

以 ORP 作为 SBR 反硝化过程亚硝态氮积累过程控制参数

孙洪伟¹, 魏东洋², 时晓宁¹, 杨庆¹, 张树军¹, 彭永臻¹, 王淑莹¹

(1. 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;

2. 环境保护部 华南环境科学研究所, 广州 510655)

摘要: 为避免序批式活性污泥法(SBR)工艺生物脱氮反硝化过程毒性更大的亚硝态氮(NO_2^- -N)排入受纳水体,以缺氧/厌氧上流式厌氧污泥流化床(UASB)预处理的实际垃圾填埋场渗滤液为研究对象,考察了以氧化还原电位(ORP)作为SBR反硝化过程 NO_2^- -N积累控制参数的可行性。结果表明:对于4种不同N初始的 $\rho(\text{NO}_3^-$ -N), NO_2^- -N均实现明显积累,积累速率分别为0.117、0.136、0.235、0.068/d。反应过程中,ORP曲线先后出现 NO_3^- -N和 NO_2^- -N拐点,表明硝态氮和亚硝态氮还原反应结束。对于有明显亚硝态氮积累的反硝化过程,仅以 NO_3^- -N作为反硝化速率(r_{DN})的单值函数是不准确的,应以总氧化态氮计,如以 NO_3^- -N作为底物,将其定义为“名义” r_{DN} 。温度分别为14.2、13.9℃低温,5种不同 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 条件下,亚硝态氮均积累,亚硝态氮峰值点为速率平衡点。当 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 低于理论值时,相对 NO_3^- -N \rightarrow N_2 的全程反硝化碳源不充足,但相对于 NO_3^- -N \rightarrow NO_2^- -N的转化碳源充足。

关键词: 垃圾渗滤液; 氧化还原电位(ORP); 反硝化; 亚硝态氮积累; 序批式活性污泥法(SBR)

中图分类号: X 703

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2010)10-1396-06

传统生物脱氮是指硝态氮在硝酸盐还原酶(NaR)、亚硝酸盐还原酶(NiR)、一氧化氮还原酶(NoR)和一氧化二氮还原酶(N_2oR)的作用下,被逐步还原成 N_2 的生化反应过程^[1]。 NO_2^- -N作为反应过程的中间产物,通常假定 NO_2^- -N的还原速率($r_{\text{red,NO}_2^-}$)足够高,不低于 NO_3^- -N还原速率($r_{\text{red,NO}_3^-}$),反硝化过程不会出现 NO_2^- -N积累,因此反硝化速率被看做硝态氮的单值函数^[2]。然而,由于反硝化过程亚硝态氮的积累已被观察到,同时还认为亚硝态氮的还原速率低于硝态氮的还原速率是导致其积累的主要原因,并且具有不同硝态氮、亚硝态氮还原特性的微生物是导致亚硝态氮还原速率低于硝态氮还原速率的本质^[2-4]。对于垃圾渗滤液反硝化过程亚硝态氮的积累以采用氧化还原电位(ORP)作为过程控制参数尚未见文献报道。

采用序批式活性污泥法(SBR)处理经缺氧/厌氧上流式厌氧污泥流化床(UASB)预处理的实际垃圾填埋场渗滤液研究过程发现,在SBR反硝化过程中,观察到明显的 NO_2^- -N积累,因此本研究目的包括3方面:1)考察15.5~13.5℃低温条件下,不同初始 $\rho(\text{NO}_3^-$ -N)对反硝化过程亚硝态氮积累的影响;2)分析基于ORP曲线的硝酸盐和亚硝酸盐拐点作为判断硝态氮、亚硝态氮还原终点的可行性;3)研究 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 对硝态氮还原速率($r_{\text{red,NO}_3^-}$)、亚硝态氮还原速率($r_{\text{red,NO}_2^-}$)和亚硝态氮积累速率($r_{\text{acc,NO}_2^-}$)的影响。

1 试验材料与方法

1.1 试验水质特性

本试验序批式反应器的进水采用经缺氧/厌氧UASB预处理的实际垃圾填埋场渗滤液,缺氧/厌氧

收稿日期: 2008-12-23.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50978003); 北京市自然科学基金资助重点项目(8091001)。

作者简介: 孙洪伟(1976—),男,黑龙江齐齐哈尔人,讲师; 王淑莹(1953—),女,黑龙江肇源人,教授,博士生导师。

UASB 反应器通过缺氧/厌氧生化反应实现有机物的去除,而 SBR 通过硝化-反硝化作用扮演 N 去除的主要角色. SBR 进水水质: $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N}) = 111.5 \sim 250 \text{ mg/L}$; $\rho_{\text{COD}} = 517.2 \sim 934.2 \text{ mg/L}$; $\rho_{\text{TP}} = 0.9 \sim 5.7 \text{ mg/L}$; $\rho_{\text{alkinity}} = 5.0 \sim 8.5 \text{ g/L}$; $\text{pH} = 8.15 \sim 8.63$.

1.2 SBR 试验装置及运行程序

SBR 反应器为圆锥形,用有机玻璃制成,内径为 200 mm,外径为 210 mm,高度 500 mm. 总有效容积为 9 L. 在器壁上设置 4 个取样口,间距均为 100 mm. 采用鼓风机曝气. SBR 反应器运行模式为瞬时—一次性进水—曝气(去除有机物,硝化)—搅拌(投加碳源,反硝化)—静止沉淀—排水. 试验方案: SBR 首先通过硝化作用实现硝态氮的积累,硝化结束时进行反硝化过程的研究. 需要指出: 1) 甲醇作为 SBR 反硝化碳源,为不使碳源投加量成为反硝化过程限制因素,将 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 维持在 5~6. 2) 硝化过程及结束时 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) < 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,硝化结束及反硝化过程中 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N}) < 0.12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

1.3 水样分析及测定方法

从反应器内取一定量(100 mL)泥水混合液悬浮固体样,采用 $0.45 \mu\text{m}$ Millipore filter 过滤,滤纸过滤的残余物在 $105 \text{ }^\circ\text{C}$ 的烘箱内烘 2 h 直至恒重,冷却后测量混合液悬浮固体(MLSS)质量浓度,然后在 $600 \text{ }^\circ\text{C}$ 的马福炉内灼烧 2 h 直至恒重,冷却后测量混合液挥发性悬浮固体(MLVSS)质量浓度. 对过滤水样进行水质指标分析, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 均采用标准方法,采用 WTW 测定仪及相应探针监测液相内溶解氧(DO)、ORP、pH,以监测系统的硝化、反硝化终点.

2 试验结果及分析

2.1 低温条件下 SBR 反硝化过程 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的转化规律及 ORP 的相关性分析

在严格控制试验条件的前提下,系统经过 116 d 的稳定运行(数据未列出),SBR 反应器实现并维持了完全硝化-反硝化生物脱氮. 在此基础上,考察了温度为 $15.5 \sim 13.5 \text{ }^\circ\text{C}$ 低温条件下 4 种不同初始 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ (64.9 、 54.8 、 49.33 、 $29.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 情况下, SBR 反硝化过程 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累及 ORP 的变化规律. 结果见图 1,其中 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 控制在 5:1, ρ_{MLVSS} 为 $2.15 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$.

可以看出,在温度为 $15.5 \sim 13.5 \text{ }^\circ\text{C}$ 低温条件下,对于以 4 种不同 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 开始的反硝化过程,在反应开始的一段时间,由于 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 还原速率($r_{\text{red}, \text{NO}_2^- - \text{N}}$) 小于 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的还原速率($r_{\text{red}, \text{NO}_3^- - \text{N}}$),因此作为电子受体的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 被迅速还原的同时, $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 逐渐增加,实现了一定量的积累. 当 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 较低时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累了相对较高的质量浓度. 4 种不同初始 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 条件下,当反应分别进行到 3、2、1、2 h 时, $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 达到峰值,分别为 37.8、21.5、25.2、18.9 mg/L. 跃过峰值点, SBR 反应器内进行以硝态氮和亚硝态氮为电子受体的反硝化反应,直至反应结束. 同时,可清楚地看出, ORP 曲线先后出现硝酸盐和亚硝酸盐 2 个拐点. 对于分别以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为电子受体的反硝化过程, ORP 曲线上的硝酸盐和亚硝酸盐拐点可作为反硝化终点的指示参数^[5-10]. 然而,在低温条件下, SBR 反硝化过程 ORP 曲线上同步出现硝酸盐和亚硝酸盐的文献尚未见报道. 在本试验进行过程中,当 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 、 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 几乎为 0 时, ORP 曲线先后出现硝酸盐拐点和亚硝酸盐拐点,以此分别指示 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 还原反应结束. 这也更加验证了在本试验条件下 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累的明显性.

下面对 ORP 曲线的变化规律进行分析. 首先根据硝酸盐拐点和亚硝酸盐拐点将 ORP 曲线划分为 2 段: 第 1 段,从反硝化开始至硝酸盐拐点,这一过程中,根据 $r_{\text{red}, \text{NO}_2^- - \text{N}} < r_{\text{red}, \text{NO}_3^- - \text{N}}$ 和 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N})$ 随着反应进行而逐渐降低,可推断生化系统内同时进行 $\text{NO}_3^- - \text{N} \rightarrow \text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N} \rightarrow \text{N}_2$ 两类还原反应,因此,这 2 类还原反应所形成的 $\text{NO}_3^- - \text{N} \parallel \text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N} \parallel \text{N}_2$ 电对的氧化还原电位(E)决定了 ORP 曲线的趋势; 第 2 段,从硝酸盐拐点到亚硝酸盐拐点,这一过程 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 较低($< 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),主要进行以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$

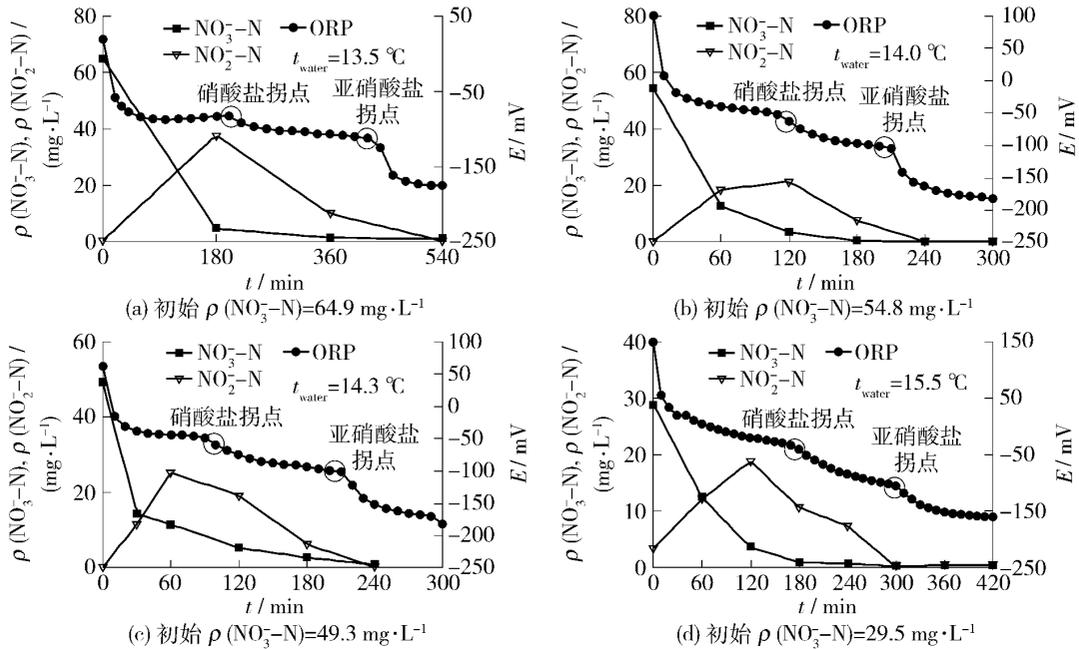
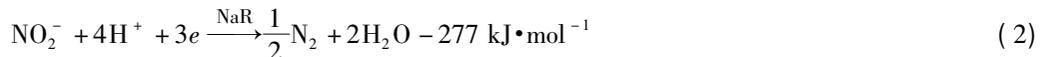
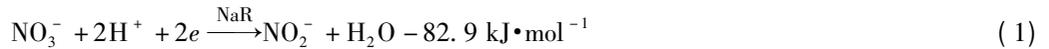


图1 不同初始 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 条件下, SBR 反硝化过程 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的转化规律及 ORP 的相关性

Fig. 1 Variation of $\text{NO}_3^- - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ and relative characteristic of ORP for different $\text{NO}_3^- - \text{N}$ during denitrification in SBR

为电子受体的生化反应, 因此 ORP 曲线下降趋势主要由 $\text{NO}_2^- - \text{N} \parallel \text{N}_2$ 电对的 E 决定. 整个反硝化过程随着反应的不断进行, 整个系统内 ORP 不断降低. 因此, 在亚硝酸盐拐点后, ORP 曲线急剧下降, 系统进入纯厌氧状态而产酸, 这就是图 1 中在亚硝酸盐拐点后 ORP 曲线急剧下降的原因.

反硝化过程中, 虽然体系内并存着多种氧化态和还原态物质, 但起主导作用的是 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 因此, ORP 曲线变化规律可反映两者在体系内的变化情况. 此外, 基于 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 氧化还原半反应方程式^[1]



计算得出 $E_{\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-}$ 和 $E_{\text{N}_2/\text{NO}_2^-}$ 分别为 0.43 V 和 0.956 V, 因此在亚硝态氮积累的反硝化过程中, 先后出现硝酸盐和亚硝酸盐 2 个拐点, 并且 ORP 两段曲线下降的斜率不同.

2.2 亚硝态氮积累对反硝化动力学方程的修正

基于动力学方程可知, 亚硝态氮极值点应是瞬时速率平衡点, 在该点处: $r_{\text{red NO}_2^- - \text{N}} = r_{\text{acc NO}_2^- - \text{N}}$. 在反硝化过程中, 反应速率(硝态氮还原速率、亚硝态氮还原速率、亚硝态氮积累速率)均为瞬时速率, 随反应时间不断变化. 在亚硝态氮积累阶段, 硝态氮以最大速率被还原, 直至质量浓度值低于其最大比降解速率对应的值 ($2K_s, \text{NO}_3^- - \text{N}$), 此后硝酸盐的还原速率随着质量浓度的降低呈线性降低, 直至反应完成. 亚硝态氮的速率变化恰恰与硝态氮还原速率变化过程相反, 在 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 达到其最大比反应速率对应的值 ($2K_s, \text{NO}_3^- - \text{N}$) 之前, 随着其质量浓度的不断增加, 亚硝态氮积累速率呈线性增加, 之后, 以最大比反应速率进行积累. 当硝态氮还原速率和亚硝态氮积累速率相等时, 亚硝态氮积累质量浓度达到极值. 在亚硝态氮还原阶段, 随着反应的不断进行, 硝态氮和亚硝态氮均以一定的速率被还原, 因此表现出 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 均降低, 亚硝酸盐积累也逐渐消失.

反硝化过程亚硝态氮的积累对于反硝化动力学反硝化速率 r_{DN} 的计算具有一定的指导意义, 基于莫诺 (Monod) 方程的反硝化动力学公式^[1]为

$$r_{\text{DN}} = \frac{kS}{K_s + S} \quad (3)$$

式中 r_{DN} 为反硝化速率 ($\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$); S 为基质的 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ ($\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$); k 为最大比降解速率 (d^{-1}); K_s 为半反应速率常数 (mg/L).

通常情况下, 以硝态氮开始的反硝化, 亚硝态氮是反应过程的中间产物, 并假定亚硝态氮的还原速率足够高以至不出现亚硝态氮的积累, 所以通常将 r_{DN} 看作硝态氮的单值函数 $r_{DN} = f(S)$ 这里不考虑 DO 和有机物质量浓度对反硝化速率的影响. 但从图 1 可看出, 当反应进行至 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 很低时, $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 仍维持较高, 反硝化过程并没有真正结束. 因此, 对于有明显亚硝态氮积累的反硝化过程 r_{DN} 仅看作硝态氮的单值函数是不准确的. 在此情况下, 作者提出 2 点建议: 1) 以总氧化态氮 ($\text{NO}_2^- - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}$) 作为动力学公式中的底物; 2) 如以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为底物, 将其定义为“名义”反硝化速率, 即“名义” r_{DN} .

2.3 低温条件下 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 对 $r_{\text{red NO}_3^- - \text{N}}$ 、 $r_{\text{acc NO}_2^- - \text{N}}$ 、 $r_{\text{red NO}_2^- - \text{N}}$ 的影响

$n(\text{C})/n(\text{N})$ 是影响反硝化过程的重要因素, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化成 N_2 的 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 的临界值为 3.75. 对于存在亚硝态氮积累的反硝化过程, 由于存在 2 种电子受体, 因此有必要研究不同 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 条件下 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的转化规律, 以便深入理解反硝化过程. 试验方案: 维持 $\rho_{\text{MLVSS}} = 2.55 \text{ g}/\text{L}$, 以甲醇为电子供体, 在 14.2°C , 初始 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N}) = 49 \text{ mg}/\text{L}$, 初始 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) = 0.39 \text{ mg}/\text{L}$ 条件下, 考察 5 种 $n(\text{C})/n(\text{N})$ (2.25:1, 3.75:1, 6:1, 9:1, 12:1) 情况下的 $r_{\text{red NO}_3^- - \text{N}}$ 、 $r_{\text{acc NO}_2^- - \text{N}}$ 、 $r_{\text{red NO}_2^- - \text{N}}$ 变化规律. 结果见图 2 和表 1.

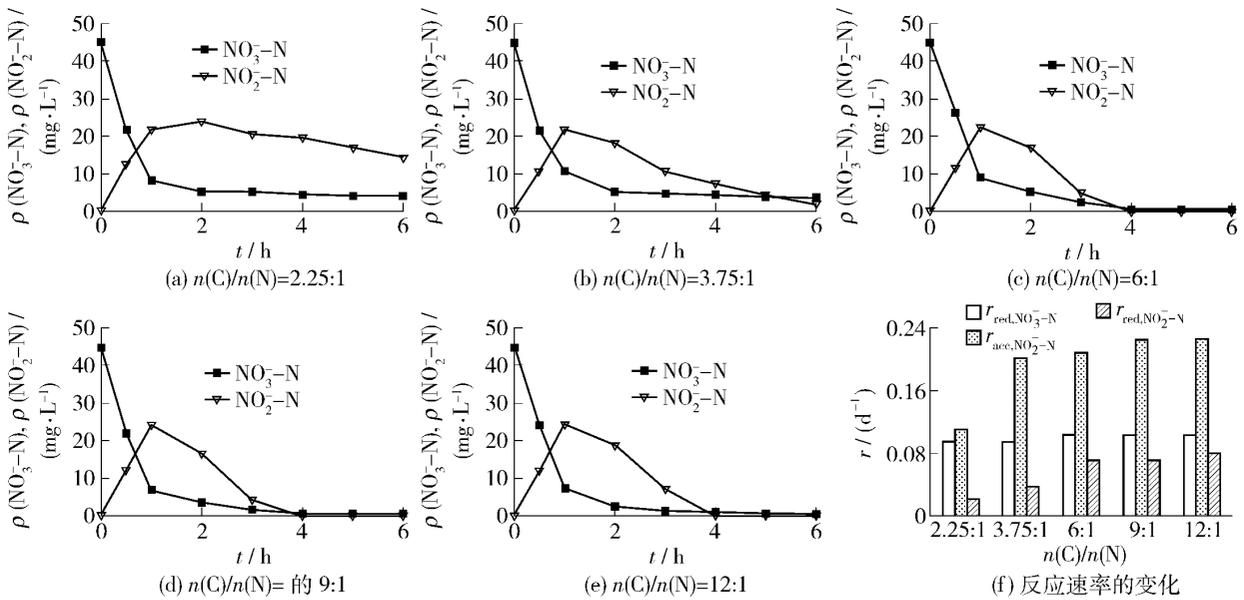


图 2 不同 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 条件下, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的转化规律及对 $r_{\text{red NO}_3^- - \text{N}}$ 、 $r_{\text{acc NO}_2^- - \text{N}}$ 、 $r_{\text{red NO}_2^- - \text{N}}$ 的影响

Fig. 2 Variation of $\text{NO}_3^- - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ at different $n(\text{C})/n(\text{N})$ and the effect of $n(\text{C})/n(\text{N})$ on $r_{\text{red NO}_3^- - \text{N}}$, $r_{\text{acc NO}_2^- - \text{N}}$, $r_{\text{red NO}_2^- - \text{N}}$

表 1 亚硝态氮积累阶段的硝态氮还原速率、亚硝态氮还原速率及亚硝态氮积累速率

Table 1 Rates of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ reduction, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ reduction, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ accumulation during $\text{NO}_2^- - \text{N}$ accumulation phase of denitrification

$n(\text{C})/n(\text{N})$	亚硝态氮积累 时间段/h	反应速率 / ($\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$)		
		$\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原速率	$\text{NO}_2^- - \text{N}$ 还原速率	$\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累速率
2.25:1	0~2	19.8	7.8	11.8
3.75:1	0~1	34.3	12.6	21.3
6:1	0~1	36.1	13.6	22.1
9:1	0~1	38.2	13.8	24.0
12:1	0~1	37.7	13.3	24.0

将图2和表1相结合,可清楚看出,在5种 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 条件下 $\rho \sim 2\text{h}(n(\text{C})/n(\text{N}) = 2.25:1)$ 、 $\rho \sim 1\text{h}(n(\text{C})/n(\text{N}) = 3.75:1, 6:1, 9:1, 12:1)$ 内亚硝态氮均积累.此外,不同 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 情况下,即使碳源不充足时, $r_{\text{red},\text{NO}_3^--\text{N}}$ 始终大于 $r_{\text{red},\text{NO}_2^--\text{N}}$, $r_{\text{red},\text{NO}_3^--\text{N}} \approx (2.5 \sim 2.8) r_{\text{red},\text{NO}_2^--\text{N}}$,因此,反硝化过程中亚硝态氮的还原速率小于硝态氮的还原速率是导致亚硝态氮积累的根本原因.对于亚硝态氮积累峰值点,应是瞬时速率平衡点: $r_{\text{red},\text{NO}_3^--\text{N}} = r_{\text{red},\text{NO}_2^--\text{N}}$.基于莫诺(Monod)动力学方程进行解释,在亚硝态氮积累阶段, $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 几乎呈现线性下降, $r_{\text{red},\text{NO}_3^--\text{N}}$ 以 $r_{\text{max},\text{red},\text{NO}_3^--\text{N}}$ 进行反应,当 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 低于 $r_{\text{max},\text{red},\text{NO}_3^--\text{N}}$ 的对应值($2K_s, \text{NO}_3^--\text{N}$)后,随着 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 的继续降低, $r_{\text{red},\text{NO}_3^--\text{N}}$ 逐渐减小.亚硝态氮速率的变化情况与其相反,在达到 $r_{\text{max},\text{red},\text{NO}_2^--\text{N}}$ 对应质量浓度($2K_s, \text{NO}_2^--\text{N}$)前,随着 $\rho(\text{NO}_2^--\text{N})$ 的不断升高, $r_{\text{red},\text{NO}_2^--\text{N}}$ 逐渐增加.当 $r_{\text{red},\text{NO}_3^--\text{N}} = r_{\text{red},\text{NO}_2^--\text{N}}$, $\rho(\text{NO}_2^--\text{N})$ 达到峰值,与其对应的 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 应较低.在本试验条件下,反硝化结束时硝态氮几乎全部被还原,最终出水质量浓度分别为4.21、3.65、0.72、0.61、0.46 mg/L,反硝化率分别为91%、92%、98%、99%、99%.不同 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 反硝化结束时,主要差别体现在出水 $\rho(\text{NO}_2^--\text{N})$ 的不同,分别为14.43、1.77、0、0、0 mg/L.因此本试验所考察的5种 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 条件下,当 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 不高于2.25:1和3.75:1时,相对 $\text{NO}_x^--\text{N} \rightarrow \text{N}_2$ 的全程反硝化碳源是不充足的,但相对于 $\text{NO}_3^--\text{N} \rightarrow \text{NO}_2^--\text{N}$ 的转化,碳源相对充足(由于反硝化结束时硝态氮较低).此外,在反硝化过程中,硝态氮的比降解速率分别为0.095、0.095、0.104、0.104、0.104/d,明显高于亚硝态氮的比降解速率,分别为0.02、0.04、0.07、0.07、0.08/d(见图2f).因此,在本试验条件下,亚硝态氮的还原步骤应是反硝化过程的限速步骤.

3 结论

1) 在SBR处理实际垃圾渗滤液反硝化过程中,ORP曲线先后出现硝酸盐拐点和亚硝酸盐拐点,对于分别以 NO_3^--N 、 NO_2^--N 为电子受体的反硝化过程,可分别指示 NO_3^--N 、 NO_2^--N 还原反应结束,因此,以ORP作为SBR反硝化过程亚硝态氮积累的过程控制参数是可行的.

2) 对于有明显亚硝态氮积累的反硝化过程,仅以 NO_3^--N 作为反硝化速率(r_{DN})的单值函数是不准确的,应以总氧化态氮($\text{NO}_3^--\text{N} + \text{NO}_2^--\text{N}$)计,如以 NO_3^--N 作为底物,将其定义为“名义” r_{DN} .

3) 本试验条件下 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 不是影响亚硝态氮积累的因素.温度分别为14.2、13.9℃时,不同 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 条件下亚硝态氮均积累,表明 $r_{\text{red},\text{NO}_2^--\text{N}} < r_{\text{red},\text{NO}_3^--\text{N}}$,当 $n(\text{C})/n(\text{N})$ 低于理论值时,相对 $\text{NO}_x^--\text{N} \rightarrow \text{N}_2$ 的全程反硝化,碳源不充足,但相对于 $\text{NO}_3^--\text{N} \rightarrow \text{NO}_2^--\text{N}$ 的转化,碳源相对充足.

参考文献:

- [1] METCALF Eddy. Wastewater engineering treatment and reuse [M]. 4th ed. New York: McGraw-Hill Companies, 2003: 580-587.
- [2] PETER A, WARREN L, JONES A D. Competition in denitrification systems affecting reduction rate and accumulation of nitrite [J]. Wat Res, 1987, 21(2): 239-245.
- [3] MARTIENSSEN M, SCHÖPS R. Population dynamics of denitrifying bacteria in a model biocommunity [J]. Wat Res, 1999, 33(3): 639-646.
- [4] KONE S, BEHRENS U. The kinetics of denitrification part I: mixed populations and acetate as the carbon source [J]. Acta Hydrochim Hydrobiol, 1981, 9(5): 525-533.
- [5] WANG S Y, GAO D W, PENG Y Z, et al. Nitrification-denitrification via nitrite for nitrogen removal from high nitrogen soybean wastewater with on-line fuzzy control [J]. Wat Sci Technol, 2004, 49(5/6): 121-127.
- [6] PENG Y Z, YANG Q, LIU X H, et al. Nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities [J]. Environ Sci Technol, 2007, 41(23): 8159-8164.
- [7] PENG Y Z, CHEN Y, PENG C Y, et al. Nitrite accumulation by aeration controlled in sequencing batch reactors treating domestic wastewater [J]. Wat Sci Tech, 2004, 50(10): 35-43.
- [8] GAO D W, PENG Y Z, WANG P. Using oxidation-reduction potential (ORP) and pH value for process control of short-cut nitrification-denitrification [J]. Environ Sci Heal, 2003, 38(12): 2933-2942.

- [9] LI B, BISHOP L. Oxidation-reduction potential (ORP) regulation of nutrient removal in activated sludge wastewater treatment plants [J]. *Wat Sci Technol*, 2002, 46(1/2): 35-39.
- [10] PENG Y Z, GAO J F, WANG S Y, et al. Use of pH and ORP as fuzzy control parameters of denitrification in SBR process [J]. *Wat Sci Technol*, 2002, 46(4/5): 131-137.

ORP Used for Process Control Parameter for Nitrite Accumulation in SBR Denitrification

SUN Hong-wei¹, WEI Dong-yang², SHI Xiao-ning¹, YANG Qing¹, ZHANG Shu-jun¹,
PENG Yong-zhen¹, WANG Shu-ying¹

(1. Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. South China Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Guangzhou 510655, China)

Abstract: In order to avoid the discharge of nitrite into the receiving water body, the feasibility of using the oxidation reduction potential (ORP) as control parameters for nitrite accumulation in SBR denitrification for the treatment of leachate via anoxic/anaerobic UASB, was investigated. Experimental results show that under the four different initial $\text{NO}_3^- \text{-N}$ concentration used, nitrite accumulation is observed obviously in SBR denitrification. It also concludes that the nitrite accumulation rate is 0.117, 0.136, 0.235 and 0.068/d, respectively. In addition, two break points of nitrate and nitrite on ORP profile indicate that the nitrate reduction reaction and nitrite reduction reaction are completed, respectively. For the denitrification, in which nitrite accumulates obviously, nitrate concentration is used as the sole parameter of the denitrification rate (r_{DN}) is not accurate, and the total oxidized nitrogen ($\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}$) should be used, or named as nominal r_{DN} . Furthermore, it concludes that nitrite accumulation is observed that at five different C/N ratios conditions, the accumulation of nitrite caused by nitrite reduction rate is slower than nitrate reduction rate, and for the nitrite peak value, it should be a rate of a balanced point according to the Monod kinetics equation analysis. The dosages of carbon source is sufficient for the conversion of $\text{NO}_3^- \text{-N} \rightarrow \text{NO}_2^- \text{-N}$, however it is deficient for transformation of $\text{NO}_x^- \text{-N} \rightarrow \text{N}_2$, when $n(\text{C})/n(\text{N})$ was 2.25:1, 3.75:1, respectively.

Key words: landfill leachate; oxidization-redox potential (ORP); denitrification; nitrite accumulation; sequencing batch reactor (SBR)

(责任编辑 梁洁)