup>,该类细菌与污泥丝状菌膨胀密切相关<sup>[25]</sup>。试验观察到随着低营养天数增多而发生的污泥沉降性能变差的现象可能与该菌属增殖相关。

*Candidatus competibacter* 是一种能够储存胞内

碳源并实现内源反硝化的聚糖菌<sup>[26]</sup>,会分泌一种胞外多糖,形成更具黏性的胞外聚合物使污泥絮体黏结成较大的菌胶团<sup>[27]</sup>,有利于其在低营养状态下快速储存碳源以供自身生命活动。

*Sphingobium* 是 Bacteroidota 中一种主要的菌属,因其能够产生特殊的鞘脂结构,对低营养环境有较为顽强的抵抗力,可以长期在低营养环境中稳定生存<sup>[23]</sup>。

*Comamonadaceae* 是目前报道较多的好氧反硝化细菌<sup>[18]</sup>,要在严格需氧环境中才能生长,试验中长期保持曝气充氧状态,有利于该菌落在好氧环境下生长。

*Hyphomicrobium* 是 Proteobacteria 下的一种细菌属,为好氧反硝化菌<sup>[28]</sup>。Douterelo 等<sup>[29]</sup>研究发现,*Hyphomicrobium* 可产生较多胞外聚合物,使得有利于营养物质的获取,也有助于其在低营养状态下维持生命活动。

*Saprospiraceae* 会分泌胞外聚合物,洪颖等<sup>[30]</sup>研究表明,*Saprospiraceae* 与活性污泥丝状膨胀有关。

由微生物群落结构可知,在闷曝培养 9 d 后,适宜在低营养条件下生长的丝状菌和对碳源需求较少的硝化菌在活性污泥中占据主要菌群。该结果表明,若使用间歇式生化系统处理溢流污水,在长期处于进水碳源偏低的条件下有利于富集硝化细菌,从而使系统恢复一定程度的硝化能力,但需要警惕丝



状菌大量繁殖导致污泥膨胀造成的一系列问题。

### 3 结论与展望

#### 3.1 结论

本试验以上海市 3 座雨水泵站的溢流污水为原水,接种活性污泥开展正常运行状态和闷曝状态下氨氮降解动力学并进行微生物群落进行分析,得出以下结论。

(1)在正常曝气和进水的运行条件下,氨氮浓度可在 240 min 内降至一级 A 标准以下,360 min 内可降至地表水Ⅳ类水标准以下;在闷曝状态再次恢复进水 480 min 后仍可使氨氮浓度降至一级 A 标准以下,但会出现一定程度的  $\text{NO}_2\text{-N}$  积累。

(2)经过 3 d 闷曝状态培养后,氨氮最大比降解速率有较大幅度下降,但经过 6 d 和 9 d 闷曝培养后,氨氮最大比降解速率较第 3 d 有所回升或保持平稳,说明在间歇进水培养一段时间后,生化系统可恢复部分硝化能力。

(3)在闷曝状态下培养 9 d 后,以 *Chloroflexi*、*Actinobacteriota*、*Saccharimonadales*、*Saprospiraceae* 等为代表的丝状菌等适应低碳源状态生存的微生物占据较大丰度;而以 *Acidobacteriota*、*Bacteroidota* 为代表的硝化菌因其为自养菌,对碳源需求较少,在闷曝培养后期占据一定的丰度,从而使系统恢复氨氮降解能力。

#### 3.2 展望

基于本试验的研究结论可知,以间歇式生化系统处理溢流污水中的氨氮具有可行性,其水力停留时间设定在 240~480 min 时可以满足一级 A 标准的处理要求,但需警惕闷曝后再次进水出现  $\text{NO}_2\text{-N}$  难以降解和活性污泥丝状菌膨胀等问题。

此外,后续研究可进一步聚焦构建 AOB/NOB 两阶段动力学模型,并引入亚硝酸盐盐积累率(NAR)作为模型约束,并补充氨单加氧酶(AMO)和亚硝酸盐氧化还原酶(NXR)活性测定等内容,对试验结果进行更深层次解释。

### 参考文献

[1] 李俊奇,李小静,王文亮,等. 合流制溢流污染的影响及其控制技术发展[J]. 给水排水, 2024, 50(4): 46-53.  
LI J Q, LI X J, WANG W L, et al. Influence of combined sewer overflows control and development trend of control technology [J]. Water & Wastewater Engineering, 2024, 50(4): 46-53.

[2] 徐祖信,徐晋,金伟,等. 我国城市黑臭水体治理面临的挑战与机遇[J]. 给水排水, 2019, 45(3): 1-5, 77.  
XU Z X, XU J, JIN W, et al. Challenges and opportunities of black and odorous water body in the cities of China[J]. Water & Wastewater Engineering, 2019, 45(3): 1-5, 77.  
[3] 刘宇轩,高雅弘,王振北,等. 城镇合流制排水系统溢流污染控制综述[J]. 环境工程, 2023, 41(12): 32-47.  
LIU Y X, GAO Y H, WANG Z B, et al. Review of overflow pollution control of urban combined drainage systems [J]. Environmental Engineering, 2023, 41(12): 32-47.  
[4] 周传庭,王梦玉,幸韵欣,等. 城市初期雨水污染及处理措施的研究进展[J]. 净水技术, 2022, 41(7): 17-26.  
ZHOU C T, WANG M Y, XING Y X, et al. Research progress of urban initial stormwater pollution and treatment measures[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(7): 17-26.  
[5] 李思远. 合流制管网污水溢流污染特征及其控制技术研究[D]. 北京:清华大学, 2015.  
LI S Y. Research on the pollution property of combined sewer overflows and its control technology [D]. Beijing: Tsinghua University, 2015.  
[6] XIE C Y, LI X Y, TANG Z Z, et al. Enhanced combined sewer overflow treatment by rapid magnetic flocculation-magnetic sedimentation: Efficiency and mechanism [J]. Environmental Science-Water Research & Technology, 2024, 10(7): 1586-1594.  
[7] VIJAYARAGHAVAN K, BISWAL B K, ADAM M G, et al. Bioretention systems for stormwater management: Recent advances and future prospects [J]. Journal of Environmental Management, 2022, 292: 112766. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112766.  
[8] RAHMADYANTI E, WIDYASTUTI A, WIBISONO G. Rainwater treatment with bio-slow sand filtration for sustainable water supply[J]. Journal of Water Process Engineering, 2025, 56: 104963. DOI: 10.12911/22998993%2F196295.  
[9] AN Y, LIU X, WANG H, et al. Pollutant removal characteristics from initial rainwater treated by MABR and its microbial community analysis [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2025, 19(3): 1-12.  
[10] LU Y. Analysis of operation idea of MBBR process on the initial non-point source pollution of rainwater and the impact effect of stationary phase [J]. Advances in Environmental Protection, 2023, 13(2): 447-454.  
[11] 全武刚,叶伟武,刘超. 纯膜 MBBR 在城市溢流污染治理中的应用研究[J]. 给水排水, 2021, 47(s1): 258-261.  
TONG W G, YE W W, LIU C. Effect of biofilm MBBR on reducing urban overflow pollution [J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 47(s1): 258-261.  
[12] WANG H, PARK M, STENSTROM M K. Carbon-to-nitrogen ratio governs nitrifier abundance and community assembly in

- activated sludge [J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(8): 5427–5437.
- [13] 覃晶晶, 江小林. 污水处理中 Monod 方程的简化及其线性化方程[J]. 市政技术, 2006(2): 75–76, 80.
- QIN J J, JIANG X L. Application of simplified and linearized Monod equation for sewage treatment [J]. Journal of Municipal Technology, 2006(2): 75–76, 80.
- [14] 李惠平, 庞维海, 谢丽, 等. 低 C/N 污水处理过程中有机碳源的特性及转化分析[J]. 中国给水排水, 2022, 38(7): 69–74.
- LI H P, PANG W H, XIE L, et al. Characteristics and conversion of organic carbon sources during treatment of municipal wastewater with low carbon to nitrogen ratio [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(7): 69–74.
- [15] 陈佼, 陆一新, 张建强, 等. 饥饿对人工快速渗滤系统硝化性能的影响[J]. 环境科学学报, 2018, 38(12): 4703–4712.
- CHEN J, LU Y X, ZHANG J Q, et al. Impact of starvation on the nitrification performance of constructed rapid infiltration systems [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38(12): 4703–4712.
- [16] 李波茵, 周北海, 马方曙, 等. 饥饿对两级 SBR 反应器内活性污泥的影响[J]. 环境科学研究, 2016, 29(3): 419–426.
- LI B Y, ZHOU B H, MA F S, et al. Impact of starvation conditions on activated sludge in two-stage SBR reactor [J]. Research of Environmental Sciences, 2016, 29(3): 419–426.
- [17] 韦琦, 罗方周, 徐相龙, 等. A<sup>2</sup>/O 工艺处理低温低碳氮比生活污水的脱氮效率及反应动力学[J]. 环境工程学报, 2021, 15(4): 1367–1376.
- WEI Q, LUO F Z, XU X L, et al. Nitrogen removal efficiency and kinetics of A<sup>2</sup>/O process treating low temperature and low C/N ratio municipal wastewater [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(4): 1367–1376.
- [18] ZHANG T, SHAO M F, YE L. 454 pyrosequencing reveals bacterial diversity of activated sludge from 14 sewage treatment plants [J]. The ISME Journal, 2012, 6(6): 1137–1147. DOI: 10.1038/ismej.2011.188.
- [19] XIE Z F, WANG Z W, WANG Q Y, et al. An anaerobic dynamic membrane bioreactor for landfill leachate treatment: Performance and microbial community identification [J]. Bioresource Technology, 2014, 161: 29–39. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.03.014.
- [20] WANG P, ZHAO J, XIAO H Y, et al. Bacterial community composition shaped by water chemistry and geographic distance in an anthropogenically disturbed river [J]. Science of the Total Environment, 2019, 655: 61–69. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.234.
- [21] NAETHER A, FOESEL B, NAEGELE V, et al. Environmental factors affect acidobacterial communities below the subgroup level in grassland and forest soils [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2012, 78(20): 7398–7406.
- [22] ZHAO Y G, HUANG J, ZHAO H, et al. Microbial community and N removal of aerobic granular sludge at high COD and N loading rates [J]. Bioresource Technology, 2013, 143: 439–446. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.06.020.
- [23] AMER A. Factors mediating environmental biofilm formation by *Legionella pneumophila* [J]. Frontiers in Cellular and Infection Microbiology, 2018, 8: 38. DOI: 10.3389/fcimb.2018.00038.
- [24] ZHANG Y, LI M Q, DONG L, et al. Effects of biochar dosage on treatment performance, enzyme activity and microbial community in aerated constructed wetlands for treating low C/N domestic sewage [J]. Environmental Technology & Innovation, 2021, 24: 101919. DOI: 10.1016/j.eti.2021.101919.
- [25] CHEN Y, ZHANG Y, ZHANG L, et al. Applicability of two-stage anoxic/oxic shortcut nitrogen removal via partial nitrification and partial denitrification for municipal wastewater by adding sludge fermentation products continuously [J]. Chemosphere, 2022, 287: 132053. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132053.
- [26] OEHMEN A, LEMOS P C, CARVALHO G, et al. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale [J]. Water Research, 2007, 41(11): 2271–2300.
- [27] XIA J, YE L, REN H, et al. Microbial community structure and function in aerobic granular sludge [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2018, 102(9): 3967–3979.
- [28] SUN Z, LI Y, LI M, et al. Steel pickling rinse wastewater treatment by two-stage MABR system: Reactor performance, extracellular polymeric substances (EPS) and microbial community [J]. Chemosphere, 2022, 299: 134402. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.134402.
- [29] DOUTERELO I, HUSBAND S, BOXALL J B. The bacteriological composition of biomass recovered by flushing an operational drinking water distribution system [J]. Water Research, 2014, 54: 100–114. DOI: 10.1016/j.watres.2014.01.049.
- [30] 洪颖, 姚俊芹, 马斌, 等. 基于高通量测序的 SBR 反应器丝状膨胀污泥菌群分析[J]. 环境科学, 2018, 39(7): 3279–3285.
- HONG Y, YAO J Q, MA B, et al. Filamentous sludge microbial community of a SBR reactor based on high through put sequencing [J]. Environmental Science, 2018, 39(7): 3279–3285.