

水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201709051 中图分类号 X703.1 文献标识码 A

李刚, 王建芳, 沈耀良. 亚硝化颗粒污泥处理低碳高氨氮废水的影响因素 [J]. 环境工程学报, 2018, 12(3): 697-704.

LI Gang, WANG Jianfang, SHEN Yaoliang. Influencing factors of nitrosation granular sludge treating wastewater with low carbon and high ammonia concentration [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018, 12(3): 697-704.

亚硝化颗粒污泥处理低碳高氨氮废水的影响因素

李刚^{1,2,3}, 王建芳^{1,2,3,*}, 沈耀良^{1,2,3}

1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009

2. 江苏省环境科学与工程重点实验室, 苏州 215009

3. 江苏高校水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009

第一作者: 李刚 (1992—), 男, 硕士研究生, 研究方向: 废水生物处理理论与技术。E-mail: lg199202@126.com

* 通信作者, E-mail: wjf302@163.com

摘要 稳定的部分硝化是新型脱氮工艺处理低 C/N 比高氨氮废水的关键环节。在 SBR 中, 以放置超过 30 d 的亚硝化颗粒污泥为接种污泥, 考察反应器内快速启动亚硝化的可行性和污泥形态变化, 探讨 pH 和 C/N 比对颗粒污泥性能和氮转化的影响。结果表明, 通过提高进水负荷可快速启动亚硝化反应器, 氨氮去除率和亚硝酸盐累积率均在 90% 以上, 由同步反硝化引起的氮损失为 20% 左右。降低进水 pH 至 7.0, SBR 周期运行最高游离氨 FA 浓度为 $5.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 有利于 NOB 选择性抑制, 提高氨氮去除率, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N} / \text{NH}_4^+ - \text{N}$ 比值从 0.5 提高到 0.95 左右。C/N 比高于 2, 会引起异养微生物的快速增殖, COD 去除负荷提高了 $1.45 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, AOB 受显著抑制, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N} / \text{NH}_4^+ - \text{N}$ 由 1.0 降低至 0.65 左右, 出现颗粒污泥破裂、解体。

关键词 好氧颗粒污泥; 亚硝化; pH; C/N 比

传统的硝化反硝化生物脱氮技术处理碳源充足、氮负荷较低的废水, 处理成本低、效果相对稳定, 被污水处理厂广泛采用。然而, 对于垃圾渗滤液、养殖废水等低 C/N 比、高氨氮浓度废水的脱氮处理, 往往因碳源不足, 自养硝化菌富集困难等问题难以达到理想的脱氮效果。以亚硝酸盐为核心的短程硝化反硝化、部分硝化-厌氧氨氧化等脱氮技术可克服传统硝化反硝化脱氮技术的不足^[1-3], 但亚硝化过程的控制是短程生物脱氮不可或缺的部分, 是实现短程脱氮的关键。

厌氧氨氧化对进水底物要求严格, 而众多高氨氮废水中缺乏亚硝酸盐基质, 因此, 这在很大程度上限制其应用, 具有亚硝化性能的颗粒污泥有望解决这一难题。好氧颗粒污泥具有良好的沉降性能, 有利于截留微生物, 易富集功能性微生物, 再加上特定的空间结构, 微生物种群丰富, 耐冲击能力强, 占地面积小, 运行维护费用低^[4-5], 往往用于高浓度有机废水、高含盐度废水及多种工业废水处理^[6-9]。当然, 好氧颗粒特殊的空间结构, 能有效截留生长缓慢的自养微生物, 也有利于不同功能脱氮微生物的富集, 可实现特定的氮转化和亚硝酸盐积累。

本研究探索好氧颗粒污泥部分硝化性能快速提升方法以及运行参数如负荷、pH、进水 C/N 关键性因子对部分亚硝化性能的影响, 探索以好氧颗粒污泥实现稳定亚硝化为厌氧氨氧化提供理想基质的可能性, 为新型脱氮工艺处理低 C/N 比、高氨氮废水提供技术参数和理论指导。

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行条件

本实验所用装置为圆柱形 SBR (sequencing batch reactor)，内径为 7 cm，高度 140 cm，高径比为 20，运行过程中实际有效容积为 4 L。运行过程中排水比为 50%，单周期进水量为 2 L。如图 1 所示，反应器底部设置曝气装置，为污泥系统提供溶解氧和剪切力，用流量计控制曝气量为 $2.5\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ，表面上升流速约为 $1.1\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ 。反应系统运行通过时间程序控制器实现反应过程的自动控制，单周期为 3 h，5 min 进水，170 min 反应，5 min 沉降、排水和闲置。通过水浴缸控制温度为 $(30\pm 2)\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，HRT 为 6 h。各阶段运行状况如表 1 所示。

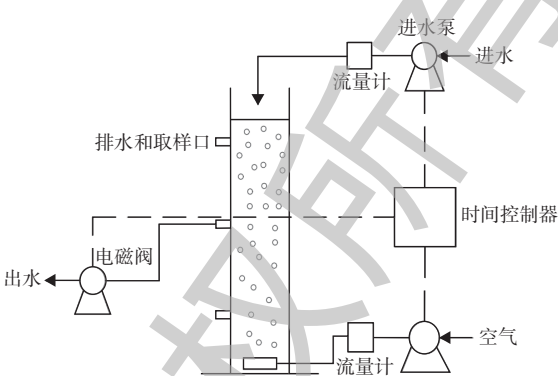


图 1 SBR 示意图
Fig. 1 Schematic diagram of SBR

表 1 SBR 具体运行状况
Table 1 Specific operational condition in SBR

运行阶段	运行时间/d	进水浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)		进水 pH	C/N
		COD	$\text{NH}_4^+\text{-N}$		
I	1~42	200~1 000	100~500	8.0	2
II	43~51	1 000	500	7.5	2
III	52~63	1 000	500	7.0	2
IV	64~74	1 200	500	7.0	2.4
V	75~85	1 400	500	7.0	2.8

1.2 实验用水与接种污泥

原水为人工配制的模拟废水，其中以氯化铵为氮源 ($100\sim 500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，以 N 计)、乙酸钠为碳源 ($200\sim 1\,400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，以 COD 计)，使用碳酸氢钠调控进水 pH 为 7.0~8.0。接种污泥来自于实验室培养具有亚硝化性能的好氧颗粒污泥，进水 C/N 为 1，进水氨氮浓度 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，容积负荷为 $1.02\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 的条件下运行，出水 COD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率均在 90% 左右。颗粒污泥平均粒径为 2~2.5 mm。接种时，污泥放置 1 个多月，颗粒污泥平均粒径为 2~2.5 mm，表面呈黑灰色。在 SBR 中接种沉降后浓缩的好氧颗粒污泥 700 mL 左右，加水至有效容积为 4 L 后，反应器内污泥浓度为 $5.09\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

1.3 分析方法

本研究所用主要指标——化学需氧量 (COD) 采用快速消解分光光度法； $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度法； $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法； $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用紫外分光光度法；MLSS 采用标准重量法；pH 采用赛多利斯酸度计^[10]测定。游离氨 (free ammonia, FA) 计算如式 (1) 所示。

$$C_{\text{FA}} = \frac{C_{[\text{NH}_4^+\text{-N}]} \times 10^{-\text{pH}}}{\text{e}^{6\,433/(T+273)} + 10^{-\text{pH}}} \tag{1}$$

式中： C_{FA} 为游离氨 FA 浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； T 为温度， $^{\circ}\text{C}$ ； $C_{[\text{NH}_4^+\text{-N}]}$ 为氨氮浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

2 结果与讨论

2.1 进水负荷对好氧颗粒污泥硝化性能的影响

控制进水 C/N=2，pH 为 8.0 左右，氨氮浓度为 $100\sim 500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，COD 浓度相应为 $200\sim 1\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。启动运行至 42 d 左右，逐步提升负荷过程中污泥有机物去除和氮转化性能变化，结果如图 2 所示。

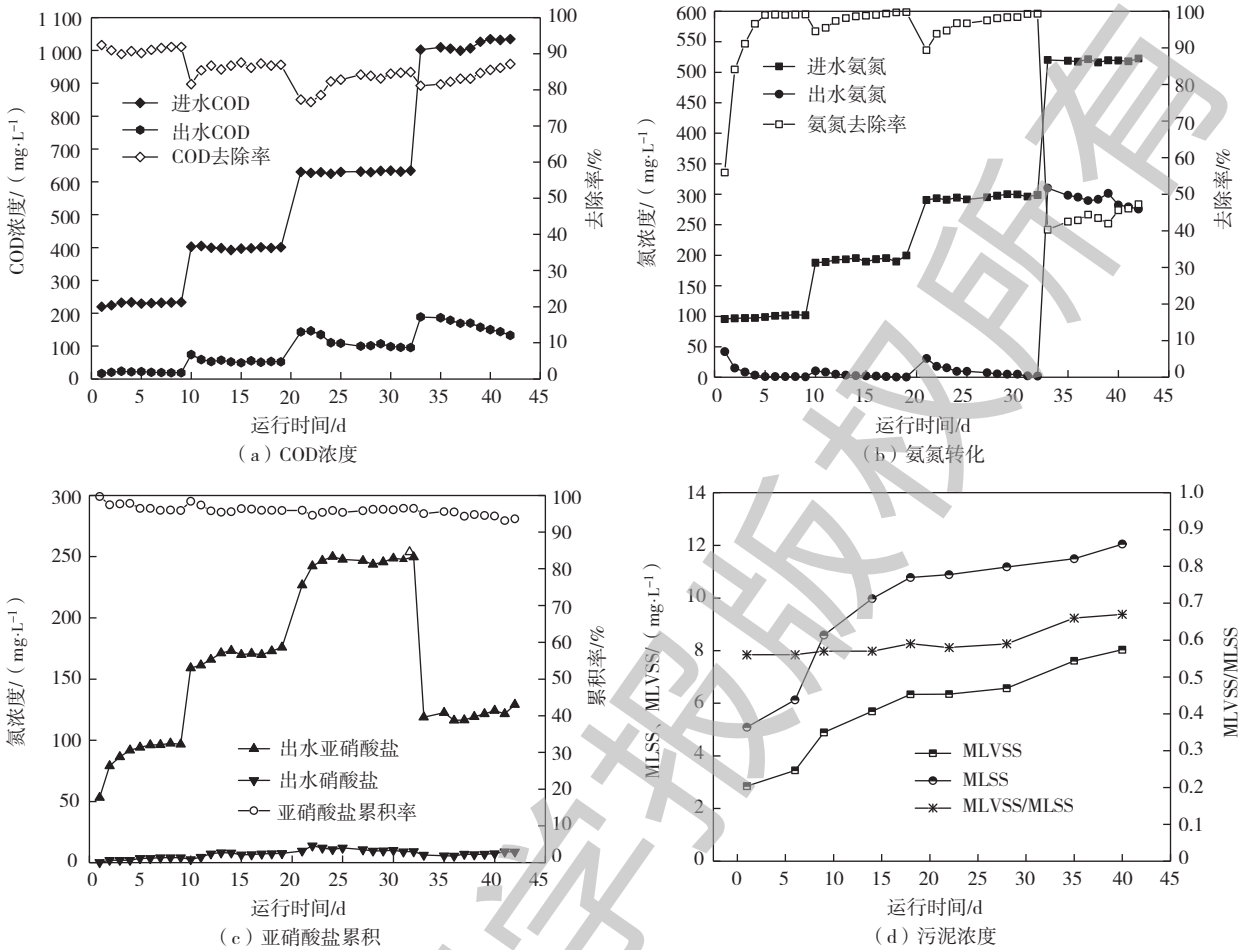


图2 提升进水负荷过程中水质参数和污泥浓度的变化
Fig. 2 Changes of water quality parametric and granular sludge concentration during influent load increase

第 1~32 天, 进水氨氮浓度和负荷分别从 100 mg·L⁻¹ 和 0.4 kg·(m³·d)⁻¹ 逐级提升至 300 mg·L⁻¹ 和 1.2 kg·(m³·d)⁻¹ 过程中, 反应器氨氮去除率在 90% 以上, COD 去除率在 80% 以上。对于性能良好的好氧颗粒污泥, 进水有机物和氨氮浓度快速提升, 出水亚硝酸盐浓度逐步提高, 亚硝酸盐积累率达到 85% 以上, 这与 WU 等^[11] 研究好氧颗粒污泥处理 C/N 为 2 的废水结果相似。这一实验结果表明, 亚硝化颗粒污泥放置 1 个月后重新启动, 性能快速恢复, 并没有出现显著的滞后期。

硝化过程受氨氧化菌 (AOB) 和亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 2 类硝化菌的控制, 主要利用 AOB 和 NOB 生理机制和动力学特征上的差异, 抑制 NOB, 使 AOB 成为优势菌群, 将反应控制在亚硝化阶段。温度、pH、DO、碱度、氮负荷等诸多环境因素, 都可对 AOB 和 NOB 产生不同影响。相对于 NOB, AOB 在较低的 DO 环境条件下, 具有更强的氧亲和力, 有利于实现亚硝化。本研究控制曝气量为 2.5 L·min⁻¹, DO 最低值在 2.0 mg·L⁻¹ 以上, 但由于好氧颗粒污泥同步去除有机物和氨氮, 颗粒污泥表面富含大量由异养微生物产生的 EPS, 加上颗粒污泥特定的空间结构, 在颗粒纵深方向氧的传质受限, 使亚硝酸盐氧化菌 NOB 受到抑制, 产生亚硝酸盐积累。实验结果表明, 整个过程中出水硝酸盐浓度极低, 亚硝酸盐积累率均在 90% 以上, 表现出良好的亚硝化性能。这主要是由于颗粒污泥在氨氮和有机物浓度快速提升情况下, 异养菌增殖导致 EPS 升高, DO 在颗粒污泥中传质梯度为亚硝酸盐积累创造有利条件。据报道, 氨氮浓度提高对亚硝酸盐氧化菌造成的抑制作用大于其对氨氧化菌的影响, 同时异养菌的增殖进一步削弱了亚硝酸盐氧化菌结合溶氧的能力^[12-14]。

系统获得稳定亚硝化性能后,在第33天,进水氨氮浓度和负荷分别从 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.2\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 提高至 $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2.0\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,氨氮去除率显著下降,仅为50%左右,出水氨氮剩余浓度达到 $275\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,亚硝酸盐出水浓度下降至 $130\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。尽管FA/FNA的选择性抑制是实现亚硝化线路的重要调控方式,进水中氨氮浓度的提升,FA浓度可有效抑制NOB,有利于亚硝酸盐累积,但本研究在氨氮浓度提高至 $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,亚硝酸盐累积率下降,主要受到异养微生物的影响。此时进水COD浓度高达 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,降解有机物的异养微生物大量繁殖,并与AOB竞争DO,导致AOB的活性受抑制。此外,氨氮负荷的快速升高也会一定程度上对氨氧化菌产生冲击性影响^[15-16]。同时,研究发现,此阶段系统出现近20%的TN损失,说明在SBR运行周期中,存在缺氧环境,有机物被用作电子供体进行反硝化,进一步证实在本研究系统中曝气量不变,有机物和氨氮负荷提升,DO成为AOB受制约的重要因素。

在整个负荷不断提升过程中,相对自养微生物,异养微生物在基质充足条件下,COD的去除率相对稳定(见图2(a))。图2(d)表明,在进水有机物和氨氮负荷不断提升过程中,污泥浓度和活性不断提高,MLVSS/MLSS高达0.67,并且主要以颗粒污泥形态存在。为了保证系统稳定运行,需进行定期排泥。

2.2 进水pH对好氧颗粒污泥部分亚硝化的影响

各类微生物都有其适合自身生长的最佳pH,pH对微生物代谢过程和产物存在形态也会产生重要影响。在亚硝化控制过程中,通过控制不同pH调节FA或FNA,有效抑制NOB,促进AOB成为优势种群。本研究探讨了pH分别为8.0、7.5和7.0条件下氮转化的影响,见图3。

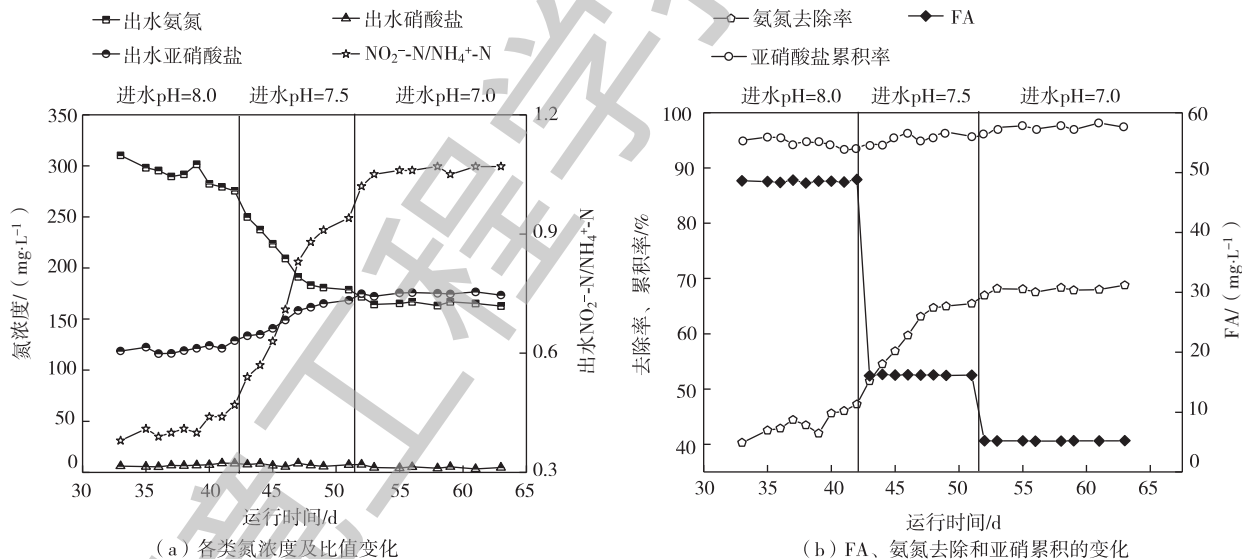


图3 进水pH对氮形态转化的影响

Fig. 3 Effects of influent pH on nitrogen transform

由图3可以看出,进水pH从8.0下降至7.0,氨氮去除率逐渐提升,出水氨氮大幅下降,生成亚硝酸盐浓度不断提高,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 比值从0.5提高到0.95左右。进水pH变化导致游离氨(FA)浓度发生变化,对氮形态转化产生至关重要的作用。如图3(b)所示,进水pH为8.0时,进水FA浓度高达 $48.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,系统氨氮去除率仅为46.05%,当改变进水pH至7.5后,进水FA浓度降低至 $16\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,氨氮去除率快速提升,第51天,升高至65.12%左右。pH至7.0左右,进水FA浓度为 $5.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,氨氮去除率稳定在70%左右。整个过程中,出水硝酸盐浓度都较低,说明系统维持在稳定的亚硝化阶段。进水中高FA浓度会对好氧颗粒污泥中氨氧化菌造成较强的抑制和冲击作用。

季民等^[17]提出FA冲击浓度高于 $8.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,高负荷FA冲击会导致氨氧化菌丰度降低,FA浓度在 $10\sim 20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时会对微生物硝化过程造成明显的抑制作用。

COD的降解和氨氮转化过程都会导致系统内pH的变化。氨氮氧化成亚硝酸盐和硝酸盐的过程需要消耗碱度,造成系统pH下降;与此相反,乙酸钠降解过程会消耗一定的 H^+ ,导致pH升高,图4为单周期内pH综合变化的结果。由图4可知,不同pH条件下单周期系统pH均呈现先升高后降低的趋势,这与异养菌快速降解COD有关。异养菌降解有机物过程中会快速消耗水中 H^+ ,产生碱度使pH小幅上升,而随着氨氮氧化过程的进行,系统内 H^+ 被消耗,导致pH下降。进水pH不同,单周期运行过程中FA波动较大。进水pH为8.0,系统内FA最高浓度可达 $51.88\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在周期结束时FA为 $11.40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;进水pH降至7.5,周期内最高FA浓度降低至 $16.93\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;进水pH至7.0时,系统内FA最高值为 $5.53\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。ANTHONISEN等^[18]研究发现,FA对NOB和AOB产生抑制作用的浓度分别为 $0.1\sim 1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\sim 150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,降低进水pH至7左右,可缓解高浓度FA对氨氧化菌的抑制作用,提升系统氨氮转化能力,同时系统中的FA浓度又可有效抑制NOB^[19-20]。然而,FA浓度过低阻碍了氨氧化菌与氨氮的结合,系统氨氮去除能力难以继续提升,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 趋于稳定。

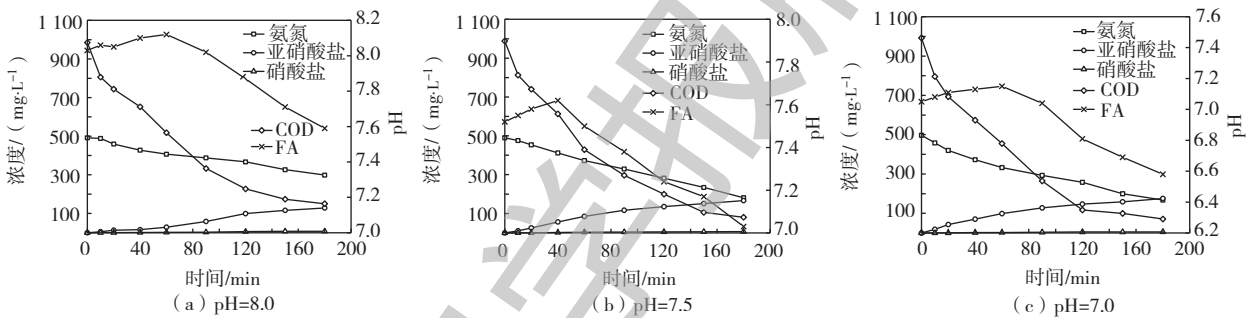


图4 不同初始pH单周期反应器内水质参数变化
Fig. 4 Water quality parametric variation in a single cycle under different initial pH

进水pH从8.5降低至7.0,系统COD去除率略有提高(如图5所示),系统中出现总氮损失,也表明COD除了被直接降解外,还有少量被用作反硝化碳源。系统运行中反硝化消耗的COD(根据总氮去除量计算)随总氮去除率同步升高。进水pH由8.0降至7.0的过程中,系统总COD去除率增长主要是由于反硝化消耗碳源,COD去除率增加12%左右。这主要归因于颗粒物表面的异养菌和氨氧化菌快速消耗颗粒污泥表面溶解氧,使得颗粒污泥内部出现缺氧环境,同时较多的COD可用作反硝化碳源,有机物和亚硝酸盐经由颗粒污泥表面孔隙进入其内部,诱发颗粒污泥内部异养反硝化菌的增殖^[21]。

2.3 进水C/N对好氧颗粒污泥部分亚硝化的影响

在废水中,有机物是基质中最常见的组分,且有机物浓度也会受各种因素的影响而波动,很难达到理想的C/N比为2:1,有必要探讨C/N比对颗粒污泥亚硝化性能的影响。本研究探讨了C/N比

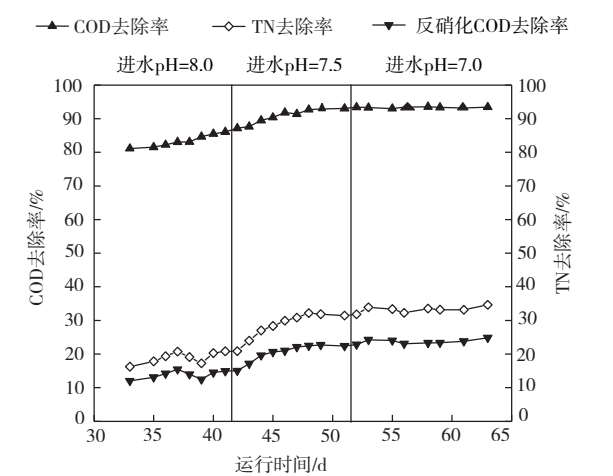


图5 进水pH对COD去除及TN去除的影响
Fig. 5 Effects of influent pH on COD removal and TN removal

分别为 2、2.4 和 2.8 对氮转化性能的影响。

如图 6 所示，进水 C/N 由 2 升至 2.8，系统氨氮去除率相对稳定，亚硝酸盐浓度反而下降，出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 持续降低，由 1.0 降低至 0.65 左右，硝酸盐浓度一直维持在较低水平。COD 去除能力逐步提升，系统 COD 去除负荷提高 $1.45 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ ，用作同步反硝化碳源 COD 的去除负荷仅升高 $0.58 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ ，说明 C/N 比增加，导致颗粒污泥表面好氧异养菌的快速增殖，使得好氧颗粒污泥 COD 去除效能提高。颗粒污泥中异养微生物大量增殖，自养微生物 AOB 在与其争夺溶氧过程中处于劣势，会削弱甚至恶化系统氨氮氧化能力^[22-23]。颗粒污泥结构的变化进一步证实这一现象。进水 C/N=2.4 时，COD 容积负荷为 $4.80 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右，好氧颗粒污泥粒径快速增大，这与刘小朋等^[24]在有机负荷为 $3.20 \sim 4.84 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时所得结果一致。如图 7 所示，此时颗粒污泥粒径高达 7~9 mm，反应器内产生大量絮体。较大污泥粒径使得颗粒稳定性受到影响，加之反硝化产气导致颗粒发生破碎。C/N 比增加到 2.8 时，大量颗粒污泥发生破碎，C/N 比的持续增高对颗粒污泥结构造成了极大的破坏。LUO 等^[25]在研究 C/N 比对颗粒污泥结构稳定性中指出，进水 C/N 比在 1~2 之间具有较稳定的结构，C/N 比高于 2 时颗粒污泥易发生破碎。说明以硝化为目标的好氧颗粒污泥处理 C/N 比高于 2 的废水，易导致硝化性能下降或颗粒解体。

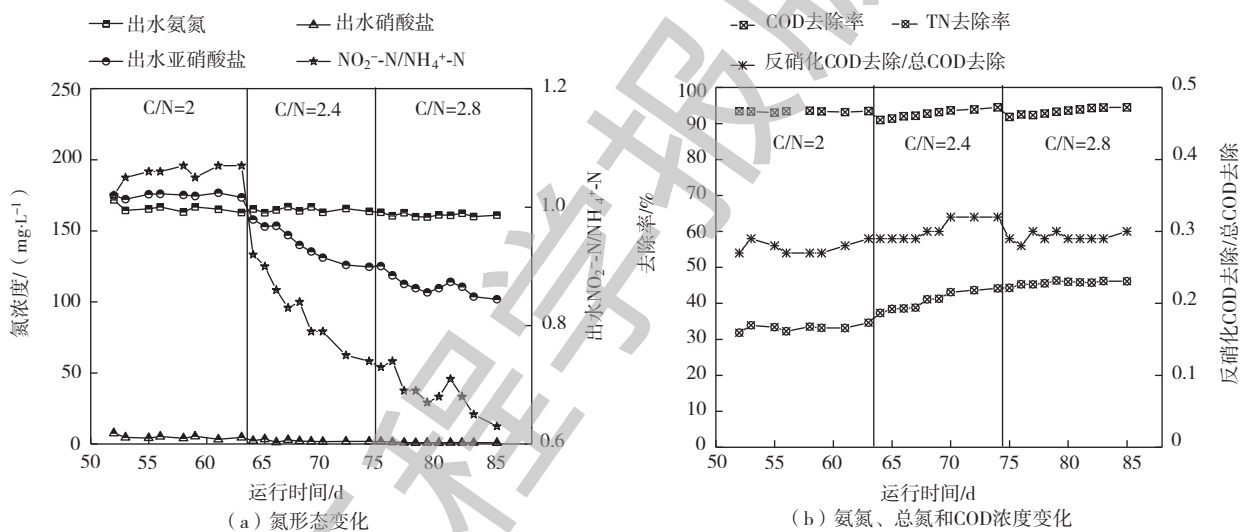


图 6 不同 C/N 比条件下 SBR 性能变化
Fig. 6 Performance variation of SBR under different C/N ratio

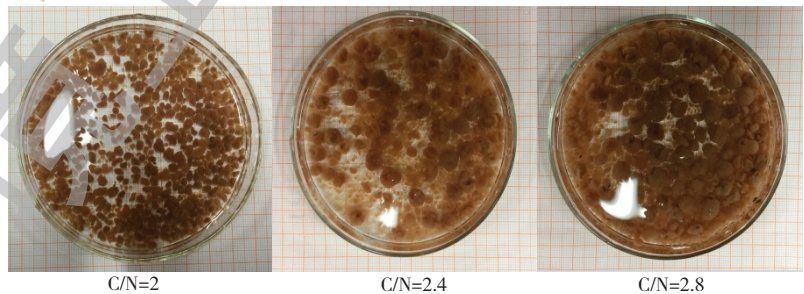


图 7 不同进水 C/N 比下反应器内好氧颗粒污泥形态变化
Fig. 7 Change of morphology of granular sludge in various influent C/N ratio

3 结论

1) 放置一段时间的好氧颗粒污泥通过逐级提高进水负荷，能快速启动亚硝化性能。进水 C/N=2 条件下，进水氨氮浓度由 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 升至 $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 过程中，系统氨氮去除率和亚硝酸盐累积率均

在 90% 以上, 进一步提升氨氮浓度至 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 由于异养菌增殖导致氨氮氧化性能下降。

2) 进水 pH 由 8.0 降至 7.0 过程中, 进水 FA 由 $48.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $5.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 有利于 NOB 选择性抑制, 提高氨氮去除率, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N} / \text{NH}_4^+ - \text{N}$ 比值从 0.5 提高到 0.95 左右。COD 去除率提高 12%, 主要是由于同步反硝化消耗碳源的缘故。

3) 对于性能良好的亚硝化颗粒污泥, 进水 C/N 比从 2 升至 2.8, 异养微生物快速增殖, COD 去除负荷提高 $1.45 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, AOB 受到抑制, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N} / \text{NH}_4^+ - \text{N}$ 由 1.0 降低至 0.65 左右, 出现颗粒污泥破裂、解体。

参考文献

- [1] SHALINI S S, JOSEPH K. Start-up of the sharon and anammox process in landfill bioreactors using aerobic and anaerobic ammonium oxidizing biomass[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 149(4): 474-485. DOI:10.1016/j.biortech.2013.09.104.
- [2] VALVERDE P B, MAURICIO I M, SIN G. Systematic design of an optimal control system for the Sharon-anammox process[J]. *Journal of Process Control*, 2016, 39: 1-10. DOI:10.1016/j.jprocont.2015.12.009.
- [3] DOSTA J, VILA J, SANCHO I, et al. Two-step partial nitrification/anammox process in granulation reactors: Start-up operation and microbial characterization[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 164(10): 196-205. DOI:10.1016/j.jenvman.2015.08.023.
- [4] PERERA M K, ENGLEHARDT J D, TCHOBANOGLOUS G, et al. Control of nitrification/denitrification in an onsite two chamber intermittently aerated membrane bioreactor with alkalinity and carbon addition: Model and experiment[J]. *Water Research*, 2017, 115: 94-101. DOI:10.1016/j.watres.2017.02.019.
- [5] WU S, BHATTACHARJEE A S, WEISSBRODT D G, et al. Effect of short term external perturbations on bacterial ecology and activities in a partial nitrification and anammox reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 219: 527-535. DOI:10.1016/j.biortech.2016.07.118.
- [6] SHOW K Y, LEE D J, TAY J H. Aerobic granulation: Advances and challenges[J]. *Applied Biochemistry & Biotechnology*, 2012, 167(6): 1622-1640. DOI:10.1007/s12010-012-9609-8.
- [7] LAURENI M, FALAS P, ROBIN O, et al. Mainstream partial nitrification and anammox: Long-term process stability and effluent quality at low temperatures[J]. *Water Research*, 2016, 101: 628-639. DOI:10.1016/j.watres.2016.05.005.
- [8] LI H S, ZHOU S Q, HUANG G T, et al. Achieving stable partial nitrification using endpoint pH control in an SBR treating landfill leachate[J]. *Process Safety & Environmental Protection*, 2014, 92(3): 199-205. DOI:10.1016/j.psep.2013.01.005.
- [9] LI X, HUANG Y, YUAN Y, et al. Start up and operating characteristics of an external air-lift reflux partial nitrification-anammox integrative reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 238: 657-665. DOI:10.1016/j.biortech.2017.04.109.
- [10] 刘文如, 沈耀良, 丁玲玲, 等. 接种好氧颗粒污泥快速启动硝化工艺的过程研究[J]. *环境科学*, 2013, 34(6): 2302-2308. DOI:10.13227/j.hjks.2013.06.047.
- [11] WU L, PENG C Y, PENG Y Z, et al. Effect of wastewater COD/N ratio on aerobic nitrifying sludge granulation and microbial population shift[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(2): 234-241. DOI:10.1016/S1001-0742(11)60719-5.
- [12] 王书永, 钱飞跃, 王建芳, 等. 有机物对亚硝化颗粒污泥中功能菌活性的影响[J]. *环境科学*, 2017, 38(1): 269-275. DOI:10.13227/j.hjks.201607076.
- [13] DONG W, LI S, TAO Y, et al. Aerobic granules formation and simultaneous nitrogen and phosphorus removal treating high strength ammonia wastewater in sequencing batch reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 171(1): 211-216. DOI:10.1016/j.biortech.2014.08.001.
- [14] 赵志瑞, 马斌, 张树军, 等. 高氨氮废水与城市生活污水短程硝化系统菌群比较[J]. *环境科学*, 2013, 34(4): 1448-1456. DOI:10.13227/j.hjks.2013.04.022.
- [15] ZHAO J T, HUANG J, GUAN M L, et al. Mathematical simulating the process of aerobic granular sludge treating high carbon and nitrogen concentration wastewater[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 306: 676-684. DOI:10.1016/j.cej.2016.07.098.
- [16] 金仁村, 阳广凤, 马春, 等. 乙酸钠和无机盐对部分亚硝化反应器运行性能的影响[J]. *环境科学学报*, 2010, 30(3): 504-512.
- [17] 季民, 刘灵婕, 翟洪艳, 等. 高浓度游离氨冲击负荷对生物硝化的影响机制[J]. *环境科学*, 2017, 38(1): 260-268. DOI:10.13227/j.hjks.201607116.

- [18] ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T B, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. Journal Water Pollution Control Federation, 1976, 48(5): 835-852.
- [19] CHO K, SHIN S G, LEE J, et al. Nitrification resilience and community dynamics of ammonia-oxidizing bacteria with respect to ammonia loading shock in a nitrification reactor treating steel wastewater[J]. Journal of Bioscience & Bioengineering, 2016, 122(2): 196-202. DOI:10.1016/j.jbiosc.2016.01.009.
- [20] SOLIMAN M, ELDYASTI A. Long-term dynamic and pseudo-state modeling of complete partial nitrification process at high nitrogen loading rates in a sequential batch reactors (SBR)[J]. Bioresource Technology, 2017, 233: 382-390. DOI:10.1016/j.biortech.2017.02.108.
- [21] WANG J L, GONG B Z, WANG Y M, et al. The potential multiple mechanisms and microbial communities in simultaneous nitrification and denitrification process treating high carbon and nitrogen concentration saline wastewater[J]. Bioresource Technology, 2017, 243: 708-715. DOI:10.1016/j.biortech.2017.06.131.
- [22] WANG J F, QIAN F Y, LIU X P, et al. Cultivation and characteristics of partial nitrification granular sludge in a sequencing batch reactor inoculated with heterotrophic granules[J]. Applied Microbiology & Biotechnology, 2016, 100(21): 9381-9391. DOI:10.1007/s00253-016-7797-9.
- [23] ZIELINSKA M, BERNAT K, CYAZIK K A, et al. Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations[J]. Journal of Environmental Sciences, 2012, 24(6): 990-998. DOI:10.1016/S1001-0742(11)60867-X.
- [24] 刘小鹏, 王建芳, 钱飞跃, 等. 提高有机负荷对好氧颗粒污泥形成与稳定过程的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(9): 3352-3357. DOI:10.13227/j.hjks.2015.09.030.
- [25] LUO J H, HAO T W, WEI L, et al. Impact of influent COD/N ratio on disintegration of aerobic granular sludge[J]. Water Research, 2014, 62(7): 127-135. DOI:10.1016/j.watres.2014.05.037.

(本文责任编辑: 郑晓梅)

Influencing factors of nitrosation granular sludge treating wastewater with low carbon and high ammonia concentration

LI Gang^{1,2,3}, WANG Jianfang^{1,2,3,*}, SHEN Yaoliang^{1,2,3}

1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China

2. Jiangsu Key Laboratory of Environmental Science and Engineering, Suzhou 215009, China

3. Jiangsu High Education Collaborative Innovation Center of Water Treatment Technology and Material, Suzhou 215009, China

Abstract Achieving stable partial nitrification is a key step in treating wastewater with low carbon/nitrogen ratio and high ammonia concentration in the new nitrogen removal process. The feasibility of fast start-up nitrosation and change of sludge morphology were studied in the reactor, inoculating nitrosation granular sludge which was stored over 30 days in SBR. The effects of pH and C/N ratio on granular performance and nitrogen compound transformation. As a result, nitrosation reactor was fast started by improving influent nitrogen loading. Over 90% of the ammonia removal and nitrite accumulation were achieved while nearly 20% total nitrogen was obtained by simultaneous denitrification. While the pH was decreased to 7.0, the concentration of free ammonia (FA) was $5.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in a SBR cycle, which was in favour of inhibiting NOB and improving ammonia removal. The ratio of $\text{NO}_2^- \text{-N} / \text{NH}_4^+ \text{-N}$ was increased from 0.5 to 0.95. When the ratio of C/N in influent was over 2, heterotrophic microorganisms were augmented and the COD removal loading was increased by $1.45 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. Meanwhile, AOB was inhibited and the ratio of $\text{NO}_2^- \text{-N} / \text{NH}_4^+ \text{-N}$ was reduced from 1.0 to 0.65 while the structure of some granular sludge was fallen apart.

Key words aerobic granular sludge; nitrosation; pH; C/N ratio