

doi:10.3969/j.issn.1674-4764.2012.06.021

晚期渗滤液短程生物脱氮的实现

彭永臻, 宋燕杰, 刘 牡, 刘甜甜

(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:在 SBR 反应器中利用游离氨(free ammonia, FA)、游离亚硝酸(free nitrous acid, FNA)对 NOB(nitrite oxidizing bacteria, NOB)选择性抑制并耦合实时控制策略处理晚期垃圾渗滤液, 成功实现持久稳定的短程生物脱氮, 并研究了不同碳氮比及初始 pH 值对短程生物脱氮的影响。结果表明:通过 FA 和 FNA 对 NOB 的选择性抑制, 在线检测反应中 pH、DO 和 ORP 数值, 利用出现的“氨谷”、“ORP 平台”“亚硝酸盐膝”等特征点作为运行操作控制时间点, 准确得知反应进程, 及时开始下一步操作, 获得稳定短程生物脱氮。进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 108~177.3 mg/L(平均值为 138.7 mg/L)时, 亚硝积累率一直稳定达 90%左右, 乙酸钠为碳源时最佳 C、N 质量比为 3, 相对于混合液悬浮固体浓度的反硝化速率的平均值达到 $19.8 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \text{ NO}_x^- - \text{N}$, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN 分别小于 6、2、1 和 30 mg/L; 初始 pH 值为 8.5 时, 反硝化速率最大, pH 介于 7.5~8.5 间, 反硝化速率差异小于 7.3%。

关键词:渗滤液; 碳源; 脱氮; 实时控制

中图分类号:X703.1 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-4764(2012)06-0126-07

Achievement of Short-cut Biological Nitrogen Removal of Mature Landfill Leachate

PENG Yongzhen, SONG Yanjie, LIU Mu, LIU Tiantian

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

Abstract: Stable short-cut nitrification was achieved through the selective inhibition of free ammonia (FA), free nitrous acid (FNA) on the nitrifying bacteria and a real-time control strategy which used pH, DO and ORP as parameters in an SBR reactor. The effects of C/N ratio and initial pH value on the short-cut biological nitrogen removal were studied. It is found that: when influent $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration was 108~177.3 mg/L, the nitrite accumulation rate was around 90%. The reasons for the favorable nitrite accumulation rate were both the inhibition of FA and FNA on the NOB and the real-time control strategy through detecting the “ammonia valley” and “nitrite knee” two feature points in pH and ORP profiles, respectively. The optimal C/N ratio was 3 when acetate was used as the carbon source. When the denitrification rate with respect to the concentration of mixed liquor suspended solids was $19.8 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \text{ NO}_x^- - \text{N}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$, TN of the effluent were less than 6, 2, 1 and 30 mg/L, respectively. When initial pH value was 8.5, the denitrification rate was maximum. However the differences of denitrification rate were small when pH was in the range of 7.5~8.5.

Key words: landfill leachate; carbon sources; nitrogen removal; real-time control

收稿日期: 2012-02-09

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50978003); 北京市属高等学校人才强教计划资助项目

作者简介: 彭永臻(1949-), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事污水处理与过程控制、脱氮除磷研究, (E-mail) pyz@bjut.edu.cn.

随着经济发展和城市化水平的提高,城市生活垃圾总量和单位产量不断增长,中国城市生活垃圾处理中,卫生填埋仍占优势地位,但卫生填埋会产生大量的垃圾渗滤液。垃圾渗滤液具有高COD、高氨氮、可生化性差、微生物营养元素比例失调等特点,属于难治理的高浓度废水之一,如处理不当会对垃圾填埋场附近的土壤、大气、地下水等造成严重污染^[1-2]。

在渗滤液的处理中,如何实现高效脱氮一直是研究的重点,各种脱氮方法相继出现,既有像氨吹脱^[3]、磷酸镁铵法^[4-5]和RO^[6]等物化方法,又有A/O^[7]、SBR^[8]等生物方法,但这些处理方法亦存在一些不足,如动力消耗高,运行成本较大;生物反硝化过程中碳源不足,尤其对于C/N较低、可生化性差的晚期渗滤液,可供反硝化利用的碳源更少。

Wu等^[9]在其研究中采用“两级UASB-A/O-SBR系统”处理城市生活垃圾渗滤液,处理后TN和 NH_4^+-N 浓度分别小于39 mg/L和12 mg/L,但系统中的SBR反应器存在硝化不彻底、反硝化消耗碳源多且反应速率较低等不足。笔者围绕渗滤液生物脱氮的碳源问题,探讨乙酸钠的最佳投加量,SBR运转中实时控制的应用以及pH值对于反硝化速率的影响。

1 实验材料和方法

1.1 反应器和污泥驯化

接种污泥取自2级UASB-A/O系统中A/O反应器,采用高55 cm,直径20 cm,总容积为13 L(有效容积10 L)的SBR反应器(如图1)。2级UASB-A/O系统一直处理实际中晚期渗滤液且连续运行12个月以上,经2级UASB处理后,在A/O反应器中A段内可供反硝化利用的碳源不足,致使污泥反硝化性能不强。为了探索强化生物脱氮的方法,对取自A/O反应器的污泥进行驯化,其运行方式为:以2:5的充水比瞬间加入稀释6倍的实际渗滤液进行曝气,曝气时间根据氨氮降解情况调整,从最初20 h,到达驯化结束的稳定期12 h左右,之后静置1 h。缺氧搅拌并一次性按照 $\text{C/N}=4^{[10]}$ 投加乙酸钠,搅拌至反硝化完全时停止。系统驯化期间反硝化时

间从最初的4~6 h到稳定阶段的2 h左右,反硝化完成后曝气15 min。最后,沉淀排水1 h。驯化期间根据每个周期反应时间安排静置时间,一般不超过12 h。驯化及稳定运行中对每周期的DO、pH、ORP进行在线检测,并跟踪考察整个反硝化过程的 NO_3^--N 、 NO_2^--N 、TN、COD等参数的变化。经过12个周期的驯化后,污泥的硝化反硝化性能基本达到稳定,污泥浓度维持在3 500~3 700 mg/L,污泥龄维持在30 d左右,稳定运行的反应时间为瞬时进水、曝气12 h左右、静沉1 h、加碳源搅拌2 h、后曝气0.25 h、沉淀排水1 h。

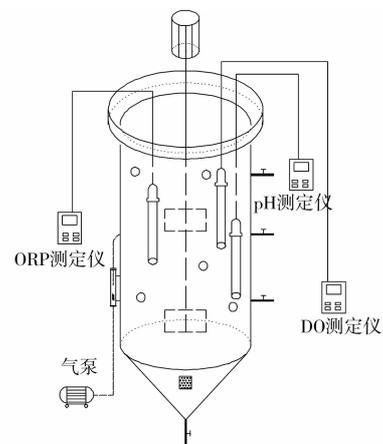


图1 SBR反应器示意图

1.2 渗滤液水质和检测方法

渗滤液取自北京六里屯垃圾填埋场,具体水质指标如表1所示,污泥浓度采用滤纸称重法测定;pH值、DO、ORP和温度采用WTW Multi 340i在线监测。

2 结果和讨论

2.1 晚期渗滤液短程硝化的实现

在SBR运行的一个周期内氮的转化和COD浓度变化如图2所示,在线监测的DO、ORP、pH值如图3所示。反应开始时 NH_4^+-N 为151.8 mg/L, TN为178 mg/L, pH为8.98,温度为25.6℃,COD为357 mg/L,随着反应的进行, NH_4^+-N 和COD以一定的速率降低,并没有表现出COD降解优先于氨氮硝化的情况,这可能是由于组合系统A/O反应

表1 渗滤液水质及检测方法

项目	$\rho_{\text{COD}} /$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho_{\text{NH}_4^+-\text{N}} /$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho_{\text{NO}_2^- - \text{N}} /$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho_{\text{NO}_3^- - \text{N}} /$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho_{\text{TN}} /$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	碱度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
渗滤液	1 200~1 800	1 600~2 300	0~3	0~4	1 800~2 500	8 000~12 000
检测方法	5B-3型COD快速测定仪	纳氏试剂光度法	N-(1-萘基)-乙二胺光度法	麝香草酚分光光度法	MultiTOC/TN 3000	电位滴定法

器中硝化菌占优势,硝化可以和 COD 的降解同时进行,到 180 min 后 COD 趋于稳定,随着硝化的进行, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 不断升高, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 增长不明显。由图 2 可知,硝化结束时,COD 降低到 193.4 mg/L, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度达到 130.71 mg/L,而 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度小于 10 mg/L,亚硝化率为 93%。

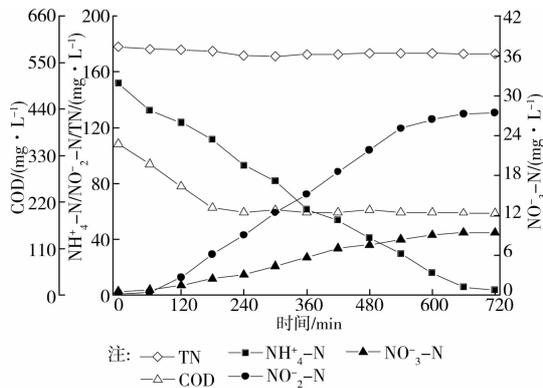


图 2 短程硝化的氮转化和 COD 浓度变化

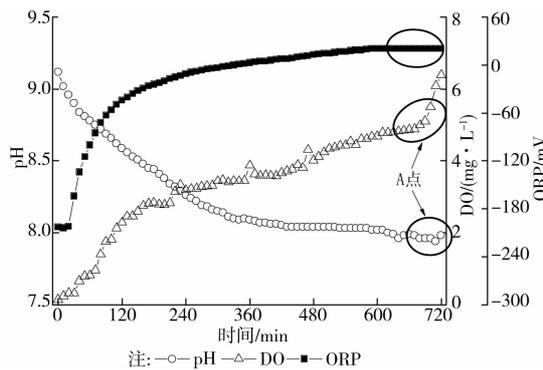


图 3 短程硝化的 pH、DO、ORP 变化

游离氨(FA)、游离亚硝酸(FNA)浓度按式(1)、(2)计算^[11]:

$$FA = \frac{17}{14} \frac{[\text{NH}_4^+ - \text{N}] \times 10^{\text{pH}}}{\exp\left(\frac{6334}{273+t}\right) + 10^{\text{pH}}} \quad (1)$$

$$FNA = \frac{47}{14} \frac{[\text{NO}_2^- - \text{N}]}{\exp\left(\frac{2300}{273+t}\right) \times 10^{\text{pH}}} \quad (2)$$

式中:[FA]为 FA 浓度,mg/L; $[\text{NH}_4^+ - \text{N}]$ 为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度,mg/L; t 为温度, $^{\circ}\text{C}$; [FNA]为 FNA 浓度,mg/L; $[\text{NO}_2^- - \text{N}]$ 为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度,mg/L。FA 和 FNA 对 AOB、NOB 活性有抑制作用,NOB 对 FA 和 FNA 更加敏感^[11-12]。由图 4 可知,在刚开始反应时 FA 浓度高达 86.9 mg/L,随着硝化反应的进行, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 pH 值不断下降,导致 FA 浓度不断降低,在反应到 660 min 时,FA 浓度仅为 0.76 mg/L。随着反应进行,FA 对 NOB 的

抑制作用逐渐减弱。而硝化反应进行中的 FNA 变化趋势与 FA 相反,随着反应的进行, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 不断增加,FNA 从小于 0.0017 mg/L(0~240 min)增加到 0.012 mg/L(720 min)。Vadivelu 等^[13]研究表明,当 FNA 浓度高于 0.011 mg/L 时,NOB 的分解代谢被抑制。试验中,在反应时间达到 720 min 左右时,FNA 浓度达到了 0.012 mg/L,对 NOB 的抑制作用逐渐增强。因此,FA 与 FNA 的协同抑制作用是抑制 NOB 活性和实现短程硝化的关键因素,然而在实际运行中难以单独依赖此作用实现稳定持久的短程硝化,若在硝化结束时,没有适时的停止曝气,会因吹脱 CO_2 造成 pH 值迅速升高^[14]。由式(2)可知,FNA 与 pH 值负相关,此时 FNA 的值就会快速下降,对于 NOB 的抑制作用便随之降低,可能破坏短程硝化。

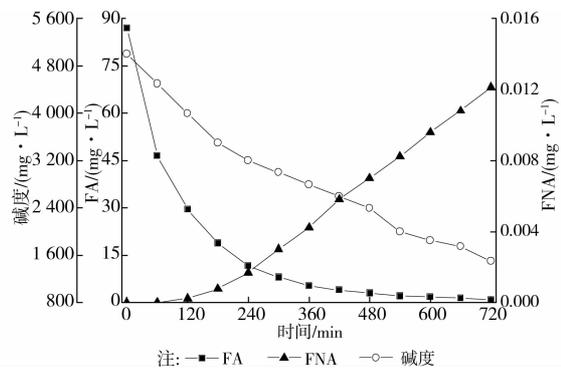


图 4 短程硝化的 FA、FNA 及碱度变化图

pH、ORP、DO 与短程硝化反硝化的进行程度密切相关。在氨氧化过程中,因为消耗碱度和生成亚硝酸离子和硝酸根离子,会使得 pH 值降低和 ORP 值升高,而当亚硝酸根离子氧化为硝酸根离子时,虽不影响 pH,但因为曝气吹脱 CO_2 会造成 pH 上升的趋势,此时 pH 曲线上通常出现一谷点,该谷点被称为“氨谷”。“ORP 平台”是指在 ORP 曲线出现一段平滑的直线,标志着系统不再产生新的氧化态物质,氧化态物质的总量与还原态物质的总量基本不再变化,也可表征出氨氧化的结束。检测特征点“氨谷”和“ORP 平台”可指示氨氧化过程的结束。

由图 3 可知,硝化过程中 pH 值持续下降,反应进行到 300 min 时下降速度减慢,在 710 min 时 pH 值开始上升,“氨谷”出现,此时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 基本降解完全(图 2),该特征点的出现表明反应器中的氨氮基本氧化完毕,可以作为硝化结束的重要指示参数。此外 DO 曲线上也出现较大的突越(A 点附近)。当反应进行到 600 min 后,ORP 曲线上升趋势不再明显,到 710 min 时(A 点附近)出现平台,这是硝化结

束的另一个特征。当“氮谷”和“ORP平台”出现后停止曝气,进入静置阶段,既保证了硝化效果又避免了过曝气,从而促进短程硝化的维持。

SBR反应器采用上述策略稳定运行100多天,混合液悬浮固体浓度(mixed liquor suspended solids, MLSS)维持在3500~3700 mg/L,反应开始时 NH_4^+-N 浓度为108~177.3 mg/L,平均值为138.7 mg/L,硝化结束后 NO_2^--N 和 NO_3^--N 浓度分别为110.6~165.6 mg/L和3.7~13.5 mg/L,亚硝积累率一直稳定达到90%以上。故FA、FNA抑制耦合实时控制实现持久稳定的短程硝化是切实可行的。

2.2 C/N对晚期渗滤液反硝化的影响

在反硝化过程中, NO_3^--N 、 NO_2^--N 和有机物被同时去除,即反硝化要消耗一定量的有机物,由于晚期渗滤液可利用碳源不足,外加碳源又是运行成本的一部分,因此碳源投加量即C/N质量比对反硝化比较重要。当SBR驯化稳定后,取硝化结束后泥水混合液4 L(温度为25.7℃),平均放入4个抽滤瓶内,记为1#,2#,3#,4#,分别按照C/N质量比=2、3、4、5加入乙酸钠(加入量分别是0.220、0.314、0.408和0.503 g,加入乙酸钠之前污水的COD为214.6 mg/L)。每隔20 min取样,分别测定COD、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 、TN,各指标浓度变化见图5及图6。

由图5中可以发现,在反应初期C/N质量比=2时 NO_2^--N 和 NO_3^--N 质量浓度和其他C/N质量比下的下降速率基本一致,然而20 min后,C/N质量比=2时 NO_2^--N 和 NO_3^--N 降解速度明显变慢,图7更直观的表明,C/N质量比=2时相对于混合液悬浮固体浓度的反硝化速率只有 $6.58 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \text{ NO}_x^--\text{N}$,明显小于C/N质量比=3、4、5的 19.48 、 28.12 和 $27.65 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \text{ NO}_x^--\text{N}$ 。从图6我们可得知,从第80 min左右开始,C/N质量比=2时TN浓度基本不再降低,此时COD也下降到175 mg/L,与其他C/N质量比时最终的COD差别不大,故所剩COD属于难生物降解,不易作为反硝化碳源利用,反应2 h后,TN仍有69 mg/L,反硝化效果较差,碳源不足,也是反硝化速率较小的原因。当C/N质量比 ≥ 3 时,经过2 h的反硝化 NO_2^--N 和 NO_3^--N 均降低到很低,TN变化趋势趋向一致,2 h后,均低于30 mg/L,反硝化结束后COD为160~180 mg/L,尽管投加碳源相对较多。但乙酸钠易生物降解,被微生物快速吸附降解,出水COD并不会因为投加碳源而显著升高。经过以上

分析,当C/N质量比 ≥ 3 时,就可以实现较为良好的反硝化效果,虽然C/N质量比=3时的反硝化速率不如C/N质量比=4、5时大,但是两者反应速率差距较小,考虑到运行费用,碳源投加量维持在C/N质量比=3较为合适。

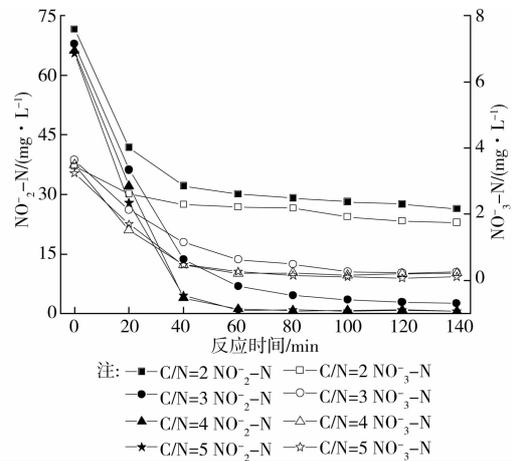


图5 不同C/N下 NO_2^--N 和 NO_3^--N 浓度变化

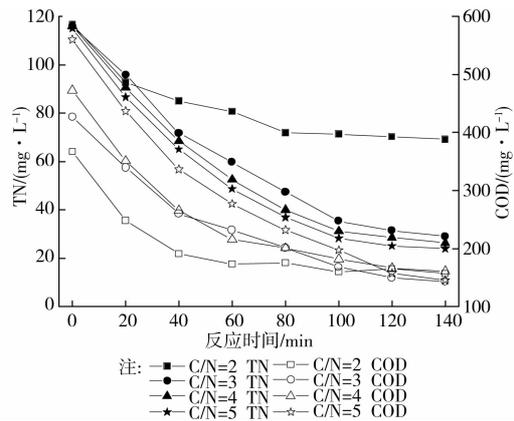


图6 不同C/N质量比下TN和COD浓度变化

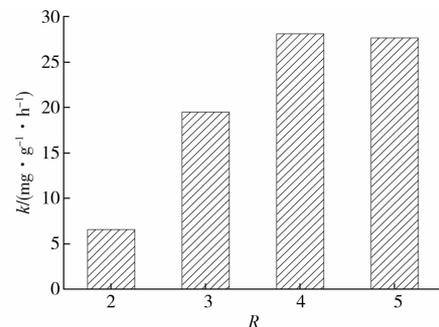


图7 不同C/N质量比R下的反硝化速率k(定义为单位混合液悬浮固体浓度下硝酸盐氮 NO_x^--N 的去除率)

2.3 最佳C/N质量比下系统反硝化效果

通过前期试验得知,适宜的C/N质量比为3,因此后期运行按照C/N质量比=3投加碳源。反硝化

反应使得氧化态氮逐渐转变为氮气,系统内氧化性物质含量逐渐减少,故 ORP 值以一定的速率下降,而当反硝化完全时,系统已经接近厌氧状态,在 ORP 值就会出现较大幅度的突降,这就形成一个转折点,称为“亚硝酸盐膝”。通过在线测定 pH、ORP,判断“亚硝酸盐膝”特征点来准确判断反应进程。

典型周期反硝化过程中氮的转化和 COD 浓度变化如图 8 所示,在线监测的 DO、ORP、pH 值如图 9 所示,静置阶段,由于污泥内源反硝化,系统 ORP 值有小幅下降,pH 值出现小幅上升,DO 快速下降。60 min 后根据进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 值按 $\text{C}/\text{N}=3$ 投加碳源并搅拌,DO 在 10 min 左右时间内达到 $0.00 \sim 0.05 \text{ mg/L}$ 的水平,ORP 值持续下降,且在 170 min(B 点附近)出现“亚硝酸盐膝”,同时由于反硝化过程产生碱度,pH 值不断上升,在 B 点附近 pH 曲线出现极大值或者略微下降,表明反应器中的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 经反硝化已经接近全部还原,可以作为缺氧反硝化过程的控制参数,当特征点出现后停止搅拌沉淀排水。在试验运行的 3 个多月期间,系统反硝化速率达到 $19.8 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \text{NO}_x^- - \text{N}$ (平均值),反硝化结束后出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN 分别小于 6、2、1 和 30 mg/L ,均达到中国最新排放标准(GB 16889—2008)。

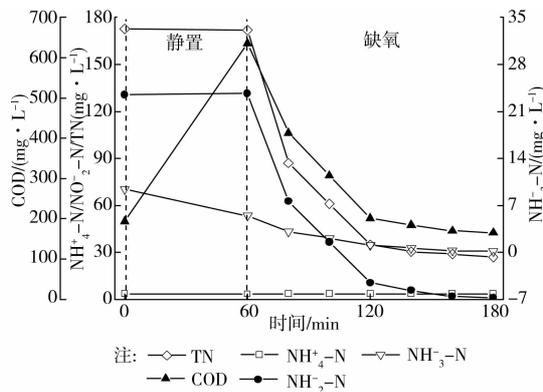


图 8 反硝化过程中氮转化和 COD 浓度变化

2.4 pH 值对于反硝化速率的影响

实验中,观察到反硝化过程中 pH 值变化较大,关于以亚硝酸盐为电子受体反硝化最佳 pH 值,不同的研究人员有不同结论,杨莎莎^[15]等研究表明,亚硝酸型反硝化适宜的 pH 范围在 $7.7 \sim 8.6$,最佳 pH 值在 8.2 左右;宋忠喜^[16]等的研究得出,在温度为 18°C ,pH 为 7.5 时,亚硝酸型反硝化速率最大。但他们的研究是采用合成污水,实际污水反硝化最佳 pH 值是否与配水一致并不确定。为了确定 pH

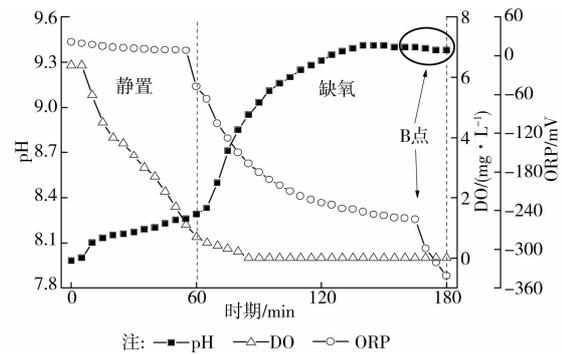


图 9 反硝化过程的 pH、DO、ORP 变化

值对于反硝化速率的影响,取硝化结束的泥水混合液 4 L(温度为 25.2°C),均匀放入 4 个抽滤瓶内,加入相同数量的乙酸钠作为碳源(保持 C、N 质量比=5,避免 C、N 质量比对反硝化速率产生影响),1、2、3 号抽滤瓶通过加入 1 mol/L 的 HCl 或者 NaOH 溶液来实时调节 pH,使其分别稳定在 7.50 ± 0.05 , 8.00 ± 0.05 , 8.50 ± 0.05 ,4 号抽滤瓶 pH 值不加控制。 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 及 COD 的变化情况如图 10 所示。

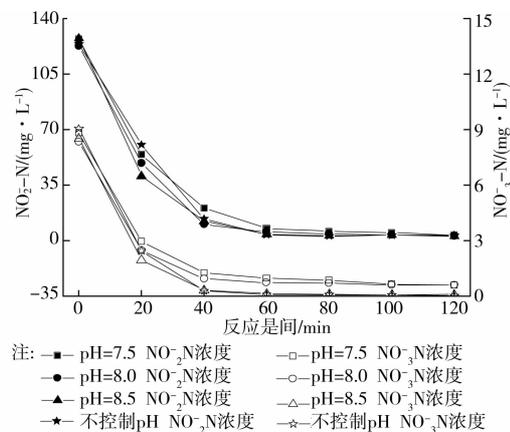


图 10 不同 pH 条件下 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 浓度的变化

由图 10 可知,在 3 个不同 pH 下, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 均快速下降,在最初的 60 min 内,pH=7.5 时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度一直比 pH=8.0、8.5 的高,表明在最初的 60 min 内,由于 pH 较低,FNA 浓度为 0.028 mg/L ,在一定程度上影响反硝化的速度;在 60 min 以后由于 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度已经低于 15 mg/L ,此时 FNA 的浓度已经可以忽略,故不同 pH 下 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度变化趋势是一致的,2 h 后反硝化已经完成, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度均很低。此外,不控制 pH 的 4 号抽滤瓶在最初的 20 min 内,反硝化速度较小。Abeling 等^[17]总结, 0.04 mg/L 的游离亚硝酸是抑制生物反硝化的临界

值,Charles 等^[18] 研究认为,即使 $\text{pH}=7$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 低至 250 mg/L 或者在 $\text{pH}=6$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 低至 30 mg/L ,也会抑制反硝化。4号最初的 pH 值仅有 6.82 , FNA 浓度为 0.140 mg/L , FNA 对反硝化过程有抑制作用。但经过计算不同 pH 下最大反硝化速率如表 2 所示,不同 pH 下反硝化速率差异不如其他研究的明显(速率差异最大也只有 7.3%),如在孙洪伟等^[19] 的研究中发现,反硝化菌的还原活性受 pH 影响较大, pH 为 6.5 、 7.0 和 8.5 时的最大比反硝化速率(k)分别为 pH 为 8.0 时的 49% 、 61% 和 63% 。分析原因可能是:1)活性污泥内微生物种群特性不一样,对于不同 pH 敏感程度不一致;2)碳源种类不同,本实验采用乙酸钠为而孙的研究使用甲醇为碳源。

表 2 不同 pH 条件下最大比反硝化速率
(相对于混合液悬浮固体浓度 MLSS)

pH	比反硝化速率/ $(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1})$
7.5	16.374
8.0	16.867
8.5	17.664
6.8~7.8	17.201

通常情况下,反硝化过程的最适 pH 值为 8.0 ^[20-21],本试验在 $\text{pH}=8.5$ 条件下单位 MLSS 浓度的比反硝化速率最大,达到 $17.664 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \text{ NO}_x^- - \text{N}$,与传统理论存在差异,分析原因如下:试验系统内的活性污泥长期处理高氨氮渗滤液,在整个实验期间,反硝化过程的 pH 值几乎始终维持在 $8.0 \sim 9.4$ 之间,长期驯化使微生物适应了较高的 pH 。

3 结 论

1)SBR 反应器稳定运行的 3 个多月,硝化结束后,亚硝积累率一直稳定达到 90% 以上,获得持久、稳定的短程硝化,分析其原因:FA 和 FNA 的协同作用抑制 NOB 活性;实时控制辅助促进短程的维持。在 SBR 反应器的生物脱氮过程中,通过在线监测 pH 、ORP 与 DO 等 3 个指标,根据反应过程中的“氨谷”和“亚硝酸盐膝”等特征点来准确判断硝化与反硝化过程的结束,精确控制反应过程。

2)反硝化须供给足够数量的有机物,故保证适宜的 C、N 质量比才能使反硝化迅速、彻底地进行,实验中采用乙酸钠为碳源,在温度为 $25 \sim 26^\circ\text{C}$ 时,适宜的 C、N 质量比为 3,单位 MLSS 浓度最高反硝

化速率达到 $19.8 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \text{ NO}_x^- - \text{N}$,可实现快速且较为彻底的反硝化,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN 分别小于 6 、 2 、 1 和 30 mg/L ,均达到 GB 16889—2008 排放标准。

3)试验在 $\text{pH}=8.5$ 条件下比反硝化速率最大,达到 $17.664 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \text{ NO}_x^- - \text{N}$,与传统理论存在差异,但 $\text{pH}=7.5$ 、 8.0 及不控制 pH 与 $\text{pH}=8.5$ 比较,反硝化速率差别 $\leq 7.3\%$,系统对一定程度的 pH 环境改变有较强的适应能力,实际运行中可不调节 pH 。

参考文献:

- [1] Salem Z, Hamouri K, Djemaa R, et al. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment [J]. Desalination, 2008, 220: 108-114.
- [2] Al-Tarazi E, Rajab J A, Al-Naqa A, et al. Detecting leachate plumes and groundwater pollution at ruseifa municipal landfill utilizing VLF-EM method [J]. Journal of Applied Geophysics, 2008, 65 (3/4): 121-131.
- [3] Guštin S, Marinšek-Logar R. Effect of pH , temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent [J]. Process Safety and Environmental Protection, 2011, 89(1): 61-66.
- [4] Xiu F L, Barnes D, Jian C. Performance of struvite precipitation during pretreatment of raw landfill leachate and its biological validation [J]. Environmental Chemistry Letters, 2011, 9(1): 71-75.
- [5] Akkaya E, Demir A, Karadag D, et al. Post-treatment of anaerobically treated medium-age landfill leachate [J]. Environmental Progress & Sustainable Energy, 2010, 29(1): 78-84.
- [6] Theepharaksapan S, Chiemchaisri C, Chiemchaisri W, et al. Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in a full scale chemical coagulation and reverse osmosis leachate treatment system [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(9): 5381-5388.
- [7] 刘牡,彭永臻,宋燕杰,等. 回流比对单级 UASB-A/O 处理晚期垃圾渗滤液短程脱氮的影响[J]. 化工学报, 2011, 62(06): 1675-1681.
LIU Mu, PENG Yongzhen, SONG Yanjie, et al. Effect of recycling ratio on shortcut nitrification-denitrification of mature landfill leachate in a single-stage UASB-A/O system [J]. CIESC Journal, 2011, 62(6): 1675-1681.
- [8] Sun H, Yang Q, Peng Y, et al. Advanced landfill leachate treatment using a two-stage UASB-SBR system at low temperature [J]. Journal of Environmental

- Sciences, 2010, 22(4): 481-485.
- [9] Wu L, Peng C, Zhang S, et al. Nitrogen removal via nitrite from municipal landfill leachate [J]. Journal of Environmental Sciences, 2009, 21(11): 1480-1485.
- [10] Elefsiniotis P, Li D. The effect of temperature and carbon source on denitrification using volatile fatty acids [J]. Biochemical Engineering Journal, 2006, 28(2): 148-155.
- [11] Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. Journal of the Water Pollution Control Federation, 1976, 48(5): 835-852.
- [12] Kim D, Lee D, Keller J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH [J]. Bioresource Technology, 2006, 97(3): 459-468.
- [13] Vadivelu V M, Yuan Z G, Fux C, et al. The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched nitrobacter culture [J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40(14): 4442-4448.
- [14] Guo J H, Peng Y Z, Wang S Y, et al. Effective and robust partial nitrification to nitrite by real-time aeration duration control in an SBR treating domestic wastewater [J]. Process Biochemistry, 2009, 44(9): 979-985.
- [15] 杨莎莎, 宋英豪, 赵宗升, 等. pH 值和碳氮比对亚硝酸盐反硝化影响的研究 [J]. 环境工程学报, 2007, 1(12): 15-19.
YANG Shasha, SONG Yinghao, ZHAO Zongshen, et al. Study on influences of pH values and C/N ratio on denitrification via nitrite [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2007, 1(12): 15-19.
- [16] 宋忠喜, 刘志强, 杨志生. 污泥浓度、pH、NO₂-N 对反亚硝化脱氮的影响 [J]. 天津理工大学学报, 2007, 23(5): 25-28.
SONG Zhongxi, LIU Zhiqiang, YANG Zhisheng. Effects of MLSS, pH, NO₂-N on denitrification [J]. Journal of Tianjin University of Technology, 2008, 23(5): 25-28.
- [17] Abeling U, Seyfried C F. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium waste-water nitrogen removal via nitrite [J]. Water Science and Technology, 1992, 26(5/6): 1007-1015.
- [18] Glass C, Silverstein J, Oh J. Inhibition of denitrification in activated sludge by nitrite [J]. Water Environment Research, 1997, 69(6): 1086-1093.
- [19] 孙洪伟, 王淑莹, 魏东洋, 等. pH 对高氨氮渗滤液短程生物脱氮反硝化过程动力学的影响 [J]. 环境科学学报, 2010, 30(4): 742-748.
SUN Hongwei, WANG Shuying, WEI Dongyang, et al. The effect of pH on the kinetics of denitrification in nitrogen removal via nitrite from landfill leachate with high ammonia concentration [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(4): 742-748.
- [20] United States Environmental Protection Agency. Manual nitrogen control [R]. Washington D. C. : Office of Research and Development, 1993.
- [21] Metcalf & Eddy. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse [M]. New York: McGraw-Hill Inc., 1991.

(编辑 胡英奎)