厌氧－好氧组合工艺处理垃圾渗滤液短程硝化的二次启动

刘 牡，彭永臻，宋燕杰，吴莉娜，张靖倩
（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：采用“两级 UASB-A/O”组合工艺处理实际高氨氮城市生活垃圾渗滤液，对反应器二次启动的方法和影响因素进行了分析与考察。试验结果表明，通过逐步提高两级 UASB 的有机负荷，并创造有利于厌氧消化的温度、pH、碱度和 VFA 等条件，在较短的时间内使得两级 UASB 内颗粒污泥的 SS、VSS、VSS/SS、沉降速率和平均粒径呈阶段性增加，生物活性得到迅速恢复；以 FA 为主要控制因素，创造适宜的温度、pH、碱度和 DO 等其它条件，并辅以过程控制，使得 A/O 系统中的 NO_2^--N 累积率从启动初期的 19.4%上升到 90%的短程硝化并得以稳定维持。兼顾两类生化系统使其达到相互协调而且优势互补的状态，6 周内即完成反应器的启动，在平均进水 NH_4^+-N、TN 质量浓度和 COD 分别为 2 315、2 422、12 800 mg·L^{-1} 的条件下，去除率分别可达 99%、87%、92%，能同时实现有机物和氮的高效深度去除。

关键词：垃圾渗滤液；二次启动；游离氨；短程硝化
中图分类号：X703.1 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-3770(2011)02-0052-007

城市生活垃圾渗滤液往往呈黑色且具有恶臭，其中含有的高浓度氨氮和有机物尤其难以处理[1]。由于生物脱氮工艺能够对氮进行真正的去除而非氮元素的转移，被认为是最经济有效的的方法，例如氧序批式处理[2]、升流式厌氧污泥床（UASB）[3]、膜生物反应器（MBR）[4]、好氧序批式反应器（SBR）[5]和厌氧氨氧化（Anammox）[6]，都已成功的应用于垃圾渗滤液的处理中。此外，因为短程硝化可以减少 25%的能耗，节省 40%的有机碳源（COD/TKN>2.5 即可）[7-8]，缩短约 4.3 倍的反应历程[9]，而成为提高渗滤液生物处理效率的有效途径。

厌氧生物处理具有能耗低、污泥产量少、有机负荷率高且能够回收能源等优点，往往用于垃圾渗滤液的预处理[10]。但是，由于氨氮厌氧降解的有效途径尚未找到[11]，厌氧处理与好氧处理的组合工艺成为同时去除垃圾渗滤液高氨氮与有机物的最佳的选择。Ağdağ 等[12]采用两级 UASB-CSTR 系统处理垃圾渗滤液，COD 与氨氮去除率分别达到了 98%和 99.6%。Chen 等[10]采用厌氧好氧 MBBR 反应器，在厌氧 MBBR 和好氧 MBBR 中分别去除了 97%的 COD 和 97%的氨氮。关于上述反应器有机物与氨氮的去除效果研究较多，却少见专门针对厌氧好氧组合工艺的二次启动的研究，而该类型反应器短程硝化的二次启动研究更为鲜见。事实上，由于厌氧 - 好氧组合工艺的启动过程要兼顾好氧与厌氧两类独立而互补的生化系统，因而与单一的厌氧或者好氧反应器的启动差异较大，研究这一类反应器的二次启动具有较高的实际意义。

本文在获得稳定的有机物与氮同步去除的前提下，重点考察了温度、pH、碱度、有机负荷、VFA 和 DO 等相关因素对“两级 UASB－A/O 组合工艺”处理实际高氨氮城市生活垃圾渗滤液短程硝化的二次启动的影响。

1 试验部分

1.1 试验装置及启动过程

试验装置如图 1 所示，由两级 UASB 与 A/O 反应器组成。UASB1（一级 UASB）、UASB2（二

收稿日期：2010-04-20
基金项目：国家自然科学基金（50978003）；北京市自然科学基金重点项目（8091001）
作者简介：刘 牡（1986－），男，硕士研究生，研究方向为高氨氮废水生物处理及其过程控制
联系电话：010-67392627；E-mail：liumubeigongda@163.com

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

级 UASB）和 A/O 反应器的有效容积为分别为 4.25、8.25、15 L,其中 A/O 反应器均分为 10 个格室,第 1 格室为缺氧区（A1）,其余依次为好氧区（O2、O3、O4、O5、O6、O7、O8、O9、O10）。渗滤液经两级 UASB 进入 A/O 反应器，最后到沉淀池，整套反应器串连运行。A/O 反应器的出水回流到 UASB1，对原渗滤液起到稀释作用，并且使回流液中的 NO_x^--N 借助原水中丰富的有机碳源进行厌氧反硝化同时产甲烷,以去除部分 COD 和部分 TN;UASB2 主要通过厌氧产甲烷反应进一步降解 COD；在 A/O 反应器中利用剩余 COD 继续反硝化并实现高氨氮的去除。

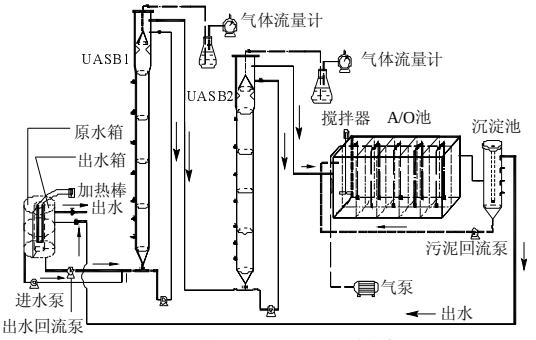

图 1　两级 UASB-A/O 系统流程

Fig.1　Flow diagram of the two-stage UASB-A/O system

1.2　试验水质及分析方法

试验用水取自北京市六里屯垃圾填埋场调节池,其水质范围为:COD 为 12 600～13 800 mg·L^{-1},BOD_5 为 6350～6 920 mg·L^{-1},$\rho(NH_4^+\text{-N})$=2 215～2 415 mg·L^{-1},ρ(SS)=2 520～2 760 mg·L^{-1},ρ(TN)=2 320～2 541 mg·L^{-1},ρ(碱度)=8 820～9 660 mg·L^{-1},ρ(TP)=9～12 mg·L^{-1},pH=7.8～8.1。

COD 采用 COD 快速测定仪测定;NH_4^+-N 采用纳氏试剂光度法测定;NO_2^--N 采用 N-（1-萘基)-乙二胺光度法测定;NO_3^--N 采用麝香草酚分光光度法测定;TN 通过 TN/TOC 分析仪（multi N/C3000）测定；采用 WTW 测定仪及相应探针在线监测液相内 DO、温度、pH;碱度采用电位滴定法测定;VFA 采用 Agilent 6890N 气相色谱仪测定。

2　结果与讨论

2.1　两级 UASB 厌氧消化影响因素及其控制

2.1.1　温度的影响与控制

厌氧生物降解的速率受温度的影响非常明显,低温厌氧工艺污泥的活性明显低于中温和高温,其有机负荷也较低。Henze 等[13]的研究表明,中温厌氧消化的最优温度范围为 30～40 ℃,当温度低于 25 ℃时,细菌的代谢活性减弱,消化速率也急剧下降;在温度更低的环境下，细菌将逐渐减弱甚至停止其代谢活动,菌种处于休眠状态。处于休眠状态的微生物的生命力仍可维持相当长的时间，一旦温度上升至原来的生长温度时,细菌的活性将很快得到恢复,这也是本试验二次启动的理论依据。从温度影响与能耗两方面考虑，本试验的二次启动阶段将两级 UASB 中的温度控制在 35 ℃。

2.1.2　pH 与碱度的影响与控制

过高或过低的 pH 会影响厌氧生物酶的稳定性,进而使酶遭到不可逆的破坏,影响微生物细胞内的生物化学过程,甚至直接破坏微生物细胞。厌氧生物降解过程中,适宜的 pH 应维持在 6.5～7.8 范围,可接受的 pH 范围大致为 6.5～8.2,当 pH 偏离最适范围时,产甲烷速率会急剧减小[14]。在厌氧反应器中必须要维持产酸菌和产甲烷菌的平衡,而产酸菌对 pH 的适应范围要大于产甲烷菌,厌氧反应器的酸化往往是由于产酸菌的过度增殖，因此在允许的范围内维持相对较高的 pH 有利于防止酸化。此外,厌氧微生物对 pH 的波动十分敏感,即使在其适宜生长的 pH 范围内,pH 的突然改变也会对细菌的生长产生不利影响。因此,在厌氧处理过程中,系统应具有足够的碱度,从而使反应器内部的 pH 维持在一定的范围内并防止 pH 的突变。Moosbruger[15]发现,当进水中 Alk/COD 比值为 0.5 时,可使 UASB 反应器出水的 pH 减小至 6.6。处理系统所要求的碱度由废水性质和浓度、反应器容积负荷及所需的缓能力而定。如图 2 所示,在垃圾渗滤液原液的碱度为 9 100 mg·L^{-1} 的条件下,UASB1（U1e）和 UASB2（U2e）的出水碱度分别为 5 800、6 000 mg·L^{-1};原液中的 pH 为 7.88,UASB1 和 UASB2 的出水 pH 分别为 8.32 和 8.12,实际运行效果表明,本系统中的碱度与 pH 能够有效防止两级 UASB 酸化。

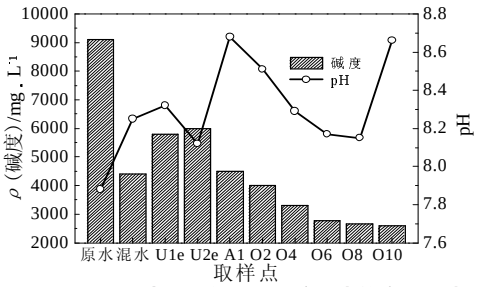

图 2　碱度、pH 在 A/O 反应器内的变化规律

Fig.2　Variations of alkalinity and pH in the A/O reactor

2.1.3　有机负荷与 VFA 的影响与控制

有机负荷（OLR）是影响厌氧消化效率的一个

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

重要因素，直接影响产气量和处理效率[16]。当负荷过低时，反应器中的微生物所能利用的营养物质及能量受限，仅能维持菌群在低数量水平繁殖，从而使菌群的生长受阻；负荷较高时，进水中的营养物质及能源充足，细菌生长及繁殖速度加快，菌群活性较高，有利于反应器的启动。两级 UASB 的有机负荷与及 COD 总去除率的变化情况如图 3 所示，可以看出，UASB1 的 COD 负荷从 3.6 kg·m^{-3}·d^{-1} 逐步增加到 15.4 kg·m^{-3}·d^{-1}，UASB2 的 COD 有机负荷从 1.5 kg·m^{-3}·d^{-1} 逐步增加到 5.8 kg·m^{-3}·d^{-1}，而总的去除率基本保持在 90% 左右。

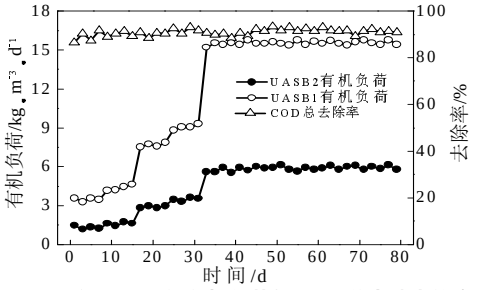

图 3 两级 UASB 的有机负荷与 COD 总去除率的变化

Fig.3 Variations of the organic loading of the two-stage UASB and the total COD removal in the system

挥发性脂肪酸（VFA）是厌氧生物处理产酸阶段重要的液相中间产物，是产酸阶段微生物代谢作用的结果，同时也是产甲烷菌利用的主要中间产物。由于 VFA 主要由乙酸、丙酸、丁酸等有机酸组成，其浓度升高会引起碳酸氢盐碱度的下降，进而降低反应器内部的 pH，影响厌氧消化过程。此外，在含有高浓度 VFA 的系统中，厌氧消化会受到 VFA 本身的抑制，主要通过未电离的挥发性有机酸抑制微生物的活性。VFA 在厌氧反应器中的积累情况，能够反映产甲烷菌的活跃状态，对处理过程具有指示作用，因此出水 VFA 可作为判断启动时期反应器运行情况的监测指标[17]。由图 4 可知，在整个启动过程中两级 UASB 的出水 VFA 都没有超过 300 mg·L^{-1}，表明没有酸化的危险。

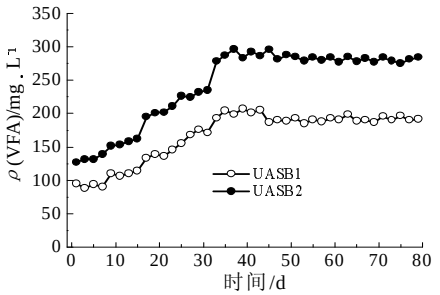

图 4 两级 UASB 的 VFA 的变化

Fig.4 Variations of the VFA of the two-stage UASB

2.1.4 厌氧颗粒污泥性状分析

UASB 厌氧生物处理时，消化效能与厌氧活性污泥的浓度和性状有密切的关系。一定范围内，活性污泥浓度愈高，厌氧消化的效率也愈高，但至一定的程度以后，消化效率的提高不再明显。这主要是因为厌氧污泥的生长率低，增长速度慢，积累时间过长后，污泥中的无机成分比例增高，活性下降。两级 UASB 中颗粒污泥性状分析见表 1，U_{1SS}、U_{2SS} 分别表示 UASB1、UASB2 中的混合液悬浮固体浓度；U_{1V}、U_{2V} 分别表示 UASB1、UASB2 中颗粒污泥的沉降速率；$\overline{U1}$、$\overline{U2}$ 分别表示 UASB1、UASB2 中颗粒污泥的平均粒径。

表 1 厌氧颗粒污泥性状分析

Tab.1 Traits of anaerobic granular sludge

运行阶段	U_{1SS}/g·L^{-1}	U_{2SS}/g·L^{-1}	U_{1VSS}/$_{SS}$	U_{2VSS}/$_{SS}$	U_{1V}/m·h^{-1}	U_{2V}/m·h^{-1}	$\overline{U_1}$/mm	$\overline{U_2}$/mm
1～16 d	24.3	19.8	71.7	66.7	35.2	22.4	0.72	0.91
17～32 d	26.5	21.4	78.5	69.4	39.5	28.7	0.85	1.06
33～79 d	27.8	22.9	89.5	76.5	44.3	31.8	1.10	1.25

由表 1 可知，在二次启动过程中两级 UASB 中颗粒污泥的 SS、VSS、VSS/SS、沉降速率和平均粒径呈阶梯性增加，而 UASB1 的 SS、VSS、VSS/SS、沉降速率和平均粒径都要略高于 UASB2，主要是由于 UASB1 的有机负荷相对高于 UASB2，而且 UASB2 所含的有的可生化性 COD 的比例也要小于 UASB1 所致。

2.2 A/O 系统短程硝化的影响因素及其控制

2.2.1 FA 的影响与控制

FA 可按式（1）计算[18]：

$$\rho[FA]=\frac{17\rho[NH_4^+\text{-}N]\cdot 10^{pH}}{14\exp(\frac{6\,334}{273+T})+10^{pH}} \quad (1)$$

式中，ρ[FA]为游离氨质量浓度，$\rho[NH_4^+\text{-}N]$为氨氮质量浓度，T 为温度。

Vadivelu 等[19]认为 FA 对亚硝酸盐氧化还原酶或用于传递电子的酶产生抑制，导致进入细胞的质子流量减少，而且使细胞膜活性增强，进而使呼吸过程中的质子转移变得更加困难。Anthonisen[18]发现 NOB 受到抑制的 FA 质量浓度范围为 0.1～1.0 mg·L^{-1}，AOB 受到抑制的 FA 质量浓度范围为 10～150 mg·L^{-1}，当 FA 质量浓度在 1.0～10 mg·L^{-1} 时 NOB 受到选择性抑制。Chung 等[20]在连续流反应器中维持 20 mg·L^{-1} 的 FA 浓度，实现了长期稳定的 NO_2^--N 积

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

累。另有研究表明在处理氨氮质量浓度为 400～800 mg·L^{-1} 的废水时，维持 FA 浓度为 3.7 mg·L^{-1} 可实现 46%的 NO_2^--N 积累率和近乎 100%的硝化率,而当 FA 质量浓度为 10 mg·L^{-1} 以上时,硝化不完全[21]。

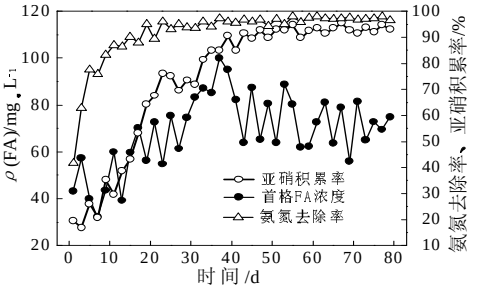

图 5　A/O 反应器进水 NH_4^+-N, FA 和出水 NO_2^--N 积累率的变化

Fig.5　Variations of the influent NH_4^+-N, FA and effluent NO_2^--N accumulationratio in the A/O reactor

图 5 表明，随着进水 FA 质量浓度的逐步提高（40～80 mg·L^{-1}）,A/O 反应器中亚硝态氮积累率从启动初期的 19.4%上升到 90%以上的短程硝化并得以稳定维持,同时氨氮去除率从启动初期的 35%上到稳定期的 95%。

2.2.2　温度的影响与控制

Hellinga 等[22]认为,短程硝化最佳温度为 30～35 ℃。SHARON 工艺的核心就是利用高温下（30～35 ℃）,氨氮氧化细菌（AOB）的最小污泥龄小于亚硝酸氮氧化细菌 （NOB） 的最小污泥龄这一特性,控制系统的污泥龄介于 AOB 和 NOB 的最小污泥龄之间,使 NOB 被淘汰,从而实现稳定的亚硝酸积累[23]。Yoo 等[24]认为在温度为 22～27 ℃范围内 AOB 的活性最强,而在 15 ℃以下 NOB 的活性要强于 AOB。Yang[25]等对 SBR 中试系统进行实时过程控制，在温度为 11.18～25 ℃的范围内达到了平均总氮去除率在 96%以上,平均亚硝积累率在 95%以上的短程脱氮。虽然高 FA 是实现本生化系统短程硝化的主导因素,但为了实现 A/O 反应器中短程硝化的快速启动,本试验初期将 A/O 反应器中的温度控制在 32 ℃左右,同时为了降低运行的能耗,当亚硝积累率达到一定程度后将 A/O 反应器中的温度维持在 25 ℃左右。

2.2.3　pH 的影响与控制

一方面,pH 本身所构成的环境因素对硝化菌有重要影响,AOB 和 NOB 对 pH 的适应范围不同。Kempen 等[26]的研究表明,当 pH 大于 7.0 时，AOB 的生长速率明显高于 NOB，易于通过控制 SRT 淘汰硝酸细菌 ;当 pH 小于 6.3 时,AOB 的生长速率低于 NOB,难于通过控制 SRT 淘汰 NOB。Balmelle 等[27]也认为，适合于 AOB 生长的最佳 pH 为 8.5 左右，其生物活性随 pH 的减少而降低，当 pH 降到 6 以下,可能对硝化菌造成直接的伤害。另一方面,pH 对 FA 的浓度有很大影响,从而为通过控制 pH 实现短程硝化反硝化生物脱氮工艺奠定了基础。由于在本生化系统处理垃圾渗滤液的过程中 A/O 反应器 pH 在 8.15～8.68 之间,为有利于短程硝化的条件,反应过程中未控制 pH。

2.2.4　DO 与曝气时间的影响与过程控制

Hanaki 等[28]认为在进水 NH_4^+-N 质量浓度为 80 mg·L^{-1}、DO 质量浓度为 0.5 mg·L^{-1}的条件下,AOB 的增殖速率加快近 1 倍，补偿了因低 DO 造成的代谢活性的下降,而 NOB 的增殖速度在该 DO 质量浓度下未提高，从而导致 NO_2^--N 的大量积累，最高 NO_2^--N 质量浓度可达 60 mg·L^{-1}。Ruiz 等[7]的试验表明,当 DO 质量浓度降低到 1.4 mg·L^{-1}时,反应系统内开始出现 NO_2^--N 积累，当 DO 质量浓度降低至 0.7 mg·L^{-1}时,NO_2^--N 积累率达到最大值 65%，同时氨氮的去除率大于 98%。而 Tokutomi 等[29]的研究表明在 DO 质量浓度低于 1 mg·L^{-1}的条件下,AOB 的比生长速率是 NOB 的 2.6 倍，低 DO 抑制了 NOB 的生长,从而出现了 NO_2^--N 的积累,但是 DO 质量浓度较低时,氨氮转化为 NO_2^--N 的速率相对较小从而延长了反应周期。综上所述,虽然 DO 是影响短程硝化的重要因素，但是与通过控制 FA 浓度实现短程硝化相比，低 DO 实现短程硝化是比较困难的,因为低 DO 会降低硝化反应的速率,尤其在高氨氮负荷的条件下,硝化难以彻底进行,进而脱氮效率的也难以提高。因此,在本生化系统中以高 FA 作为实现短程硝化的主要因素,而低 DO 作为短程硝化的促进因素,DO 质量浓度被控制在 1.5～2.5 mg·L^{-1}之间。

图 2 表明,随着氨氮的不断硝化,好氧反应器的 pH 不断下降。在第 8 格室氨氧化结束时,pH 降低到最低点“氨谷”。此时,pH 从缺氧区的 8.68 降低到第 8 格室的 8.15。出现“氨谷”后,继续曝气 pH 将不断升高,到第 10 格室时,pH 提高到 8.66。由表 2 可以看出,当“氨谷”出现时,FA 质量浓度降低到最低值，即 FA 对 NOB 的抑制作用降低到最低程度，而此时 NOB 的反应基质 NO_2^--N 质量浓度达到最大值。此时如果不停止曝气，经过一定时间的运行，NO_2^--N 就会被氧化为 NO_3^--N,NOB 的数量就会逐渐提高,短程将向全程硝化转化。因此,在硝化过程

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

表 2 FA，NO_2^--N 积累率和 DO 在 A/O 反应器内的变化规律

Tab.2 Variations of FA, NO_2^--N accumulation ratio and DO in the A/O reactor

项目	A1	O2	O3	O4	O5	O6	O7	O8	O9	O10
ρ(FA)/mg·L^{-1}	71.21	45.52	25.68	15.82	6.06	3.51	2.29	1.69	2.46	3.38
亚硝积累率 /%	90.91	89.63	91.45	93.64	94.64	96.12	96.22	95.58	95.48	96.31
ρ(DO)/mg·L^{-1}	0.15	1.63	1.48	1.59	1.77	1.76	1.93	1.83	2.01	2.36

中，pH 可以作为控制参数，“氨谷”作为氨氧化结束的控制点，一旦“氨谷”出现就及时停止曝气。对曝气时间进行准确控制以及曝气量大小的调节为实现长期稳定的短程硝化提供了必要条件。

2.3 有机物与氮的去除特性以及厌氧与好氧系统之间的相互关系

2.3.1 有机物及氮的去除特性

表 3 示出了在启动后稳定状态下的一个周期内，有机物与氮在两级 UASB-A/O 系统内的变化规律。富含 NO_x^--N 的 A/O 反应器出水与原液按照一定比例混合进入 UASB 反应器，这样既对原水有一定稀释作用，又可利用原水中丰富的有机碳源在 UASB 中实现反硝化和有机物的降解。原液 COD 在 UASB 内大幅度降低，由进水的 4 160 mg·L^{-1}降为 1 280 mg·L^{-1}。由于污泥回流稀释作用和反硝化作用使经 UASB 处理后的渗滤液中剩余 COD 在 A/O 反应器 A 段进一步降低。进入好氧段 COD 基本上是难于生物降解的，因此 COD 的变化较少，平均去除率为 90%左右，由此认为系统去除有机物效果良好，实现了有机物的高效深度去除。

由于出水回流的稀释作用，UASB 出水 NH_4^+-N 质量浓度分别从原液的 2 315 mg·L^{-1}降至 578.77 mg·L^{-1}。同样，由于 A/O 反应器污泥回流液的稀释作用，NH_4^+-N 在 A/O 反应器缺氧段进一步降低，随后在好氧段 NH_4^+-N 不断地被转化为亚硝态氮和硝态氮，出水 NH_4^+-N 质量浓度在 13 mg·L^{-1}左右，去除率达到 99%，实现了氮的深度去除。而 TN 在进水质量浓度为 2 422 mg·L^{-1}的条件下，去除率达到 87%。

2.3.2 厌氧与好氧系统之间的相互关系

由于回流出水中的 NO_x^--N 在 UASB1 几乎被全部反硝化，而回流污泥中的 NO_x^--N 含量已经明显减少，所以厌氧出水中的有机物基本可以满足回流污泥中的 NO_x^--N 反硝化所需的碳源。经过以上两步高效的反硝化，好氧区进水 NO_2^--N 很少，而 NH_4^+-N 质量浓度适中，所以在好氧反应器的前段，AOB 因为 NH_4^+-N 含量较高而迅速增殖，而 NOB 因为在硝化初期 NO_2^--N 缺乏而增殖缓慢。因而本试验一级 UASB 中的高效反硝化对 AOB 在反应器中的生存和增殖，以及从系统中淘汰 NOB，从而实现短程硝化起到重要的作用。原渗滤液的碱度（以 $CaCO_3$ 计）为 8 820～9 660 mg·L^{-1}，如果按照 1g NH_4^+-N 硝化需要消耗 7.14 g 碱度进行计算，NH_4^+-N 完全硝化所需的碱度可能不足，而 UASB 中高效的反硝化可以回收高氨氮硝化所消耗碱度的一半，从而不仅可以为硝化提供充足的碱度，而且可以维持较高的 pH 进而促成较高的 FA 浓度，促进短程硝化形成和稳定。

如果两级 UASB 的有机物降解效率下降，则势必会有较高浓度的 COD 流入 A/O 反应器，进而影响硝化速率。由于负荷量偏大导致 UASB 流出的 COD浓度增加，最终可能导致 A/O 反应器的硝化率下降，从而使得出水氨氮质量浓度升高。此外，在好氧段如果长期存在高浓度的 COD 则可能导致异氧菌过量繁殖从而与硝化菌争夺营养物质和氧气最终使硝化菌难以成为优势菌种。因此，两级 UASB 高效的有机物降解率是 A/O 反应器中高氨氮高效而彻底硝化的保证。A/O 反应器的硝化效果也直接影响到两级 UASB 的生化性能。若 A/O 反应器出水氨氮升高，并通过不断的回流循环而积累，最终会对两级 UASB 中厌氧反应产生抑制作用 如果长期硝化效果欠佳，流入 UASB 的 NO_x^--N 负荷降低，反硝化利用的 COD 与产甲烷所利用的 COD 的比值将不断降低，最终使一级 UASB 中的反硝化菌群数量下降而不占优势，导致两级 UASB 的反硝化效率降低，而且因为反硝化所利用的短链脂肪酸如乙酸、丙

图 3 NH_4^+-N、NO_x^--N、TN、COD 在两级 UASB-A/O 生化系统内的变化规律

Tab.3 Variations of the NH_4^+-N,NO_x^--N,TN and COD in the two-stage UASB-A/O biological system

项目	远水	混水	U1e	U2e	A1	O2	O4	O6	O8	O10
ρ(TN)/mg·L^{-1}	2 422	876.57	604.07	600	346.18	322.23	314.03	305.84	305.84	305.84
ρ(NO_3^--N)/mg·L^{-1}	5.2	12.8	2.3	2	7.18	11.57	13.96	12.04	14.51	12.28
ρ(NO_2^--N)/mg·L^{-1}	1.9	225	3	2.5	71.82	99.97	205.47	297.94	313.47	320.77
ρ(NH_4^+-N)/mg·L^{-1}	2 315	578.77	578.77	578.77	267.18	234.64	126.75	36.20	18.20	13.13
COD/mg·L^{-1}	12 800	4 160	3 040	1 280	1 080	963.4	904.4	904.4	963.4	963.4

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

酸的量减少，从而可能导致 UASB 中 VFA 的含量增加,酸化的风险加大。

3 结　论

将 UASB1 的 COD 有机负荷从 3.6kg·m^{-3}·d^{-1} 稳步提高到 15.4 kg·m^{-3}·d^{-1}， UASB2 的有机负荷从 1.5 kg·m^{-3}·d^{-1}稳步提高到 5.8 kg·m^{-3}·d^{-1},创造有利于厌氧消化的温度、pH、碱度和 VFA 等条件,在较短的时间段内使得两级 UASB 颗粒污泥的 SS、VSS、VSS/SS、沉降速率和平均粒径等性能指标呈阶段性增加,生物活性得到迅速恢复。

以 FA 对 AOB 与 NOB 的选择性抑制为主要控制因素 （A/O 反应器缺氧段浓度范围为 32.1～88.8 mg·L^{-1}）,优化温度、pH、碱度、DO 等其它条件,并辅以过程控制，使得 A/O 反应器中的 NO_2^--N 累积率从启动初期的 19.4%上升到 90%以上的短程硝化并得以稳定维持。

由于两级 UASB－A/O 组合工艺是一个耦合的整体，厌氧生化系统与好氧生化系统之间存在密切的相互关系。兼顾两类生化系统使其达到相互协调而且优势互补的状态,6 周内即完成反应器的启动，在平均进水 NH_4^+-N、TN 质量浓度和 COD 分别为 2 315、2 422、12 800 mg·L^{-1}的条件下,去除率分别可达 99%、87%、92%，能同时实现有机物和氮的高效深度去除。

参考文献：

[1] He R, Shen D S, Wang J Q.Biological degradation of MSW in a methanogenic reactor using treating leachate recirculation [J]. Process Biochemistry,2005,40(12):3660-3666.

[2] Timur H,Özturk I. Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate[J].Water Research,1999,15(33):3225-3230.

[3] Kettunen R H, Hoilijoki T H, Rintala J A.Ananerobic and sequential ananerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperature[J].Bioresource Technology,1996,58(1):31-40.

[4] Ahn W Y, Kang M S, Yim S K, et al. Advanced landfill leachate treatment using an integrated MBR process [J].Desalination,2002, 149(2):109-114.

[5] Ahmet U, Kargi F. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor [J].Journal of Environmental Management,2004,71(1):9-14.

[6] Liang Z, Liu J X. Landfill leachate treatment with a novel process: Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system [J].Journal of Hazardous Materials,2008,151(1): 202-212.

[7] Ruiz G, Jeison D, Chamy R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration[J].Water Research,2003,37(6):1371-1377.

[8] Van Dongen U, Jetten M S M, Van Loosdrecht M C M. The sharon-anammox process for treatment of ammonium rich wastewater[J].Water Science and Technology, 2001,44(1):153-160.

[9] Chung JW, Bae W. Nitrite reduction by a mixed culture under conditions relevant to shortcut biological nitrogen removal [J]. Biodegradation,2002,13(3):163-170.

[10] Chen S, Sun D Z, Chung J S. Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system[J].Waste Management,2007,28 (2):339-346.

[11] Berge N D, Reinhart D R, Dietz J D, et al. The impact of temperature and gas-phase oxygen on kinetics of in situ ammonia removal in bioreactor landfill leachate [J].Water Research,2007,41 (9): 1907-1914.

[12] Ağdağ O N, Sponza D T. Aanaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR)system[J]. Process Biochemistry,2005,40(2):895-902.

[13] Henze M, Harremoes P.Anaerobic treatment of wastewater in fixed filmreactors-a literature review [J].Wat Sci Tech.,1983,15 (4): 710-715.

[14] Dague R R.Anaerobic activated sludge[J].Water Polluction Control Fed,1996,38(2):220-226.

[15] Moosbruger R E,Wentzel M C,Ekama G A,et al.Lauter tun waste in UASB-system,feasibility,alkalinity requirements and pH control[J]. Water S A.,1993,19(1):41-52.

[16] Kennedy K J, Lentz E M. Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow up-flow anaerobic sludge blanket reactors[J].Wat Res.,2000,34 (14):3640-3656.

[17] Campos C M M, Anderson G K. The effect of the liquid upflow velocity and the subartate concentration on the start-up and steadystate periods of labscale UASB reactors[J].Wat Sci Technol., 1992,25(7):41-50.

[18] Anthonisen AC, Loehr RC, Prakasam TBS, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. Water Pollut Control Fed.,1976,48(5):835-852.

[19] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z G. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched Nitrobacter culture [J].Water Research,2007,41(4):826-834.

[20] Chung J, Bae W, Lee YW, et al. Shortcut biological nitrogen removal inhybrid biofilm/suspended growth reactors [J].Process Biochemistry,2007,42(3):320-328.

[21] Chung J W. Investigation of the effect of rree ammonia concentration upon leachate.Treatment by shortcut biological nitrogen removal process [C].IWA International Specialty Symposium on Strong Nitrogenous and Agro Wastewater,Seoul Korea,2003-6-11: 93-104.

[22] Hellinga C, Schellen A A J C, Mulder J W, et al. The sharon process:an innovative method for nitrogen removal from ammoni-

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

um-rich wastewater[J].Wat Sci Tech.,1998,37(9):135-142.

[23] Mulder J W, van Loosdrecht M C M, Hellinga C, et al. Full-scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering[J].Wat Sci Tech.,2001,43(11): 127-134.

[24] H Yoo, K H Ahn, H J Lee, et al. Nitrogen removal from synthetic wasterwater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently aerated reactor [J].Water Research, 1999,33(1):145-54.

[25] Yang Q, Peng Y Z, Liu X H, et al. Nitrogen removal via nitrite form municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities [J].Env Sci & Tech.,2007,41 (23):8159-8164.

[26] Van Kempen R, Mulder J W, Uijterllnde C A, et al. Overview: full scale experience of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering [J].Water Science & Technology,2001,44(1):145-152.

[27] Balmelle B.Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes of water nitrification [J].Wat Sci Tech.,1992,26 (5-6): 1017-1025.

[28] Hanaki K, Wantawin C, Ohgaki S. Nitrification at low level of DO with and without organic loading in a suspended growth reactor[J]. Water Research,1990,24(3):297-302.

[29] Tokutomi T. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration[J].Wat Sci Tech.,2004,49(5-6):81-88.

THE SECOND STARTUP OF THE SHORT-CUT NITRIFICATION OF LANDFILL LEACHATE BY THE ANAEROBIC-AEROBIC PROCESS

Liu Mu, Peng Yongzhen, Song Yanjie,Wu Lina, Zhang Jingqian

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

Abstract: A system consisting of a two-stage UASB and anoxic-oxic reactor was used to enhance COD and nitrogen removal from landfill leachate, focusing on methods and influencing factors of the second startup of the reactor. The results showed that: the SS, VSS, VSS / SS, settlement rate and the average particle size of the granular sludge in the two UASB rise periodically and the activity was resumed in a relatively short term through gradually increasing the organic loading and creating conducive conditions for anaerobic digestion such as temperature, pH, alkalinity, VFA and so on.NO_2^--N accumulation rate from the initial 19.4% increases to 90% in A/O system and remains stable with FA as the main controlling factor, and creating an appropriate temperature, pH, alkalinity, DO, and other conditions. By means of creating conditions to make the anaerobic and aerobic biological systems reach coordination and complementarity the reactor startup is completed in 6 weeks. COD and nitrogen was removed simultaneously and effectively by the biological system, the average removal efficiency of NH_4^+-N, TN and COD are up to 99%, 87%, 92%, respectively. When the average influent NH_4^+-N, TN concentrations and COD were 2 315 mg·L^{-1}, 2 422 mg·L^{-1} and 12 800 mg·L^{-1}.

Keywords: landfill leachate; second startup; free ammonia; short-cut nitrification

（上接第 51 页）

STUDY ON START-UP OF A NEW ANAEROBIC REACTOR－MECAR-BB

Ma Xingyuan, Yu Mei, Lv Lingyun, Yu Ning, Liu Qi

(*College of Resource & Environment, Shaanxi University of Science and Technology, Xi´an 710021, China*)

Abstract:This paper studied on a self-designed new anaerobic reactor-MECAR-BB (Mutipul extertal circulation-biological bed) under room temperature before treating tannery wastewater. The results of experiment showed that when COD reaching to 5 491 mg·L^{-1}, the removal rate was 91.9%.The pH and the ratio of bicarbonate alkalinity to VFA of effluent were above 6.5 and 2 respectively. The reactor had stable operation performance. After operating four months, the reactor cultivate a highly efficient granular sludge, the reactor started up successfully.

Keywords:anaerobic-aerobic method; MECAR-BB reactor; start-up study

简 讯

水中心荣获中国水工业行业“十大民族品牌”称号

2011 年 1 月 6 日，2010 年度（第七届）中国水工业行业十大评选颁奖典礼在钓鱼台国宾馆芳菲苑举行，杭州水处理技术研究开发中心荣获“十大民族品牌”称号。

本次评选由慧聪主办，新浪、搜狐、中国水网等几十家媒体单位支持，共设十大民族品牌、十大创新品牌等 12 个奖项，吸引 2 000 多家单位参与评选。活动一贯坚持公平、公开、公正的原则，自 2010 年 10 月活动启动以来，经历初选、复选、专家评审等多个环节的激烈竞争，杭州水处理中心在参选的 100 多家单位中脱颖而出，夺得“十大民族品牌”称号。

（赵丹青）

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net