



某污水处理厂 CAST 工艺的脱氮性能评价

王恒信^{1,2}, 王娜^{1,2}, 秦凯凯³, 吕恺^{1,2,✉}, 彭党聪³

1. 宁夏大学生态环境学院, 银川 750021; 2. 西北退化生态系统恢复与重建教育部重点实验室, 银川 750021; 3. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西安 710055

摘要 通过对某污水处理厂循环活性污泥法工艺 (cyclic activated sludge technology, CAST) 中选择池、缺氧池和好氧池中氮组分和污泥浓度进行测定, 结合污泥活性、同步硝化-反硝化 (simultaneous nitrification and denitrification, SND) 速率及饱食-饥饿 (feast-famine) 批次实验, 评价该处理工艺的脱氮性能。结果表明, 好氧池内同步硝化-反硝化和沉淀过程中的内源反硝化 (endogenous denitrification, ED) 脱氮对总氮去除的贡献占据主导, 分别为 (35.50±4.15)% 和 (62.86±4.13)%, 而缺氧池反硝化 (DEN) 脱氮贡献仅为 (1.64±0.05)%; 溶解氧 (dissolved oxygen, DO) 浓度对 CAST 工艺脱氮性能有极大影响, 控制好氧池中 DO 浓度为 1~1.5 mg·L⁻¹ 时可获得最佳脱氮效果, CAST 工艺的 TN 去除率可达 84.51%; 饱食-饥饿批次实验证明, 饥饿时长为 36 h 时对乙酸 (HAc) 的吸收能力最强, 可达每 1 g VSS 消耗 0.173 g HAc, 依此可推算出 CAST 工艺的最佳回流比为 45%。

关键词 CAST 工艺; 脱氮; 同步硝化-反硝化; 内源反硝化; 饱食-饥饿

循环活性污泥法 (cyclic activated sludge technology, CAST) 作为一种基于序批式反应器 (sequencing batch reactor, SBR) 工艺改良的新技术, 因其运行简便、结构紧凑及运行费用低等优点而被广泛应用于城镇污水处理厂中^[1-2]。CAST 反应池通常由选择池、缺氧池和好氧池 3 部分构成。在生物选择池内, 将原水和混合液按体积比为 5:1 的比例混合, 使回流污泥处于高负荷条件下, 这能有效抑制丝状菌的增殖, 避免污泥膨胀^[3-4]。由于污泥回流过程中会带有一定量的硝态氮 (NO₃⁻-N), 反硝化菌在选择池和缺氧池中利用有机物将 NO₃⁻-N 还原为氮气 (N₂) 的同时, 也将原水中的有机物储存为细胞内碳源^[5], 这为好氧池内的同步硝化-反硝化脱氮 (simultaneous nitrification and denitrification, SND) 创造了条件。BIAN 等^[6] 同时研究 CAST 工艺的脱碳与脱氮性能, 结果表明, TN 主要通过以亚硝酸盐为间歇产物的同步硝化-反硝化机制去除, 曝气期间同步硝化-反硝化的发生是由于反应器悬浮载体中存在微缺氧环境所致。WANG 等^[7] 指出通过改变关键操作条件 (温度, DO 等) 可以控制脱氮路径, 控制同步硝化-反硝化成为主要脱氮路径, 并在不同温度下通过调整有机负荷改善脱氮效率。WANG 等^[8] 在对 CAST 系统进行脱氮性能的评估中, 同样证实同步硝化-反硝化脱氮贡献与操作条件有关, 通过优化操作条件可提高同步硝化-反硝化过程的脱氮性能, 推测 DO 在 1 mg·L⁻¹ 时亚硝酸盐氧化菌的抑制作用会影响亚硝酸盐的积累。然而, 目前关于 CAST 工艺的脱氮路径及脱氮特性的报道不多。基于此, 对 CAST 工艺的脱氮性能进行评价十分必要。

为此, 本研究以某污水处理厂 CAST 工艺为研究对象, 通过对典型周期内氮组分、污泥浓度等进行测定, 结合污泥活性、同步硝化-反硝化速率和饱食-饥饿 (feast-famine) 等批次实验, 评价了该工艺的脱氮性能, 以期为我国城市污水处理厂 CAST 工艺的设计、运行及水厂提质增效提供参考。

1 材料与方法

1.1 污水处理厂简介

该污水处理厂处理规模为 3.5×10⁴ m³·d⁻¹, 其中一期工程 2.0×10⁴ m³·d⁻¹, 采用 CAST 工艺; 二期工程

收稿日期: 2023-07-01; 录用日期: 2023-11-20

基金项目: 陕西省 2019 年重点研发计划 (2019ZDLSF06-05)

第一作者: 王恒信 (2000—), 男, 硕士研究生, 12022131091@stu.nxu.edu.cn; ✉通信作者: 吕恺 (1993—), 男, 博士, 讲师, lvkai@nxu.edu.cn

$1.5 \times 10^4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ，采用 A²/O 工艺。CAST 工艺由 4 组反应池构成，每一组反应池的尺寸为 $76 \text{ m} \times 11.6 \text{ m} \times 6 \text{ m}$ ，选择池、缺氧池和好氧池体积比为 1:4:25。该工艺水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT) 为 18.8 h，污泥龄 (sludge retention time, SRT) 为 14.7 d，污泥回流比为 20%。CAST 工艺包括 4 个运行步骤：进水曝气、曝气、沉淀和出水，每步骤时长为 1 h。缺氧池中安装潜水混合器，保证缺氧池内活性污泥处于悬浮状态；好氧池内安装微孔曝气器，以维持所需溶解氧 (dissolved oxygen, DO) 浓度及搅拌。在好氧池末端设有混合液回流泵，每运行周期前 2 h 进行回流，流量为 $80 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 。厌氧池和缺氧池设有氧化还原电位 (oxidation-reduction potential, ORP) 测定仪，在线显示氧化还原电位。好氧池中设有溶解氧仪和污泥浓度仪，在线检测 DO 浓度和污泥浓度，并反馈至中控室，随时调节鼓风机送风量和排泥量。

1.2 常规指标的分析方法

氨氮 ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$)、亚硝氮 ($\text{NO}_2^- \text{-N}$) 和硝氮 ($\text{NO}_3^- \text{-N}$) 等的测定参照标准分析方法^[9]。 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的测定采用纳氏试剂分光光度法， $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的测定采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法， $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的测定采用紫外分光光度法，MLSS 和 MLVSS 的测定采用重量法。DO 由便携式溶氧仪 (SevenGo pro SG6) 测定。本研究中以乙酸钠作为批次实验的碳源，其测定方法为气象色谱法，测定仪器为 SP-3420A 型气象色谱仪。

1.3 CAST 工艺取样点及脱氮贡献计算

为研究 CAST 工艺好氧池同步硝化-反硝化脱氮特性，沿池长设定 5 个取样点 (图 1)，在进水曝气和曝气段每间隔 15 min 取样且测定氮组分浓度和记录 DO 浓度。

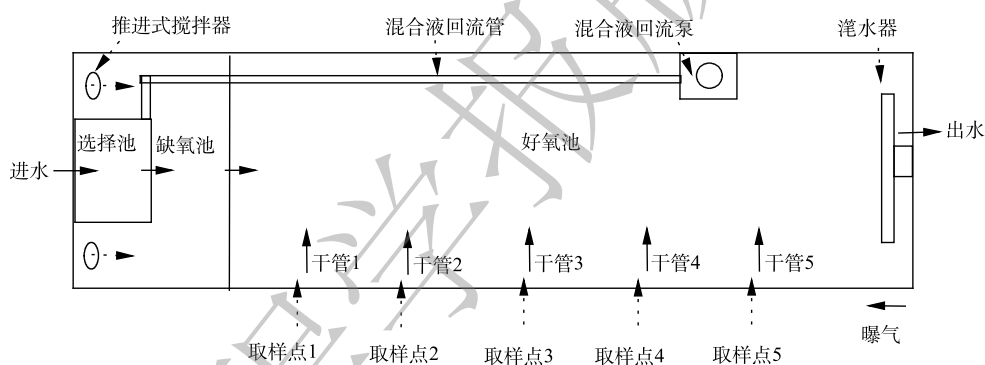


图 1 CAST 工艺取样点

Fig. 1 Schematic diagram of sampling points

CAST 反应池的脱氮主要由 3 部分贡献：缺氧池反硝化脱氮 (DEN)、同步硝化-反硝化脱氮 (SND)、沉淀阶段的内源反硝化脱氮 (ED)。总脱氮量根据式 (1) 计算，同步硝化-反硝化脱氮量根据式 (2) 计算，内源反硝化脱氮量根据式 (3) 计算，选择池及缺氧池脱氮量根据式 (4) 计算，每周期开始时池内总氮量根据式 (5) 计算，每周期进水总氮量根据式 (6) 计算，每周期出水总氮量根据式 (7) 计算，曝气结束时池内总氮量根据式 (8) 计算。

$$M = M_{\text{inf}} - M_{\text{eff}} \quad (1)$$

$$M_{\text{snd}} = M_{\text{st}} + M_{\text{inf}} - M_{\text{end}} - M_{\text{hd}} \quad (2)$$

$$M_{\text{ed}} = TN_{\text{end}} - TN_{\text{eff}} - TN_{\text{st}} \quad (3)$$

$$M_{\text{hd}} = 1000V_1TC_1 \quad (4)$$

$$M_{\text{st}} = 1000V_2C_2 \quad (5)$$

$$M_{\text{inf}} = 1000V_3C_3 \quad (6)$$

$$M_{\text{eff}} = 1000V_3C_4 \quad (7)$$

$$M_{\text{eff}} = 1\,000(V_2 + V_3)C_5 \quad (8)$$

式中： M 为每周期总脱氮量，mg(以 N 计)； M_{inf} 为每周期进水总氮量，mg； M_{eff} 为每周期出水总氮量，mg； M_{snd} 为每周期同步硝化-反硝化脱氮量，mg； M_{st} 为每周期起始时 CAST 池内总氮量，mg； M_{hd} 为每周期缺氧池脱氮量，mg； M_{ed} 为每周期内源反硝化脱氮量，mg； M_{end} 为每周期曝气结束时 CAST 池总氮量，mg； V_1 为混合液回流量， $80\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ； T 为回流时间，2 h； C_1 为回流混合液平均 NO_3^- -N 浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； V_2 为每周期开始时池内混合液体积， m^3 ； C_2 为每周期开始时池内混合液总氮浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； V_3 为进水体积分， m^3 ； C_3 为进水总氮浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； C_4 为出水总氮浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； C_5 为曝气结束时池内混合液总氮浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

1.4 同步硝化-反硝化速率测定

为研究 CAST 反应池内不同 DO 浓度下的同步硝化-反硝化脱氮特性，本研究在 CAST 工艺进水结束时取 1 号采样点的泥水混合物于 5 L 试验装置内，在 DO 浓度分别为 1.0、1.5、2.0 和 2.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下进行同步硝化-反硝化率测定。试验装置内设有搅拌器，在反应器顶端设有取样口。测定过程中，每隔 15 min 取样并测定 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 浓度，随后根据浓度变化拟合得出 NH_4^+ -N 消耗速率和 NO_3^- -N 生成速率，最终根据两速率计算得出同步硝化-反硝化率(式(9))。

$$R = \left(1 - \frac{R_{\text{NO}_3^- \text{-N}}}{R_{\text{NH}_4^+ \text{-N}}}\right) \cdot 100\% \quad (9)$$

式中： R 为同步硝化反硝化率，%； $R_{\text{NH}_4^+ \text{-N}}$ 为 NH_4^+ -N 消耗速率， $\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ (mg 以氮计、g 以 VSS 计)； $R_{\text{NO}_3^- \text{-N}}$ 为 NO_3^- -N 生成速率， $\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。

1.5 饥饿时长对微生物吸收乙酸的测定

为确定 CAST 工艺中饥饿时长对微生物吸收乙酸的影响，本研究将活性污泥等分为 5 份，置于 1 L 血清瓶中，活性污泥(SS)浓度为 $3\,608\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，VSS-SS⁻¹ 为 0.55。向每一份污泥加入足量的 NO_3^- -N 使其处于饥饿状态，饥饿时长依次为 5、24、36、48 和 72 h。饥饿结束后加入足量的乙酸、 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N，间隔 15 min 进行取样，测定基质浓度变化，根据式(10)~式(12)计算最大乙酸吸收量。

$$\Delta M_{\text{HAc}_1} = 2.67(\Delta M_{\text{NO}_3^-} - \Delta M_{\text{NO}_2^-}) + 1.07\Delta M_{\text{NO}_2^-} \quad (10)$$

$$\Delta M_{\text{HAc}_2} = \Delta M_{\text{HAc}_0} - \Delta M_{\text{HAc}_1} \quad (11)$$

$$\Delta M_{\text{HAc}} = \Delta M_{\text{HAc}_2} \times \frac{0.001}{C_{\text{VSS}}} \quad (12)$$

式中： ΔM_{HAc_1} 为将 NO_3^- -N 还原为 NO_2^- -N 及 N_2 所消耗的乙酸量， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $\Delta M_{\text{NO}_3^-}$ 为反应过程中浓度减少量， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $\Delta M_{\text{NO}_2^-}$ 为反应过程中浓度增加量， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； ΔM_{HAc_0} 为反应过程中消耗的乙酸量， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； ΔM_{HAc_2} 为反应过程中吸收的乙酸量， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； C_{VSS} 为污泥浓度， $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ； ΔM_{HAc} 为单位质量微生物吸收的乙酸量， $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (以 VSS 计)。

1.6 内源反硝化活性测定

活性污泥的内源反硝化活性采用基质消耗速率法测定，具体操作如下：CAST 工艺每周期曝气结束时，在好氧池末端取一定量的活性污泥，用水淘洗去除残余基质，将淘洗过的活性污泥加入密闭的反应器内，向其中加入硝酸钠，控制 NO_3^- -N 为 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，每隔 30 min 取泥水混合物进行过滤，之后测定滤液中的 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 和 NH_4^+ -N 的浓度，活性通过基质浓度变化线性拟合得出。

2 结果与讨论

2.1 CAST 工艺的脱氮效果

CAST 工艺自 2013 年投入运行以来，各项水质指标均满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 一级 B 标准。2021 年 10 月—2022 年 5 月，CAST 工艺的主要进出水水质见表 1。可以看出，CAST 工艺出水 COD、TN 和 PO_4^{3-} -P 浓度分别小于 30、15 和 $0.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，均达到 A 标准的水质要求。而对于出水 NH_4^+ -N，尽管略高于 A 标准所规定的 $1.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，但在二期 A²/O 工艺出水稀释下，污水厂总出水

可达标排放。

2.2 CAST 工艺脱氮途径及原理分析

CAST 工艺属于 SBR 工艺的一种演变，其运行方式也与 SBR 工艺相同，但 CAST 的推流式进水方式使得好氧池的反应并非完全混合式。考虑到 CAST 工艺的脱氮主要是在好氧池。因此，首先对好氧池流态进行分析，结合选择池、缺氧池和好氧池的污泥浓度测定，判断各反应区的流体力学特性。由测定结果可知(图 2)，各反应区的污泥浓度分布并不均匀，在选择池和缺氧池内污泥浓度基本不变，说明这 2 个反应区的流态呈完全混合式；而好氧池进水端污泥浓度最低，约 6 000 mg·L⁻¹；出水端最高，约 8 000 mg·L⁻¹，说明回流混合液和原水混合进入好氧池后，以推流式方式前进，由于混合液回流比较低，使得污泥浓度沿程增加。

CAST 工艺序批式的运行方式及推流式进水方式使其具有独特的脱氮特性。在周期开始时，回流混合液和原水在选择池内混合，此时混合液中的 NO₃⁻-N 被反硝化菌利用原水中的有机物还原成 N₂(反硝化脱氮)。值得注意的是，CAST 工艺的回流比仅为 20%，使得回流至缺氧池的 NO₃⁻-N 含量有限，继而选择池和缺氧池对 TN 脱除的贡献率较低；其次，回流混合液中的活性污泥在选择池和缺氧池中，将原水中的有机物以胞内聚合物的形式储存，之后进入好氧池内，进而作为同步硝化-反硝化脱氮的碳源；最后，当曝气结束后，好氧池内活性污泥开始沉淀，池中剩余 DO 首先被消耗殆尽，此时好氧池部分区域进入缺氧状态，反硝化菌开始利用胞内聚合物及内碳源进行内源反硝化脱氮。综上所述，CAST 工艺脱氮途径包括选择池及缺氧池反硝化脱氮、好氧池同步硝化-反硝化脱氮及内源反硝化脱氮。

为明确 3 种脱氮途径对 TN 脱除的贡献率，结合典型周期水质指标，利用式(1)~(8)对其进行计算，结果见表 2。可以看出，选择池和缺氧池中反硝化脱氮贡献率最低，仅为(1.64±0.05)%，这一结果主要和混合液回流比较低(20%)有关，其可通过增大回流比提升，但需对回流泵进行更换；沉淀出水阶段的内源反硝化脱氮贡献最大，可达(62.86±4.13)%，类似结果在二沉池中也有观察到^[10-11]，但受限于沉淀时间短等因素，其脱氮贡献率难以进一步提升；除去反硝化和内源反硝化脱氮，TN 的脱除全由好氧池同步硝化-反硝化途径完成，贡献率可达(35.50±4.15)%，对其进行优化，或成为进一步提升 CAST 工艺脱氮性能的突破口。基于此，本研究从如何优化同步硝化-反硝化过程入手，通过探究 DO 浓度和饥饿时长对同步硝化-反硝化脱氮性能的影响机制，从而确定适宜 CAST 工艺的运行策略。

2.3 DO 浓度对同步硝化-反硝化脱氮性能的影响

为分析 DO 浓度对同步硝化-反硝化过程的影响特性，测定了不同 DO 浓度下好氧池曝气阶段 DO、NH₄⁺-N 及 NO₃⁻-N 浓度随时间的变化情况，结果如图 3 所示。图 3(a)~(b) 为低 DO 浓度(0.5~1 mg·L⁻¹) 下同步硝化-反硝化的脱氮特性。由图 3(a) 可知，反应过程中 NH₄⁺-N 仅很少一部分被硝化，曝气结束时仍有约 12 mg·L⁻¹ NH₄⁺-N，而 NO₃⁻-N 浓度几乎为零，不能为同步硝化-反硝化过程提供足够的电子受体，进而导致脱氮效率极低。

图 3(c)~(d) 为中等 DO 浓度(1~4 mg·L⁻¹) 下同步硝化-反硝化脱氮特性。由图 3(c) 可知，取样点 1、3 和 5 的 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 浓度随反应的进行呈现先升后降的趋势。在进水曝气阶段，取样点 1 NH₄⁺-N 浓

表 1 进出水水质

水样	COD	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TN	PO ₄ ³⁻ -P
进水	188±22	32.7±7.60	—	40.50±9.50	2.98±1.15
出水	20±3	1.60±1.30	6.74±3.59	11.30±2.20	0.07±0.06

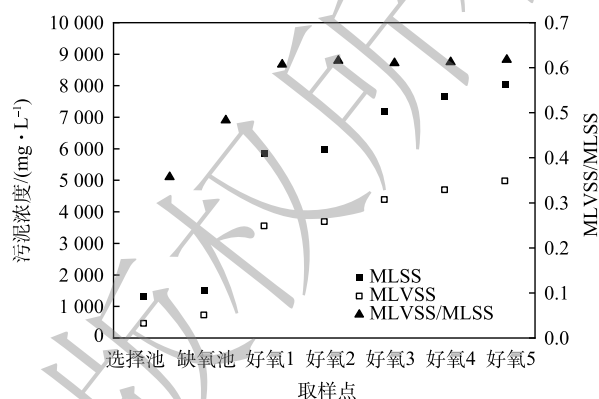


图 2 CAST 工艺沿程污泥浓度变化

Fig. 2 Variation of MLSS along treatment process

表 2 CAST 工艺典型周期各途径脱氮贡献占比

脱氮方式	脱氮量/g	占比/%
反硝化脱氮	526.01±19.91	1.64±0.05
内源反硝化脱氮	20 093.13±1 291.55	62.86±4.13
同步硝化-反硝化脱氮	11 366.27±1 553.06	35.50±4.15
总脱氮	31 985.40±1 212.71	100

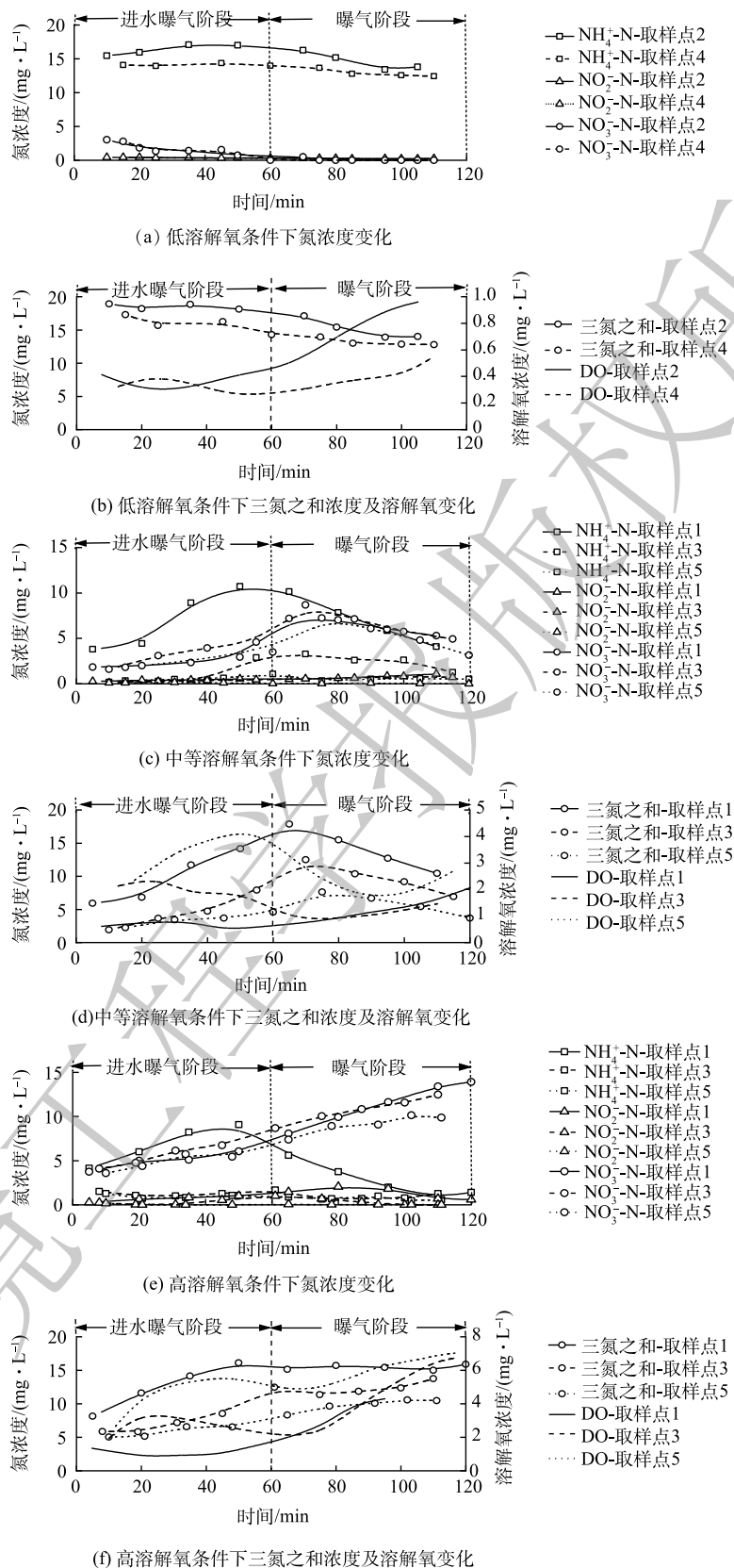


Fig. 3 Variation of nitrogen concentration at each sampling point at different DO concentrations

度由 $3.80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 $10.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，而 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度仅由 $1.85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 $2.94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，这一结果由原水和硝化反应联合贡献。原水会带入一定量的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ，但此时硝化能力有限，无法及时将 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 氧化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ，于是 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度不断升高。对 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 而言，原水会对其进行稀释，但随着硝化反应的进行， $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 会不断积累，因而 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度略有增加，但会明显低于 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度的增加；在曝气阶段，若仅存在硝化反应， $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的下降将同 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的升高相匹配。但实际情况是， $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度同时下降，在曝气结束时分别降至 $4.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $5.29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，此结果证实了同步硝化-反硝化脱氮的存在。由于取样点 3 和 5 距进水口有一定距离，推流式进水方式使得其起始 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 COD 较低，进而 DO 浓度快速升高。而当进水逐渐推移到这两点时（取样点 3 为 20~40 min；取样点 5 为 40~60 min），由于 COD 降低和硝化反应的进行，DO 浓度开始下降，之后随着 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 COD 的降低，DO 浓度开始缓慢回升。依据计算可以得出，同步硝化-反硝化、内源反硝化和反硝化途径对 TN 的脱除贡献率分别为 65.7%、32.5% 和 1.80%。依据计算可得，同步硝化-反硝化、内源反硝化和反硝化途径对 TN 的脱除贡献分别为 65.7%、32.5% 和 1.80%（进水和出水 TN 分别为 $38.80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $6.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，TN 去除率为 84.51%）。

图 3(e)~(f) 为高 DO 浓度 ($1\sim 6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 下同步硝化-反硝化脱氮特性。由图 3(e) 和图 3(f) 可知，3 个取样点的 DO 浓度随时间变化规律与中 DO 水平下的变化规律基本一致，但其浓度均高于后者，取样点 1、3、5 的 DO 平均浓度分别为 3.41 、 4.48 和 $6.07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在高 DO 浓度条件下，氧扩散能力增强，活性污泥絮体内部难以维持缺氧环境，同步硝化-反硝化脱氮过程所需环境遭到破坏，致使 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 不断积累，曝气结束时 3 个取样点的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度依次达到 1.41 、 1.27 、 $0.58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 13.92 、 12.48 、 $9.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。依据计算可得，同步硝化-反硝化、内源反硝化和反硝化途径对 TN 的脱除贡献分别为 39.2%、58.6% 和 2.20%（进水和出水 TN 分别为 40.01 和 $10.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，TN 去除率为 74.51%）。

综上所述，中 DO 浓度下可观察到明显的同步硝化-反硝化过程，同步硝化-反硝化脱氮效果最理想，而高 DO 和低 DO 浓度下无法观察到明显的同步硝化-反硝化过程，脱氮效果较差。因此，CAST 工艺好氧池 DO 应控制为中等浓度，这对同步硝化-反硝化过程进行更有利，从而提高 TN 去除率。

基于不同 DO 浓度下典型周期内同步硝化-反硝化对 TN 脱除的贡献变化，特进行同步硝化-反硝化率测定，以确定同步硝化-反硝化脱氮的最适宜 DO 浓度。在 CAST 反应池进水结束后取取样点 1 的混合液，利用序批式反应器对不同 DO 浓度 ($1.0\sim 2.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 下的同步硝化-反硝化率进行测定，结果如图 4 所示。由图 4 可知，随着 DO 浓度升高，同步硝化-反硝化率逐渐下降。当 DO 浓度控制在 $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，同步硝化-反硝化率达到最高值 (70.66%)， $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 消耗速率和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 生成速率分别为 $1.25 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $0.37 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。而当 DO 浓度控制在 $2.52 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，同步硝化-反硝化率降为 9.34%， $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 消耗速率和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 生成速率分别为 $1.75 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $1.59 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。相比较而言，随着 DO 浓度的升高， $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 消耗速率增幅并不明显，仅为 40%，但 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 生成速率增幅明显，达到 329.73%。这表明在 DO 浓度为 $2.52 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时同步硝化-反硝化过程已严重受限。因此，CAST 工艺 DO 浓度应控制在 $1.0\sim 1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，此时同步硝化-反硝化性能最强，这一结果与实际运行过程中中等 DO 浓度下所得结果一致，同样符合徐凤等^[12]认为的最佳溶解氧浓度 ($0\sim 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 的观点。

2.4 饥饿时长对微生物吸收 HAc 的影响

CAST 工艺中 20% 的混合液回流比使得回流至 CAST 反应池前端的污泥有限，且污泥在好氧池内以推流式方式前进，污泥从好氧池末端回流至前端理论需要 3~5 d，于是微生物将长期处于饥饿状态，即 CAST 工艺运行具有饱食-饥饿的特性，即非平衡增长^[13-14]。饱食-饥饿理论^[15]认为污泥所处饥饿时长会影响胞内聚合物的储存量，而同步硝化-反硝化脱氮能力又取决于胞内聚合物的量。因此，确定合适的饥饿时长，进而明确合适的污泥回流比对提高 CAST 工艺脱氮效率尤为重要。

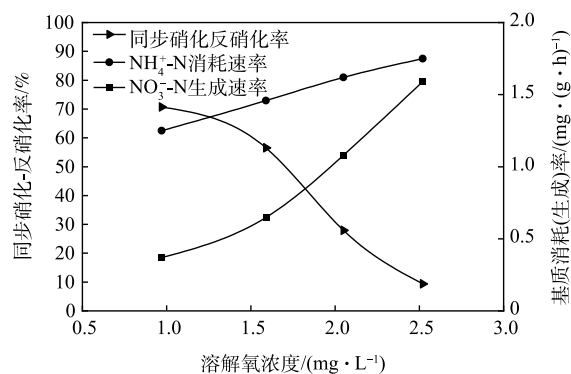


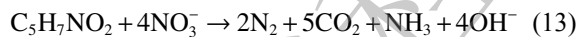
图 4 不同 DO 浓度条件下的同步硝化-反硝化率

Fig. 4 SND rates at different DO concentrations

为探究饥饿时长对微生物吸收有机物的影响,进行批次实验,结果见表 3。由表 3 可知,随着饥饿时长增加,活性污泥对 HAc 的吸收量呈现出先上升后下降的趋势。在饥饿时长为 5 h 时 ΔM_{HAc} 最小,仅为 $0.123 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$;随着饥饿时长的增加,活性污泥内原有细胞聚合物被逐渐消耗,使得活性污泥对 HAc 的吸收能力和储存胞内聚合物的空间得以提升,当饥饿时长为 36 h 时 ΔM_{HAc} 达到最大,为 $0.173 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$;随着饥饿时长的进一步增加,微生物开始利用细胞体进行反硝化,导致参与吸收的微生物数量有所减少(可检测到 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度升高),进而吸收量减小,当饥饿时长为 72 h 时 ΔM_{HAc} 仅有 $0.173 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ 。综上所述,最佳饥饿时长应控制为 36 h,此时的 HAc 吸收量最大,更有利于同步硝化-反硝化脱氮。本研究中 CAST 工艺好氧池有效容积为 $4\,254 \text{ m}^3$,若活性污泥停留时间为 36 h,则每天由好氧池末端回流至选择池的污泥量为 $3\,016 \text{ m}^3$,CAST 工艺每天运行 6 个周期,每周回流量为 502 m^3 ,基于每周进水量为 $1\,125 \text{ m}^3$,CAST 工艺的最佳回流比应控制为 45%,这对好氧池的同步硝化-反硝化和内源反硝化脱氮过程更有利。

2.5 CAST 工艺内源反硝化脱氮特性分析

为了解 CAST 工艺好氧池内源反硝化脱氮特性,在曝气结束时取 1、3 和 5 取样点的泥水混合物,对其内源反硝化活性进行了测定,结果见图 5。由图 5 可知,取样点 1 泥水混合物内源反硝化活性最大,达到 $1.48 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$,明显高于取样点 3 ($1.08 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$) 和取样点 5 ($1.05 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$)。造成这一结果的原因是取样点 1 靠近进水端,活性污泥所吸附的有机物及微生物储存的胞内聚合物较多,所以可用于内源反硝化反应的电子供体较多。而对于取样点 3 和取样点 5 的活性污泥,较长的污泥龄导致外源有机物和胞内聚合物已被大量消耗,内源反硝化反应只能以细胞作为碳源进行,致使内源反硝化速率较低。内源反硝化主要是利用内碳源(细胞体)进行反硝化,细胞体的化学结构通式为 $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$,化学计量反应如式(13)所示。



由式(13)可知,每去除 1 g 的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 理论上会产生 0.25 g 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。而在 CAST 工艺中,取样点 1、3 和 5 每去除 1 g 的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 依次产生 0.09、0.13 和 0.20 g $\text{NH}_4^+\text{-N}$,均低于利用细胞体进行反硝化的理论值,但沿着推流方向逐渐接近理论值。此结果证实内源反硝化过程不单以细胞体作为碳源,还包括污泥所吸附的有机物及微生物储存的胞内聚合为碳源。

2.6 CAST 工艺脱氮性能评价与运行调控建议

表 4 列举了 CAST、 A^2O 和氧化沟工艺的脱氮指标。由表 4 可知,3 种工艺出水 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 浓度相当,均满足相关排放要求。而对于出水 TN,CAST、 A^2O 和氧化沟工艺的去量分别为 29.1、36.06 和 39.03 mg,每去除 1 mg TN 所需 COD 依次为 5.77、6.41 和 15.94 mg,此结果说明 CAST 工艺更具脱氮潜力,但考虑到 CAST 工艺出水 TN 明显高于 A^2O 和氧化沟工艺,因而对其运行提出以下调控建议:1)DO 浓度调控:依据现场测定和同步硝化-反硝化率测定实验,为获得良好的同步硝化-反硝化脱氮性能(较高同步硝化-反硝化率)及降低运行费用(减少供氧量),在 CAST 工艺好氧池内实行阶梯曝气,沿泥水混合物流动方向不断升增加曝气量,控制好氧池前段、中段和后段的 DO 质量浓度依次处于 0.6~1.0、

表 3 不同饥饿时长下活性污泥对 HAc 的吸收量

Table 3 Uptake of HAc by activated sludge at different famine durations

饥饿时长/h	$\Delta M_{\text{HAc}_0}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\Delta M_{\text{NO}_3^-}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\Delta M_{\text{NO}_2^-}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\Delta M_{\text{HAc}_1}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\Delta M_{\text{HAc}_2}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
5	335.16	79.35	74.87	91.31	243.84
24	394.68	101.39	88.34	128.47	266.2
36	468.91	103.59	94.3	124.77	344.14
48	407.25	102.71	93.03	124.46	282.79
72	376.14	96.54	84.47	121.76	254.38

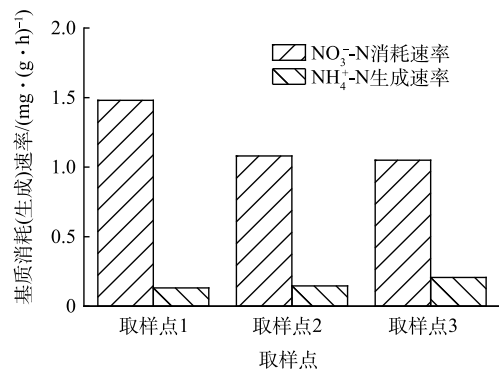


图 5 不同取样点内源反硝化过程中氮消耗(生成)速率
Fig. 5 Rate of nitrogen consumption (production) during endogenous denitrification at different sampling points

表 4 CAST、A²/O 和氧化沟工艺脱氮指标Table 4 Denitrification indicators of CAST, A²/O and oxidation ditch processesmg·L⁻¹

工艺	进水COD	进水NH ₄ ⁺ -N	进水TN	出水COD	出水NH ₄ ⁺ -N	出水TN
CAST	188±23	32.70±7.60	40.50±9.50	20±3	1.60±1.30	11.40±2.20
A ² /O	249±38	36.12±5.38	44.36±4.87	18±3	0.32±0.26	8.30±1.26
氧化沟	643±136	35.12±4.89	47.50±5.33	21±3	1.07±0.57	8.47±1.01

1.0~2.0 和 2~3 mg·L⁻¹。2) 污泥回流比调控: 依据饱食-饥饿实验, 为保证微生物将进水有机物尽可能多的以碳源的形式储存, 从而增强同步硝化-反硝化脱氮性能, 将 CAST 工艺的回流比由当下的 20%(饥饿时长为 80 h) 提升至 45%(饥饿时长为 36 h)。

3 结论

1) CAST 工艺好氧池内同步硝化-反硝化和沉淀过程中内源反硝化对总氮去除的贡献占据主导作用, 贡献率分别为 (35.50±4.15)% 和 (62.86±4.13)%, 而缺氧池反硝化脱氮贡献仅为 (1.64±0.05)%。

2) DO 浓度对同步硝化-反硝化脱氮性能有重要影响, 控制 DO 浓度在 1.0~1.5 mg·L⁻¹ 时, 可获得最大同步硝化-反硝化脱氮效果。

3) 饥饿时长对微生物吸收 HAc 有重要影响, 当饥饿时长为 36 h 时, 可获得最大 HAc 吸收量, 达到每 1 g VSS 消耗 0.173 g HAc, 可为同步硝化-反硝化脱氮提供更多碳源。

参考文献

- [1] 邓伟斌. 南方某污水处理厂 CAST 工艺提标改造[J]. 中国给水排水, 2016, 32(16): 3-4.
- [2] 王俊, 王琴, 陈杰云, 等. CAST 工艺处理小城镇污水的运行模式优化研究[J]. 中国给水排水, 2011, 27(19): 17-20.
- [3] MERVYN C, 朱明权. 循环式活性污泥法 (CAST) 的应用及其发展[J]. 中国给水排水, 1996, 12(6): 4-10.
- [4] 孙剑辉, 闫怡新, 徐文刚. 循环式活性污泥法 (CAST) 的设计要点[J]. 中国给水排水, 2003, 19(1): 89-91.
- [5] 孟栋. 利用剩余活性污泥合成聚羟基脂肪酸酯的研究进展[J]. 生物工程学报, 2019, 35(11): 2165-76.
- [6] BIAN D J, GUO H Y, ZHANG W H, et al. Simultaneous C and N removal in a hybrid CAST reactor[C]. 3rd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, Beijing, 2009: 5145-5146.
- [7] WANG Y Y, ZHANG Z X, YAN M, et al. Impact of operating conditions on nitrogen removal using cyclic activated sludge technology (CAST)[J]. Journal of Science and Health Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, 2010, 45(3): 370-376.
- [8] WANG S P, YU J J, LIU Y H, et al. Achieving and maintaining of short-cut nitrification in a cyclic activated sludge system[J]. Water Science and Technology, 2011, 64(10): 2016-2022.
- [9] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法 (第四版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [10] 钱亮, 贺北平, 刘瑞东, 等. 西安市第四污水处理厂一期工程升级改造经验总结[J]. 中国给水排水, 2016, 32(2): 74-78.
- [11] 田敏, 崔涛, 吕恺, 等. 西安市第四污水处理厂 A²/O 工艺的脱氮性能评价[J]. 中国给水排水, 2020, 36(13): 1-6.
- [12] 徐凤, 李佩武, 刘艳辉. 曝气量对 CAST 工艺脱氮性能的影响[J]. 天津城市建设学院学报, 2010, 16(4): 281-284.
- [13] 彭党聪, 王志盈, 袁林江. 活性污泥系统非平衡增长理论及其应用[J]. 中国给水排水, 2001, 17(2): 19-21.
- [14] MAJONE M, DIRCKS K, BEIM J. Aerobic storage under dynamic conditions in activated sludge processes. The state of the art[J]. Water Science & Technology, 1999, 39(1): 61-73.
- [15] 拉马尔奥, 王凤石. 废水处理概论[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1982.

(责任编辑: 曲娜)

Evaluation of nitrogen removal performance of the CAST process in a wastewater treatment plant

WANG Hengxin^{1,2}, WANG Na^{1,2}, QIN Kaikai³, LYU Kai^{1,2,*}, PENG Dangcong³

1. School of Ecology and Environment, Ningxia University, Yinchuan 750021, China; 2. Key Laboratory of Rehabilitation and Reconstruction of Degraded Ecosystems in Northwest China, Ningxia University, Yinchuan 750021, China; 3. School of Municipal and Environmental Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China

*Corresponding author, E-mail: lvkai@nxu.edu.cn

Abstract The nitrogen removal performance of CAST process in a wastewater treatment was evaluated by measuring the nitrogen components and suspended solids in the selective, anoxic and aerobic tanks, combined with the simultaneous nitrification and denitrification (SND) rate and feast-famine batch tests. The results showed that the contribution to total nitrogen(TN) removal through SND in aerobic tank and endogenous denitrification at sedimentation stage were dominated, which were $(35.50\pm 4.15)\%$ and $(62.86\pm 4.13)\%$, respectively, while the denitrification in anoxic tank only accounted for $(1.64\pm 0.05)\%$. The Dissolved oxygen (DO) concentration had a great influence on the nitrogen removal performance of CAST process. The best nitrogen removal effect happened when the DO concentration in aerobic pool was controlled at $1\sim 1.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and the TN removal rate of CAST process could reach 84.51%. The Feast-Famine batch tests proved that the maximum absorption of HAC occurred at the famine duration of 36 h, being up to 0.173 g HAC per 1 g VSS consumption. Based on this result, the optimal reflux ratio could be estimated to be 45%.

Keywords CAST; nitrogen removal; simultaneous nitrification and denitrification; endogenous denitrification; feast-famine