

doi:10.3969/j.issn.1674-4764.2013.01.020

ASBR 与脉冲进水 SBR 组合工艺处理垃圾渗滤液

王淑莹, 朱如龙, 王 凯, 苗 蕾

(北京工业大学 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124)

摘要:为了研究厌氧-好氧工艺处理垃圾渗滤液的脱氮性能,采用 ASBR 联合脉冲进水 SBR(脉冲 SBR)处理高氨氮实际垃圾渗滤液。ASBR 的水力停留时间为 2 d;中间水箱调节脉冲 SBR 的进水 C/N(3~5)和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度;脉冲 SBR 采用 3 次等量进水模式,运行周期分为 4 个缺氧段和 3 个好氧段,不投加外碳源,缺氧₄ 利用污泥内碳源进行反硝化。结果表明,串联运行时期(157 d)系统获得了高效的脱氮性能。ASBR 进水 COD 为 $7\ 338 \sim 10\ 445 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,去除率在 83% 以上;脉冲 SBR 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度分 4 个阶段逐步提高至 $912.0 \pm 41.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,总氮(TN)去除率在 90% 以上,出水总氮小于 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;系统 COD 和总氮去除率分别在 87% 和 97% 以上。单个缺氧₄ 进程内的内源反硝化速率(DNR)会由快变慢,而其平均理论内源反硝化速率(TDNR_m)达到了 $1.531 \text{ mgN} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gMLVSS}^{-1}$ 。在不使用物化预处理和不投加外碳源的情况下实现了对渗滤液的深度脱氮。

关键词:ASBR;脉冲进水 SBR;内源反硝化;垃圾渗滤液

中图分类号:X703 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-4764(2013)01-0121-07

Treatment of Wastewater with High Concentration of Ammonia Nitrogen through ASBR Combining with Pulsed SBR

Wang Shuying, Zhu Rulong, Wang Kai, Miao Lei

(Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, P. R. China)

Abstract:In order to analyze the nitrogen removal performance of anaerobic-aerobic process treating landfill leachate, a system combining ASBR with pulsed SBR was applied to treat real landfill leachate with high concentration of ammonia nitrogen. The HRT of ASBR was 2 d; middle water tank regulated the COD/ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (3~5) and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration of pulsed SBR's influent; the cycle of pulsed SBR consisted of four anoxic stages and three oxic stages in which three equal feeds model was applied. In the fourth anoxic stage (An_4), internal carbon source was used to implement denitrification without any extra carbon source addition. The results indicate that efficient nitrogen removal performance of this system was achieved in the series running period (157 d). Influent chemical oxygen demand (COD) concentration of ASBR was from $7\ 338 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ to $10\ 445 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ of which above 83% was removed; pulsed SBR's influent $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration could be divided into four phases in which improving from $296.1 \pm 14.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ to $912.0 \pm 41.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, and the effluent total nitrogen (TN) concentration of pulsed SBR was below $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ all the time, which means TN removal rate reached over 90%. To sum up, the COD and TN removal rate of the combined system were above 87% and 97%, respectively. Endogenous denitrification rate (DNR) of

收稿日期:2012-05-25

基金项目:国家自然科学基金(51178007)

作者简介:王淑莹(1953-),女,教授,博士生导师,主要从事水质科学与水环境恢复研究,(E-mail)ilusmyt@126.com;wsy@bjut.edu.cn。

An_4 changed from the fast one to the slow one, and the mean value of theoretical denitrification rate (TDNR_m) of pulsed SBR's An_4 could reach $1.531 \text{ mg N} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gMLVSS}^{-1}$. Advanced nitrogen removal of the system was realized without extra carbon source addition and physicochemical pre-treatment.

Key words: ASBR; pulsed SBR; endogenous denitrification; landfill leachate

由于经济实力、技术水平等因素,决定了中国 90% 以上的城市垃圾采用卫生填埋法处理。随之而产生的垃圾渗滤液是一种 COD_{cr} 浓度高、重金属含量高,且成分复杂和水质水量变化大的难处理高氨氮废水。因此,垃圾渗滤液的处理一直是水处理领域的一个世界性的难题^[1]。

目前处理垃圾渗滤液运用较多的有生物法和物理化学法。其中物理化学方法包括反渗透、高级氧化等工艺。然而,上述 2 种工艺的处理成本较高,且反渗透工艺还存在膜易堵塞和浓水处理的问题。生物法作为现如今处理垃圾渗滤液较为高效和经济的方法,尤其在脱氮方面具有优势,例如厌氧氨氧化 (Anammox) 工艺、上流式厌氧污泥床 (UASB) 工艺、间歇式活性污泥法 (SBR) 工艺和连续流活性污泥法 (A/O) 工艺等^[2-4],而根据渗滤液的水质采用一套合理的处理工艺是提高处理效率的关键。

ASBR 反应器具有工艺简单、无需二沉池、操作灵活、反应推动力大、污泥沉降性好,耐冲击负荷大等优点^[5-6],所以被广泛运用于高浓度有机废水的厌氧消化。当 ASBR 运行时,废水中复杂有机物首先在产酸菌的作用下被分解为低分子有机酸和醇类,而在随后的产甲烷阶段,产甲烷菌将产酸阶段产生的中间产物继续分解为 CH₄、CO₂ 等。但厌氧消化并不能去除废水中的氨氮,氨氮的去除需要通过好氧处理。脉冲式 SBR 是在传统 SBR 基础上对其运行方式改进后的一种新型污水脱氮处理工艺,该工艺将 SBR 的进水方式改为在时间上多段进水的形式,使原水中的有机物被充分利用作为反硝化碳源,节省了曝气量和外碳源的投加量^[7]。因此,可以将 ASBR 反应器和脉冲 SBR 反应器串联起来,形成一种序批式操作的渗滤液脱氮工艺。目前,国内外对利用 SBR 工艺处理垃圾渗滤液的研究有一定的报道。李晨等^[8]利用 ASBR + SBR 工艺,对渗滤液 COD 的去除率在 88%~90%,总氮去除率在 55%~84%。Hector 等^[9]将中试规模的 SBR 进水方式改为分段进水后处理渗滤液,在氮负荷在 $0.48 \text{ kg N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 情况下,总氮的平均去除效率为 80%。但是 ASBR 联合脉冲 SBR 处理渗滤液的研究鲜有报道。本研究的目的是以实际垃圾渗滤液为对象,在不添加任何外碳源的情况下考察 ASBR + 脉冲 SBR 处理渗滤液的脱氮和有机物去除效果,力

求建立一种经济高效的处理渗滤液新技术。

1 试验材料与方法

1.1 试验装置及水质

实验采用 ASBR + 脉冲 SBR 组合工艺工艺流程见图 1。储存在原水箱中的渗滤液进入到 ASBR 反应器中,ASBR 的作用主要是去除渗滤液中的有机物。ASBR 的出水进入中间水箱,原渗滤液和脉冲 SBR 出水分别通过旁通管和回流管进入中间水箱,待中间水箱中的渗滤液调整为试验所要求的浓度后进入脉冲 SBR,脉冲 SBR 主要进行 NH₄⁺-N 的硝化和 NO_x⁻-N 的反硝化,去除渗滤液中的 TN。原水箱、ASBR、脉冲 SBR 和中间水箱的材质均为有机玻璃,其中原水箱和中间水箱的有效容积为 6 L,ASBR 与脉冲 SBR 的有效容积为 10 L。ASBR 反应器中安装有 pH 仪、机械搅拌器;脉冲 SBR 反应器中安装有 DO 仪、pH 仪、ORP 仪、机械搅拌器和曝气头。ASBR 和脉冲 SBR 的运行温度由温控箱和加热带实时控制和调整。

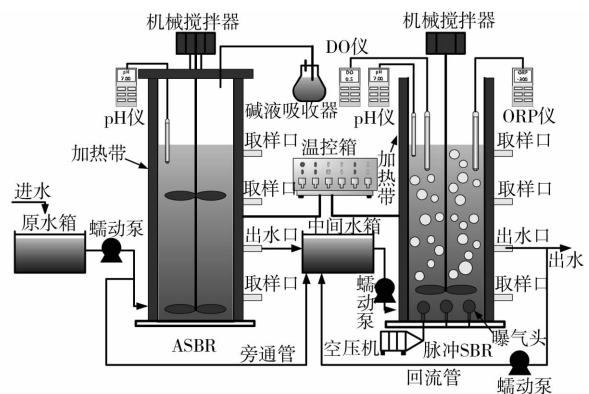


图 1 ASBR + 脉冲 SBR 生化系统示意图

研究所采用的垃圾渗滤液取自北京某填埋场。该渗滤液 COD 浓度较高,B/C 比为 0.5 以上,C/N 为 7~9,属于早期垃圾渗滤液。为了防止渗滤液中的有机物自然降解,将其存储在 4℃ 冰箱当中。原水水质见表 1,其 pH 值在 7.7~8.2 之间。

表 1 垃圾渗滤液水质

COD/ (mg · L ⁻¹)	TN/ (mg · L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/ (mg · L ⁻¹)	BOD ₅ / (mg · L ⁻¹)
7 338~10 445	1 139~1 703	837~1 442	3 720~6 922

1.2 试验运行模式

试验共分为系统启动和串联运行 2 个时期。启动时期 ASBR 与脉冲 SBR 分开运行,污泥性能稳定后将 ASBR 与脉冲 SBR 按图 1 所示串联起来。两个时期的 ASBR 运行模式相同,排水体积为 5 L(排水比为 0.5),运行周期为 1 d,即 HRT(水力停留时间)为 2 d,SRT(污泥龄)为 25~30 d,MLSS 为 15~20 g·L⁻¹,运行温度为 35℃。ASBR 的运行分为进水(10 min)、搅拌(22.5 h)、沉淀(30 min)、排水(20 min)、闲置(30 min)。串联运行时期 ASBR 出水、原渗滤液和脉冲 SBR 出水进入中间水箱,按一定比例混合以后,达到试验所需要的水质,其中 ASBR 多余的出水用于本实验室其他研究。

在串联运行时期脉冲 SBR 采用 3 次等量运行模式,即在操作过程中分 3 次投加渗滤液,每次投加渗滤液量相等。反应器有效体积 10 L,排水比为 0.3,分 3 次投加渗滤液,每次投加 1 L。脉冲 SBR 运行策略如图 2 所示,脉冲 SBR 的一个运行周期可分为:缺氧₁(30 min)→好氧₁(实时控制)→缺氧₂(实时控制)→好氧₂(实时控制)→缺氧₃(实时控制)→好氧₃(实时控制)→缺氧₄(实时控制)→沉淀(1 h)→排水(10 min)。其中 3 次进水都为瞬时进水,闲置时间不固定,好氧₃结束后不投加外碳源,利用微生物内碳源进行反硝化(内源反硝化)。整个串联运行时期 MLSS 和 MLVSS 分别维持在 4 500~5 500 mg·L⁻¹和 4 200~4 800 mg·L⁻¹,SRT 为 20 d,温度控制在 25.5~26.5℃,好氧过程曝气量为 95~105 L·h⁻¹,溶解氧控制在 2 mg·L⁻¹以下。

系统启动时期脉冲 SBR 运行方式与串联运行时期相同,但在缺氧₄开始时投加外碳源(无水乙酸钠:2.5 g)。脉冲 SBR 2 个不同运行时期的所有曝气进程都由在线 DO 与 pH 判断终点,缺氧₂、缺氧₃和缺氧₄都由在线 ORP 判断终点,其中缺氧₂和缺氧₃在出现终点后延长 20 min。

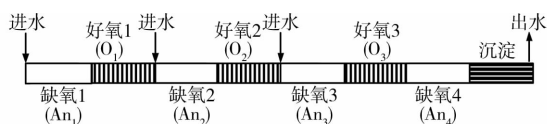


图 2 串联运行时期脉冲 SBR 运行策略

1.3 分析项目与测定方法

水质指标分析方法有:SCOD(溶解性 COD,文中以 COD 表示,采用重铬酸钾法测定)、BOD₅(OC100,WTW)、MLSS 和 MLVSS(滤纸重量法)、DO 值(DO340i,WTW)、pH 值(pH340i,WTW)和 ORP(ORP340i,WTW)、NO₂⁻-N[N-(1-萘基)

—乙二胺分光光度法]、NO₃⁻-N(麝香草酚分光光度法)、NH₄⁺-N(纳氏试剂分光光度法)、TN(TOC 分析仪,德国耶拿)。

1.4 接种污泥

ASBR 接种污泥取自北京六里屯卫生填埋场的厌氧消化性能良好的厌氧生物反应器,接种初始 MLSS=19 780 mg·L⁻¹,MLVSS=8 775 mg·L⁻¹,VSS/SS=44%,说明接种污泥中无机物质较多,活性偏低。

脉冲 SBR 的接种污泥取自本实验室处理晚期垃圾渗滤液的 SBR 反应器内有良好短程硝化性能的活性污泥,接种初始 MLSS=5 365 mg·L⁻¹,MLVSS=4 237 mg·L⁻¹,SV=27%,沉降性能良好。

2 结果与讨论

2.1 启动时期 ASBR 生化性能

ASBR 接种污泥取自卫生填埋场处理实际渗滤液的厌氧反应器。ASBR 的启动分为 2 个阶段,第 1 阶段将原渗滤液与自来水按比例 1:1 混合,进水 COD 在 3 500~5 500 mg·L⁻¹,即 COD 容积负荷(OLR)为 1.75~2.75 kgCOD·m⁻³·d⁻¹,运行 10 d 以后出水 COD 稳定在 600~800 mg·L⁻¹。第二阶段进水为原渗滤液,进水 COD 为 7 000~11 000 mg·L⁻¹,即 OLR 为 3.5~5.5 kgCOD·m⁻³·d⁻¹,运行 10 d 后,ASBR 出水 COD 稳定在 1 000~1 200 mg·L⁻¹,COD 去除率为 85%~89%,ASBR 生化性能趋于稳定(连续 5 个周期 COD 去除率变化在 10%之内),启动结束。

2.2 启动时期脉冲 SBR 生化性能

脉冲 SBR 进水为一定比例的原渗滤液、ASBR 出水和自来水的混合液,每天运行 1 个周期,进水 NH₄⁺-N 为 248.1~252.3 mg·L⁻¹;COD 为 893~1 032 mg·L⁻¹。20 d 驯化后,出水 NH₄⁺-N<10 mg·L⁻¹;TN<20 mg·L⁻¹;COD<300 mg·L⁻¹。硝化和反硝化效果良好,并趋于稳定(出水各指标去除率连续 5 个周期变化在 10%之内),出水水质良好。其中出水 COD 为渗滤液中有机的不可生物降解部分。

2.3 串联运行时期 ASBR 生化性能

启动结束后将 ASBR 与脉冲 SBR 串联运行,整个串联运行时期经历 157 d,ASBR 的进水为原渗滤液,如图 3 所示,其 COD 为 7 338~10 445 mg·L⁻¹,OLR 为 2.669~5.223 kg COD·m⁻³·d⁻¹。经过厌氧消化后,ASBR 出水 COD 为 911~1 355 mg·L⁻¹,COD 去除率一直维持在 83%以上。但是,ASBR 的出水 NH₄⁺-N 浓度普遍高于进水 NH₄⁺-N 浓度

(图中未显示), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的略有上升(增幅为 0.77%~6.11%)是因为在厌氧消化过程中厌氧微生物细胞的增殖很少,故只有很少的氮转化为细胞,大部分可生物降解的有机氮都被还原为消化液中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ^[10]。

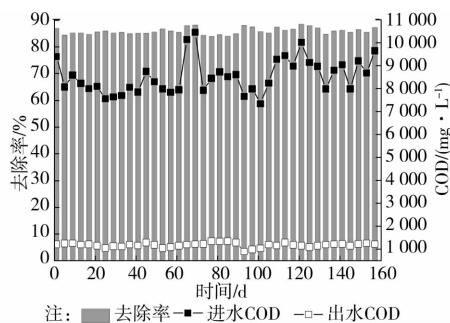


图 3 串联运行时期 ASBR 的 COD 变化规律

2.4 串联运行时期脉冲 SBR 生化性能

串联运行时期通过调节进入中间水箱中的原渗滤液、ASBR 出水和脉冲 SBR 出水的混合比例来控制脉冲 SBR 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度和 $\text{COD}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。脉冲 SBR 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度由低到高,总体上可以分为 4 个阶段,但每个阶段的进水 $\text{COD}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 都保持在 3~5 之间,脉冲 SBR 各阶段参数及性能如表 2 所示。

串联运行时期脉冲 SBR 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度从阶段 I 的 $296.1 \pm 14.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 上升到阶段 IV 的 $912.0 \pm 41.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,各个阶段出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓

度保持在 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,去除率在 93% 以上。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的减少是吹脱、同化作用和好氧硝化的共同结果,但其中的主要作用是好氧硝化进程^[11]。

进水 TN 浓度随着进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的增加而升高,阶段 IV 进水 TN 浓度高达 $1011.4 \pm 47.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,各阶段 TN 出水在 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,TN 去除率维持在 90% 以上,出水完全达到了国家最新公布的处理标准中对于总氮的要求,实现了深度脱氮。3 次等量进水的运行方式使得 SBR 第 2 次和第 3 次进水给缺氧₂ 和缺氧₃ 提供了充足的外碳源,提高 TN 去除效率。

需要说明的是,试验在阶段 IV 后将进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度提升至 $1157 \pm 37.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (表 2 中未显示),连续运行 10 d,发现好氧进程的硝化无法彻底完成,在控制每个好氧进程为 3 h 的情况下,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度不断升高,第 10 d 时达到了 $247.38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,脉冲 SBR 硝化性能大幅下降,这可能是由于进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度过高导致水中游离氨(FA)偏高从而抑制了氨氧化菌(AOB)的活性, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 无法被彻底氧化。

为保证各阶段脉冲 SBR 进水 $\text{COD}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$,进水 COD 同样随着 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的上升而增加,出水 COD 从阶段 I 的 $360.6 \pm 27.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 上升到阶段 IV 的 $838.3 \pm 32.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,并不像出水 TN 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度一样保持稳定,这是因为渗滤液中含有大量不可生物降解的有机物^[12]。

表 2 脉冲 SBR 各阶段参数及性能

阶段	时间/d	$\text{NH}_4^+ - \text{N}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		$\text{TN}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		$\text{COD}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	
		进水	出水	进水	出水	进水	出水
阶段 I	1~37	296.1 ± 14.5	11.3 ± 4.3	325.7 ± 15.9	23.5 ± 3.8	944.2 ± 50.7	360.6 ± 27.6
阶段 II	38~77	471.4 ± 27.2	12.8 ± 5.4	521.9 ± 32.1	24.5 ± 5.3	2060.5 ± 103.9	594.2 ± 52.7
阶段 III	78~117	715.4 ± 32.5	10.5 ± 1.3	792.8 ± 35.2	24.1 ± 2.9	2795.8 ± 148.9	727.9 ± 37.4
阶段 IV	118~157	912.0 ± 41.7	11.8 ± 2.2	1011.4 ± 47.6	23.0 ± 3.7	3773.2 ± 112.9	838.3 ± 32.0

2.5 脉冲 SBR 脱氮性能特点

2.5.1 单个周期内好氧进程氮变化规律

通过数据检测发现串联运行时期脉冲 SBR 单个周期内的氮变化具有相同的规律性,现以阶段 IV 脉冲 SBR 运行的全周期为例,如图 4 所示,进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 $952.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,第一次进水完成后反应器内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 $124.48 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,上周期未排出的渗滤液稀释了进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度。每个好氧进程结束时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度 $< 15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,分析原因为:试验中的脉冲 SBR 使用 3 次等量进水模式,好氧₁、好氧₂ 和好氧₃ 分别把第 1、2 和 3 次进水中的

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 氧化为 $\text{NO}_x^- - \text{N}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在第一次进水结束后达到最大,但是理论上只为 1 次进水模式最大 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的 5/12,降低了 FA 对硝化进程的抑制影响。

如图 4 所示,好氧₁ 进程的反应时间明显较好氧₂ 和好氧₃ 长,分析原因为:第 2 次和第 3 次进水中的 COD 大部分作为缺氧₂ 和缺氧₃ 的反硝化碳源被利用,减少了有机物对硝化反应的影响。好氧₂ 和好氧₃ 初始阶段就开始硝化反应,而好氧₁,由于自养菌和异养菌的竞争处于劣势,硝化反应在降解 COD 之后才能得以进行。同时由于反应器内渗滤液的稀

释作用,好氧₂和好氧₃开始时的 FA 浓度低于好氧₁开始时的浓度,对硝化进程的抑制影响减小。

好氧₁、好氧₂和好氧₃进程末都出现了亚硝氮累积,累积率在 90%以上,实现了短程硝化。

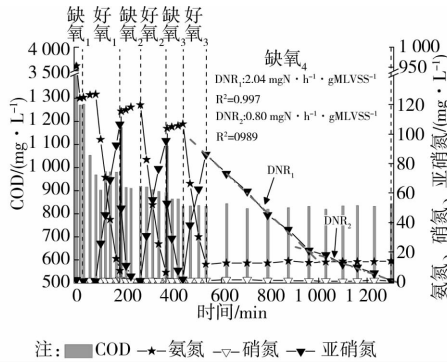


图 4 阶段Ⅳ脉冲 SBR 单个周期内 COD 与氮的变化

2.5.2 单个周期内缺氧进程氮变化规律 如图 4 所示,缺氧₁进程的 COD 浓度变化不大,这是因为上周期反应结束时 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 已被彻底反硝化,缺氧₁进程基本不进行反硝化。缺氧₂和缺氧₃的反硝化进程结束时 $\text{NO}_2^- - \text{N} < 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,并且缺氧₂仅用了 85 min 将系统中的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 从 $106.53 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $0.46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,缺氧₃仅用了 70 min 将系统中的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 从 $95.63 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $1.45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。分析原因为:脉冲 SBR 的进水 $\text{COD}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 3~5,第 2 次进水和第 3 次进水中的有机物为缺氧₂和缺氧₃进程提供了充足的反硝化碳源,利用原水中的碳源进行反硝化的速率较快。在本试验中脉冲 SBR 采用 3 次等量进水的模式,进水中至少 2/3 的 TN 是在外碳源充足的条件下通过反硝化去除的,不仅提高了反硝化速率,还充分利用了原渗滤液中的碳源。

厌氧状态下,有机氮在氨氧化菌的作用下会继续氨化^[13],缺氧₂和缺氧₃进程反硝化结束后,系统进入厌氧状态,使得 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度略有上升。缺氧₄进程中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度同样会上升,因为缺氧₄进程在缺少外碳源的情况下部分细胞裂解来作为反硝化的碳源,同时释放出一定的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。

如图 4 所示,缺氧₄进程中 COD 并没有明显的下降过程,波动幅度较小,说明在不投加外碳源的情况下渗滤液中已没有充足的外碳源, $\text{NO}_x^- - \text{N}$ (90%以上为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$) 通过内源反硝化去除,缺氧₄结束时 $\text{NO}_2^- - \text{N} < 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。通过对缺氧₄进程中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度的反复检测,发现在一个缺氧₄进程中其反硝化速率 (DNR) 会由快 (DNR₁) 变慢 (DNR₂)。图 4 中缺氧₄的 DNR 明显分为 2 个阶

段,其中 DNR₁ 高达 $2.04 \text{ mgN} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gMLVSS}^{-1}$, DNR₂ = $0.80 \text{ mgN} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gMLVSS}^{-1}$, DNR₁ 明显大于 DNR₂,分析原因为:缺氧₄的反硝化进程耗尽了污泥中储存的某种内碳源,导致内源反硝化所利用的内碳源种类发生变化,而碳源种类的变化会引起内源反硝化速率出现阶段性变化^[14]。Lei 等^[15]发现当污泥的 PHB 低于某一个值时,微生物停止利用 PHB 作为反硝化的内碳源,转而将其用于维持基本生命活动。内源反硝化利用的内碳源和机理有待进一步研究。

图 5 表示了串联运行时期内源反硝化(缺氧₄)的理论反硝化速率 (TDNR) 变化规律,其计算公式为:

$$\text{TDNR} = \frac{\rho(\text{NO}_x^- - \text{N}) - \rho'(\text{NO}_x^- - \text{N})}{T \cdot \text{MLVSS}} \quad (1)$$

式中 $\rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$ 为缺氧₄初始 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\rho'(\text{NO}_x^- - \text{N})'$ 为缺氧₄末 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; T 为缺氧₄的反应时间, h; MLVSS 为反应器内污泥浓度, $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

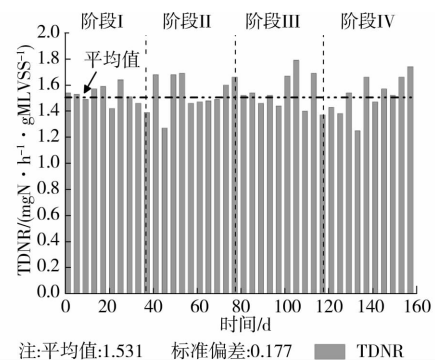


图 5 脉冲 SBR 串联运行时期缺氧₄ TDNR 变化

从图 5 可知串联运行时期脉冲 SBR 的缺氧₄的 TDNR 保持在相对稳定的水平,其平均值 (TDNR_m) 达到了 $1.531 \text{ mgN} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gMLVSS}^{-1}$,标准偏差为 0.177。本试验中脉冲 SBR 缺氧₄进程的内源反硝化速率普遍高于先前研究的一般值^[16-17],其原因为:脉冲 SBR 中污泥浓度较高 (MLVSS = $4500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),而高的污泥浓度有利于内源反硝化^[18];在本试验中脉冲 SBR 的运行方式下,缺氧₁、缺氧₂和缺氧₃在 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 被彻底反硝化以后进入厌氧状态,厌氧状态下,多余的有机物会被微生物合成为细胞内碳源^[19],提高了缺氧₄的内源反硝化速率。整个串联运行时期进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度逐步提高,但是缺氧₄的 TDNR 并没有随着降低,而是保持在一个稳定的水平。这与 Bernat 等^[20]研究结果相符,其发现进水 C/N 会影响内源反硝化速率,因此在进水 C/N 保持相对恒定时,缺氧₄内源反硝化速率变化幅度较小。

2.6 串联运行时期系统运行效果

如图 6 所示,整个串联运行时期(2011-04—2011-09),共运行 157 d。系统的进水 COD 为 $7\ 338\sim 10\ 445\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水 COD 在 $900\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, COD 去除率为 $87.77\%\sim 96.44\%$ 。进水 NH_4^+-N 浓度为 $837\sim 1442\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图中未显示),出水 NH_4^+-N 浓度在 $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, NH_4^+-N 去除率为 $97.85\%\sim 99.77\%$ 。TN 浓度为 $1\ 139\sim 1\ 703\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水 TN 浓度在 $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, TN 去除率为 $97.32\%\sim 98.87\%$,在不外加碳源的情况下实现了深度脱氮的目的。

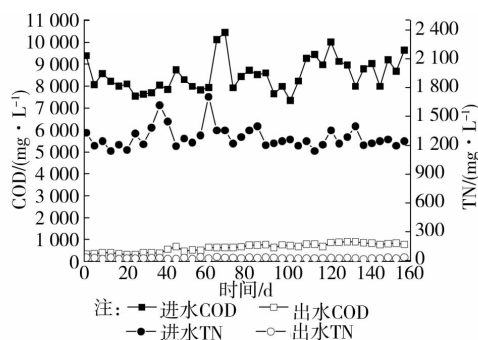


图 6 串联运行时期系统运行效果

3 结论

1) 采用 ASBR+脉冲 SBR 系统处理垃圾渗滤液,不经物化处理,在不外加碳源的情况下实现了 COD、 NH_4^+-N 和 TN 的高效去除,其中 NH_4^+-N 和 TN 的去除率都保持在 97% 以上,出水 TN $< 40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,符合国家有关垃圾渗滤液排放标准中的总氮要求。

2) ASBR 的主要作用是去除渗滤液中的 COD;中间水箱中的渗滤液由 ASBR 出水、原渗滤液和脉冲 SBR 出水按一定比例组成,起到了给脉冲 SBR 进水调节 C/N 和进水 NH_4^+-N 浓度的作用;脉冲 SBR 主要去除渗滤液中的 TN。

3) 脉冲 SBR 的采用 3 次等量进水模式,其进水中的绝大部分有机物用于反硝化,提高反硝化效率和 TN 去除率,并且缩短了好氧降解有机物的反应时间,提高系统反应效率。

4) 脉冲 SBR 的缺氧₄(内源反硝化)进程中的反硝化效率分为快和慢 2 个阶段。

5) 在不投加外碳源的情况下,脉冲 SBR 缺氧₄进程的 TDNR_m 达到了 $1.531\text{ mgN}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g MLVSS}^{-1}$,说明脉冲 SBR 的运行方式有利于微生物内碳源的储存和利用。

参考文献:

- [1] 龙腾锐,易洁,林于廉,等.垃圾渗滤液处理难点及其对策研究[J].土木建筑与环境工程,2009,31(1):114-119.
Long T R, Yi J, Lin Y L, et al. Treatment difficulties and strategies for landfill leachate [J]. Journal of Civil, Architectural & Environmental Engineering, 2009, 31(1): 114-119.
- [2] Castillo E, Vergara M, Moeno Y. Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor [J]. Waste Management, 2007, 27(5): 720-726.
- [3] 刘智萍,郭劲松,Abdulhussai A A,等. Fenton-SBR 工艺对渗滤液溶解性有机物的去除特性[J].土木建筑与环境工程,2010,32(4):96-100.
Liu Z P, Guo J S, Abdulhussai A A, et al. Removal characteristics of DOM in landfill leachate by fenton-SBR process [J]. Journal of Civil, Architectural & Environmental Engineering, 2010, 32(4): 96-100.
- [4] Wang C C, Lee P H, Kumar M, et al. Simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) in a full-scale landfill leachate treatment plant [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 175: 622-628.
- [5] Cheona D Y, Hansem C L. Effect of feeding strategy on the stability of anaerobic sequencing batch reactor responses to organic loading conditions [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(11): 5058-5068.
- [6] Oliveira R P, Ratusznei S M, Rodrigues J A D, et al. Interaction effects of organic load and cycle time in an AsBr applied to a personal care industry wastewater treatment [J]. Journal of Environmental Management, 2010, 91(12): 2499-2504.
- [7] 郭建华,彭永臻,杨庆,等.脉冲 SBR 处理城市污水深度脱氮的工艺特性[J].中国环境科学,2007,27(1):62-66.
Guo J H, Peng Y Z, Yang Q, et al. The characteristics of the pulsed SBR for advanced nitrogen removal of municipal wastewater [J]. China Environmental Science, 2007, 27(1): 62-66.
- [8] 李晨,高峰,金卫红.城市生活垃圾渗滤液的 ASBR-SBR 生物脱氮研究[J].环境科学与技术,2008,31(5):107-111.
Li C, Gao F, Jin W H. Biological nitrogen removal of municipal landfill leachate by ASBR-SBR system [J]. Environmental Science & Technology, 2008, 31(5): 107-111.
- [9] Hèctor M, Sebastià P, Marta C, et al. Nitrogen removal from landfill leachate using the SBR technology [J].

- Environmental Technology, 2009, 30(3): 283-290.
- [10] Largus T A, Shihwu S, et al. Methanogenic population dynamics during startup of a full-scale anaerobic sequencing batch reactor treating swine waste [J]. Water Research, 2002, 36: 4648-4654.
- [11] 吴莉娜, 彭永臻, 刘壮, 等. 晚期垃圾渗滤液两级 UASB-A/O-SBR 工艺短程深度脱氮[J]. 四川大学学报: 工程科学版, 2011, 43(3): 182-187.
- Wu L N, Peng Y Z, Liu M, et al. Advanced nitrogen removal via nitrite from mature landfill leachate by the two-stage UASB-A/O-SBR process [J]. Journal of Sichuan University, Engineering Science Edition, 2011, 43(3): 182-187.
- [12] Bu L, Wang K, Zhao Q L, et al. Characterization of dissolved organic matter during landfill leachate treatment by sequencing batch reactor, aeration corrosive cell-Fenton, and granular activated carbon in series [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 179: 1096-1105.
- [13] Peng X Y, Jia C X, Liu G T. Nitrogen transformation characteristic in two phase anaerobic digestion of OFMSM with digestive effluent reuse [J]. Journal of Central South University of Technology, 2007, 14(3): 334-339.
- [14] Vocks M, Adam C, Lesjean B, et al. Enhanced post-denitrification without addition of an external carbon source in membrane bioreactors [J]. Water Research, 2005, 39(14): 3360-3368.
- [15] Lei Q, Yu L. Denitrification on poly-b-hydroxybutyrate in microbial granular sludge sequencing batch reactor [J]. Water Research, 2005, 39: 1503-1510.
- [16] Bernat K, Wojnowska B I. Carbon source in aerobic denitrification [J]. Biochemical Engineering Journal, 2007, 36(2): 116-122.
- [17] Kampas P, Parsons S A, Pearce P, et al. An internal carbon source for improving biological nutrient removal [J]. Bioresource Technology, 2008, 100(1): 149-154.
- [18] 王少坡, 彭永臻, 王淑莹, 等. 温度和污泥浓度对短程内源反硝化脱氮的影响[J]. 环境科学与技术, 2005, 28(4): 85-103.
- Wang S P, Peng Y Z, Wang S Y, et al. Effects of temperature and MLSS on endogenous denitrification via nitrite [J]. Environmental Science and Technology, 2005, 28(4): 85-103.
- [19] Vocks M, Adam C, Lesjean B, et al. Enhanced post-denitrification without addition of an external carbon source in membrane bioreactors [J]. Water Research, 2005, 39(14): 3360-3368.
- [20] Bernat K, Wojnowska B L, Dobrzynska A. Denitrification with endogenous carbon source at low C/N and its effect on P(3HB) accumulation [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(7): 2410-2418.

(编辑 王秀玲)