

碳源对晚期垃圾渗滤液短程硝化的影响

吴莉娜, 彭永臻, 王淑莹, 张树军, 罗 萌
(北京工业大学 环境与能源工程学院, 北京 100124)

摘 要: 为了考察碳源对晚期垃圾渗滤液短程硝化的影响, 采用“两级 UASB-缺氧-好氧系统”处理城市生活垃圾晚期渗滤液. 系统进水 COD 质量浓度为 4.3 g/L 左右, 进水氨氮质量浓度为 2.8 g/L, 故 COD 与氨氮质量浓度之比很低, 为 1.5 左右. 首先在 UASB1 中实现同时反硝化与产甲烷反应, 一部分 COD 在 UASB2 中进一步去除, 在 A/O 反应器中利用残余 COD 进行反硝化以及 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的彻底硝化. 试验结果表明, 未投外加碳源时, 原水中可降解 COD 几乎全部作为一级 UASB 的反硝化碳源被利用, A/O 池缺氧段反硝化碳源不足. 在 A/O 池的 A 段投加相当于 1 g/L COD 质量浓度的无水乙酸钠作为电子供体促进反硝化后, 由于反硝化产生大量的碱度, 补充了硝化所消耗的碱度, 使 pH 值维持在一个比较合适的范围, 可实现稳定的短程硝化, 亚硝态氮累积率由未投加碳源时的 20% 提高到 87%, 系统出水氨氮质量浓度为 0.01 g/L 左右, 氨氮的去除率也由未投加碳源时的 92% 提高到 99.6%.

关键词: 脱氮; 垃圾渗滤液; 短程硝化; 碳源

中图分类号: X 703

文献标识码: A

文章编号: 0254-0037(2009)04-0516-06

随着城市建设的飞速发展和城镇人口数量增长, 城市垃圾已成为全球性环境污染的主要因素之一. 卫生填埋是目前处理城市垃圾的主要方式之一, 然而经验表明, 在垃圾填埋过程中会引发新的渗滤液污染. 垃圾渗滤液是一种污染很强的高浓度、难处理的有机废水, 其污染物组成及浓度与填埋场的环境条件、填埋年限等因素密切相关. 一般而言, 填埋场的“年龄”愈大, 垃圾渗滤液中 $\rho(\text{BOD}_5)/\rho(\text{COD})$ 越小, $\rho(\text{NH}_3 - \text{N})$ 越高, 降低 $\rho(\text{COD})$ 的难度也越大.

垃圾晚期渗滤液碳氮比很低, 可生化性差. 就晚期渗滤液处理而言, 主要存在 3 方面问题: 一是过高氨氮浓度抑制其可生化性; 二是采用的生化工艺未经强化, 且营养素比例失衡; 三是生物处理后出水出的一些难生物降解物质未能很快去除, 造成水质反复^[1]. 因而对于晚期渗滤液处理的重点和难点是如何经济有效地去除高氨氮. 张树军等^[2]曾研究在碳源缺乏的情况下, 如何提高总氮去除率. 在不经吹脱等物化预处理、不投加药剂的条件下, 实现了氨氮几乎全部去除、总无机氮 TIN 去除率达 70%~80% 的处理效果. 但张树军等试验进水水质 $\rho(\text{COD})$ 为 2~4.5 g/L, $\rho(\text{NH}_3 - \text{N})$ 为 1.2~1.8 g/L. 而本试验系统进水 $\rho(\text{COD})$ 为 4.3 g/L 左右, 进水氨氮质量浓度为 2.8 g/L, 与张树军等人的试验相比增大了氨氮的去除难度. 吴文继等^[1]曾采用“吹脱-SBR-混凝沉淀-氯化”处理工艺对中晚期渗滤液进行试验研究, 处理效果良好, 然而经吹脱等物化预处理大大增加了处理成本.

理论和实际运行结果表明, 完成硝酸盐反硝化需要 $\rho(\text{COD})/\rho(\text{TKN})$ 为 4.0, 但晚期渗滤液生物脱氮时反硝化的有机碳源不足^[2], 通常需补充部分碳源, 而短程硝化反硝化可节省 40% 的碳源, 所以实现晚期垃圾渗滤液处理的短程硝化将更有意义.

本文围绕目前晚期垃圾渗滤液的处理现状, 分别探讨了在不投加碳源和投加碳源 2 种工况下碳源对晚期垃圾渗滤液短程硝化的影响.

收稿日期: 2007-08-28.

基金项目: “城市水资源与水环境国家重点实验室”开放基金资助项目(QAK200802); 北京市自然科学基金资助项目(8091001); 北京市高校人才强教深化计划高层次人才资助项目(PHR20090502).

作者简介: 吴莉娜(1978-), 女, 内蒙古呼和浩特人, 博士生.

通讯作者: 彭永臻(1949-), 男, 哈尔滨人, 教授, 博士生导师.

1 试验设计

1.1 试验内容与试验装置

试验用水取自北京市已封场的某垃圾填埋场, 该水质属于典型的垃圾晚期渗滤液. 本试验采用两级 UASB 与 A/O(缺氧/好氧)组合处理工艺. 其中 A/O 出水回流到 UASB1 中作为电子供体, 处理水中的亚硝态氮与硝态氮利用原水中的有机碳源进行反硝化. 同时, 二沉池污泥回流到 A/O 工艺缺氧段, 回流污泥中亚硝态氮与硝态氮在此进行反硝化. 有机物首先作为反硝化碳源在 UASB1 中被反硝化所利用, A/O 工艺主要进行氨氮的硝化. 工艺流程如图 1 所示, 该系统在此试验之前用于处理早期渗滤液. UASB1(一级 UASB)与 UASB2(二级 UASB)的有效容积分别为 4.25 L 和 8.25 L. A/O 工艺的有效容积为 15 L, 平均分成 10 个格室, 第 1 格室为缺氧区. 两级 UASB 采用预热加保温的方式控制反应温度.

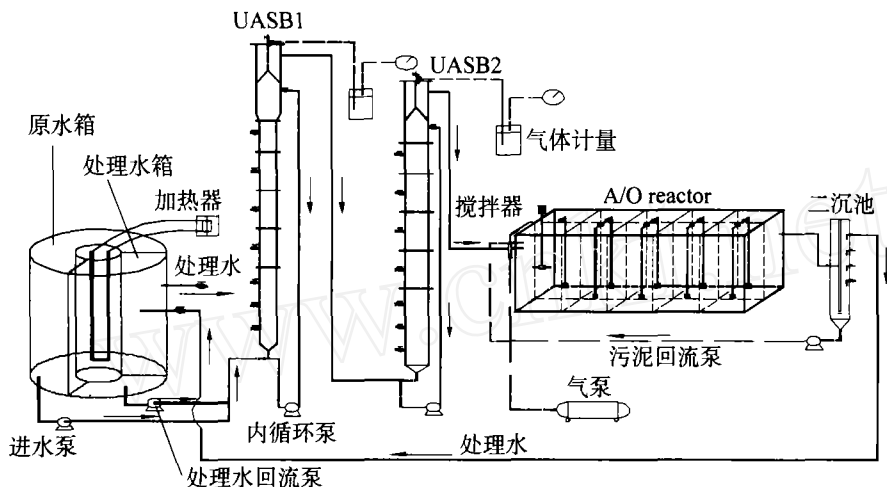


图 1 两级 UASB 与好氧反应器系统流程图

Fig. 1 Flow diagram of the two-stage UASB-aerobic system

试验分为 2 个阶段:

第 1 阶段是不外加碳源的情况下处理 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 很低、可生化性较差、营养比例失调的晚期渗滤液. 第 2 阶段是在 A/O 池中的 A 格投加碳源之后处理同样水质的渗滤液.

运行方式:按连续流方式运行. A/O 池曝气量由调节曝气机流量控制, 以保证反应器中溶解氧处于目标范围之内. A/O 池温度由恒温加热棒控制, 以使温度控制在 $24\sim 29\text{ }^{\circ}\text{C}$. 试验过程中污泥质量浓度维持在 $3\sim 5\text{ g/L}$, 比较稳定.

运行条件:两级 UASB + A/O 系统运行 60 d, 流量为 3 L/d . 系统处理水回流至 UASB1 的回流比为 200%, 而二沉池污泥回流比为 100%. A/O 池温度 $24\sim 29\text{ }^{\circ}\text{C}$, pH 值 $5.8\sim 8$ (其中进水 pH 值为 8 左右; 出水 pH 值第 1 阶段为 $5.8\sim 6.5$; 第 2 阶段为 $7\sim 8$); $\rho(\text{DO})$ 为 (从第 2 格开始) $0.5\sim 3$ (最后一格) mg/L ; 试验期间仅以自然流失和取样形式排泥. UASB1 与 UASB2 的温度分别控制在 $32\text{ }^{\circ}\text{C}$ 和 $35\text{ }^{\circ}\text{C}$. 系统设置如下取样点:原渗滤液 (raw); UASB1 进水即原渗滤液与回流处理水的混合液 (mix); UASB1 出水 (U1e); UASB2 出水 (U2e); A/O 工艺的缺氧区 (A1); 好氧池的不同格室 (O2~O10).

1.2 试验水质及分析方法

试验水质指标如表 1 所示, 其中 pH 值为 $8\sim 8.4$.

表 1 渗滤液水质指标

Table 1 The water quality index of leachate

mg/L

指标	$\rho(\text{COD})$	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$\rho(\text{SS})$	$\rho(\text{TP})$	$\rho(\text{TN})$	$\rho(\text{NO}_2^--\text{N})$	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$	碱度
范围	4 000~4 500	2 400~2 900	2 500~3 000	9~15	2 500~3 330	0.5~15	0.5~8	13 000~14 000

试验分析方法:

COD: COD 快速测定仪; 氨氮: 纳氏试剂光度法; 亚硝酸盐氮: N-(1-萘基)-乙二胺光度法; 硝酸盐氮: 麝香草酚法; Cl^- 、 SO_4^{2-} : 离子色谱法, 采用 Metrohm 761 compact IC; N_2O : 气相色谱法, 采用 Aglient 6890N network GC system; DO、pH、温度采用在线测量(WTW DO 330i, WTW pH 330i).

2 试验结果与讨论

2.1 试验进程

试验共进行了 60 d, 经历不外加碳源时处理晚期渗滤液(40 d, 图 2 中 A、B 段)与外加碳源后处理此种渗滤液(20 d, 图 2 中 C 段)2 个阶段. 晚期渗滤液中有机物质量浓度低且可生化性差, 但氨氮质量浓度有增无减, 造成营养物比例失调. 高氨氮的有效去除是渗滤液处理的重点和难点^[5].

如图 2 所示, 在前 40 d 未投加碳源时, 系统出水 $\rho(\text{COD})$ 在 3.0 g/L 以下, 平均在 2.2 g/L 左右; 在第 40 d 时在 A/O 池的缺氧段(A 格)投加相当于 1.0 g/L $\rho(\text{COD})$ 的无水乙酸钠作为电子供体促进反硝化, 此时 A/O 系统的 A 格 $\rho(\text{COD})$ 在 2.9 g/L 左右, 而系统出水也在 2.9 g/L 左右. 系统出水 $\rho(\text{COD})$ 增大, 一方面是因为投加碳源的缘故, 另一方面是因为在 A/O 系统的 A 格中碳源充足, 促进反硝化后, 由于反硝化产生大量的碱度, 补充了硝化所消耗的碱度, 使 pH 值维持在一个比较合适的范围, 实现了稳定的短程硝化, 产生了大量的亚硝态氮, 而亚硝态氮也会增加 $\rho(\text{COD})$. 图 2 中 B 段 $\rho(\text{COD})$ 比 A 段有所升高是因为一方面在处理晚期垃圾渗滤液之前, 系统处理的是相对可生化性较好的早期渗滤液, 其出水 $\rho(\text{COD})$ 较低, 之后再处理晚期渗滤液, 2 种水质差别较大, 系统受到冲击, 出水水质恶化, 使出水 $\rho(\text{COD})$ 有所升高; 另一方面也是因为系统硝化产生的亚硝态氮质量浓度不断升高, 从而使 $\rho(\text{COD})$ 增加.

2.1.1 不外加碳源时的试验结果与分析

如图 3 所示: 系统原水 $\rho(\text{COD})$ 为 4.0~4.5 g/L, UASB1 进水由于好氧池出水回流的稀释作用, 为 2.0~3.2 g/L, UASB1 出水 $\rho(\text{COD})$ 为 1.8~3.0 g/L, UASB2 出水 $\rho(\text{COD})$ 为 1.5~2.1 g/L. 二级 UASB 出水 $\rho(\text{COD})$ 略低于 A/O 池缺氧段 $\rho(\text{COD})$, 主要是在缺氧段亚硝态氮质量浓度为 300~600 mg/L, 同时, 好氧池出水的亚硝态氮(质量浓度为 400~600 mg/L)通过污泥回流到缺氧段, 也增大了缺氧段的亚硝态氮质量浓度, 然而采用 COD 快速测定仪测定 $\rho(\text{COD})$ 的常规方法很难消除亚硝态氮对测定的影响, 故 A/O 池的 $\rho(\text{COD})$ 高于 UASB 出水 $\rho(\text{COD})$. 好氧池进水与出水 $\rho(\text{COD})$ 相差不大, COD 几乎全部作为反硝化碳源被利用, 系统出水 $\rho(\text{COD})$ 为 1.3~2.5 g/L, 剩余 2.5 g/L 的 COD 基本不可生化, 系统对于 COD 的总去除率为 41%~70%.

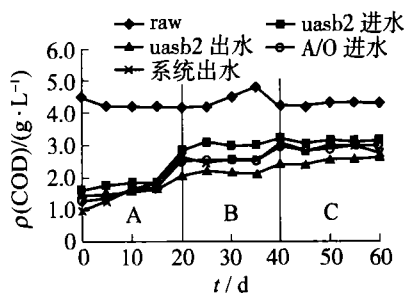


图 2 晚期垃圾渗滤液 COD 的降解情况

Fig. 2 Variation of COD in the system of the mature landfill leachate

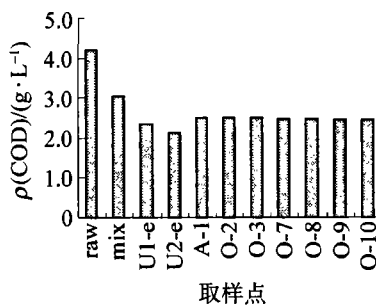


图 3 系统内的 COD 降解情况

Fig. 3 Variation of COD in the system

系统进水 $\rho(\text{COD})$ (可降解的) 与 $\rho(\text{NH}_4\text{-N})$ 之比为 0.7 左右, 与早期渗滤液相比增大了处理难度, 如此时通过提高负荷来提高有机物质量浓度而相应提高进水 COD 负荷, 氨氮负荷就会随之提高从而导致硝化效果变差. 不外加碳源时系统对氮的去除和变化规律见图 4. 当进水氨氮质量浓度为 2.7~3.0 g/L 时, 出水氨氮质量浓度为 230 mg/L, 氨氮去除率由之前处理早期渗滤液时的 99% 降低到 92%. 出水的亚

硝态氮质量浓度为 470 mg/L,而硝态氮质量浓度为 800 mg/L,亚硝酸盐氮积累率仅为 37% 左右,此时系统为全程硝化。

一般认为,在较低溶解氧、较高温度或偏碱性条件下有利于亚硝酸盐的积累^[3-6],有研究表明: $\rho(\text{DO})$ 大于 1.7 mg/L 时,硝酸盐较氨氧化菌活性高,为全程硝化,当 $\rho(\text{DO})$ 低于 1.7 mg/L 时开始出现亚硝酸盐氮的积累,低于 0.7 mg/L 时,亚硝酸盐氮积累率增到 65%^[5]。

生物反硝化需要有机碳源作为电子供体,所用碳源一般有 3 类:外加碳源、原污水碳源和内源碳源^[7]。本试验由于碳源不足导致反硝化不彻底,不能补充硝化所消耗的碱度,故亚硝酸盐氮积累率较低,同时回流污泥中的硝态氮在 A 段不能被反硝化掉,导致硝态氮积累,这也使得亚硝酸盐氮积累率较低。碱度与二氧化碳是硝化菌的碳源,碱度缺乏会影响硝化。在 UASB1 中有亚硝态氮和硝态氮剩余,说明此时已达到了有机碳源利用的极限。

原渗滤液的总碱度(以 CaCO_3 计)约为 14 g/L,如果按照 1 g $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 硝化需要消耗 7.14 g CaCO_3 碱度进行计算^[8], $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 完全硝化所需的碱度不足。从图 5 可以看出,在 A/O 池的 A 格部分碱度(主要是 HCO_3^- 碱度)只有 1 280 mg/L,虽然反硝化产生一部分碱度,但从整体看,好氧池内的碱度是逐渐下降的,到最后几格碱度几乎消耗尽。由于碱度的缺乏导致反硝化不彻底,进一步使得硝化因缺乏碱度而不彻底。氨氮的去除率只有 92%。

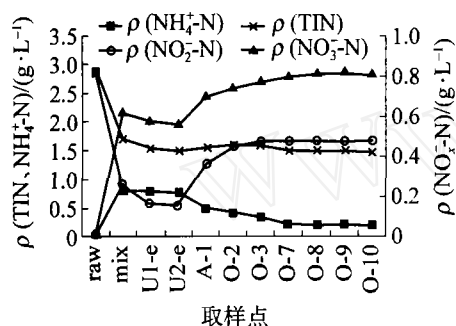


图 4 系统内的氮氮降解情况

Fig. 4 Variation of nitrogen in the system

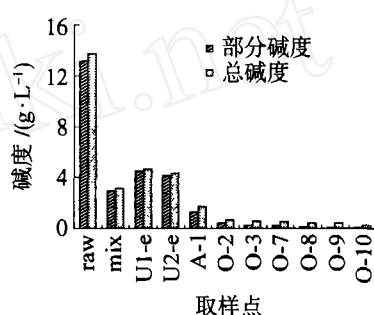


图 5 系统内的碱度变化情况

Fig. 5 Variation of alkalinity in the system

2.1.2 投加碳源后的试验结果与分析

在 A/O 池的 A 段连续投加相当于 1.0 g/L $\rho(\text{COD})$ 的无水乙酸钠,补充反硝化所需要的碳源。系统对氮的去除和变化规律见图 6。原渗滤液的氨氮质量浓度为 2.7~3.0 g/L,这样的质量浓度可能会抑制微生物的活性,特别是在高 pH 的条件下。但 UASB1 出水的氨氮质量浓度降低到了约 700~900 mg/L,这是由于好氧池出水回流的稀释作用造成的,而不是生物的降解作用。氨氮在厌氧反应器中基本没有降解。由于回流污泥的进一步稀释作用,A/O 反应器的进水中氨氮质量浓度只有 150~270 mg/L。在好氧池中发生短程硝化,氨氮进一步降解。来自二沉池回流污泥中的亚硝态氮和硝态氮,在好氧池第 1 格(缺氧段)反硝化被去除。好氧池出水中一部分回流至 UASB1,反硝化去除亚硝态氮、硝态氮。试验中系统出水氨氮的质量浓度小于 20 mg/L。出水硝态氮质量浓度基本在 200 mg/L 以下,亚硝态氮质量浓度为 1.1~1.2 g/L。亚硝态氮积累率为 75%~95%,平均为 87%。

分析高硝化率的原因:一方面是因为在 A 段补充了反硝化所需碳源,使得反硝化充分。反硝化产生大量碱度,弥补了硝化所消耗的碱度,使 pH 值维持在比较合适的范围,从 A 格的 8.2 降到 7(通常在第 8 格),硝化在第 8 格结束,从而降低了游离氨对系统的抑制;使 FA 控制在抑制 NOB 而不抑制 AOB 的范围内,保证稳定高效的短程硝化。另一方面,好氧反应器进水中易生物降解的 COD,首先在缺氧段作为回流污泥中反硝化的碳源被利用,所以进入好氧区的 COD 基本上难于生物降解,因此异养菌竞争作用减弱,为硝化菌提供了良好的生长空间,使得硝化菌占有相当的优势;同时由于系统出水回流到一级 UASB 中,也补充了一级 UASB 中的碳源,促进了一级 UASB 中的反硝化,从而一级 UASB 中也产生了大量的碱度,可以补充后续 A/O 池硝化所消耗的碱度。总之,适宜的溶解氧、充足的碱度和适宜 pH 值是保证高硝化效率

的条件.

A/O 池碱度的变化规律见图 7. 硝化阶段消耗碱度, 碱度不断下降, 当硝化结束后, 虽然 pH 值升高但碱度变化不明显. 从定量关系上看, 若渗滤液的平均氨氮质量浓度为 2.8 g/L, 则这些氨氮全部硝化需要消耗碱度 19.992 g/L (以 CaCO_3 计), 而原水碱度为 13~14 g/L. 所以如果不进行充分的反硝化, 碱度就会被全部消耗或因为不足而需要投加碱度. 但如果在原水中投加碱度, 投加量将很大, 从经济上考虑不合算. 故结合本工艺主要的氨氮降解是在后续 A/O 池进行, 在 A 段投加无水乙酸钠作为碳源, 保证在 A 段充分反硝化产生充足的碱度. 试验表明, 在硝化结束后还有 0.4 g/L 左右的碱度剩余.

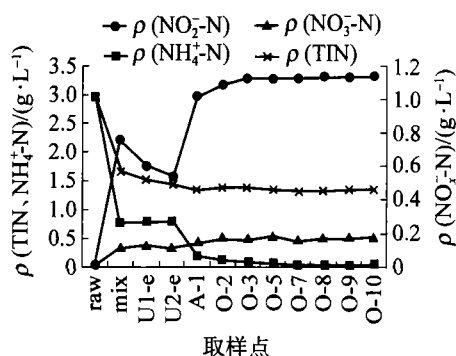


图 6 系统内的氨氮降解情况

Fig. 6 Variation of nitrogen in the system of the late landfill leachate

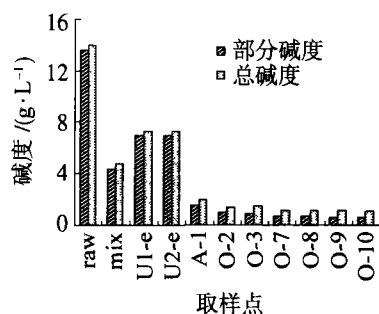


图 7 系统内的碱度变化

Fig. 7 Variation of alkalinity in the system

3 结论

1) 对于晚期垃圾渗滤液, 其碳氮比很低, 本试验用水 $\rho(\text{COD})$ 为 4.3 g/L 左右, 进水氨氮质量浓度为 2.8 g/L, 系统出水 $\rho(\text{COD})$ 为 2.4 g/L, 故可降解 COD 与氨氮之比仅为 0.7. 当进水氨氮质量浓度为 2.7~3 g/L 时, 出水氨氮质量浓度为 0.23 g/L, 氨氮的去除率由之前处理早期渗滤液的 99% 降低到此时的 92%.

2) 由于碳源不足导致反硝化不彻底, 同时也不能补充硝化所消耗的碱度, 致使由于碱度不足又造成硝化不彻底, 亚硝酸盐氮累积率很低. 在 UASB1 中有亚硝态氮和硝态氮剩余, 说明此时已达到了有机碳源利用的极限.

3) 在 A/O 池的 A 段连续投加碳源后, 反硝化产生大量的碱度, 弥补了硝化所消耗的碱度, 使 pH 值维持在一个比较合适的范围, 亚硝态氮累积率提高至平均为 87%. 反硝化与硝化过程是相辅相成的, 充分的反硝化作用补充了碱度促进了硝化顺利地进行, 系统出水氨氮质量浓度只有 0.01 g/L 左右, 氨氮的去除率提高到 99.6%.

4) 本系统进水总磷和正磷酸盐的质量浓度分别为 10 mg/L 和 8 mg/L 左右, 总氮质量浓度为 3.0 g/L 左右. 虽然渗滤液含总磷的质量浓度与总氮相比很低, 但在本试验研究过程中, 在没有外加磷的情况下, 系统出水磷的质量浓度还有 1.2 mg/L, 故磷元素的含量低并没有影响系统中有机物和氨氮的去除. 其原因可能是一方面本系统厌氧反应器和后续的 A/O 反应器剩余污泥量少(排泥量少); 另一方面厌氧微生物的比增长速率只有好氧菌的 1/10 左右, 厌氧微生物对磷需求量少, 故尽管在研究中未添加磷, 也取得了良好的处理效果.

参考文献:

- [1] 吴文继, 孙亚兵, 冯景伟, 等. 中晚期垃圾渗滤液的处理研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, 7(2): 112-115.
WU Wen-ji, SUN Ya-bing, FENG Jing-wei, et al. Study on the treatment of metaphase landfill leachate[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2006, 7(2): 112-115. (in Chinese)
- [2] 张树军, 彭永臻, 王淑莹, 等. 城市生活垃圾晚期渗滤液中氨氮的常温短程去除[J]. 化工学报, 2007, 58(4): 1042-

- 1047.
- ZHANG Shu-jun, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying, et al. Short-cut removal of nitrogen from mature municipal landfill leachate at ambient temperature[J]. Journal of Chemical Industry and Engineering, 2007, 58(4): 1042-1047. (in Chinese)
- [3] 刘秀红, 王淑莹, 高大文, 等. 短程硝化的实现、维持与过程控制的研究现状[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5(12): 7-10.
- LIU Xiu-hong, WANG Shu-ying, GAO Da-wen, et al. On-line monitoring of DO, ORP and pH to achieve and maintain shortcut nitrification and denitrification[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2004, 5(12): 7-10. (in Chinese)
- [4] CHRISTAN F, MARC B, PHILIPP H, et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant[J]. Journal of Biotechnology, 2002, 99(3): 295-306.
- [5] RUIZ G, JEISON D, CHAMY R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of waste water with high ammonia concentration[J]. Water Research, 2003, 37(6): 1371-1377.
- [6] HELLINGA C, SCHELLEN A, MULDER J W, et al. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium rich wastewater[J]. Water Science and Technology, 1998, 37(9): 135-142.
- [7] 王少坡, 彭永臻, 于德爽, 等. 常温短程内源反硝化生物脱氮[J]. 北京工业大学学报, 2005, 31(3): 298-302.
- WANG Shao-po, PENG Yong-zhen, YU De-shuang, et al. Biological nitrogen removal by endogenous denitrification via nitrite at normal temperature[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2005, 31(3): 298-302. (in Chinese)
- [8] 郑兴灿, 李亚新. 污水除磷脱氮技术[M]. 北京: 中国建筑出版社, 1998: 41.

Effect of Carbon Source on the Short-cut Nitrification of the Mature Municipal Landfill Leachate

WU Li-na, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying, ZHANG Shu-jun, LUO Meng

(College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: A system consisted of two-stage UASB-Anoxic/Oxic reactor(A/O) was used to study the short-cut nitrification of the mature municipal landfill leachate with low COD and high ammonia concentration. The COD concentration of influent leachate was 4.3 g/L, and the ammonia concentration of influent leachate was 2.8 g/L, so the ratio of C/N was only 1.5. The uasb1 methane production and the denitrification happened at the same time. The concentration of uasb1 effluent COD was removed further in the uasb 2. Then nitrification took place in the A/O reactor. The results of the experiment showed as follows: First of all, when we did not add up carbon source to the system, the COD was used as carbon source of denitrification by the first UASB. It was short of carbon source of denitrification in the A/O reactor. Then, when we added up carbon source to the first shelve of A/O system to advance the denitrification, because the denitrification can produce alkalinity, which can complement alkalinity by nitrification consumed, and maintained pH at a suitable scope. By this way, we successfully achieved an stable short-cut nitrification. Short-cut nitrification with 87% of nitrite accumulation efficiency took place. But when we did not add up carbon source to the system, the nitrite accumulation of rate was only 20%. The ammonia concentration of effluent leachate was 10 mg/L. The ammonia removal efficiency was 99.6%. But when we did not add up carbon source to the system, the ammonia removal efficiency was 92%.

Key words: nitrogen removal; landfill leachate; short-cut nitrification; carbon source

(责任编辑 张 蕾)