



移动扫码阅读

严樟, 曾武强, 唐毅, 等. eAnMBR-PN/A 集成工艺脱氮效能优化: 模型构建与微生物互作机制 [J]. 能源环境保护, 2025, 39(6): 146–154.

YAN Zhang, ZENG Wuqiang, TANG Yi, et al. Optimization of Nitrogen Removal Efficiency in eAnMBR-PN/A Integrated Process: Model Development and Microbial Interaction Mechanisms[J]. Energy Environmental Protection, 2025, 39(6): 146–154.

## eAnMBR-PN/A 集成工艺脱氮效能优化: 模型构建与微生物互作机制

严樟<sup>1</sup>, 曾武强<sup>1</sup>, 唐毅<sup>1,2</sup>, 潘建新<sup>1</sup>, 陈金凤<sup>1</sup>, 蒋柱武<sup>1,\*</sup>

(1. 福建理工大学生态环境与城市建设学院, 福建福州 350118; 2. 华能福建能源开发有限公司  
清洁能源分公司, 福建福州 350007)

**摘要:** 针对传统脱氮工艺能耗高、碳源依赖性强及温室气体排放等问题, 提出将厌氧膜生物反应器(eAnMBR)与部分硝化-厌氧氨氧化(PN/A)工艺进行耦合, 构建基于AQUASIM 2.0平台的多底物动力学模型, 系统探究氧气表面负荷与碳氮比(C/N)对脱氮效能及微生物群落的影响机制。该模型涵盖氨氧化菌(AOB)、亚硝酸盐氧化菌(NOB)、厌氧氨氧化菌(AnAOB)及异养菌(HB)等12种组分, 引入亚硝酸盐抑制因子以优化AnAOB的代谢动力学。模拟结果表明, 当氧气表面负荷为0.12~0.14 g/(m<sup>3</sup>·d)时, 系统总氮(TN)去除率达峰值64.45%, 生物膜内AnAOB相对丰度最高; 而当氧气表面负荷≥0.16 g/(m<sup>3</sup>·d)时, 溶解氧抑制AnAOB活性, 促进NOB增殖, 导致硝酸盐积累。C/N调控研究显示, 在低进水NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度(<35 g/m<sup>3</sup>)时, 提升C/N可通过强化HB的反硝化作用来提高TN去除率; 而在高NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度(≥35 g/m<sup>3</sup>)时, 则需维持低C/N(<2.0)以避免HB对AnAOB功能的竞争性抑制。研究表明, eAnMBR-PN/A工艺通过优化氧传递与底物分配, 可实现低C/N市政污水的高效脱氮, 为污水处理厂低碳转型提供了理论依据与技术参考。

**关键词:** eAnMBR-PN/A耦合工艺; 多底物动力学模型; 氧表面负荷; 碳氮比调控; 市政污水处理

中图分类号: X703

文献标识码: A

文章编号: 2097-4183(2025)06-0146-09

## Optimization of Nitrogen Removal Efficiency in eAnMBR-PN/A Integrated Process: Model Development and Microbial Interaction Mechanisms

YAN Zhang<sup>1</sup>, ZENG Wuqiang<sup>1</sup>, TANG Yi<sup>1,2</sup>, PAN Jianxin<sup>1</sup>,  
CHEN Jinfeng<sup>1</sup>, JIANG Zhuwu<sup>1,\*</sup>

(1. College of Ecological Environment and Urban Construction, Fujian University of Technology, Fuzhou 350118, China; 2. Huaneng Fujian Clean Energy Company, Fuzhou 350007, China)

**Abstract:** The study investigates the optimization of nitrogen removal efficiency in an enhanced anaerobic membrane bioreactor coupled with a partial nitrification/anammox (eAnMBR-PN/A) integrated process. Simulation results demonstrate that the surface oxygen loading rate significantly influences system performance. When maintained between 0.12 and 0.14 g/(m<sup>3</sup>·d), the system achieves a peak total nitrogen (TN) removal efficiency of 64.45%, which corresponds to the highest relative

收稿日期: 2025-04-30

修回日期: 2025-06-22

接受日期: 2025-06-24

DOI: 10.20078/j.eep.20250702

基金项目: 国家自然科学基金-青年科学基金资助项目(52400072); 福建省财政厅专项资金资助项目(GY-Z23273); 福建理工大学-科研启动基金资助项目(GY-Z23204)

第一作者: 严樟(1989—), 男, 福建福州人, 讲师, 主要研究方向为水环境污染控制与修复。E-mail: [yanzhang@fjut.edu.cn](mailto:yanzhang@fjut.edu.cn)

\*通讯作者: 蒋柱武(1974—), 男, 湖南永州人, 教授, 主要研究方向为水质保障与再生利用。E-mail: [Jiangzhuwu@126.com](mailto:Jiangzhuwu@126.com)

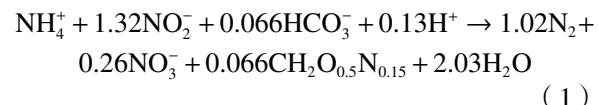
abundance of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria (AnAOB) in the biofilm. However, at rates exceeding  $0.16 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , elevated dissolved oxygen concentrations inhibit AnAOB activity while promoting the growth of nitrite-oxidizing bacteria (NOB), resulting in nitrate accumulation and reduced TN removal efficiency. The carbon-to-nitrogen (C/N) ratio also plays a crucial role in regulating system performance. At low influent  $\text{NH}_4^+$ -N concentrations ( $<35 \text{ g}/\text{m}^3$ ), increasing the C/N ratio enhances TN removal by stimulating the denitrification activity of heterotrophic bacteria (HB). In contrast, at high  $\text{NH}_4^+$ -N concentrations ( $\geq 35 \text{ g}/\text{m}^3$ ), maintaining a low C/N ratio ( $<2.0$ ) is essential to prevent HB from competitively inhibiting AnAOB functionality. The findings indicate that the eAnMBR-PN/A process can effectively remove nitrogen from municipal wastewater with low C/N ratios by optimizing oxygen transfer and substrate distribution. This provides valuable theoretical insights and a technical pathway for the low-carbon transformation of wastewater treatment plants. The study highlights the importance of balancing the surface oxygen loading rate to avoid suppression of ammonia-oxidizing bacteria (AOB) activity at low oxygen levels and inhibition of AnAOB at high oxygen levels. Additionally, when the influent  $\text{NH}_4^+$ -N concentration is low, increasing the influent chemical oxygen demand (COD) can enhance TN removal, albeit at the cost of higher operational expenses. Conversely, under high  $\text{NH}_4^+$ -N concentrations, maintaining a lower influent COD facilitates AnAOB activity, thereby reduce costs. Microbial community analysis reveals that at oxygen loading rate of  $0.12 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , a stable symbiotic biofilm community of AnAOB, AOB, and HB is established. As the oxygen loading rate increases to  $0.16 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  and above, AnAOB abundance initially increases and subsequently decreases due to high dissolved oxygen inhibition. In conclusion, the eAnMBR-PN/A integrated process offers an effective solution for nitrogen removal from municipal wastewater with low C/N ratios. By optimizing the oxygen loading rate and C/N ratio, the system can achieve high nitrogen removal efficiency while reducing operational costs. This study advances the understanding of nitrogen removal mechanisms and underscores the potential of the eAnMBR-PN/A process in promoting the enrichment of functional microbial communities for efficient treatment.

**Keywords:** eAnMBR-PN/A integrated process; Multi-substrate kinetic model; Surface oxygen loading rate; C/N ratio regulation; Municipal wastewater treatment

## 0 引言

水体富营养化作为全球性环境问题, 其治理方法已成为环境工程领域的重要研究方向<sup>[1-4]</sup>。污水处理厂排放的含氮废水是引发水体富营养化的重要人为污染源。生物脱氮技术的优化创新具有显著的环境价值。传统膜生物反应器(AnMBR)虽具备高效固液分离和污泥减量优势, 但受限于厌氧条件, 其氮素去除能力有限<sup>[5]</sup>。目前主流硝化/反硝化工艺存在技术瓶颈: 需大量曝气能耗(硝化阶段氧需求  $4.57 \text{ g O}_2/\text{g NH}_4^+$ )和外加碳源(反硝化阶段碳氮比约 5~6), 导致运行成本增加, 同时伴随温室气体  $\text{N}_2\text{O}$ (全球增温潜势达  $\text{CO}_2$  的 298 倍)的次生污染风险<sup>[6-7]</sup>。厌氧氨氧化(Anammox)技术的突破为污水脱氮提供了革新性解决方案<sup>[7-10]</sup>。该过程依托厌氧氨氧化菌(AnAOB)的独特代谢途

径, 以  $\text{NH}_4^+$  为电子供体、 $\text{NO}_2^-$  为电子受体, 在自养条件下直接将  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_2^-$  转化为  $\text{N}_2$  ( $\Delta G_0 = -357 \text{ kJ/mol}$ )。该氮素转化过程的化学计量关系见式(1)<sup>[10]</sup>:



相比传统硝化-反硝化工艺, Anammox 技术展现出显著的能效优势: 无外源碳需求、降低 50% 曝气、削减 90% 污泥产量, 理论上可节约 90% 运行成本<sup>[11-12]</sup>。该技术的工程化应用为污水厂低碳转型提供了新路径。近年来, 硝化-厌氧氨氧化耦合工艺(PN/A)因其独特的氮转化机制备受关注<sup>[8]</sup>。该工艺反应过程包含 2 个阶段: 氨氧化菌(AOB)首先将  $55\% \pm 3\%$  的  $\text{NH}_4^+$  氧化为  $\text{NO}_2^-$ , 随后 AnAOB 将剩余  $\text{NH}_4^+$  与  $\text{NO}_2^-$  转化为  $\text{N}_2$ 。相较于

传统工艺要求  $\text{NH}_4^+$  完全氧化为  $\text{NO}_3^-$ , PN/A 工艺仅需实现亚硝化积累。这一特性使其在生物膜系统支撑的侧流污水处理中表现出良好稳定性<sup>[13-14]</sup>。

针对 AnMBR 出水低碳氮比( $\text{C/N}<2$ )特性导致的传统脱氮受限问题, AnMBR-PN/A 耦合工艺展现出独特的优势<sup>[5]</sup>。PN/A 工艺在低 C/N 条件下无需补充外源碳, 且曝气能耗降低 60% 以上, 实现了脱氮效能与能源消耗的协同优化<sup>[6, 15]</sup>。然而, 该工艺在主流市政污水应用中面临多重挑战:(1)进水总氮浓度偏低( $\text{TN}=15\sim30 \text{ mg/L}$ ), 导致游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)浓度不足, 削弱对硝化菌(NOB)的抑制效能, 引发  $\text{NO}_3^-$  过量积累( $>5 \text{ mg/L}$ )及  $\text{NO}_2^-$  供给失衡;(2)工艺协同作用机制不明, 特别是电子受体动态平衡与微生物种间竞争关系尚未明晰, 制约了系统的长期稳定运行<sup>[5, 16]</sup>。

本研究基于 AQUASIM 2.0 平台构建 eAnMBR-PN/A 耦合工艺模型, 系统评估不同氧气表面负荷( $0.1\sim0.8 \text{ kg O}_2/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ )与碳氮比( $\text{C/N}=0.5\sim3.0$ )条件下污染物的去除动力学特征。通过定量解析 PN/A 工艺的脱氮贡献率( $\eta=\Delta(c(\text{NH}_4^+)+c(\text{NO}_2^-))/\Delta c(\text{TN})\times100\%$ ), 揭示关键参数对工艺性能的影响规律, 为市政污水高效脱氮系统的优化设计提供理论依据。

## 1 实验部分

### 1.1 AQUASIM 水处理模型软件

AQUASIM 2.0 软件是由瑞士联邦环境科学与技术研究所(EAWAG)开发的模拟仿真软件, 旨在为水生生态系统的建模与分析提供一个实验室及自然环境下的平台<sup>[17-18]</sup>。该软件由 4 个可选择与填充的编辑单元组成, 分别为变量编辑单元(Edit Variables)、过程编辑单元(Edit Processes)、区间编辑(Edit Compartments)和连接编辑(Edit Links)单元, 满足生物脱氮过程模型实验的需求。

### 1.2 构建模型矩阵

#### 1.2.1 确定反应组分

在 AQUASIM 2.0 软件中搭建运行 PN/A 过程的模型, 该模型共包含 12 个组分, 涉及 6 种固体组分之间的关系, 即 AOB( $X_{\text{AOB}}$ )、NOB( $X_{\text{NOB}}$ )、AnAOB( $X_{\text{An}}$ )、异养菌(Heterotrophic Bacteria, HB)( $X_{\text{HB}}$ )、慢速可生物降解底物( $X_s$ )和惰性不可生物降解有机物质( $X_i$ ), 以及固体组分驱动的 6 种可溶性物质的转化, 即氨氮( $S_{\text{NH}_4}$ )、亚硝酸盐( $S_{\text{NO}_2}$ )、

硝酸盐( $S_{\text{NO}_3}$ )、氮气( $S_{\text{N}_2}$ )、氧气( $S_{\text{O}_2}$ )和易生物降解的有机物( $S_s$ )(表 1)。

表 1 反应组分

Table 1 Reaction components

类别	组分	单位	含义
固体组分	$X_{\text{AOB}}$	g COD/m <sup>3</sup>	氨氧化菌
	$X_{\text{NOB}}$	g COD/m <sup>3</sup>	硝化菌
	$X_{\text{An}}$	g COD/m <sup>3</sup>	厌氧氨氧化菌
	$X_{\text{HB}}$	g COD/m <sup>3</sup>	异养菌
	$X_s$	g COD/m <sup>3</sup>	慢速可生物降解底物
	$X_i$	g COD/m <sup>3</sup>	惰性不可生物降解有机物质
可溶性组分	$S_{\text{NH}_4}$	g N/m <sup>3</sup>	氨氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )
	$S_{\text{NO}_2}$	g N/m <sup>3</sup>	亚硝酸盐氮( $\text{NO}_2^--\text{N}$ )
	$S_{\text{NO}_3}$	g N/m <sup>3</sup>	硝酸盐氮( $\text{NO}_3^--\text{N}$ )
	$S_{\text{N}_2}$	g N/m <sup>3</sup>	氮气( $\text{N}_2-\text{N}$ )
	$S_{\text{O}_2}$	g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	氧气
	$S_s$	g COD/m <sup>3</sup>	易生物降解的有机物

#### 1.2.2 确定反应参数

本模型共涉及 4 类参数: AOB、NOB、AnAOB 和 HB 的反应动力学参数以及各个反应过程的化学计量参数, 详见表 2。

生物膜初始固体 COD 包含 80% 活性生物量和 20% 非生物量。活性生物量平均分配给 AOB、AnAOB、NOB、HB; 非生物量则平均分配给  $X_i$  和  $X_s$ 。

#### 1.2.3 确定反应过程

本模型涉及的全部反应过程见表 3。所有动力学方程均由 Monod 方程表示。在 VAN HULLE 等<sup>[19]</sup>提出的模型中只考虑了氧气对 AnAOB 的抑制, 本研究中纳入了  $S_{\text{NO}_2}$  对 AnAOB 的抑制, 并用开关函数  $K_{\text{I}, \text{NO}_2, \text{An}}/(S_{\text{NO}_2} + K_{\text{I}, \text{NO}_2, \text{An}})$  进行表示。

#### 1.2.4 构建反应矩阵

将上述反应组分、反应过程和各计量参数列出反应矩阵, 见表 4。

### 1.3 模型构建及优化

#### 1.3.1 反应器模型的构建

本研究模拟的膜曝气生物膜反应器(MABR)工作体积为 10.0 L, 其中 9.6 L 为生物膜反应器体积, 0.4 L 为膜腔(用于供给气体的区域)体积。这种设计的优点在于通过膜进行高效的氧气转移, 并且由于氧气和溶解性底物供给的分离, 可能在

**表 2 生物过程模型的化学计量和动力学参数**  
**Table 2 Stoichiometric and kinetic parameters of bioprocess models**

参数	定义	数值	参考文献
化学计量参数			
$Y_{AOB}$	AOB的产量系数	0.150 g COD/g COD	[1]
$Y_{NOB}$	NOB的产量系数	0.041g COD/g COD	[1]
$Y_{An}$	AnAOB的产量系数	0.159 g COD/g N	[9]
$Y_{HB}$	HB的产量系数	0.670 g COD/g COD	[8]
$i_{NBM}$	生物质的氮含量	0.086 g N/g COD	[8]
$i_{NX_i}$	$X_i$ 的氮含量	0.060 g N/g COD	[8]
$f_i$	$X_i$ 在生物质衰变中的分数	0.080 g COD/g COD	[8]
AOB			
$\mu_{AOB}$	AOB的最大生长速率	2.05 d <sup>-1</sup>	[1]
$b_{AOB}$	AOB的衰亡速率	0.13 d <sup>-1</sup>	[1]
$K_{NH_4}^{AOB}$	$S_{NH_4}$ 对AOB的亲和常数	2.4 g N/m <sup>3</sup>	[1]
$K_{O_2}^{AOB}$	$S_{O_2}$ 对AOB的亲和常数	0.6 g COD/m <sup>3</sup>	[1]
NOB			
$\mu_{NOB}$	NOB的最大生长速率	1.45 d <sup>-1</sup>	[1]
$b_{NOB}$	NOB的衰亡速率	0.06 d <sup>-1</sup>	[1]
$K_{NO_2}^{NOB}$	$S_{NO_2}$ 对NOB的亲和常数	5.5 g N/m <sup>3</sup>	[1]
$K_{O_2}^{NOB}$	$S_{NO_2}$ 对NOB的抑制常数	2.2 g COD/m <sup>3</sup>	[1, 7]
AnAOB			
$\mu_{An}$	AnAOB的最大生长速率	0.072 d <sup>-1</sup>	[7]
$b_{An}$	AnAOB的衰亡速率	0.003 d <sup>-1</sup>	[11]
$K_{NO_2}^{An}$	$S_{NO_2}$ 对AnAOB的亲和常数	0.05 g N/m <sup>3</sup>	[11]
$K_{LNO_2}^{An}$	$S_{NO_2}$ 对AnAOB的抑制常数	400 g N/m <sup>3</sup>	[12]
$K_{NH_4}^{An}$	$S_{NH_4}$ 对AnAOB的亲和常数	0.07 g N/m <sup>3</sup>	[9]
$K_{O_2}^{An}$	$S_{O_2}$ 对AnAOB的亲和常数	0.01 g COD/m <sup>3</sup>	[17]
HB			
$\mu_{HB}$	HB的最大生长速率(缺氧)	4.8 d <sup>-1</sup>	[8]
$b_{HB}$	HB的衰亡速率	0.62 d <sup>-1</sup>	[8]
$K_{NO_3}^{HB}$	$S_{NO_3}$ 对HB的亲和常数	0.5 g N/m <sup>3</sup>	[8]
$K_{NO_2}^{HB}$	$S_{NO_2}$ 对HB的亲和常数	0.5 g N/m <sup>3</sup>	[8]
$K_S^{HB}$	$S_S$ 对HB的亲和常数	20 g COD/m <sup>3</sup>	[8]
$k_H$	水解速率	3 d <sup>-1</sup>	[8]
$K_X$	$X_S$ 的亲和常数	0.03 g COD/g COD	[8]

**表 3 生物过程模型的过程动力学速率表达式**  
**Table 3 Kinetic rate expressions of bioprocess models**

过程	动力学速率表达式
AOB	
AOB的增长	$\mu_{AOB} \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}^{AOB}} \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2}^{AOB}} X_{AOB}$
AOB的衰亡	$b_{AOB} X_{AOB}$
NOB	
NOB的增长	$\mu_{NOB} \frac{S_{NO_2}}{S_{NO_2} + K_{NO_2}^{NOB}} \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2}^{NOB}} X_{NOB}$
NOB的衰亡	$b_{NOB} X_{NOB}$
AnAOB	
AnAOB的 增长	$\mu_{An} \frac{S_{NO_2}}{S_{NO_2} + K_{NO_2}^{An}} \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}^{An}} \frac{K_{LNO_2}^{An}}{S_{NO_2} + K_{LNO_2}^{An}} \frac{K_{O_2}^{An}}{S_{O_2} + K_{O_2}^{An}} X_{An}$
AnAOB的 衰亡	$b_{An} X_{An}$
HB	
HB在含硝酸 盐体系中 生长	$\mu_{HB} \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + K_{NO_3}^{HB}} \frac{S_S}{S_S + K_S^{HB}} X_{HB}$
HB在含亚硝 酸盐体系中 生长	$\mu_{HB} \frac{S_{NO_2}}{S_{NO_2} + K_{NO_2}^{HB}} \frac{S_S}{S_S + K_S^{HB}} X_{HB}$
HB的衰亡	$b_{HB} X_{HB}$
水解	$k_H \frac{X_s}{X_s + X_{HB} K_X} X_{HB}$

该模型中提供更易于控制底物供给的策略。在该模型中, 通过扩散连接技术连接生物膜反应器与膜腔, 模拟膜曝气。通入膜腔气体的初始氧气浓度由施加的空气压力决定。根据 TERADA 等<sup>[20]</sup>的研究, 氧气从膜腔至生物膜反应器的传输过程, 采用氧气表面负荷( $L_{O_2}$ )建模, 其具体模型公式为式(2):

$$L_{O_2} = k_{O_2} \times \left( \frac{S_{O_2,g}}{H_{O_2}} - S_{O_2} \right) \quad (2)$$

式中:  $S_{O_2,g}$  和  $S_{O_2}$  分别为膜腔和生物膜反应器中  $O_2$  的浓度, g  $O_2/m^3$ ;  $k_{O_2}$  为  $O_2$  的总传质系数, m/d;  $H_{O_2}$  为  $O_2$  的亨利系数,  $1.28 \times 10^{-8}$  mol/Pa。

### 1.3.2 参数设定

模型内置 7 种不同类型的参数, 针对参数的数值、单位以及误差逐一设定。以  $S-NH_4-in$  为例, 将浓度设置为 50 g N/m<sup>3</sup>, 标准差为 1, 最大值为 1 000。

表4 生物反应模型的计量矩阵  
Table 4 Stoichiometric matrix of bioreaction models

序号	$S_{\text{NH}_4}$ N	$S_{\text{NO}_2}$ N	$S_{\text{NO}_3}$ N	$S_{\text{N}_2}$ N	$S_{\text{O}_2}$ COD	$S_s$ COD	$X_{\text{AOB}}$ COD	$X_{\text{NOB}}$ COD	$X_{\text{An}}$ COD	$X_{\text{HB}}$ COD	$X_i$ COD	$X_s$ COD
①	$-i_{\text{NBM}} - \frac{1}{Y_{\text{AOB}}}$	$\frac{1}{Y_{\text{AOB}}}$	—	—	$-\frac{3.43 - Y_{\text{AOB}}}{Y_{\text{AOB}}}$	—	1	—	—	—	—	—
②	$i_{\text{NBM}} - i_{\text{NXI}} \times f_i$	—	—	—	—	—	-1	—	—	—	$f_i$	$1 - f_i$
③	$-i_{\text{NBM}}$	$-\frac{1}{Y_{\text{NOB}}}$	$\frac{1}{Y_{\text{NOB}}}$	—	$-\frac{1.14 - Y_{\text{NOB}}}{Y_{\text{NOB}}}$	—	—	1	—	—	—	—
④	$i_{\text{NBM}} - i_{\text{NXI}} \times f_i$	—	—	—	—	—	—	-1	—	—	$f_i$	$1 - f_i$
⑤	$-i_{\text{NBM}} - \frac{1}{Y_{\text{An}}}$	$-\frac{1}{Y_{\text{An}}} - \frac{1}{1.14}$	$\frac{1}{1.14}$	$\frac{2}{Y_{\text{An}}}$	—	—	—	—	1	—	—	—
⑥	$i_{\text{NBM}} - i_{\text{NXI}} \times f_i$	—	—	—	—	—	—	—	-1	—	$f_i$	$1 - f_i$
⑦	$-i_{\text{NBM}}$	—	$\frac{1 - Y_{\text{HB}}}{2.86 Y_{\text{HB}}}$	$\frac{1 - Y_{\text{HB}}}{2.86 Y_{\text{HB}}}$	—	$-\frac{1}{Y_{\text{HB}}}$	—	—	—	1	—	—
⑧	$-i_{\text{NBM}}$	$-\frac{1 - Y_{\text{HB}}}{1.71 Y_{\text{HB}}}$	—	$\frac{1 - Y_{\text{HB}}}{1.71 Y_{\text{HB}}}$	—	$-\frac{1}{Y_{\text{HB}}}$	—	—	—	1	—	—
⑨	$i_{\text{NBM}} - i_{\text{NXI}} \times f_i$	—	—	—	—	—	—	—	—	-1	$f_i$	$1 - f_i$
⑩	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	-1

本模型涉及的参数主要包括动力学参数、扩散系数、化学计量数及其他系统参数。化学计量参数及其他系统参数于表1~4列举。

基于本研究前期 eAnMBR 实验, 进水参数设定为出水数据, 模拟方案如下:

(1)  $L_{\text{O}_2}$ 对总氮和 COD 去除的影响。固定进水 COD/ $\text{NH}_4^+$ -N 浓度比为 1, 即  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度为 40 g/N/m<sup>3</sup>, COD 浓度为 40 g COD/m<sup>3</sup>。

(2) 进水 COD 浓度和  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度对总氮和 COD 去除的影响。 $L_{\text{O}_2}$ 参数设定为上述优化结果。具体的实验设置场景及基质条件见表5, 系统中物质扩散系数参数设置见表6。

表5 反应初始值

Table 5 Initial conditions of reactions

场景	基质条件
场景1: 氧气表面负荷的影响	$L_{\text{O}_2} = 0.10 \sim 0.24 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 进水 COD 浓度 40 g COD/m <sup>3</sup> 进水 $\text{NH}_4^+$ -N 浓度 40 g N/m <sup>3</sup>
场景2: 进水 COD/ $\text{NH}_4^+$ -N 的影响	进水 COD 浓度 30~50 g COD/m <sup>3</sup> 进水 $\text{NH}_4^+$ -N 浓度 30~50 g N/m <sup>3</sup> 根据场景1的结果设置 $L_{\text{O}_2}$

## 2 结果与讨论

### 2.1 氧气表面负荷对 PN/A 工艺性能的影响

本模型在 COD/ $\text{NH}_4^+$ -N 为 1 的稳定工况下进行氧气表面负荷梯度模拟(图1(a))。当氧气表面

表6 扩散系数设定<sup>[21]</sup>

Table 6 Diffusion coefficient settings<sup>[21]</sup>

参数	定义	数值	单位
$D_{\text{N}_2}$	$\text{N}_2$ 在水中的扩散系数	0.000 220	$\text{m}^2/\text{d}$
$D_{\text{NH}_4}$	$\text{NH}_4^+$ 在水中的扩散系数	0.000 150	$\text{m}^2/\text{d}$
$D_{\text{NO}_3}$	$\text{NO}_3^-$ 在水中的扩散系数	0.000 140	$\text{m}^2/\text{d}$
$D_{\text{NO}_2}$	$\text{NO}_2$ 在水中的扩散系数	0.000 140	$\text{m}^2/\text{d}$
$D_{\text{O}_2}$	$\text{O}_2$ 在水中的扩散系数	0.000 220	$\text{m}^2/\text{d}$
$D_s$	COD在水中的扩散系数	0.000 209	$\text{m}^2/\text{d}$

负荷为 0.10~0.14 g/(m<sup>3</sup>·d)时, 生物膜中 AnAOB、AOB 与 HB 形成稳定共生体系, 此时 TN 去除效率显著高于氧气表面负荷 ≥ 0.16 g/(m<sup>3</sup>·d) 的工况。在氧气表面负荷为 0.12 g/(m<sup>3</sup>·d) 时, TN 去除效率达到峰值 64.45%, 同时生物膜中 AnAOB 的相对丰度也达到最大值。随着氧气表面负荷增加至 0.16 g/(m<sup>3</sup>·d) 以上, NOB 丰度开始上升, 而 AnAOB 丰度逐渐降低直至为 0, AOB 丰度呈先增加后减少趋势, 这主要归因于高溶解氧对 AnAOB 活性的抑制。

COD 去除效率对氧气表面负荷变化的敏感性较低(图1(b))。氧气表面负荷增加使 COD 去除率从 85.2% 微升至 89.1%, 这可能源于 HB 反硝化活性的提升。实验结果表明, 氧气表面负荷的优化控制需兼顾 2 个边界条件: 下限需维持 AOB 的亚硝化功能, 上限需抑制 NOB 的竞争性

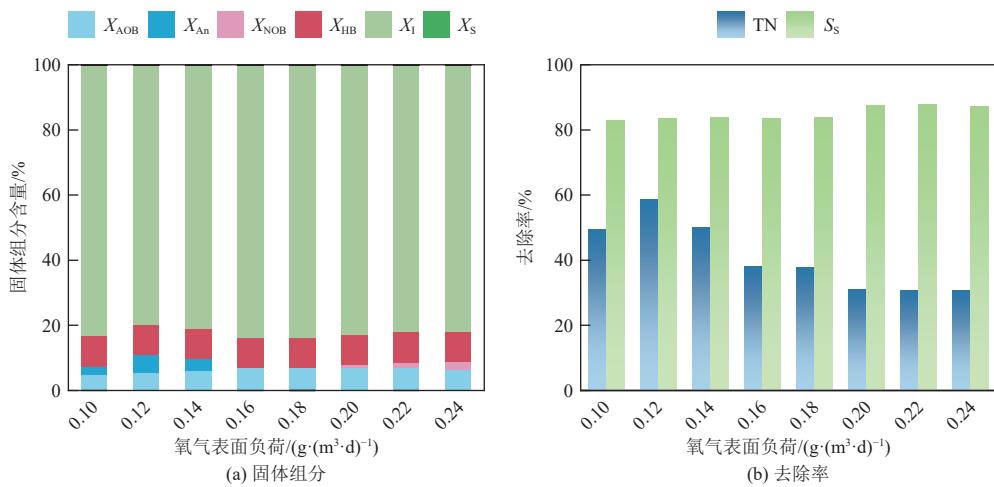


图 1 氧气表面负荷对 PN/A 脱氮除 COD 性能的影响

Fig. 1 Effects of surface oxygen loading rate on nitrogen and COD removal performance in the PN/A process

生长。氧气表面负荷最佳运行区间为 0.12~0.14 g/(m<sup>3</sup>·d), 在此范围内可实现 AnAOB 活性维持与 TN 去除效率的协同优化。

图 2 展示了不同氧气表面负荷条件下生物膜中微生物的独特分布特征。在生物膜中, AOB 主要聚集于氧气供应充沛的内层区域, 其含量随生

物膜向外生长而逐渐降低。AnAOB 和 HB 在生物膜内的含量相对稳定, 且在外层含量略微升高(图 2(a)), 即溶解性底物(如 COD 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)丰富的区域。当氧气表面负荷提升至 0.20 g/(m<sup>3</sup>·d) 时, NOB 开始在生物膜内层出现, 而 AOB 在靠近氧气供给源的位置时, 含量显著减少, 表明高氧气表

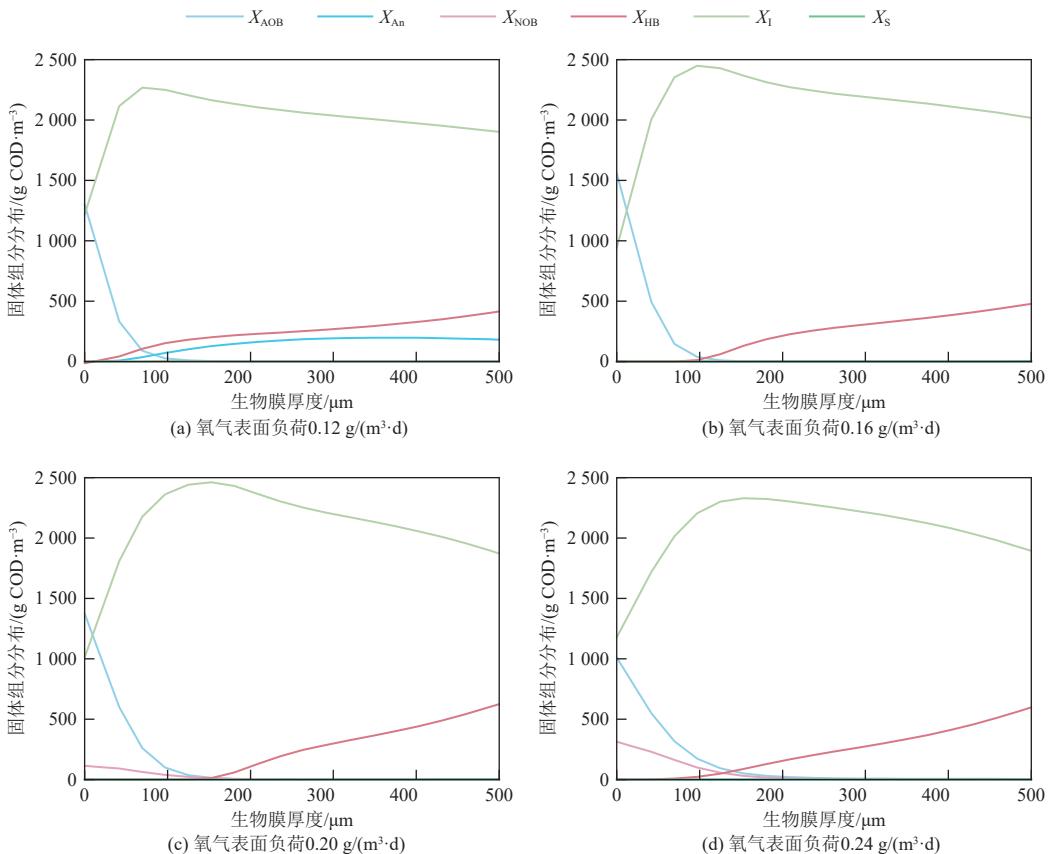


图 2 不同氧气表面负荷下生物膜中的微生物分布情况

Fig. 2 Microbial distributions in biofilm under different surface oxygen loading rates

面负荷加剧了 NOB 与 AOB 对氧气及生长空间的竞争(图 2(c)), 该现象与已有研究结果相一致<sup>[22]</sup>。随着供氧量的进一步增加, HB 在生物膜中的含量逐渐下降(图 2(d)), 这一变化为前文提及的硝酸盐积累现象提供了有力支撑。

## 2.2 进水底物条件对 PN/A 工艺性能的影响

将氧气表面负荷设置为  $0.12 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , 分析进水 COD/ $\text{NH}_4^+$ -N 比对 TN 去除率的影响。图 3(a)表明, 当  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度低于  $35 \text{ g N/m}^3$  时, PN/A 系统的 TN 去除效率随进水 COD 浓度的升高而提升; 反之,  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度高于  $35 \text{ g N/m}^3$  时, TN 去除效率则会随着进水 COD 浓度的增加而显著下降。图 4 为在进水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度分别为  $30 \text{ g N/m}^3$  和  $50 \text{ g N/m}^3$  的条件下, 进水 COD 浓度变化对生物膜微生物群落组成的影响。从图 4 可以看出, 在  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度低

于  $35 \text{ g N/m}^3$ (如  $30 \text{ g N/m}^3$ ) 时, COD 浓度上升导致 AnAOB 含量快速降低, 而 HB 含量大幅增加。这是因为充足的碳源使 HB 在与 AnAOB 竞争  $\text{NO}_2^-$  时更具优势, 进而提高了 TN 去除效率。然而, 在  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度高于  $35 \text{ g N/m}^3$ (如  $50 \text{ g N/m}^3$ ) 时, 如图 4 显示, 随着 COD 浓度增加, 生物膜中承担脱氮功能的活性微生物含量急剧下降, 例如 13.3% 的 AnAOB 从生物膜中消失, 这可能是 TN 去除效率降低的关键因素。因此, 当进水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度低于  $35 \text{ g N/m}^3$  时, 适当提高进水 COD 浓度能够增强 TN 去除效果, 但同时也提高对碳源和供氧的需求, 进而增加了运行成本。相反, 当进水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度高于  $35 \text{ g N/m}^3$  时, 维持较低的进水 COD 浓度有利于 AnAOB 参与 TN 的去除, 从而降低碳源和供氧需求, 有助于降低成本<sup>[23]</sup>。

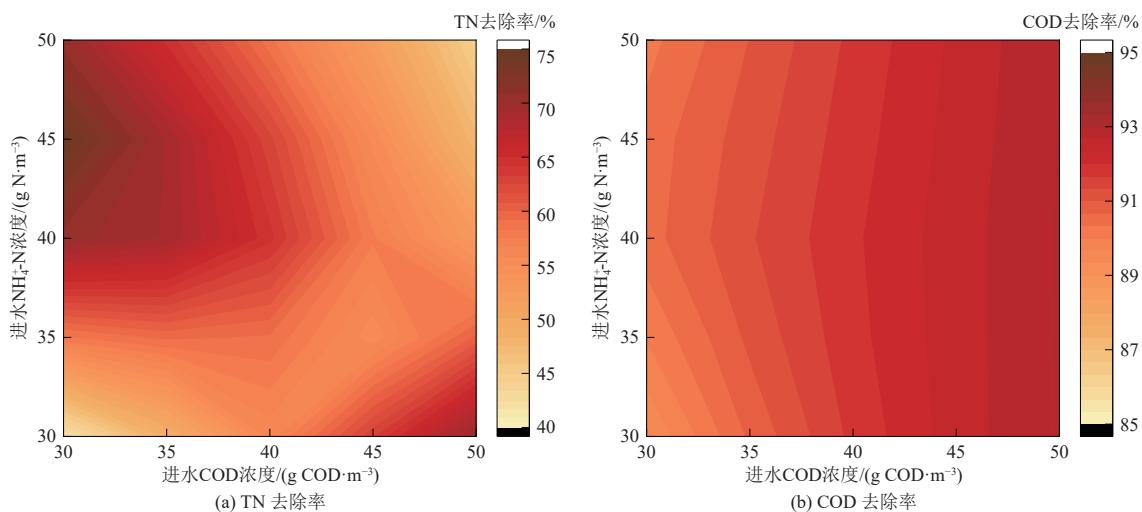


图 3 进水 COD 和  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度对 PN/A 工艺的 TN 和 COD 去除率的影响

Fig. 3 Effects of influent COD and  $\text{NH}_4^+$ -N concentration on TN and COD

removal efficiencies in the PN/A process

如图 3(b)所示, PN/A 系统的 COD 去除效率主要由进水 COD 浓度调控, 受进水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度的影响相对较小。进水 COD 浓度上升, 相应的 COD 去除效率也随之提高, 这与异养菌生物量的增加密切相关。

## 2.3 PN/A 工艺中氮碳的竞争影响

数学模型对于阐释污水生物处理体系中复杂的动态变化以及运行条件对水质指标的影响具有重要意义, 为污水处理工艺的发展提供了不可或缺的理论支持与实践指导<sup>[18]</sup>。本研究通过构建 PN/A 生物过程模型, 探究了一体化 PN/A 在市政污水处理应用中的可行性。模拟结果表明,

eAnMBR 能够成功耦合 PN/A 工艺, 并在市政污水处理中取得良好成效。

$\text{NH}_4^+$ -N 是 AOB 和 AnAOB 的底物, 其供给量对微生物群落结构具有关键影响<sup>[15]</sup>。前期研究指出, 进水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度低于  $54 \text{ g N/m}^3$  时, 难以抑制 NOB 生长<sup>[24]</sup>, 且进水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度越低, 对 NOB 生长的抑制作用越弱<sup>[25]</sup>。在本研究中, 尽管 NOB 的氧气亲和常数显著高于 AOB(表 3), 但在氧气表面负荷增大的情况下, AOB 含量略微降低, 而 NOB 含量显著增加(图 1(a)、图 2(c)(d)), 这可能是因为有限的  $\text{NH}_4^+$ -N 供应使 AOB 在与 NOB 竞争氧气时处于劣势。此外, PN/A 作为完全自养

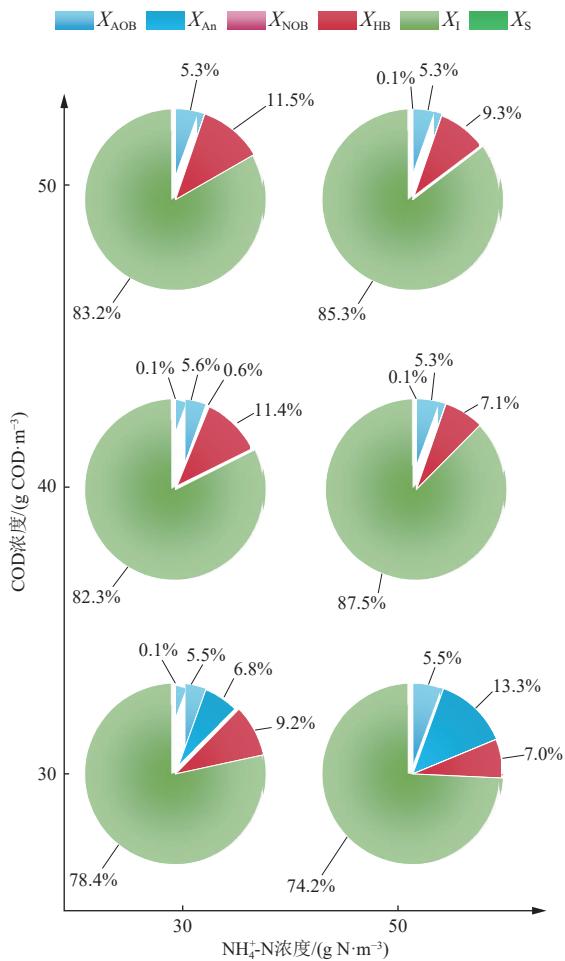


图 4 进水 COD 浓度的变化对应生物膜中微生物的组成情况

Fig. 4 Biomass composition in biofilm corresponding to changes in influent COD concentrations

脱氮工艺,进水中的 COD 同样会影响其脱氮性能。一方面,进水 COD 浓度升高会促进 HB 增殖,使其与 AOB 和 AnAOB 竞争  $\text{NO}_2^-$ ,特别是在进水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度较高( $\geq 35 \text{ g N/m}^3$ )时,HB 的过度增长可能导致 AOB 和 AnAOB 被淘洗出微生物群落,进而损害 PN/A 工艺的脱氮功能<sup>[26]</sup>。因此,保持进水中低 COD 与  $\text{NH}_4^+$ -N 比例对于维护 PN/A 工艺的脱氮性能至关重要。

### 3 结 论

本研究通过构建一维多底物模型,探讨了 PN/A 工艺在市政污水处理中的可行性,得出以下结论。

(1) 在供氧条件下,需平衡氧气表面负荷,既要防止低氧气负荷对 AOB 活性的抑制,又要避免高氧气负荷对 AnAOB 活性的抑制及 NOB 生长

的促进。

(2) 当氧气表面负荷为  $0.12 \text{ g/(m}^3\text{·d)}$  时,若进水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度较低,可通过增加进水 COD 浓度强化 TN 去除,但这可能导致运行成本上升;而当进水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度较高时,通过减少碳源的投加,保持较低的进水 COD 浓度有助于 AnAOB 参与 TN 去除,从而降低运行成本。

eAnMBR 耦合 PN/A 工艺借助反应模型优化,加深了对脱氮过程的理解,并促进了优势菌种的富集。研究提出,在进水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度较高时,控制并维持较低的 C/N 可提升 TN 去除率。这一结论与传统反应器(通常需要高 C/N)有显著区别,为处理低 C/N 污水提供了新型组合的工艺思路,展现了其在污水处理领域的创新应用。

### 参考文献 (References) :

- [1] WANG Yali, WANG Dongbo, YANG Qi, et al. Waste-water opportunities for denitrifying anaerobic methane oxidation[J]. *Trends in Biotechnology*, 2017, 35(9): 799–802.
- [2] WANG Dongsheng, GAN Xinyu, WANG Zhiquan, et al. Research status on remediation of eutrophic water by submerged macrophytes: A review[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2023, 169: 671–684.
- [3] 贺晓蕾, 王敏, 刘伟. 煤矿塌陷湿地水体富营养化评价[J]. 能源环境保护, 2012, 26(2): 45–48.
- [4] HE Xiaolei, WANG Min, LIU Wei. Eutrophication assessment of collapse wetlands about coal[J]. *Energy Environmental Protection*, 2012, 26(2): 45–48.
- [5] 严樟, 旷文杰, 蒋柱武, 等. 双极膜/疏水透气膜-电化学体系高效去除废水中氨氮的研究 [J]. 能源环境保护, 2024, 38(1): 93–100.
- [6] YAN Zhang, KUANG Wenjie, JIANG Zhuwu, et al. Bipolar membrane/hydrophobic gas permeable membrane electrochemical systems for highly efficient removal of ammonium nitrogen in wastewater[J]. *Energy Environmental Protection*, 2024, 38(1): 93–100.
- [7] WU Jiang, KONG Zhe, LUO Zibin, et al. A successful start-up of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) coupled mainstream partial nitritation-anammox (PN/A) system: A pilot-scale study on in situ NOB elimination, AnAOB growth kinetics, and mainstream treatment performance[J]. *Water Research*, 2021, 207: 117783.
- [8] ADAMS M, ISSAKA E, CHEN Chongjun. Anammox-based technologies: A review of recent advances, mechanism, and bottlenecks[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2025, 148: 151–173.
- [9] YAN Ying, LIANG Haoran, WANG Zhaozhi, et al. Attaining superior nitrogen removal from integrated mature landfill leachate and kitchen waste digestion liquid via a two-

- stage partial nitrification/anammox (PN/A) process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024, 480: 148352.
- [8] HAN Xiaoyu, ZHANG Shujun, YANG Shenhua, et al. Full-scale partial nitritation/anammox (PN/A) process for treating sludge dewatering liquor from anaerobic digestion after thermal hydrolysis[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 297: 122380.
- [9] LOTTI T, KLEEREBEZEM R, VAN ERP TAALMAN KIP C, et al. Anammox growth on pretreated municipal wastewater[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(14): 7874–7880.
- [10] 卢帅宇, 由昆, 周伟伟, 等. MBBR 厌氧氨氧化工艺污水脱氮的研究进展 [J]. 能源环境保护, 2022, 36(6): 22–31.  
LU Shuaiyu, YOU Kun, ZHOU Weiwei, et al. Research progress on denitrification of wastewater by MBBR anammox process[J]. *Energy Environmental Protection*, 2022, 36(6): 22–31.
- [11] 陈重军, 王建芳, 张海芹, 等. 厌氧氨氧化污水处理工艺及其实际应用研究进展 [J]. 生态环境学报, 2014, 23(3): 521–527.  
CHEN Chongjun, WANG Jianfang, ZHANG Haiqin, et al. Research progress in anammox wastewater treatment system and its actual application[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(3): 521–527.
- [12] 宋舒兴, 隋倩雯, 高超龙, 等. 膜曝气生物膜反应器耦合厌氧氨氧化工艺处理低 C/N 比生活污水 [J]. 环境科学学报, 2023, 43(4): 208–216.  
SONG Shuxing, SUI Qianwen, GAO Chaolong, et al. Membrane aerated biofilm reactor coupled with anaerobic ammonia oxidation process treating low C/N ratio mainstream sewage[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023, 43(4): 208–216.
- [13] 王淑莹, 孙洪伟, 杨庆, 等. 传统生物脱氮反硝化过程的生化机理及动力学 [J]. 应用与环境生物学报, 2008, 14(5): 732–736.  
WANG Shuying, SUN Hongwei, YANG Qing, et al. Biochemical reaction mechanism and kinetics of denitrification[J]. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 2008, 14(5): 732–736.
- [14] CHO S, FUJII N, LEE T, et al. Development of a simultaneous partial nitrification and anaerobic ammonia oxidation process in a single reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(2): 652–659.
- [15] 张亮, 李朝阳, 彭永臻. 城市污水 PN/A 工艺中 NOB 的控制策略研究进展 [J]. 北京工业大学学报, 2022, 48(4): 421–429.  
ZHANG Liang, LI Zhaoyang, PENG Yongzhen. Recent progress of NOB control strategies in sewage PN/A process[J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2022, 48(4): 421–429.
- [16] WANG Wen, JIANG Tan, WANG Shuo, et al. Low alkalinity, free ammonia, and free nitrous acid cooperatively stabilize partial nitrification under excessive aeration condition[J]. *Chemosphere*, 2024, 352: 141447.
- [17] ZHAO Xiaofei, TANG Yuxin, TIAN Xinwei, et al. Improved mathematical model simulates methane production during anaerobic digestion of food waste under stable and unstable acidification conditions[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2025, 13(2): 115833.
- [18] WANNER O, MORGENTHOTH E. Biofilm modeling with AQUASIM[J]. *Water Science and Technology*, 2004, 49(11–12): 137–144.
- [19] VAN HULLE S W H, VANDEWEYER H J P, MEESCHAERT 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.
- [20] TERADA A, LACKNER S, TSUNEDA S, et al. Redox-stratification controlled biofilm (ReSCoBi) for completely autotrophic nitrogen removal: The effect of co- versus counter-diffusion on reactor performance[J]. *Biotechnol Bioeng*, 2007, 97(1): 40–51.
- [21] WINKLER M H, ETTWIG K F, VANNECKE T P W, et al. Modelling simultaneous anaerobic methane and ammonium removal in a granular sludge reactor[J]. *Water Research*, 2015, 73: 323–331.
- [22] MATSUMOTO S, TERADA A, TSUNEDA S. Modeling of membrane-aerated biofilm: Effects of C/N ratio, biofilm thickness and surface loading of oxygen on feasibility of simultaneous nitrification and denitrification[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2007, 37(1): 98–107.
- [23] HU Qianyi, KANG Da, WANG Ru, et al. Characterization of oligotrophic AnAOB culture: Morphological, physiological, and ecological features[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2018, 102(2): 995–1003.
- [24] WANG Xiaolong, YAN Yuegen, GAO Dawen. The threshold of influent ammonium concentration for nitrate over-accumulation in a one-stage deammonification system with granular sludge without aeration[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 634: 843–852.
- [25] PENG Zhengyang, GAO Dawen, XIANG Tao, et al. Achieving stable and efficient single-stage deammonification using plug flow reactor[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2019, 26(27): 28031–28039.
- [26] ZHANG Sixin, LI Chunrui, LYU Han, et al. Anammox activity improved significantly by the cross-fed NO from ammonia-oxidizing bacteria and denitrifying bacteria to anammox bacteria[J]. *Water Research*, 2024, 249: 120986.