

两级 UASB-SBR 处理高氨氮垃圾渗滤液的快速启动及稳定运行

孙洪伟¹ 彭永臻^{1*} 时晓宁¹ 王淑莹¹ 张树军¹ 杨庆¹ 陈莹²

(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. 四川大学建筑与环境学院, 成都 610065)

摘要 在严格控制试验条件的基础上, 首次采用缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统处理高氨氮垃圾渗滤液. 结果表明, 经过 5 个阶段(116 d)的连续运行, 获得了稳定的工艺性能. 在进水 COD 为 1 237.2 ~ 12 596.8 mg/L 的条件下, 出水 COD 稳定在 108.4 ~ 528.26 mg/L. 在进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 155.8 ~ 1 298.0 mg/L 的条件下, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 稳定在 0.12 ~ 4.1 mg/L, 实现了有机物及氨氮的深度去除. SBR 采用硝化出水回流的运行方式, 对原水既有一定的稀释作用, 又可使富含 $\text{NO}_x - \text{N}$ 的硝化液借助原水中丰富的有机碳源在缺氧 UASB 内进行反硝化, 实现生物脱氮及降解有机物的双重目的. 缺氧 UASB1、厌氧 UASB2 和 SBR 反应器的 OLR_{max} (以 COD 计) 分别为 13.0、2.09、2.14 $\text{kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. UASB1、UASB2 和 SBR 的 OLR 与相应的 OLR_{rem} 均呈现较好的线性关系. SBR 的 NLR (以氮计) 与 NLR_{rem} 也呈现较好线性相关. 此外, 3 个反应器的 OLR 与去除率(η)呈二次相关. 另外, SBR 实现了氨氮的真正去除. 整个试验过程中, SBR 反应器在室温下运行, 硝化阶段溶解氧低于 1.0 mg/L, 进水温度从 20.7℃ 逐渐降低至 10.3℃, SBR 的硝化率和反硝化率始终维持在 98.5% 和 97.7% 以上, 实现了深度脱氮.

关键词 垃圾渗滤液; 高氨氮; 深度脱氮; 缺氧/厌氧 UASB; SBR; 启动; 低溶解氧

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)06- -

Start-Up and Steady Operation of Two Stage UASB-SBR New Process for Treatment of Real Landfill Leachate of High Strength Ammonia-Nitrogen

SUN Hong-wei¹, PENG Yong-zhen¹, SHI Xiao-ning¹, WANG Shu-ying¹, ZHANG Shu-jun¹, YANG Qing¹, CHEN Ying²

(1. Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. College of Architecture and Environment of Sichuan University, Chengdu 610065, China)

Abstract Under the well-controlled experimental conditions, the biological treatability of real municipal landfill leachate with high strength nitrogen and high chemical oxygen demand (COD) concentration using anoxic/anaerobic upflow anaerobic sludge bed (UASB) -sequencing batch reactor (SBR) combined process was conducted in laboratory. The results indicated: stable anoxic/anaerobic UASB-SBR process performance was developed during running continuously for five phases (116 d) when feed COD concentration was range from 1 237.2 mg/L to 12 596.8 mg/L, effluent COD concentration was between 108.4 mg/L and 528.26 mg/L, and when the influent ammonia nitrogen ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) was changed from 155.8 mg/L to 1 298.0 mg/L, the effluent $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ was varied from 0.12 mg/L to 4.1 mg/L, it achieved high COD and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal efficiency. In this present study, it is noted that the anoxic UASB1 has two significant effects: firstly, denitrification reaction of high efficiency was conducted for SBR nitrified effluent recirculated by using the abundant organic matters in the raw leachate as carbon source. Secondly, its removal COD was highly effected by anaerobic biodegradation. The effluent COD of anoxic UASB1 was biodegraded further in the anaerobic UASB2 and aerobic SBR, the maximum organic loading rates (OLR) (as COD) were 13.0, 2.09, 2.14 $\text{kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, respectively. In addition, the correlation between OLR with OLR_{rem} and COD removal efficiency of three reactors was studied, relation between nitrogen loading rate (NLR) with $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal efficiency of SBR was tested by linear regression analysis, it was found that the OLR of anoxic UASB1, anaerobic UASB2 and aerobic SBR increased linearly with OLR_{rem} . As to SBR, the correlation was significant between NLR (as N) with NLR_{rem} . In addition, the OLR of three reactors shows second order exponential correlation with COD removal efficiency. At last, when the water temperature of SBR ranged from 20.7℃ to 10.3℃, and dissolved oxygen was controlled below 1.0 mg/L, the efficiencies of nitrification and denitrification were above 98.5% and 97.7% during the whole experimental running period, it achieved advanced nitrogen removal.

Key words landfill leachate; high ammonia nitrogen; advanced nitrogen removal; anoxic/anaerobic UASB; SBR; start-up; low DO

收稿日期: 2008-07-05; 修订日期: 2008-09-01

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863 项目)(2006AA06Z319); 国家自然科学基金项目(50778005); 北京市自然科学基金项目(8062006)

作者简介: 孙洪伟(1976~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为高氨氮污水生物脱氮及过程控制, E-mail: shw@emails.bjut.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

城市垃圾渗滤液是一种成分非常复杂的高浓度有机废水,其中高浓度氨氮和有机化合物是其重要的水质特征.此外,渗滤液呈黑褐色,强烈的刺激性以及大量的无机化合物均为渗滤液的处理带来困难^[1].生物脱氮是氮去除的有效途径,主要包括硝化($\text{NH}_4^+ -\text{N} \rightarrow \text{NO}_3^- -\text{N}$)和反硝化($\text{NO}_3^- -\text{N} \rightarrow \text{N}_2$) 2 个过程^[2].但当氨氮浓度较高时,游离氨(FA)对硝化菌的活性产生强烈的抑制作用,使硝化作用无法进行^[3~5].对于渗滤液内高浓度、成分复杂的有机物的去除,通常选择厌氧生物法作为预处理工艺^[6~8],这是由于与好氧生物法相比,厌氧生物法具有能耗低,污泥产量少,有机负荷高以及产生可利用资源(沼气)等优势^[7].大量的研究表明,对于渗滤液的处理,虽然以生物法为主,但采用的工艺却不尽相同,如厌氧 SBR 法、UASB 反应器、MBR 工艺、人工湿地、好氧 SBR 法、ANAMMOX 工艺^[4,5,8~12].研究表明,厌氧-好氧组合工艺是处理垃圾渗滤液经济、有效的方法^[14~19].既可充分利用厌氧生物法的优点,又可通过生物脱氮实现真正意义的氮去除,而非“污染转嫁”.鉴于上述原因,同步去除渗滤液内的高浓度氨氮和 COD,选择适合的工艺至关重要.

本试验的目的是进行缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统处理实际垃圾填埋场渗滤液的可行性研究,以实现渗滤液内高氨氮、高有机物的同步、深度去除.同时建立缺氧、厌氧和 SBR 反应器的 OLR 与 OLR_{rem} 、COD 去除率(η)的相关关系.

1 材料与方法

1.1 垃圾渗滤液性质

本研究所采用的垃圾渗滤液取自北京六里屯垃圾填埋场,该填埋场位于北京市西北海淀区永丰乡,南距海淀镇 12 km,占地面积 4 653 hm^2 ,填埋区占地面积为 357 900 m^2 ,已经运行 12 a,是北京大型的垃圾填埋场之一.渗滤液的水质特征:COD 为 7 856 ~ 22 500 mg/L , $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 为 738 ~ 1 287 mg/L ,TSS = 3 200 g/L ,呈深褐色,黏稠,有明显臭味.为了防止进水管堵塞,渗滤液在注入原水水箱前,采用滤网进行过滤,过滤不影响渗滤液的 COD 和氨氮浓度.

1.2 试验装置

本研究采用缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统处理垃圾渗滤液,该生化系统由分建式的缺氧 UASB、厌氧 UASB 和好氧 SBR 反应器顺序连接组成.系统试验装置如图 1 所示.

1.2.1 原水水箱及中间水池

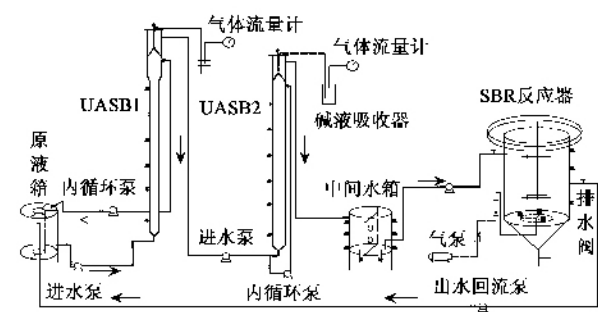


图 1 缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统流程

Fig.1 Schematic diagram of anoxic/anaerobic UASB-SBR biological system

原水水箱为圆柱形,由不锈钢制成,外裹敷保温材料.水箱内径为 450 mm,高度为 500 mm,总容积为 50 L.水箱中间为内径为 150 mm 的水浴加热区,容积为 10 L.采用加热器和温度仪控制反应器内的水温.由于两级 UASB 采用连续进水方式,而 SBR 为间歇进水,因此在两者之间设一中间水池.中间水池为不锈钢材料,内径为 300 mm,高为 350 mm,容积为 25 L.

1.2.2 缺氧/厌氧 UASB 反应器

缺氧/厌氧反应器分别为 2 个上流式厌氧污泥床(UASB).UASB1、UASB2 均为圆柱形,由有机玻璃组成.UASB1 由上、下两部分组成,上部分的内径、外径和高度分别为 70、80、400 mm,下部分的内径、外径和高度分别为 40、50、1 000 mm,上、下两部分由高度为 50 mm 的圆台形有机玻璃管连接,有效容积为 3 L.UASB2 反应器的内、外径分别为 70、80 mm,高为 1 350 mm,有效容积为 5 L.2 个 UASB 均设有三相分离器,距顶部的距离分别为 200、250 mm,并从反应器底部开始,每间距 200 mm 在侧壁上设置取样口,共 5 个.此外,为了保持反应器内泥水混合液的温度,外壁裹敷保温材料.

1.2.3 SBR 反应器

SBR 反应器为圆锥形,由有机玻璃构成,内径为 200 mm,外径为 210 mm,高为 500 mm.总有效容积为 9 L,在器壁上设置 4 个取样口,间距为 100 mm.采用鼓风曝气,供气装置由空气压缩机(AC0-002,浙江),气体流量计(LZB-4,16 ~ 160 L/h,浙江)和多孔扩散器组成及曝气管组成.空气压缩机产生的气体首先经过气体流量计(控制气体流量,进而调节反应器内的溶解氧浓度),然后通过安装在反应器内部的多孔扩散器进行溶解氧的供给.机械搅拌由转速可调的机械搅拌器(D25-2F 电动搅拌器,杭州)完成,以保证反应过程泥水混合液的均质性.

1.3 运行程序

UASB1、UASB2 通过水浴加热方式控制反应器内水温,水温被分别控制在 $30 \pm 2^{\circ}\text{C}$ 、 $35^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. SBR 好氧反应器在室温下运行. 渗滤液从原水水箱通过蠕动泵与按一定比例回流的 SBR 硝化出水一起进入 UASB1 反应器,进行缺氧、厌氧反应. 本研究采取 SBR 硝化出水回流的方式,对原水既有一定的稀释作用,又可使富含 $\text{NO}_x\text{-N}$ 的硝化液借助原水中丰富的有机碳源进行反硝化,实现生物脱氮及降解有机物的双重目的. UASB1 的出水进入厌氧 UASB2 反应器,主要进行厌氧反应,进一步去除污水中有机物. 经过两级 UASB 处理的渗滤液进入 SBR,完成生物脱氮的硝化-反硝化生物反应以及残余有机物的去除. 为了达到充分利用原水的有机碳源及对原水进行稀释 2 个目的, SBR 反应器采用 2 种模式交替运行. 模式一 静态进水→曝气反应→静沉→出水回流. 模式二 静态进水→曝气反应→缺氧搅拌(外加碳源)→静沉、排水. 运行参数为: DO 1.0 mg/L, SRT 20 d, 进水为瞬时进水, 硝化、反硝化时间采用 DO、ORP、pH 仪实时控制, 静沉 30 min, 排水 30 min. 需要指出的是, 由于缺氧、厌氧反应器串联运行, 厌氧反应器的停留时间为缺氧反应器的 1.6 倍.

1.4 水样分析及测定方法

从反应器内取一定量(100 mL)水样, 采用 0.45 μm 中速滤纸过滤, 过滤的残余物在 105°C 的烘箱内

2 h 直至恒重, 冷却后测量微生物浓度(MLSS), 而后在 600°C 的马福炉内烘 2 h 直至恒重, 冷却后测量微生物浓度(MLVSS). 过滤的水样进行水质指标分析, 具体分析指标及方法: $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^{-}\text{-N}$ 、COD 均采用标准方法. TN、TON、TC、TOC、TIC 通过 TN/TOC 分析仪(multi N/C3000, 德国耶拿)测定. 采用 WTW 测定仪及相应探针监测液相内 DO、ORP、pH, 以监测系统的硝化反硝化终点.

1.5 接种污泥

缺氧 UASB、厌氧 UASB 反应器接种的厌氧颗粒污泥, 接种污泥量分别为 62.5、141.8 g. SBR 反应器的接种污泥, 取自本实验室处理生活污水氧化沟内有良好生物脱氮除磷性能的活性污泥, 污泥浓度(MLSS)为 2 500 mg/L, SVI = 116. 在试验过程中, 经过一段时间的驯化, 逐步培养适宜降解垃圾渗滤液废水的“成熟”活性污泥.

2 结果与讨论

2.1 缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统的运行条件

整个试验启动过程共经历 116 d, 分 5 个阶段. 各阶段进水是将渗滤液分别按 5:1、4:1、3:1、15:1、1:1 比例采用自来水进行稀释, 逐步提高系统负荷. 系统的运行参数及进水 COD 负荷(OLR)、氨氮负荷(NLR)见表 1、2.

2.2 缺氧/厌氧 UASB-SBR 系统的生化性能

表 1 缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统的运行参数

Table 1 Operation parameters of anoxic/anaerobic UASB-SBR

阶段	运行 天数/d	进水量 /L·d ⁻¹	回流比 /%	HRT/h				SBR 运行参数		
				UASB1	UASB2	SBR 硝化	SBR 反硝化	VER ¹⁾	反硝化碳源	t/°C
I	0 ~ 26	60		12	20					
II	27 ~ 58	50	50	14	24	9	5	1/2	CH ₃ OH	20.3 ~ 13.9
III	59 ~ 4	45	100	16	26	9	5	1/3	CH ₃ OH	17.8 ~ 13.2
IV	75 ~ 96	30	150	24	40	11	4	1/3	CH ₃ OH	14.9 ~ 12.2
V	97 ~ 116	30	200	24	40	18	8	1/3	CH ₃ OH	14.8 ~ 10.9

1) 为体积交换比

表 2 缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统的有机负荷(OLR)和氨氮负荷(NLR)¹⁾

Table 2 OLR and NLR of anoxic/anaerobic UASB-SBR biological system

阶段	OLR/kg·(m ³ ·d) ⁻¹			NLR/kg·(m ³ ·d) ⁻¹		
	UASB1	UASB2	SBR	UASB1	UASB2	SBR
I(n = 15)	4.45 ± 1.07	1.42 ± 0.62				
II(n = 28)	5.81 ± 1.19	1.39 ± 0.58	4.03 ± 1.1	0.33 ± 0.12	0.17 ± 0.08	0.32 ± 0.14
III(n = 8)	8.67 ± 0.74	1.43 ± 0.69	3.49 ± 1.2	0.44 ± 0.03	0.25 ± 0.02	0.23 ± 0.04
IV(n = 10)	9.24 ± 1.63	1.19 ± 0.43	3.10 ± 0.6	0.63 ± 0.07	0.40 ± 0.05	0.16 ± 0.02
V(n = 9)	11.95 ± 0.65	1.63 ± 0.46	1.29 ± 0.85	0.91 ± 0.22	0.55 ± 0.11	0.13 ± 0.03

1) OLR、NLR 采用每阶段内的平均值 ± 标准偏差; n 为样品测试个数

缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统进出水 COD、OLR、COD 去除率(η)的变化情况如图 2 所示. 需要指出的是,为了衡量各反应器在对整个系统 COD 去除贡献的大小,各构筑物及系统 COD 去除率的计算方法如下:

$$\eta_{\text{UASB1}} = \frac{\text{COD}_{\text{原液}} - \text{COD}_{\text{UASB1出水}}}{\text{COD}_{\text{原液}}} \times 100\%$$
$$\eta_{\text{UASB2}} = \frac{\text{COD}_{\text{UASB2进水}} - \text{COD}_{\text{UASB2出水}}}{\text{COD}_{\text{原液}}} \times 100\%$$
$$\eta_{\text{SBR}} = \frac{\text{COD}_{\text{SBR进水}} - \text{COD}_{\text{SBR硝化出水}}}{\text{COD}_{\text{原液}}} \times 100\%$$
$$\eta_{\text{系统}} = \frac{\text{COD}_{\text{原液}} - \text{SBR硝化出水}}{\text{COD}_{\text{原液}}} \times 100\%$$

在启动阶段 I (0 ~ 26 d), 缺氧 UASB、厌氧 UASB 反应器、SBR 反应器单独运行,以驯化各自的厌氧颗粒污泥、好氧污泥,使其适应垃圾渗滤液的水质,逐步培养适宜于降解垃圾渗滤液废水的“成熟”活性污泥. 此阶段进水 COD 浓度为 $2\,064.1\text{ mg/L} \pm 343.0\text{ mg/L}$. 缺氧 UASB、厌氧 UASB 反应器的 OLR 分别为 $4.45、1.2\text{ kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. 在 0 ~ 10 d,出水 COD 出现一定波动,呈上升趋势,第 10 d 达到最高值

$1\,083.6\text{ mg/L}$,去除率最低为 45.5%,这是由于除微生物降解作用外,反应器内泥水混合液对进水具有稀释功能(占主导作用).随着反应器内原水的不断增加,稀释作用逐渐减小.从 12 d 开始,出水 COD 逐渐降低,去除率逐渐升高,到 18 d 时,去除率达到 80%.此后至 26d,出水 COD 在 400 mg/L 以下,去除率稳定在 80% 以上.

从第 36 d 开始,系统串联运行,第 2 阶段(27 ~ 58 d),UASB1 的 OLR 由 $5.81\text{ kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 逐步提高至第 5 阶段(97 ~ 116 d)的 $11.95\text{ kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.随着 OLR 的增加,UASB1 的 COD 去除率从 66.3% 提高至 92.1%,平均出水 COD 在 $1\,000\text{ mg/L}$ 左右(27 ~ 58 d、59 ~ 74 d、75 ~ 96 d、97 ~ 116 d 的平均出水 COD 分别为 $1\,228.3、796.36、798.3、939.5\text{ mg/L}$).UASB1 内 COD 的去除由 2 部分完成,一部分生物厌氧降解作用,另一部分是作为回流水中硝态氮反硝化所需的碳源.对于反硝化去除 COD 的量,可根据 McCarty 等^[20]提出的生化计量关系式(1)来计算:

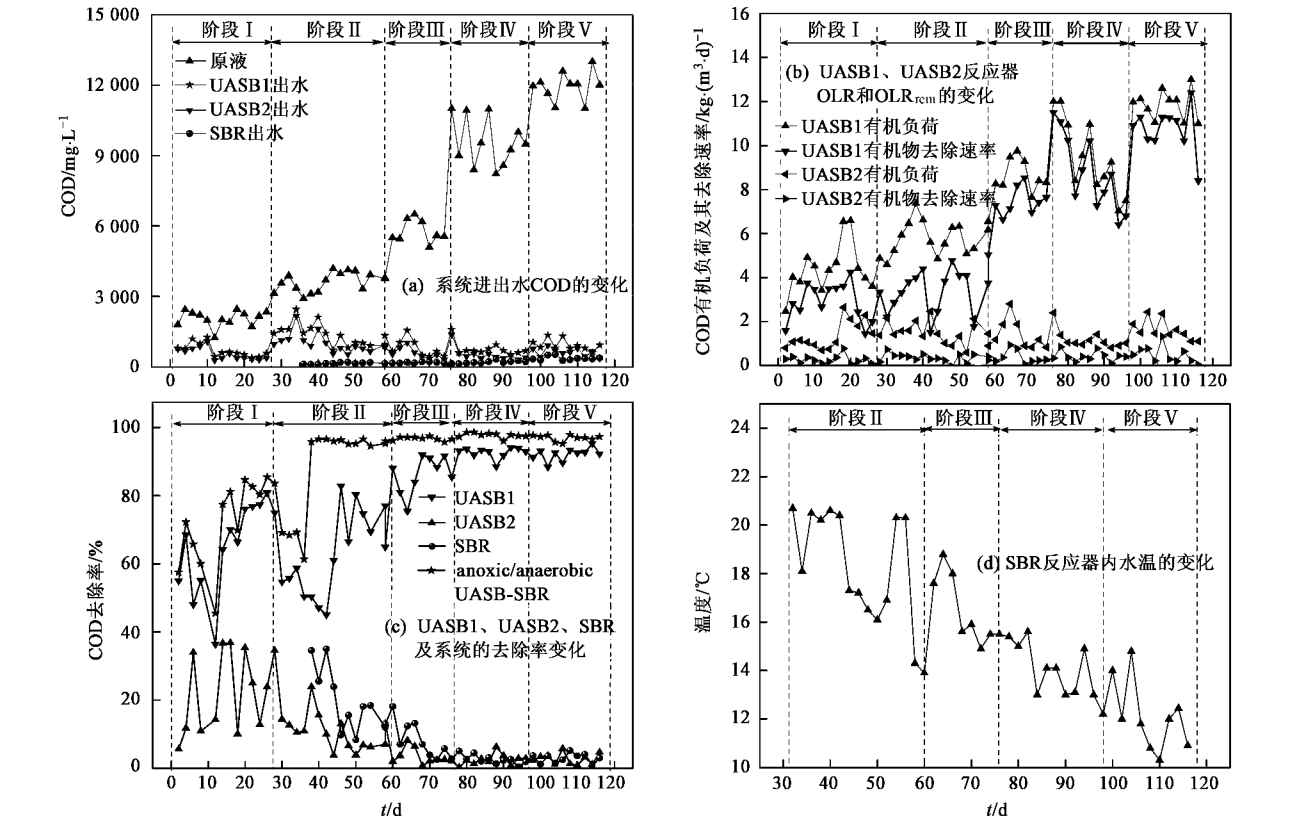
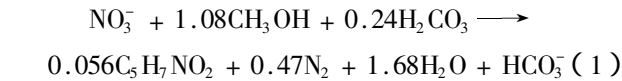


图 2 系统启动及运行阶段 COD 及 SBR 反应器内水温变化规律

Fig. 2 Variation of COD and water temperature in SBR during the start-up and operation period for the anoxic/anaerobic-SBR

在考虑细胞合成的条件下,还原 1 g NO₃⁻-N 理论需要 3.7 g COD,实测值为 3.75 ~ 4.5 g/g^[21].以阶段 II 为例,本阶段回流水 NO₃⁻-N 平均值为 37.9 mg/L,回流比为 0.5:1,所以还原硝态氮所去除的 COD 约占 19% ~ 23%,其余 98.1% ~ 97.7% 为厌氧生物降解作用去除.

由于 UASB2 与 UASB1 串联运行,其进水负荷与 UASB1 的出水直接相关,整个实验过程 UASB1 的出水 COD 较稳定(在 1 000 mg/L 左右),所以 UASB2 的 OLR 变化不大,平均去除率在 10% 以下(27 ~ 58 d、59 ~ 74 d、75 ~ 96 d、97 ~ 116 d 的去除率分别 5.2%、8.1%、3.6%、2.9%、2.6%). UASB2 的 COD 去除率较低的原因主要有 2 个方面:一是 UASB1 实现高效的有机物去除,平均去除率为 92.1%;二是随着渗滤液进水浓度的不断增加,在 UASB2 反应器 COD 平均绝对去除量(27 ~ 58 d、59 ~ 74 d、75 ~ 96 d、97 ~ 116 d 分别为 293.7、210.5、281.1、310.5 mg/L)并没有减少的情况下,其去除率逐渐变小.

整个实验过程中, SBR 实现了 UASB2 出水中有机的深度去除,去除率从 17.7%(阶段 II)下降至 2.0%(阶段 V).原因与 UASB2 内 COD 去除率较低的原因相同.在 27 ~ 58 d、59 ~ 74 d、75 ~ 96 d、97 ~ 116 d, COD 在 SBR 反应器内的平均绝对去除量逐渐降低,但波动范围不大,分别为 647.4、336.9、296.3、238.1 mg/L.出水 COD 分别为 287.2、248.3、238.9、390.9 mg/L.此外,由图 2(c)可看出,缺氧/厌氧 UASB-SBR 组合系统对 COD 的平均去除率始终在 90% 以上(27 ~ 58 d、59 ~ 74 d、75 ~ 96 d、97 ~ 116 d 的去除率分别 92.7%、95.7%、97.6%、96.1%). COD 的去除主要在 UASB1 反应器内完成的,在 UASB2 和 SBR 反应器内实现了 COD 的深度降解.

2.3 缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统的氮转化特性

渗滤液内的氨氮可通过生物法去除,而生物法主要通过硝化-反硝化作用来完成.本试验渗滤液内氨氮的去除完全在好氧 SBR 反应器内完成.反硝化发生在 UASB1 和 SBR 的缺氧段.在 UASB1 内反硝化,既可利用原水中丰富的有机物,又可减轻后续构筑物“负担”. SBR 反应器在投加一定量外加碳源的情况下,便可实现系统深度脱氮.整个实验过程,系统进出水氨氮浓度、氨氮负荷、氨氮去除率的变化如图 3 所示.从第 2 阶段开始监测系统氮的变化.从 32 ~ 60 d,由于进水氨氮较低,生化系统在较低进水 NLR 下运行[0.22 ~ 0.45 kg/(m³·d)],此后逐步增

加,在第 5 阶段(100 ~ 116 d),UASB1 的 NLR 达到最大值 0.78 ~ 1.3 kg/(m³·d).相反, SBR 的 NLR 则达到最低 0.07 ~ 0.14 kg/(m³·d).这是因为整个实验过程(2007-09-01 ~ 2008-01-24),SBR 反应器在室温下运行,进水温度从 20.7℃ 逐渐降低至 10.3℃.因此,相应 SBR 的硝化时间逐渐增加(9 h→11 h→18 h→24 h).实验后期(78 ~ 116 d),反应器内水温降至 15℃ 以下, SBR 反应器的硝化反应时间增加到 24 h,以实现系统完全硝化(由于本实验 SBR 反应器的容积较大,随着反应时间的增加,人为增加了 SBR 的处理水量,以提供回流所需的水量). SBR 系统的硝化反硝化终点通过 DO、ORP、pH 探针监测.虽然氨氮在 UASB1 和 SBR 反应器均实现了一定的去除,但去除机制不同, UASB1 反应器内主要由于 SBR 硝化液回流的稀释作用,氨氮去除率取决于系统的回流比.

SBR 通过硝化作用,实现氨氮的完全去除,然后在投加一定量外加碳源的前提下,实现生物脱氮.因此, SBR 扮演着氮真正去除的主要角色.整个实验过程中,缺氧/厌氧 UASB-SBR 系统的进水 NH₄⁺-N 浓度从 155.8 mg/L 逐步提高至 1 298.4 mg/L, NH₄⁺-N 去除率则从 98.4% 提高至 99.7%,最终出水为 0.4 ~ 6 mg/L(除 46、58、68、74、86、102、112 d 外,主要是由于硝化未完全结束,数据未显示).各阶段系统的平均出水 NH₄⁺-N 分别为 3.0、2.1、4.1、2.9 mg/L.同时, UASB1 和 SBR 的平均出水 NO_x⁻-N 为 1.86、0.38 mg/L.反硝化率几乎为 100%,系统实现了深度脱氮.反硝化率的计算方式:

$$\text{反硝化率} = \frac{\text{NO}_x^- - \text{N}_{\text{进水}} - \text{NO}_x^- - \text{N}_{\text{出水}}}{\text{NO}_x^- - \text{N}_{\text{进水}}} \times 100\%$$

2.4 OLR、NLR 对缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统性能的影响

试验过程,进水负荷与系统的去除率(η)直接相关.这里 UASB1、UASB2、SBR 有机物去除率的计算方式与 2.2 不同,采用各反应器的绝对去除率以研究负荷与去除率的相关性,因此去除率计算方式如下:

$$\begin{aligned} \eta_{\text{UASB1}} &= \frac{\text{COD}_{\text{UASB1 进水}} - \text{COD}_{\text{UASB1 出水}}}{\text{COD}_{\text{UASB1 进水}}} \times 100\% \\ \eta_{\text{UASB2}} &= \frac{\text{COD}_{\text{UASB2 进水}} - \text{COD}_{\text{UASB2 出水}}}{\text{COD}_{\text{UASB2 进水}}} \times 100\% \\ \eta_{\text{SBR}} &= \frac{\text{COD}_{\text{SBR 进水}} - \text{COD}_{\text{SBR 硝化出水}}}{\text{COD}_{\text{SBR 进水}}} \times 100\% \end{aligned}$$

UASB1、UASB2 及 SBR 的 OLR 与 OLR_{rem}、去除率

的关系如图 4 所示.3 个反应器的 OLR_{rem} 均随着的 OLR 增加而增加,并且两者呈现较好的线性相关.相关系数 R^2 分别 0.964、0.53、0.90,回归曲线的斜率代表 COD 的去除率,由此可知,3 个反应器可分别去除 95.3%、30%、74.2% 的 COD.同时, OLR 与 COD 去除率之间呈二次正相关,相关系数分别为 0.732、0.43、0.733.对于 UASB1、UASB2 反应器,在一定范围为,去除率随着 OLR 的增加而增加,对于 UASB1 反应器,当 OLR 为 $7\text{ kg}(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 以下时,COD 去除率

均小于 70%,当 OLR 高于 $8\text{ kg}(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 时,去除率几乎恒定 80% 以上.本试验条件下,系统 COD 去除率 90% 以上.相反,对于 UASB2,由于系统的 OLR 较低,所以去除率低于 40%.由此可见,对于 UASB 反应器,维持较高的 OLR 是其实现有机物高效去除的必要条件.SBR 反应器的 NLR 与 NLR_{rem} 的相关性如图 4(d) 所示, NLR 与 NLR_{rem} 具有很好的线性相关性, R^2 为 0.933,回归曲线的斜率可表示 SBR 系统的硝化率,硝化率计算公式如下:

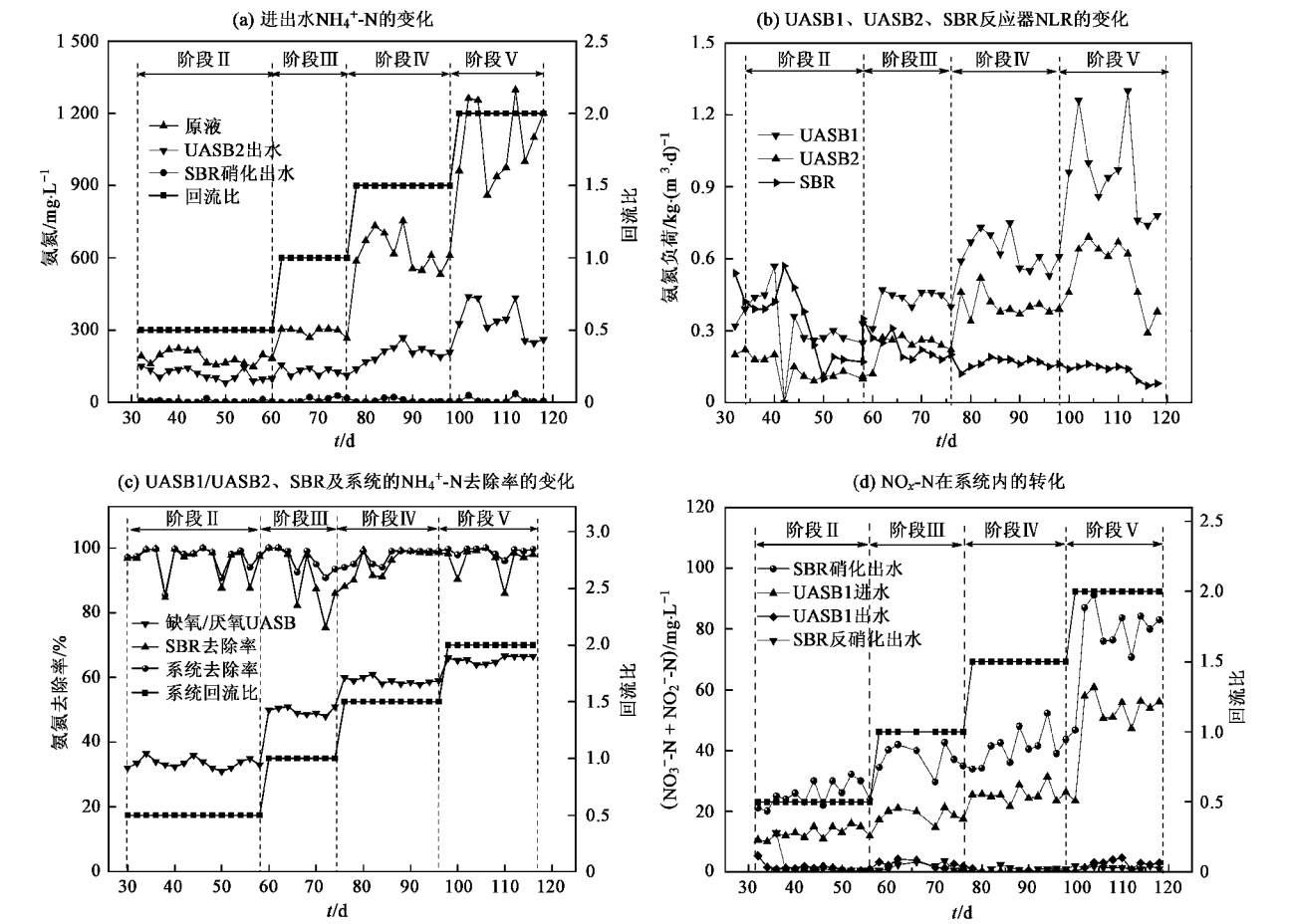


图 3 系统启动及运行阶段氮的转化规律

Fig.3 Evolution of nitrogen during the start-up of the anoxic/anaerobic-SBR system

硝化率 = $\frac{NH_4^+-N_{进水} - NH_4^+-N_{出水}}{NH_4^+-N_{进水}} \times 100\%$

整个试验过程中,即使在温度较低的情况,好氧 SBR 的硝化率在 97% 以上,实现了高效的氨氮去除.

3 结论

(1)采用缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统处理高氨氮垃圾深滤液,经过 116 d 的运行,系统成功启动

并稳定运行,实现有机物和氨氮的同步深度去除. UASB1 扮演着有机物去除及反硝化生物脱氮的主要角色,最大 OLR 达到 $13\text{ kg}(\text{m}^3\cdot\text{d})$.同时,UASB1 实现了 98.8% 以上的反硝化率.

(2)SBR 实现了氮的真正去除.整个试验过程中,SBR 反应器在室温下运行,进水温度从 20.7°C 逐渐降低至 10.3°C ,SBR 反应器的硝化率和反硝化率维持在 98.5%、97.7% 以上,实现了高效、深度生物脱氮.

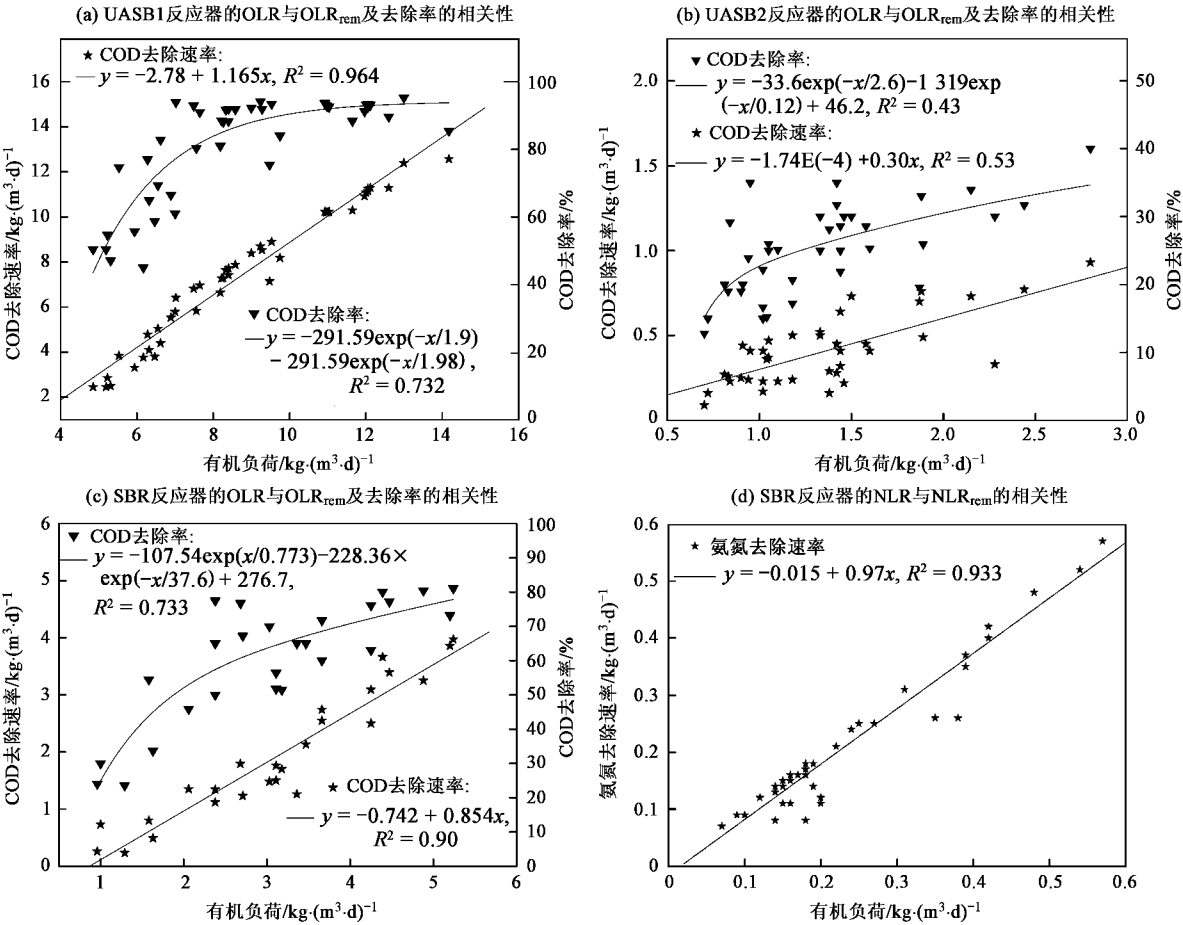


图 4 系统各反应器的负荷与去除速率和去除率的相关性

Fig.4 Corresponding relationship between loading rate with removal rate and removal efficiency

(3) UASB1、UASB2 和 SBR 的 OLR 与相应的 OLR_{rem} 均呈现较好的线性关系, 相关系数 R^2 分别 0.964、0.53、0.90。同时 SBR 的 NLR 与 NLR_{rem} 也呈现较好线性相关, 相关系数 $R^2 = 0.933$ 。此外, 3 个反应器的 OLR 与 η 呈二次相关, 相关系数 R^2 分别为 0.732、0.43、0.53。

(4) 对于 UASB 反应器, 当 OLR 在一定范围内时, 去除率随着 OLR 的增加而增加。本试验过程中, 当 OLR 小于 $7 \text{ kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时, COD 的去除率维持在 70% 以下, 当 OLR 高于 $8 \text{ kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时, 去除率几乎稳定在 80% 以上, 由此可见, 对于 UASB 反应器, 维持较高的有机负荷是实现其快速启动及有机物高效去除的必要条件。

参考文献:

[1] 王宝贞, 王琳. 城市固体废弃物渗滤液处理与处置[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005. 105-120.

[2] Metcalf, Eddy. Wastewater Engineering Treatment and Reuse (Fourth Edition)[M]. USA: McGraw-Hill Companies, 2003. 580-

587.

[3] Turk O, Mavinic D S. Stability of nitrite build-up in an activated sludge system[J]. JWPCF, 1989, 6(8): 1440-1448.

[4] Turk O, Mavinic D S. Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia[J]. Water Res, 1989, 23(11): 1383-1388.

[5] Kim D J, Lee D I, 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 Technol, 2006, 97(3): 459-468.

[6] Timuri H, Öztürk I. Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate[J]. Water Res, 1999, 15(33): 3225-3230.

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

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

[9] Im J H, Woo H J, Choi M W, et al. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system[J]. Water Res, 2000, 35(10): 2403-2410.

[10] Ahn W Y , Kang M S , Yim S K , *et al.* Advanced landfill leachate treatment using an integrated MBR process [J]. Desalination , 2002 , **149** (1-3) :109-114

[11] Sun G Z , Austin D. Completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite in lab-scale constructed wetlands : Evidence from a mass balance study[J]. Chemosphere , 2007 , **68** (6) :1120-1128 .

[12] Kargi F , Pamukoglu M Y. Aerobic biological treatment of pre-treatment landfill leachate by fed-batch operation [J]. Enzyme Microb Tech , 2003 , **33** (5) :588-595 .

[13] Uygur A , Kargi F. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor [J]. J Environ Manage , 2004 , **71** (1) :9-14

[14] Liang Z , Liu J X. Landfill leachate treatment with a novel process : Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system[J]. J Hazard Mater , 2008 , **151** (1) :202-212 .

[15] Welander U , Henrysson T , Welander T. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process [J]. Water Res , 1998 , **32** (5) :1564-1570 .

[16] 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 Manage , 2008 , **28** (2) :339-346

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

[18] Peng Y Z , Zhang S J , Zeng W , *et al.* Organic removal by denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate [J]. Water Res , 2008 , **42** (4/5) :883-892 .

[19] 王君琴 , 沈东升 . 厌氧分步生物反应器系统处理城市生活垃圾的试验研究 [J]. 环境科学 , 2004 , **25** (3) :160-163 .

[20] 何若 , 沈东升 , 戴海广 , 等 . 生物反应器填埋场系统中城市生活垃圾原位脱氮研究 [J]. 环境科学 , 2006 , **27** (3) :604-608 .

[21] 许玫英 , 方卫 , 张丽娟 , 等 . 生物脱氮新技术在垃圾渗滤液工程化处理中的应用 [J]. 环境科学 , 2007 , **28** (3) :607-612 .

[22] McCarty P L. Stoichiometry of biological reaction[J]. Process Water Technol , 1975 , **71** :157-172 .