

# 蓝藻发酵碳源强化污水反硝化脱氮研究

柯雯, 徐梦萍, 赵明星\*

(江南大学环境与生态学院, 江苏无锡 214122)

**摘要:** 为解决污水处理厂进水碳氮比(C/N)低导致反硝化碳源不足的问题, 本研究开发了一种利用蓝藻制备高效反硝化碳源的技术路线。通过热碱预处理联用中温厌氧发酵工艺转化蓝藻, 获得挥发性脂肪酸(VFAs)质量浓度为 15 582.00 mg/L 的发酵液, 其中乙酸占比为 72.94%。针对发酵液高氨氮的特性, 采用真空热汽提法进行脱氮, 在 pH=10.5、温度 53 °C、反应时间 40 min 条件下, 氨氮去除率达到 93.77%。对脱氮后发酵液作为反硝化碳源的性能进行评估。实验表明, 在 C/N 为 6、pH=7 最佳条件下, 该碳源的反硝化效率优异, 硝态氮去除率为 99.46%, 且亚硝态氮积累量显著低于乙酸钠体系。反硝化能力( $P_{DN}$ )表明, 脱氮发酵液的  $P_{DN}$  值(0.192 g N/g COD)优于传统碳源(乙酸钠 0.176 g N/g COD 和葡萄糖 0.150 g N/g COD)。反应器连续运行表明, 发酵液碳源在 C/N $\geq$ 5 时, 平均硝态氮去除率稳定在 98.61% 以上, 平均 TN 去除率 $>$ 82%, 能维持稳定高效的反硝化性能。研究表明, 经脱氮处理的蓝藻发酵液是一种高效、稳定的替代碳源, 可为蓝藻资源化处置与污水深度脱氮提供可行的方案。

**关键词:** 污水处理; 蓝藻资源化; 厌氧发酵; 挥发性脂肪酸; 反硝化碳源

中图分类号: X703

文献标识码: A

## Enhancing Sewage Denitrification Using Carbon Source Derived from Cyanobacterial Fermentation

KE Wen, XU Mengping, ZHAO Mingxing\*

(School of Environment & Ecology, Jiangnan University, Wuxi 214122, China)

**Abstract:** Facing the dual challenges of the sustainable disposal of harvested cyanobacteria from eutrophic water bodies and the lack of bioavailable carbon for denitrification in sewage treatment plants with low C/N ratio influent, this study aimed to develop and evaluate an integrated process for converting cyanobacterial into an efficient liquid carbon source. This provided a synergistic solution for both waste valorization and enhanced nitrogen removal. To achieve this, cyanobacteria collected from Taihu Lake in China was first subjected to thermo-alkaline pretreatment to disrupt cell wall. This was followed by mesophilic anaerobic fermentation to produce volatile fatty acids (VFAs) fermentation broth. Due to the high ammonium nitrogen content, the broth was subsequently treated via vacuum thermal stripping, and the effects of pH, temperature, and stripping time on ammonia removal were systematically optimized. Finally, the denitrification performance of the de-ammoniated broth was assessed in batch experiments with activated sludge. The influence of C/N ratio and pH was investigated, and the broth was compared with sodium acetate and glucose under condition of C/N=6 and pH=7. Nitrogen species were monitored, and the denitrification potential ( $P_{DN}$ ) was calculated. The denitrification performance was investigated under different C/N ratios using fermentation broth as carbon source in a continuous flow reactor, and the effects of fermentation broth versus sodium acetate

收稿日期: 2026-01-06

修回日期: 2026-03-02

接受日期: 2026-03-04

DOI: 10.20078/j.eep.20260308

基金项目: 无锡市“太湖之光”科技攻关资助项目(WX0302B010505230011PB); 国家重点研发计划课题资助项目(2019YFC1906304)

第一作者: 柯雯(2002—), 女, 河南信阳人, 硕士研究生, 主要研究方向为固废资源化利用。E-mail: 6231402009@stu.jiangnan.edu.cn

\*通讯作者: 赵明星(1982—), 男, 江苏昆山人, 教授, 主要研究方向为环境生物技术。E-mail: mxzhao@jiangnan.edu.cn

as carbon sources were compared. The broth produced by anaerobic fermentation contained 15 582.00 mg/L of VFAs, with acetate accounting for 72.94%. The optimized vacuum thermal stripping process achieved 93.77%  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  removal at pH 10.5, 53 °C, and 40 min, increasing the C/N ratio from 11.25 to 70.59, thus making the broth a suitable carbon source. Denitrification test revealed that a C/N ratio of 6 and pH of 7 were optimal, achieving 99.46% nitrate removal. Notably, the maximum nitrite accumulation was significantly lower than that observed in the sodium acetate system. The  $P_{\text{DN}}$  value for the cyanobacteria broth (0.192 g N/g COD) exceeded that of sodium acetate (0.176 g N/g COD) and glucose (0.150 g N/g COD). Operation of the continuous-flow reactor indicated that when the carbon source in the fermentation broth had a C/N ratio  $\geq 5$ , the average nitrate removal efficiency remained stable at more than 98.61%, and the average total nitrogen removal efficiency exceeded 82%, showing stable and efficient denitrification performance. In conclusion, this study demonstrated that cyanobacterial biomass can be efficiently converted into a promising external carbon source for sewage denitrification through a sequential process comprising thermo-alkaline pretreatment, anaerobic fermentation, and vacuum thermal stripping. The fermentation broth exhibited better denitrification performance than commercial carbon sources like glucose and showed advantage over sodium acetate in terms of lower nitrite accumulation and higher intrinsic carbon efficiency ( $P_{\text{DN}}$ ). This verifies the technical feasibility and effectiveness of the proposed strategy, offering a sustainable solution for both algal waste mitigation and enhanced nitrogen removal in sewage treatment. Moreover, this circular strategy transforms environmental waste into a valuable resource, potentially reducing the carbon footprint associated with both algal disposal and synthetic carbon production. The complex composition in the broth appeared to promote more stable denitrification kinetics with reduced accumulation of intermediates compared to pure compounds, suggesting operational benefits for improved process stability.

**Keywords:** Sewage treatment; Cyanobacteria resource utilization; Anaerobic fermentation; Volatile fatty acids; Denitrification carbon source

## 0 引 言

随着我国城镇化与工业化进程的加快, 污水处理厂的排放标准日益严格, 尤其加强了对氮、磷等营养物的去除要求<sup>[1]</sup>。在生物脱氮这一核心环节, 处理效能常因进水碳源不足而受限。为保障高效反硝化, 通常需要额外投加甲醇、乙酸钠等外源有机碳源, 这不仅增加了处理成本, 也带来了额外的碳足迹<sup>[2]</sup>。因此, 探寻经济、绿色且高效的替代碳源, 已成为污水处理领域的迫切需求。

富营养化水体中打捞后的蓝藻, 其后续处置已成为一个亟待解决的环境难题<sup>[3]</sup>。传统的填埋、堆肥<sup>[4]</sup>等方式, 不仅存在占用土地、产生渗滤液及温室气体排放等问题, 而且未能实现废弃物的资源化利用<sup>[5]</sup>。研究表明, 蓝藻富含碳水化合物与蛋白质等营养物质<sup>[6]</sup>, 可通过厌氧发酵转化为富含挥发性脂肪酸(VFAs)的产物, 这为其开发为反硝化碳源提供了可行途径<sup>[7-8]</sup>。然而, 使用发酵液

作为碳源仍存在以下局限性: (1) 蓝藻细胞由肽聚糖和纤维素构成的双层细胞壁包覆<sup>[9]</sup>, 其刚性细胞壁阻碍了有机质的溶出, 导致微生物可利用底物不足, 从而制约了蓝藻厌氧发酵产酸效率。(2) 发酵液中氨氮浓度较高, 若不经处理直接投加, 将引入额外的氮负荷, 可能引发二次污染。目前, 蓝藻破壁的预处理方法主要包括热碱预处理<sup>[10]</sup>、超声预处理<sup>[11]</sup>、生物预处理<sup>[12]</sup>等。其中, 热碱预处理操作简单、破壁效率高、有机质释放充分, 展现出广阔的应用前景<sup>[13]</sup>。此外, 为使发酵液成为优质碳源, 还需去除其中的氨氮以提高碳源纯度<sup>[12]</sup>。真空热汽提法将真空处理与吹脱相结合: 在真空条件下, 液体在低于常规沸点的温度下沸腾, 促进游离氨向气相溢出, 真空吸力又强化了氨的气相传质, 该方法在提升传质效率的同时有效节约曝气成本<sup>[14-15]</sup>。

相较于传统碳源, 蓝藻发酵液碳源具有显著的碳减排优势: 石化行业每生产 1 t 乙酸约产生

3.3 t CO<sub>2</sub> 当量, 而采用蓝藻厌氧消化产生的 VFAs 作为污水生物处理的碳源, 这部分碳排放可避免<sup>[16]</sup>。然而, 针对实际环境条件下收集的成分复杂的天然蓝藻, 其发酵制备碳源的工艺参数, 以及该碳源在污水处理生物系统中的脱氮性能, 目前尚缺乏系统的研究<sup>[17]</sup>。

本研究将打捞的蓝藻转化为污水处理厂可用的碳源, 并评估其在生物脱氮中的应用性能。研究首先通过厌氧发酵工艺制备蓝藻发酵液, 然后针对发酵液中的高氨氮情况, 采用真空热汽提法制备可用于反硝化的碳源, 最后在市政污水不同处理条件下, 评价发酵液作为碳源时的反硝化效率, 并与传统商业碳源进行对比, 研究发酵液在实际污水反硝化脱氮处理中应用潜力。

## 1 材料和方法

### 1.1 实验材料

实验所用蓝藻来自江苏省农业科学院太湖水污染治理武进中试基地。蓝藻含固率(TS)为 12.23%, 挥发性固体含量(VS)为 9.96%, VS/TS 为 81.44%。实验水样为无锡市某污水处理厂好氧池出水, 水质情况见表 1。

表 1 实验用好氧池出水水质

Table 1 Sewage quality of the aerobic tank effluent

参数	COD	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	TN
浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	33.00	36.80	0.17	40.00

实验接种厌氧颗粒污泥来自无锡市某厂的厌氧反应器, 产甲烷污泥 TS 为 15.71%, VS 为 10.81%, VS/TS 为 68.81%, 使用前在高压灭菌锅中进行 121 °C、20 min 热处理灭活产甲烷菌。

实验接种反硝化污泥取自无锡市某污水处理厂, 实验前用生理盐水淘洗反硝化污泥, 去除污泥中的杂质。

### 1.2 实验方法

#### 1.2.1 蓝藻厌氧发酵产酸研究

将蓝藻与水按 1 : 3(以 TS 计)混合并搅拌均匀, 然后在 pH=12、温度为 90 °C 条件下处理 2 h。预处理条件基于前期研究及文献报道<sup>[10]</sup>, 有效破坏蓝藻细胞壁, 促进有机物释放, 提高后续发酵产酸效率。在 500 mL 反应瓶中加入预处理后的蓝藻上清液 350 mL, 按 COD(藻液)与 VS(污泥)比为 1.5 : 1 加入接种污泥<sup>[18]</sup>, 充分混匀后, 调节反应体系 pH=10<sup>[19]</sup>, 反应瓶顶空采用高纯氮吹扫 5 min

以保持厌氧环境, 在 37 °C 水浴锅中反应, 采用间歇搅拌, 搅拌速率为 60 r/min, 发酵时间为 15 d。

#### 1.2.2 发酵液脱氮研究

取 200 mL 蓝藻厌氧产酸发酵液于 500 mL 烧瓶中, 加入 NaOH 调节溶液 pH, 采用恒温水浴锅调节反应温度, 打开真空泵, 维持烧瓶内真空度为 0.015 MPa。该真空度值依据 UKWUANI 等<sup>[15]</sup> 相关研究, 可在保证脱氮效率的同时兼顾能耗与可行性。反应一定时间后, 取上清液经 0.45 μm 滤膜过滤, 测定氨氮浓度, 计算氨氮去除率, 确定最佳工艺参数。每组实验均设置 3 个平行样。具体操作方法如下:

(1) 控制水浴锅温度为 53 °C, 加入 NaOH 调节溶液 pH 到 9.5、10.0、10.5、11.0, 混合均匀后反应 30 min, 测定氨氮剩余浓度, 计算氨氮去除率, 确定最佳 pH。

(2) 反应瓶调节到最佳 pH, 设置水浴加热温度分别为 33、38、43、48、53、58、63、68 °C, 反应 30 min, 测定氨氮剩余浓度, 计算氨氮去除率, 确定最佳反应温度。

(3) 反应瓶调节到最佳 pH, 在最佳反应温度下, 共设置 5 组实验组, 设置反应时间为 10、20、30、40、50 min, 测定氨氮剩余浓度, 计算氨氮去除率, 确定最佳反应时间。

#### 1.2.3 发酵液反硝化性能研究

发酵液反硝化性能研究实验在 250 mL 锥形瓶中进行, 将市政污水与活性污泥混合进行反硝化脱氮, 反应体系的混合液悬浮固体浓度(MLSS)为 3 500 mg/L, 将 pH 调到 7, 35 °C 水浴加热, 并机械搅拌使其充分混合。每组实验均设置 3 个平行样。具体操作方法如下:

(1) 以发酵液作为碳源, 向反硝化体系中投加碳源, 使体系 C/N 为 2、4、6、8、10, 研究碳源投加量对反硝化脱氮效果的影响。

(2) 以发酵液作为碳源, 向反硝化体系中投加碳源, 使体系 C/N 为 6, 调节体系 pH 为 6、7、8、9, 研究 pH 对反硝化脱氮效果的影响。

(3) 以乙酸钠、葡萄糖和发酵液作为碳源, 分别向反硝化体系中投加碳源, 使体系 C/N 为 6, 调节体系 pH=7, 研究不同碳源对反硝化脱氮效果的影响。

#### 1.2.4 发酵液在连续反硝化中的效果研究

实验采用连续搅拌罐式反应器(CSTR), 该反应器配备机械搅拌、恒温系统及 pH 控制系统, 有

效体积为 1.2 L。实验用水和反硝化接种污泥同 1.1 节。保持反应体系污泥浓度为 3 500 mg/L, pH 为 7, 温度为 35 ℃, 水力停留时间为 8 h。采用机械搅拌装置进行搅拌混匀。反应器运行分为 4 个阶段: 第 I 阶段(1~10 d)按 C/N 为 6 投加发酵液, 分析反硝化效果; 第 II 阶段(11~20 d), 按 C/N 为 5 投加发酵液, 分析反硝化效果; 第 III 阶段(21~35 d)按 C/N 为 4 投加发酵液, 分析反硝化效果; 第 IV 阶段(36~45 d), 按 C/N 为 4 投加乙酸钠, 相同条件下对比发酵液与乙酸钠作为碳源时的反硝化效果。

### 1.3 检测分析方法

TS、VS 与 MLSS 采用重量法测定<sup>[20]</sup>; pH 采用 pH 计测定; TN 采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定<sup>[20]</sup>; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度采用紫外分光光度法测定<sup>[20]</sup>; COD 采用重铬酸钾法测定<sup>[20]</sup>; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度采用纳式试剂分光光度法测定<sup>[20]</sup>; NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 浓度采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定<sup>[20]</sup>。

VFAs 采用气相色谱仪(日本岛津 GC-2010PLUS)测定, 火焰电离检测器并配置 eg-20-m 毛细管色谱柱, 分离柱恒温 70.0 ℃, 进样口与检测器工作温度 250.0 ℃, 载气采用高纯氮气。气体组分的测定采用色谱仪(日本岛津, GC-2014), 热导检测器和 TDX-1 填充柱, 色谱柱 180.0 ℃、进样器 100.0 ℃、检测器 180.0 ℃, 实验过程中以氮气作为载气<sup>[19]</sup>。

根据 KIM<sup>[21]</sup> 研究, 反硝化能力  $P_{DN}$  表达式如下:

$$P_{DN} = \frac{N_{x,in} - N_{x,e}}{C_{in} - C_e} \quad (1)$$

式中:  $P_{DN}$  为反硝化能力, g N/g COD;  $C_{in}$  为反应初始 COD 浓度, mg/L;  $C_e$  为反应结束 COD 浓度, mg/L;  $N_{x,in}$  为反应初始硝态氮浓度, mg/L;  $N_{x,e}$  为反应结束硝态氮浓度, mg/L。

## 2 结果与讨论

### 2.1 蓝藻厌氧发酵产酸研究

蓝藻厌氧产酸发酵液的基本性质见表 2。发酵液中, VFAs 浓度为 15 582.00 mg/L, 其中乙酸、丙酸、丁酸及异丁酸含量分别为 11 366.00、1 557.00、1 713.00 和 946.00 mg/L, 乙酸占比达到 72.94%。在生物反硝化体系中, VFAs 中的乙酸被认为是最佳碳源<sup>[22-23]</sup>。

由表 2 可知, 蓝藻厌氧发酵产酸后, 发酵液中

表 2 发酵液性质

Table 2 Composition of the cyanobacterial fermentation broth

参数	COD	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	TP	VFAs
浓度/ (mg·L <sup>-1</sup> )	22 745.00	1 729.17	2 021.10	56.16	65.77	15 582.00

不仅有 VFAs, 同时还有一定的氮。氨氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)浓度为 1 729.17 mg/L, COD/TN 比为 11.25。如果将其直接作为污水生物脱氮除磷的碳源, 会增加系统的氮负荷, 对原有生态系统产生冲击。因此, 去除发酵液中的氨氮, 对于提高发酵液作为碳源的性能, 提高经济价值十分重要<sup>[24]</sup>。

### 2.2 不同反应条件对发酵液脱氨氮影响研究

#### 2.2.1 pH 对氨氮去除影响

图 1 为 pH 对真空热汽提法去除发酵液中氨氮的影响。由图可知, 随着 pH 的提高, 氨氮去除率先上升后稳定。pH 为 9.5 时, 氨氮去除率较低, 为 39.85%, 溶液中剩余氨氮浓度为 1 040.10 mg/L。当 pH 较低时, 氨氮主要以 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>形式存在, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>在溶液中溶解度较高且稳定, 难以被蒸汽吹出, 因此氨氮去除率较低<sup>[25]</sup>。pH 从 9.5 提高到 10.5 时, 氨氮去除率明显上升, 从 39.85% 提高到 86.38%。这是因为随着碱的加入, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>与 OH<sup>-</sup>结合生成 NH<sub>3</sub>·H<sub>2</sub>O, 游离氨在总氨中占比升高, 有利于去除, 氨氮去除率提高。pH 从 10.5 提高到 11.0 时, 氨氮去除率增加缓慢, 从 86.38% 提高到 91.74%。这可能是溶液中的游离氨达到饱和, 继续提高 pH 对氨脱除的促进效应减弱。从实际工程应用角度考虑, 过高的 pH 不仅增加碱投加成本, 也可能加剧设备腐蚀并影响后续处理。因此, 在兼顾去除效率与经济可行性的基础上, 真空热汽提法

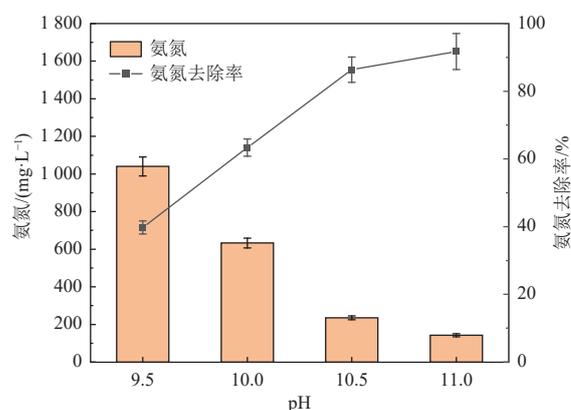


图 1 pH 对氨氮去除的影响

Fig. 1 Effect of pH on ammonia nitrogen removal

去除发酵液中氨氮的最佳 pH 为 10.5。

### 2.2.2 反应温度对氨氮去除影响

反应温度对于真空热汽提法的氨氮去除率及反应效率有重要影响。一方面,随着温度的升高,氨主要存在形式会向游离氨变化,游离氨在总氨中的占比随着温度的升高而上升,且温度越高,液相传质速率越快,脱氮效率越高;另一方面,游离氨的饱和浓度随着温度的升高而降低,过高的温度不仅会造成系统压力波动和加重真空泵负荷,增加能耗,而且可能使盐析出堵塞管道,降低设备使用寿命。因此,需设定最佳温度,既能保障对发酵液较高的氨氮去除率,又能平衡整个反应的能耗和设备运行的稳定性<sup>[15]</sup>。

图 2 为不同反应温度对真空热汽提法去除发酵液中氨氮的影响。由图可知,温度从 33 °C 升高到 43 °C 过程中氨氮去除率变化不大,从 7.97% 升高到 14.13%,表明在此过程中,该温度范围对于氨氮去除的影响较小,这可能是在该条件下溶液中游离氨的浓度较低;当温度从 43 °C 升高到 53 °C 时,氨氮去除率提高到 86.38%,游离氨在总氨的占比提高,且脱氮效率大幅提高;温度从 53 °C 升高到 68 °C 时,氨氮去除率变化不大,这是因为在此过程中游离氨达到饱和,随着温度的升高,游离氨的饱和浓度降低。综合考虑氨氮去除率和能耗情况,真空热汽提法去除发酵液中氨氮的最佳反应温度为 53 °C。

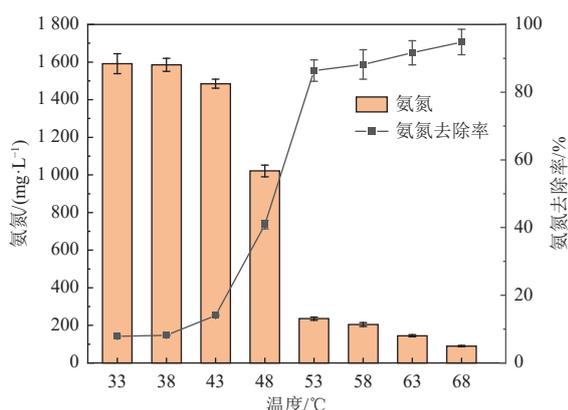


图 2 温度对氨氮去除的影响

Fig. 2 Effect of temperature on ammonia nitrogen removal

### 2.2.3 反应时间对氨氮去除影响

反应时间对于真空热汽提法脱氮的去除率及反应周期有重要影响。反应时间较短时,会导致反应不完全,氨氮去除率较低;反应时间过长则会

增加处理周期,提高反应能耗。图 3 为反应时间对真空热汽提法去除蓝藻产酸发酵液中氨氮的影响。由图可知,反应时间从 10 min 到 30 min 时,氨氮去除率提高明显,从 46.48% 上升到 86.95%,而反应时间从 40 min 到 50 min 时,氨氮去除率从 93.77% 提升到 99.57%。综合经济性和氨氮去除效果,真空热汽提法去除发酵液中氨氮的最佳反应时间为 40 min。

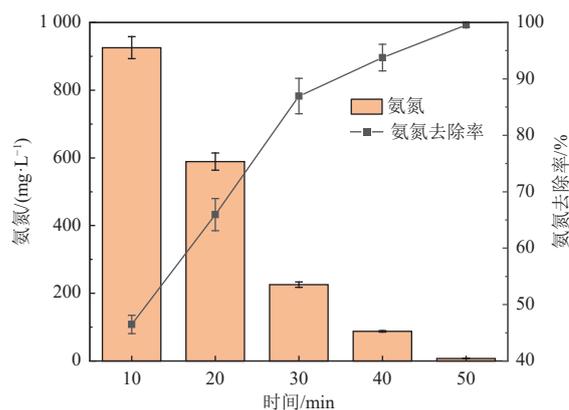


图 3 反应时间对氨氮去除的影响

Fig. 3 Effect of reaction time on ammonia nitrogen removal

### 2.2.4 脱氨氮处理对发酵液的影响

表 3 为反应前后发酵液性质。发酵液经真空热汽提处理后,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度降低,出水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TN 浓度分别为 107.77 mg/L 和 289.26 mg/L,去除率达到 93.77% 和 85.69%。COD 和 VFAs 在发酵液脱氨氮过程中存在部分损耗,COD 浓度由初始的 22 745.00 mg/L 降低到 20 420.00 mg/L,去除率为 10.22%; VFAs 浓度由 15 582.00 mg/L 下降到 14 414.00 mg/L,去除率为 7.50%。然而这部分的损失不会影响 COD 和 VFAs 作为反硝化脱氮的碳源。发酵液初始的 C/N 比约为 11.25,经真空热汽提处理后,由于氨氮含量减少,C/N 比从 11.25 提高到 70.59,提升了其作为反硝化脱氮碳源的有效性。

表 3 反应前后发酵液性质

Table 3 Composition of the fermentation broth before and after reaction

参数	COD	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	TN	VFAs
处理前/(mg·L <sup>-1</sup> )	22 745.00	1 729.17	2 021.10	15 582.00
处理后/(mg·L <sup>-1</sup> )	20 420.00	107.77	289.26	14 414.00
去除率/%	10.22	93.77	85.69	7.50

## 2.3 发酵液反硝化脱氮条件优化

### 2.3.1 C/N 对反硝化的影响

研究表明反硝化过程的能力和效率很大程度上取决于碳源的生物降解性能和 C/N 比值<sup>[24]</sup>。图 4 为发酵液作为反硝化碳源时,不同 C/N 比条件下  $\text{NO}_3^-$ -N 和 TN 浓度变化情况。由图 4 可知,当 C/N 为 2、4 时,  $\text{NO}_3^-$ -N 和 TN 去除率随反应时间的延长而增加,经过 7 h 的反应,  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度从 36.80 mg/L 下降到 13.21、8.78 mg/L, TN 浓度从 40.00 mg/L 下降到 15.03、11.59 mg/L。此时,废水

中碳源不足,发生了不完全的反硝化过程,出水中仍有大量残留的  $\text{NO}_3^-$ -N。当 C/N 比提高到 6 时,出水中的  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度下降到 0.03 mg/L,出水无  $\text{NO}_3^-$ -N 积累,出水 TN 浓度为 2.52 mg/L,表明 C/N 比在 6 时发生完全反硝化。当 C/N 比继续提高到 8、10 时,出水中  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度分别为 0.30 mg/L 和 0.21 mg/L, TN 浓度随着 C/N 的提高而增加,分别为 5.48 mg/L 和 8.39 mg/L。这可能是因为发酵液中的 TN 随出水排出。因此,认为 C/N 比为 6 是发酵液作为反硝化碳源的最佳比值。

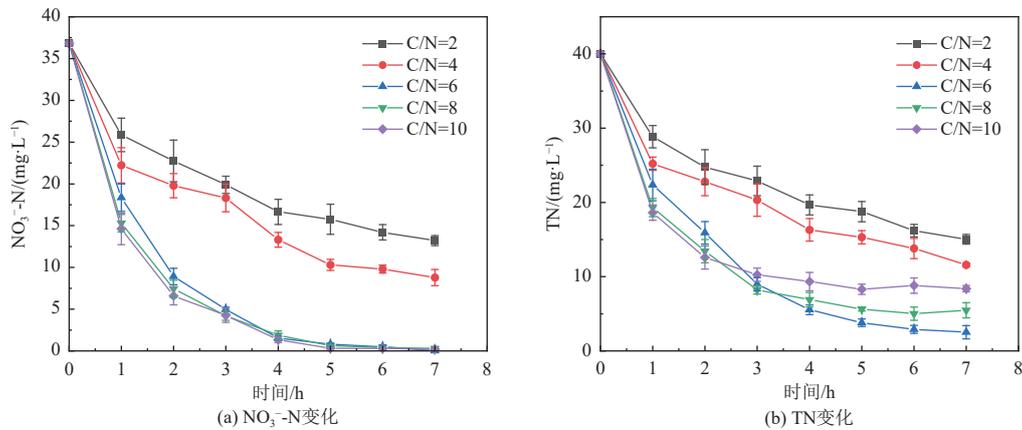


图 4 不同 C/N 条件下  $\text{NO}_3^-$ -N 和 TN 变化

Fig. 4 Variations of  $\text{NO}_3^-$ -N and TN under different C/N ratios

### 2.3.2 pH 对反硝化的影响

图 5 为当发酵液作为反硝化碳源时, C/N 比为 6, 不同 pH 条件下出水  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度。由图 5 可知,反硝化出水中,各组  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度均低于 0.50 mg/L,  $\text{NO}_2^-$ -N 出水浓度均低于 0.10 mg/L,表明反硝化过程完全,  $\text{NO}_3^-$ -N 几乎完全去

除。然而各组出水中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度不同, pH 为 6 和 7 时出水几乎没有  $\text{NH}_4^+$ -N, 而 pH 为 8 和 9 时出水中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度分别为 1.00 mg/L 和 5.00 mg/L。

图 6 为不同 pH 条件下  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度变化情况。由图 6(a)可知,  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度随着反应的进行而下降。在 7 h 内,反硝化脱氮完成; pH=6、7、8、9 时,硝态氮变化趋势相似,脱氮速率较高。  $\text{NO}_3^-$ -N 从初始 36.80 mg/L 下降到 0~0.30 mg/L。

$\text{NO}_2^-$ -N 作为反硝化的中间产物,其积累情况是评估过程稳定性的重要指标。由图 6(b)可知,在 pH 为 6、7 时,  $\text{NO}_2^-$ -N 仅在反应 1 h 出现短暂的积累,最大积累量分别为 0.19 和 0.74 mg/L,随后迅速被还原,在 3 h 被全部还原。在 pH 为 8、9 时,发现持续的亚硝酸盐积累,  $\text{NO}_2^-$ -N 最大积累量分别为 1.84 mg/L 和 3.22 mg/L,在反应 5 h 时还原完成。一方面,亚硝酸盐还原酶对 pH 比硝酸盐还原酶更为敏感,过高的 pH 会改变细胞膜通透性,其活性受到抑制,使得中间产物  $\text{NO}_2^-$ -N 无法及时转化而积累<sup>[26]</sup>。另一方面, pH 为 9 时,过高的

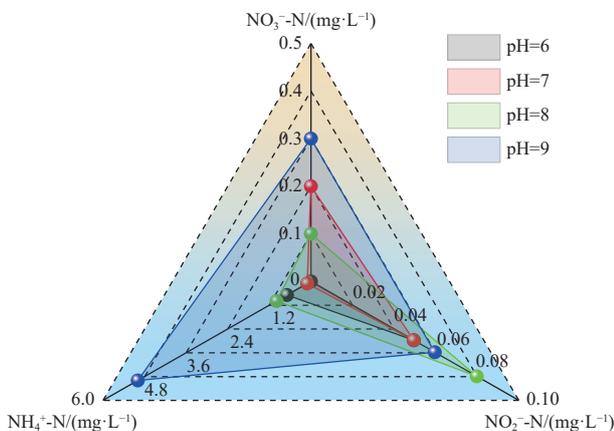
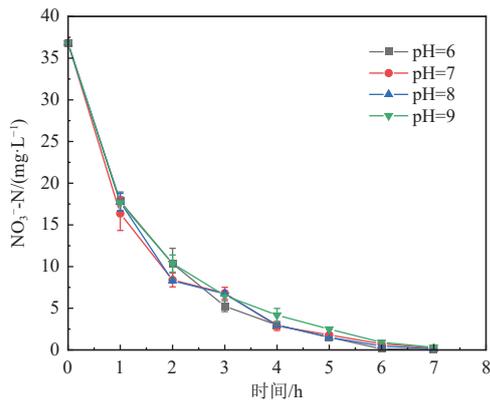
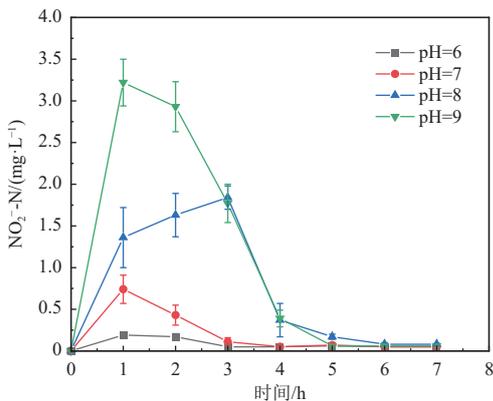


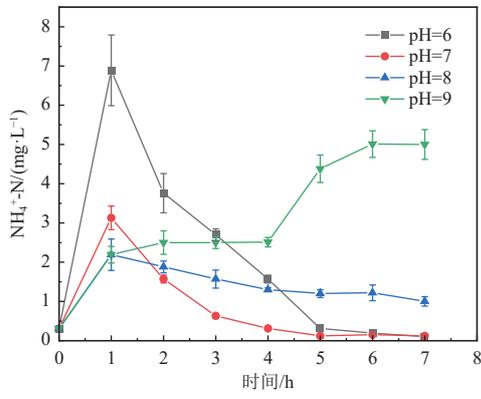
图 5 不同 pH 条件下出水  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度  
Fig. 5 Effluent concentrations of  $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{NO}_2^-$ -N, and  $\text{NH}_4^+$ -N under different pH



(a)  $\text{NO}_3^-$ -N变化



(b)  $\text{NO}_2^-$ -N变化



(c)  $\text{NH}_4^+$ -N变化

图 6 不同 pH 条件下  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 变化  
Fig. 6 Variations of  $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{NO}_2^-$ -N, and  $\text{NH}_4^+$ -N under different pH

pH 体系中质子含量较少,抑制  $\text{NO}_2^-$ -N 还原。

在反硝化启动阶段(约 1 h),所有 pH 组均出现氨氮浓度的升高,且在 pH=6 时最大,达到 6.89 mg/L(图 6(c))。一方面,这可能是体系存在异化硝酸盐还原为铵(DNRA)途径,pH 可影响关键功能酶,提高 DNRA 细菌活性<sup>[27]</sup>;另一方面,发酵液中残留的有机氮化合物在微生物作用下发生氨化作用,转化为氨氮<sup>[28]</sup>,在 pH=6 条件下,某些氨化菌的活性可能较高,使得氨氮生成速率加快。

随着反硝化过程的进行,系统内碳源流向趋于稳定,反硝化菌群占据主导,氨氮随后被同化或参与其他代谢,因此氨氮浓度下降。当 pH 为 8、9 时,出水中含有  $\text{NH}_4^+$ -N,这可能是因为 pH 较高时蛋白质容易被分解,产生较多  $\text{NH}_4^+$ -N。

pH 是影响反硝化代谢速率的重要参数,不同的 pH 会影响微生物群落的活性和产物分布。本研究中不同 pH 条件下氨氮积累量的变化,可能反映了 pH 对体系中细菌活性的影响。因此,反硝化体系 pH=7 为最佳条件。

### 2.3.3 不同碳源对反硝化的影响

为评估蓝藻发酵液作为反硝化碳源的可行性,本研究将其与 2 种常见碳源(乙酸钠与葡萄糖)进行对比。为达到 C/N 比为 6,根据发酵液、乙酸钠、葡萄糖的 COD 值,分别计算投加体积或质量,使各体系初始 COD 相同。

图 7 为 C/N 比为 6 时,3 种碳源下出水中  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N、TN 和 COD 浓度情况。葡萄糖作为碳源时,经过 7 h 的反应,出水中仍有  $\text{NO}_3^-$ -N 和 TN。这表明反硝化过程不充分,葡萄糖作为碳源时可能需要更大的 C/N 比来实现充分的反硝化。投加发酵液、乙酸钠的出水中  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度分别从 36.80 mg/L 下降到 0.30 mg/L 和 0.65 mg/L, TN 浓度分别下降到 2.52 mg/L 和 2.05 mg/L, COD 浓度分别下降到 49.60 mg/L 和 35.50 mg/L,体系没有  $\text{NO}_2^-$ -N 积累。这表明发酵液体系反硝化完全,反硝化出水  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N 和 TN 浓度与乙酸

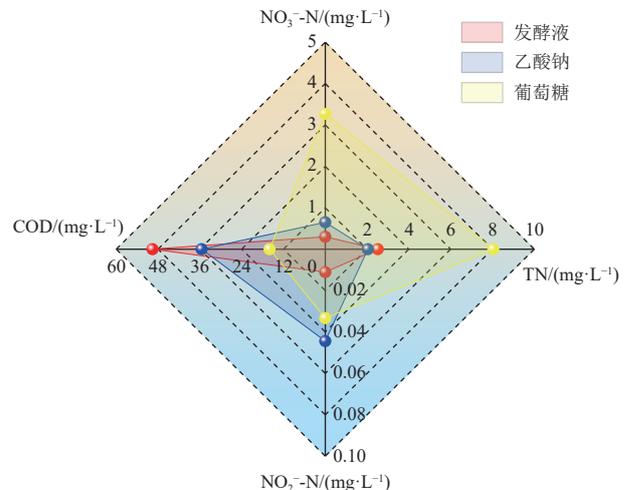


图 7 不同碳源条件下出水  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N、TN 和 COD 浓度

Fig. 7 Effluent concentrations of  $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{NO}_2^-$ -N, TN, and COD with different carbon sources

钠体系相近, 低于葡萄糖体系。

图 8 为 3 种碳源下  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N、TN 和 COD 浓度变化情况。由图 8(a)可知, 当乙酸钠作为碳源时, 反硝化启动迅速,  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度在 5 h 内下降到较低水平, 表现出较高的反硝化速率。这是因为乙酸钠作为简单小分子有机酸, 代谢路径短, 能效高, 可直接被反硝化菌利用进入三羧酸循

环(TCA)。相比之下, 以葡萄糖为碳源时, 反硝化存在明显的迟滞期, 前期脱氮速率较慢。这是由于葡萄糖需先水解成小分子物质, 才能被反硝化菌利用, 从而延长了反硝化的启动时间<sup>[29]</sup>。发酵液作为碳源时, 其反硝化动力学优于葡萄糖, 反硝化速率接近于乙酸钠体系。

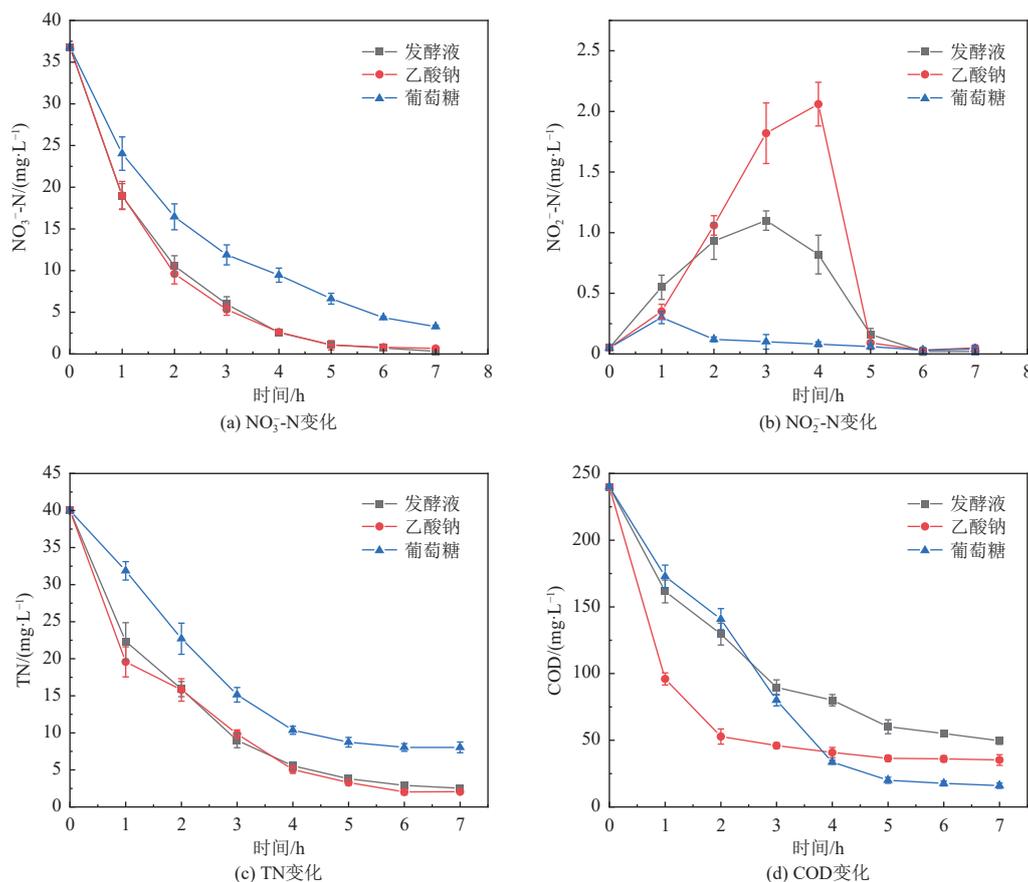


图 8 不同碳源条件下 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N、TN 和 COD 变化

Fig. 8 Variations of  $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{NO}_2^-$ -N, TN, and COD under different carbon sources

由图 8(b)可知, 以葡萄糖作为碳源时, 反硝化全过程 $\text{NO}_2^-$ -N 积累量较低; 以发酵液为碳源时,  $\text{NO}_2^-$ -N 逐渐积累, 到 3 h 达到最大值(1.10 mg/L); 以乙酸钠为碳源时,  $\text{NO}_2^-$ -N 在 4 h 达到 2.06 mg/L。由此可见, 发酵液不会产生严重的 $\text{NO}_2^-$ -N 积累, 且  $\text{NO}_2^-$ -N 最大积累量低于乙酸钠体系。这是因为乙酸钠作为简单的二碳化合物, 主要通过乙酰辅酶 A 途径直接进入三羧酸循环提供还原力。这一过程非常高效, 使得硝酸盐还原酶的活性极高, 硝酸盐被快速还原为亚硝酸盐。亚硝酸盐还原酶的活性比硝酸盐还原酶低, 无法迅速还原上一步产生的亚硝酸盐, 从而导致亚硝酸盐出现积累<sup>[30]</sup>。

发酵液作为碳源, 其碳源成分复杂, 主要包含乙酸、丙酸、丁酸等多种 VFAs, 此外还可能含有少量醇类、氨基酸等。由于不同 VFAs 进入 TCA 循环的路径与代谢速率存在差异, 使得电子供应过程更为平稳、持续, 进而促使硝酸盐还原与亚硝酸盐还原的速率趋于相当, 有效减少了中间产物亚硝酸盐的积累。因此, 发酵液兼具有快速启动和持续供碳的双重优势。

由图 8(c)可知, 发酵液体系中 TN 浓度变化趋势与乙酸钠体系相同, TN 去除率分别达到 93.70% 和 94.87%, 表明以发酵液为碳源时, 对出水 TN 无明显影响。根据 COD 浓度变化(图 8

(d)), 通过式(1)计算反硝化能力( $P_{DN}$ )分析碳源效率, 计算结果见表4。发酵液体系的  $P_{DN}$  值最高(0.192 g N/g COD), 乙酸钠次之(0.176 g N/g COD), 葡萄糖体系最低(0.150 g N/g COD), 这表明发酵液作为碳源体系的脱氮性能优于葡萄糖、乙酸钠。同时因其来自废弃物资源化, 在成本与环境效益上具有优势。发酵液脱氮性能优于乙酸钠, 具有作为城市污水处理厂反硝化脱氮替代碳源的潜力。

表4 不同碳源下的反硝化能力

Table 4 Denitrification performance with different carbon sources

碳源类型	乙酸钠	发酵液	葡萄糖
$P_{DN}/(g\ N \cdot g^{-1}\ COD)$	0.176	0.192	0.150

## 2.4 发酵液在连续反硝化中的效果

### 2.4.1 $NO_3^-$ -N 浓度变化

如图9所示为反应器运行各阶段 $NO_3^-$ -N变化情况。第I阶段, 体系C/N比较高, 为反硝化菌提供了充足的碳源,  $NO_3^-$ -N去除率稳定, 出水平均浓度与去除率分别为0.35 mg/L、98.97%。第II阶段, 降低C/N比后, 碳源减少, 在11~13 d反硝化过程被抑制,  $NO_3^-$ -N去除率为93.22%, 较第I阶段略有下降, 体系稳定后 $NO_3^-$ -N去除率上升,  $NO_3^-$ -N出水浓度与去除率稳定在0.48 mg/L和98.61%, 这表明发酵液在一定碳氮比下有好的反硝化潜力。第III阶段, 进一步降低C/N比, 碳源不足的影响更加明显。在21~25 d反硝化效率下降明显,  $NO_3^-$ -N去除率为83.40%, 体系稳定后,  $NO_3^-$ -N出水浓度与去除率稳定在3.12 mg/L、91.12%, 表明发酵液已不足以保障硝态氮的完全还原, 使得出水残留 $NO_3^-$ -N升高, 反硝化过程受阻。第IV阶段,

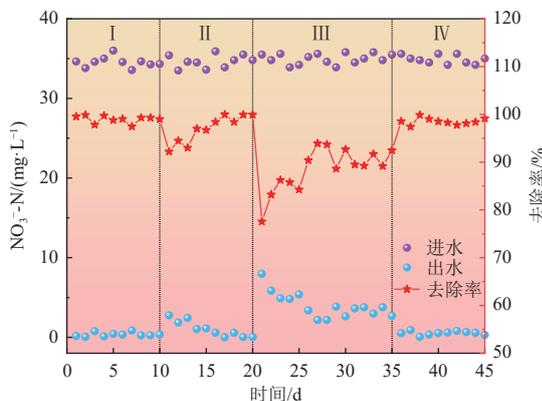


图9 不同运行阶段 $NO_3^-$ -N变化

Fig. 9 Variations of  $NO_3^-$ -N at different stages

使用乙酸钠作为碳源进行对比。乙酸钠作为易降解碳源, 反硝化 $NO_3^-$ -N去除率高于同条件下的发酵液, 出水浓度与去除率稳定在0.52 mg/L和98.49%。

发酵液在C/N $\geq$ 5时能实现高效的 $NO_3^-$ -N去除, 表明其作为可持续碳源的可行性。然而在低C/N比下, 乙酸钠作为简单、易降解的碳源, 其 $NO_3^-$ -N去除率高于发酵液。因此, 发酵液作为碳源在实际应用过程中, 需要严格控制体系C/N, 从而达到较好的去除率<sup>[31]</sup>。

### 2.4.2 TN 浓度变化

图10为反应器运行期间TN浓度及去除率变化情况。第I阶段出水TN浓度较低, 平均出水TN为5.73 mg/L, TN去除率较高, 平均达到85.02%, 且稳定性良好。这表明在C/N比为6条件下, 发酵液能为反硝化过程提供充足的碳源和电子供体, 实现高效、稳定的反硝化脱氮<sup>[32]</sup>。第II阶段出水TN浓度呈现一定波动, 为4.82~9.69 mg/L, 平均出水TN为6.91 mg/L, 较第I阶段略有上升。平均TN去除率为82.06%, 保持在较高水平。碳源投加量的减少对反硝化产生了一定影响, 但系统通过前期的适应, 保持了较好的脱氮能力。第III阶段出水TN浓度显著升高, 平均出水TN达到10.36 mg/L, 平均TN去除率下降到72.97%, 且波动较大。这表明, 当碳氮比下降到4时, 碳源供给成为反硝化的主要限制因素, 反硝化效率受到抑制。第IV阶段出水TN浓度在5.17~7.65 mg/L, 平均TN去除率为84.08%, 且运行稳定。与第III阶段相比, 在相同C/N比下, 使用乙酸钠时出水TN平均降低了4.06 mg/L, 平均去除率提高11.11%。这表明在碳源受限条件下, 乙酸钠能更高效地驱动反硝化过程, 从而获得更优的脱氮效果<sup>[33]</sup>。

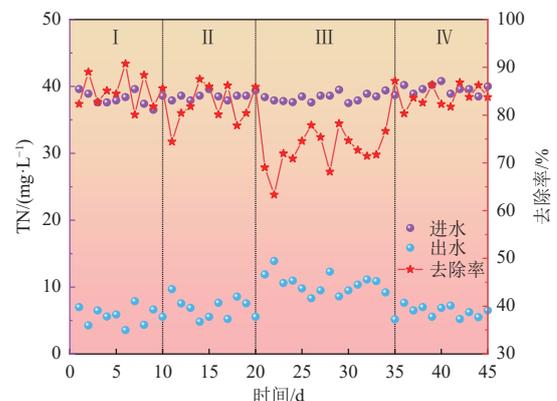


图10 不同运行阶段TN变化

Fig. 10 Variations of TN at different stages

当使用发酵液作为碳源时,系统的TN去除效率取决于C/N比。C/N比从6下降到4,平均TN去除率从85.02%下降到72.97%。发酵液在C/N比大于5时,能实现大于82%的TN去除率,表现了其作为替代碳源的应用价值<sup>[34]</sup>。

### 3 结 论

本研究通过“厌氧发酵-脱氨氮-反硝化性能评估”方式,研究了将打捞蓝藻转化为污水处理反硝化碳源的可行性,得出以下结论。

(1)热碱预处理后的蓝藻通过厌氧发酵产酸,产生的VFAs浓度为15 582.00 mg/L,VFAs的主要成分为乙酸,占VFAs含量的72.94%。蓝藻可通过发酵实现碳源回收。

(2)针对发酵液的高氨氮问题,采用真空热汽提法在pH=10.5、53℃、40 min条件下,可实现氨氮去除率93.77%,该方法处理高氨氮有机废水高效、低耗。通过发酵液脱氨氮处理可以有效缓解碳源投加带来的二次污染风险。

(3)反硝化性能评估表明,经脱氮处理的发酵液在C/N比6、pH=7时脱氮效果最佳,反硝化能力为发酵液>乙酸钠>葡萄糖。相较于乙酸钠体系,发酵液作为混合碳源能减少反硝化过程中亚硝酸盐积累。这表明发酵液碳源在维持反硝化过程稳定性方面有潜在优势。

(4)反应器运行实验表明,发酵液在C/N比为5时,NO<sub>3</sub>-N去除率为98.61%,TN平均去除率为82.06%;而在C/N为4时,相同投加量下乙酸钠体系的TN去除率比发酵液提高11.11%,说明发酵液在C/N≥5时脱氮效果较好,而在低C/N时,乙酸钠更有优势。

本研究证实,将蓝藻经发酵与脱氨氮处理后作为反硝化碳源切实可行,为蓝藻资源化利用及污水处理厂碳源补给提供了一种协同解决方案。

#### 参考文献 (References):

[1] WANG Pengcheng, ZHOU Jieying, LU Bin, et al. Harnessing metabolic pathway modulation and multiple endogenous driving forces for sustainable nitrogen removal from high-ammonia extremely low C/N ratio wastewater[J]. *Environmental Research*, 2025, 285: 122453.

[2] WANG Xiaodong, HUANG Mei, CHEN Shanshan, et al. Alkalinity enhanced hydrolysis of primary sludge for carbon source recovery and its impact on denitrification in wastewater treatment[J]. *Journal of Environmental Management*,

2025, 373: 123903.

- [3] LYCHE SOLHEIM A, GUNDERSEN H, MISCHKE U, et al. Lake browning counteracts cyanobacteria responses to nutrients: Evidence from phytoplankton dynamics in large enclosure experiments and comprehensive observational data[J]. *Global Change Biology*, 2024, 30(1): e17013.
- [4] WU Hainan, ZHOU Jiahui, ZHANG Sen, et al. Contributions of the bacterial communities to the microcystin degradation and nutrient transformations during aerobic composting of algal sludge[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 370: 122559.
- [5] WANG Jie, CHENG Guofeng, ZHANG Jiahua, et al. Feasibility and mechanism of recycling carbon resources from waste cyanobacteria and reducing microcystin toxicity by dielectric barrier discharge plasma[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 460: 132333.
- [6] YU KAI ling, ONG H C, ZAMAN H B. Integrated energy informatics technology on microalgae-based wastewater treatment to bioenergy production: A review[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 368: 122085.
- [7] WANG Siqu, ZHANG Xiang, WANG Chao, et al. Multi-variable integrated risk assessment for cyanobacterial blooms in eutrophic lakes and its spatiotemporal characteristics[J]. *Water Research*, 2023, 228: 119367.
- [8] LI Shengnan, LI Xue, HO S H. Microalgae as a solution of third world energy crisis for biofuels production from wastewater toward carbon neutrality: An updated review[J]. *Chemosphere*, 2022, 291: 132863.
- [9] FUERTES RABANAL M, REBAQUE D, LARGO-GOSENS A, et al. Cell walls: A comparative view of the composition of cell surfaces of plants, algae, and microorganisms[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2025, 76(10): 2614-2645.
- [10] 李玉祥. 太湖蓝藻厌氧发酵产挥发性脂肪酸的研究 [D]. 无锡: 江南大学, 2009: 13-16.
- LI Yuxiang. Production of volatile fatty acids from algae of Taihu lake by anaerobic fermentation[D]. Wuxi: Jiangnan University, 2009: 13-16.
- [11] ROMERO VARGAS A, MUÑOZ I, MARZO C, et al. Ultrasound pretreatment to enhance the enzymatic hydrolysis of *Dictyota dichotoma* for sugars production[J]. *Algal Research*, 2023, 71: 103083.
- [12] CABEZA C, VAN LIER J B, VAN DER STEEN P. Effects of thermal and enzymatic pre-treatments on the solubilisation of extracellular polymeric substances (EPS) and subsequent anaerobic digestion of microalgae-bacterial biomass[J]. *Algal Research*, 2023, 72: 103130.
- [13] 谭嘉怡, 王秉政, 王燕, 等. 蓝藻无害化资源化处置和利用研究现状与进展 [J]. *中国给水排水*, 2025, 41(2): 38-46.
- TAN Jiayi, WANG Bingzheng, WANG Yan, et al. Current status and advances of harmless disposal and utiliza-

- tion of cyanobacteria[J]. *China Water & Wastewater*, 2025, 41(2): 38–46.
- [14] WU Haotian, DONG Renjie, WU Shubiao. Exploring low-cost practical antifoaming strategies in the ammonia stripping process of anaerobic digested slurry[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 344: 228–235.
- [15] UKWUANI A T, TAO Wendong. Developing a vacuum thermal stripping-acid absorption process for ammonia recovery from anaerobic digester effluent[J]. *Water Research*, 2016, 106: 108–115.
- [16] OSMAN A I, FANG Bingbing, ZHANG Yubing, et al. Life cycle assessment and techno-economic analysis of sustainable bioenergy production: A review[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2024, 22(3): 1115–1154.
- [17] WANG Jie, CHENG Guofeng, ZHANG Jiahua, et al. Mechanism of dielectric barrier discharge plasma coupled with calcium peroxide to improve the quantity and quality of short chain fatty acids in anaerobic fermentation of cyanobacteria[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, 455: 140618.
- [18] 王雨凡. 餐厨废水两相厌氧生物处理强化技术研究 [D]. 无锡: 江南大学, 2024: 7–9.  
WANG Yufan. Study on enhanced technology for two-phase anaerobic biological treatment of kitchen wastewater[D]. Wuxi: Jiangnan University, 2024: 7–9.
- [19] XIAO Xiaolan, HU Hongmei, MENG Xingyao, et al. Volatile fatty acids production from kitchen waste slurry using anaerobic membrane bioreactor via alkaline fermentation with high salinity: Evaluation on process performance and microbial succession[J]. *Bioresource Technology*, 2024, 399: 130576.
- [20] 魏复盛. 水和废水监测分析方法 [M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.  
WEI Fusheng. Methods for monitoring and analysis of water and wastewater[M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [21] KIM J K, HAN G H, OH B R, et al. Volumetric scale-up of a three stage fermentation system for food waste treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(10): 4394–4399.
- [22] SHI Jingxin, HUANG Weiliang, WAN Ning, et al. Effects of sodium acetate, glucose, and *Chlorella* powder as carbon source on enhanced treatment of phenolic compounds and  $\text{NO}_2^-$ -N in coal pyrolysis wastewater[J]. *Fuel*, 2023, 339: 126974.
- [23] CHEN Kai, ZHANG Jing, LI Zhuo, et al. Combining radio frequency heating and alkaline treatment for enhancement of sludge disintegration and volatile fatty acids production from anaerobic fermentation[J]. *Bioresource Technology*, 2024, 412: 131373.
- [24] CHEN Hong, YE Qinhui, WANG Xiulan, et al. Applying sludge hydrolysate as a carbon source for biological denitrification after composition optimization via red soil filtration[J]. *Water Research*, 2024, 249: 120909.
- [25] FARGHALI M, CHEN Zhonghao, OSMAN A I, et al. Strategies for ammonia recovery from wastewater: A review[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2024, 22(6): 2699–2751.
- [26] SHI Lingdong, GAO Tianyu, WEI Xiaowen, et al. pH-dependent hydrogenotrophic denitrification based on self-alkalization[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(1): 685–696.
- [27] LIANG Yongshi, FU M, TANG Jiarong, et al. SCVFA chain length regulates denitrifiers & DNRA cells from cooperation to competition during nitrate bioreduction[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2025, 522: 167928.
- [28] 罗昱东, 黑生强, 宋广清. 难降解有机氮工业废水氨化预处理技术研究进展 [J]. 水处理技术, 2022, 48(9): 21–25.  
LUO Yudong, HEI Shengqiang, SONG Guangqing. Advances in the ammoniation pretreatment of refractory organic nitrogen wastewater[J]. *Technology of Water Treatment*, 2022, 48(9): 21–25.
- [29] PAN Yuan, SUN Ruizhe, WANG Yan, et al. Carbon source shaped microbial ecology, metabolism and performance in denitrification systems[J]. *Water Research*, 2023, 243: 120330.
- [30] ZHANG Miao, LIU Jingbu, WANG Dongbin, et al. Combined effects of carbon source and C/N ratio on the partial denitrification performance: Nitrite accumulation, denitrification kinetic and microbial transition[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2024, 12(5): 113343.
- [31] SUN Ruizhe, PAN Yuan, WANG Jun, et al. Metabolic and ecological responses of denitrifying consortia to different carbon source strategies under fluctuating C/N conditions[J]. *Environmental Research*, 2025, 274: 121292.
- [32] GRANA M, CATENACCI A, FICARA E. Denitrification capacity of volatile fatty acids from sludge fermentation: Lab-scale testing and full-scale assessment[J]. *Fermentation*, 2024, 10(1): 25.
- [33] ZHANG Qionghua, WU Lin, XIE Yadong, et al. Carbon source and temperature effects on nitrogen removal performance in a novel adaptive activated sludge process[J]. *Environmental Research*, 2026, 289: 123335.
- [34] LEI Zhen, YANG Shuming, WANG Lianxu, et al. Achieving successive methanation and low-carbon denitrogenation by a novel three-stage process for energy-efficient wastewater treatment[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 276: 124245.