

doi:10.11835/j.issn.1674-4764.2013.05.002

厌氧颗粒污泥的快速培养和特征分析

施云芬¹, 孙 萌¹, 张更宇¹, 关宏程²

(1. 东北电力大学 化学工程学院, 吉林 吉林 132012; 2. 扬州市东方工程勘察有限公司, 江苏 扬州 250000)

摘 要:培养厌氧颗粒污泥的自制反应器进水为养猪废水,进行不同惰性载体对厌氧颗粒污泥形成影响的对比实验。结果表明,添加大孔型阳离子交换树脂的反应器培养时间为 39 d, COD 去除率达到 80%, 并出现粒径为 2.50~3.00 mm 的大颗粒污泥, 产甲烷量为 $9.75 \text{ mL CH}_4 \cdot (\text{g VSS} \cdot \text{d})^{-1}$, 与添加聚合铝和粉煤灰的反应器相比, 产甲烷菌活性显著强; 添加惰性载体与未添加载体反应器相比, 培养时间缩短 20%~45%, 厌氧颗粒污泥活性相差 $14.00\% \pm 0.10\%$; 参考 Richards 模型进行产甲烷量和反应器培养过程中出水 COD 建模, 发现实验数据和模型数据对比偏差在 $0.50\% \pm 0.01\%$ 。

关键词:厌氧颗粒污泥; 离子交换树脂; 聚合铝; 粉煤灰

中图分类号: X703.1 文献标志码: A 文章编号: 1674-4764(2013)05-0007-06

Rapid Culture and Characteristics Analysis of Anaerobic Granular Sludge

Shi Yunfen¹, Sun Meng¹, Zhang Gengyu¹, Guan Hongcheng²

(1. School of Chemical Engineering, Northeast Dianli University, Jilin 132012, P. R. China;

2. Yangzhou Oriental Engineering Survey Co. Ltd, Jiangsu 250000, P. R. China)

Abstract: The aim of this study is to investigate the effect of different inert carrier on the formation of anaerobic granular sludge, which used swine wastewater as a cultivation of anaerobic granular sludge self-made reactor flooding water. The results show that anaerobic reactor which was dosing macroporous type ion exchange resin cultivated granular sludge using 39 d and particle size was 2.50 to 3.00 mm, effluent water COD removal efficiency achieving 80%, methane-producing capacity achieving $9.75 \text{ mL CH}_4 \cdot (\text{g VSS} \cdot \text{d})^{-1}$, comparing with the anaerobic reactor which was dosing polymerization aluminum and fly ash had higher methanogenic activity, comparing with the anaerobic reactor which was not dosing any carrier shorten cultivation time about 20%~45% and granular sludge activity improved $14.00\% \pm 0.10\%$. Referred to Richards model found relationship of methane production and effluent water COD and established mathematical model. Analysis of experimental data and model data deviation was within $0.50\% \pm 0.01\%$.

Key words: anaerobic granular sludge; ion exchange resin; polymerization aluminum; fly ash

中国的生猪养殖目前以分散式养殖为主, 养猪废水直接排放进入水体或受雨水冲洗进入水体, 造成地表水、地下水及农田的严重污染^[1]。由于猪废水中 N、P 含量较高, 大多采用厌氧生物处理方式对

其进行水质净化。厌氧反应器启动和运行过程中厌氧颗粒污泥活性起到决定性作用。厌氧颗粒易沉淀具有特殊的强厌氧活性, 控制反应器中生物多样性水平, 其形成实质是微生物固定化的一种形式, 具有

收稿日期: 2012-12-14

基金项目: 吉林省环保厅科研项目(吉环科字 2009-13 号), 吉林市科技计划项目(201232404)

作者简介: 施云芬(1964-), 女, 教授, 主要从事废水处理研究, (E-mail) shiyunfen0220@163.com。

较高的沉降速度和产甲烷活性等优势^[2]。Sabry^[3]研究絮状污泥和颗粒污泥在 UASB 反应器中处理废水效果,结果表明水力停留时间为 2 h,容积负荷较高的条件下,絮状污泥被冲出反应器,而颗粒污泥在反应器中不断积累并且粒径增大。Winkler 等^[4]依据球形粒径的沉降速度受浮力、重力和阻力的影响,通过控制温度和含盐量浓度考察颗粒污泥沉降速度,结果表明,当水温从 40 °C 变为 5 °C 时,随着含盐量的增加沉降速度减少。Ismail 等^[5]发现处理高含盐量废水的 UASB 反应器中添加 Ca 浓度为 $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 对颗粒污泥形成有促进作用。Palatsi 等^[6]基于脂肪是厌氧消化的主要基质,在厌氧消化过程中,最初水解为甘油和长链脂肪酸,然后转化为氢气和醋酸,继而产生甲烷的机理,向批处理实验中添加膨润土作为对照剂,考察吸附对厌氧颗粒污泥中长链脂肪酸的抑制情况,结果表明,膨润土浓度为 $0.5 \text{ g C}_{18,1} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上对油酸的抑制作用较为明显,但是这种抑制作用是可逆的,后期产甲烷活性恢复表明部分 β -氧化剂在此阶段不受限制作用。Simon 等^[7]采用排阻色谱法研究厌氧颗粒污泥中 EPS 特性,改变填料柱中极性和离子强度测定检出线强度变化情况,发现在波长为 210 或 280 nm 处对 EPS 色谱图影响效果明显。Costa 等^[8]在批处理试验中考察有机溶剂对厌氧颗粒污泥形态和生理特性的影响,在溶剂浓度为 $33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,测定颗粒污泥相对生物量活性损失达到 50%,然而在活性恢复阶段,由于反应器轻负载而导致生物质在溶剂中饱和,测得 COD 去除率下降到 30%。但由于厌氧颗粒污泥培养周期过长,培养过程中存在外界条件的改变对颗粒污泥活性影响较大甚至导致活性消失等问题,从而延长了厌氧反应器启动时间。为解决上述问题,采用模拟工程实际的自制装置,向反应器中投入不同惰性载体,对各反应器进行阶梯式逐步对比正交试验,缩短颗粒污泥培养时间,对现有厌氧处理提高培养颗粒污泥效率具有重要意义。

表 1 接种污泥指标

混合液悬浮固体浓度 MLSS/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	混合液挥发性悬浮固体浓度 MLVSS/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	悬浮固体 SS/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	污泥体积指数 SVI/g	含水率/%
3 120.00	1 130.00	1 346.60	156.50	90.00

1.3 分析方法

COD、氨氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)、碱度、MLSS 等指标均采用国家规定的标准方法测定^[9],胞外聚合物(EPS)按照 d'Abzac 等^[10]的提取法测定,挥发性脂肪酸(VFA)采用 GCMS-QP2010 质谱联机和顶空法气

1 材料和方法

1.1 反应器的运行

试验采用自制培养厌氧颗粒污泥的反应器如图 1 所示,反应器外径 200.00 mm,内径 $d=181.40 \text{ mm}$,反应器高度 $H=24.00 \text{ mm}$,反应器的有效容积 25.00 L,由有机玻璃材料制成;取样口与反应器瓶口间距离为 160.00 mm。进水系统采用 2 个水箱同时工作,1 号进水箱内有 2 个功率为 100.00 W 扬程为 3.20 m 的潜水泵,提供足够的水力剪切力,2 号进水箱下端出水,由温度控制仪控制进水温度维持在 35 °C 左右。

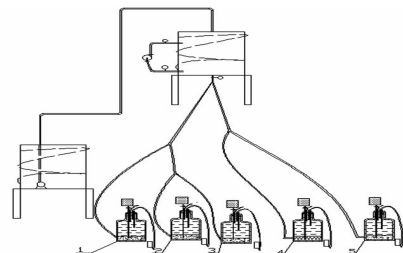


图 1 试验装置图

1 号反应器加入阳离子交换树脂;2 号反应器不添加任何惰性材料;3 号反应器加入聚合铝和粉煤灰;4 号反应器加入聚合铝;5 号反应器加入粉煤灰。

反应器每天运行 2 个周期,每 6 h 为 1 个周期,每次进水 1 h,水力停留时间 12 h,容积负荷在 $2.00 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$,每周成比例提高进水浓度。

1.2 接种污泥和培养方式

试验采用吉林市酒精厂絮状污泥作为接种污泥,接种量为 0.20 L,浓度为 $1 023.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。由于养猪废水中有机物质和 N、P 含量丰富,直接采用猪废水启动反应器。反应器运行过程中逐渐提高猪废水浓度。培养过程分为 3 个阶段,厌氧颗粒污泥驯化阶段、颗粒污泥形成阶段、颗粒污泥成熟阶段。在各个阶段开始培养时分别向各个反应器中添加相应的惰性介质量 100.00 mg。接种污泥指标如表 1 所示。

色谱仪定量分析,色谱柱流量为 $1.50 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$,进样口温度为 200 °C,质谱仪中离子源温度为 200 °C、接口温度为 230 °C,检测器为 MSD,检测器电压为 0.75 kV,固定加载灯丝能量为 70.00 eV,进样量为 5.00 mL,颗粒污泥形态参照文献[11]采用电子扫

描电镜对培养好的厌氧颗粒污泥进行观察。

2 试验结果和讨论及模型的建立

从厌氧颗粒污泥形成机理出发,接种污泥为絮状污泥,对其进行静态驯化,使其适应养猪废水水

质,然后提高养猪废水进水浓度,进行颗粒污泥形成阶段、颗粒污泥成熟阶段的培养。

2.1 絮状接种污泥颗粒化过程

驯化阶段对5个反应器同时进行静态培养,反应器初始驯化水质情况见表2。

表2 初始水质指标

总磷 TP/(mg·L ⁻¹)	碱度 JD/(mg·L ⁻¹)	pH	氧化还原电位 ORP/mV	化学需氧量 COD _{Cr} /(mg·L ⁻¹)
30.80	261.50	7.56	-22.00	1 280.00
温度 T/℃	总悬浮固体 TSS/(mg·L ⁻¹)	总氮 TN/(mg·L ⁻¹)	氨氮 NH ₃ -N/(mg·L ⁻¹)	挥发性脂肪酸 VFA/(mg·L ⁻¹)
15.43	1 360.00	259.50	20.70	44.00

培养期间每天通过反应器取样口测定 COD 浓度,并观察颗粒污泥形成状况。取样口 COD 去除率达到 85% 以上时,表明絮状污泥适应养猪废水水质,污泥驯化阶段结束^[12]。驯化阶段发现 1 号反应器在驯化第 6 d COD 去除率达到 81.32%,并且连续 2 d 保持为 83.37%、82.49%,其余 4 个反应器在驯化第 7 d 后 COD 去除率才陆续大于 80.00%,各反应器驯化成功结束时间分别为 1 号反应器(10 d)>3 号反应器(11 d)>4 号反应器(14 d)>5 号反应器(17 d)>2 号反应器(23 d)。观察各反应器中污泥形态发现,驯化阶段污泥结构松散,污泥颜色均呈现出棕褐色。

颗粒污泥形成阶段是根据取样口 COD 浓度测定来表征的。当 COD 去除率达到 80% 以上时,颗粒污泥形成阶段结束。采用梯度进水方式逐渐增大进水浓度,进水浓度由 1 280.00 mg·L⁻¹ 逐渐倍增至 10 240.00 mg·L⁻¹ 对各反应器中污泥进行培养。使用恒温控制器对进水水温进行实时测定,研究发现,当外界条件温差变化较大时,反应器运行系统在中温条件下可以使厌氧颗粒污泥中产甲烷菌群活性最佳^[13-14],故反应器温度确定在 35℃。1 号进水水箱和 2 号进水水箱交替进行供水,较高的进水流速会引起过高反压力,污泥和废水接触表面积会减少并且导致水头损失,进而导致溢出泄露、性能不稳定的问题,所以需保证培养过程中有足够的水力剪切力^[15],最终确定进水流量保持在 0.04 L·s⁻¹,容积负荷为 4.52 kg COD·(L·d)⁻¹。

各反应器出水 COD 值和甲烷产生量测定结果表明,1 号反应器在该周期培养第 27 d 出水 COD 去除率为 81.19%,甲烷产生量 3.48 mL CH₄·(g VSS·d)⁻¹,与其余 4 个反应器相比,培养效果明显。观察各反应器内污泥形态变化,发现颗粒污泥逐渐变大,且逐步呈现出灰黑色,而后各个反应器陆续有细沙状颗粒

污泥出现。各反应器中颗粒污泥形成顺序为 1 号反应器(16 d,3.48 mL CH₄·(g VSS·d)⁻¹)>3 号反应器(24 d,2.19 mL CH₄·(g VSS·d)⁻¹)>4 号反应器(28 d,2.76 mL CH₄·(g VSS·d)⁻¹)>5 号反应器(36 d,2.25 mL CH₄·(g VSS·d)⁻¹)>2 号反应器(66 d,2.01 mL CH₄·(g VSS·d)⁻¹)。

颗粒污泥成熟阶段保持废水进水浓度 12 000 mg·L⁻¹,进水流量提高到 0.08 L·s⁻¹,增大水力剪切力,使容积负荷为 9.65 mL CH₄·(g VSS·d)⁻¹。1 号反应器在该阶段第 10 d COD 去除率达到 88.85%,产甲烷量在 9.75 mL CH₄·(g VSS·d)⁻¹,测定其颗粒污泥性质,VSS 含量 31.14 mg·L⁻¹,MLSS 为 14.11 mg·L⁻¹,EPS(多糖)为 30.08 mg·L⁻¹,EPS(核酸)为 94.42 mg·L⁻¹。各反应器内颗粒污泥成熟后采用气质联仪测定废水中各有机物质含量如图 2 所示。在扫描电镜下观察各反应器中颗粒污泥形态如图 3 所示。

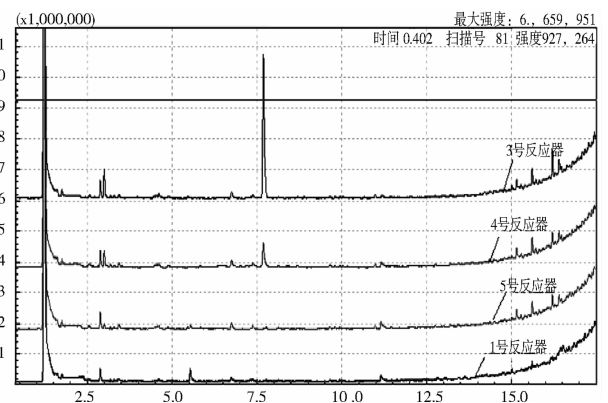


图2 厌氧颗粒污泥成熟阶段各反应器中有机物质含量变化情况

Lotito 等^[16]采用扫描电镜观察颗粒污泥形成过程,成熟的颗粒污泥粒径在 2.50~3.50 mm 之间。实验在颗粒污泥培养成熟后观察反应器发现存在大颗粒污泥,颗粒呈现分散排布在反应器底部,污

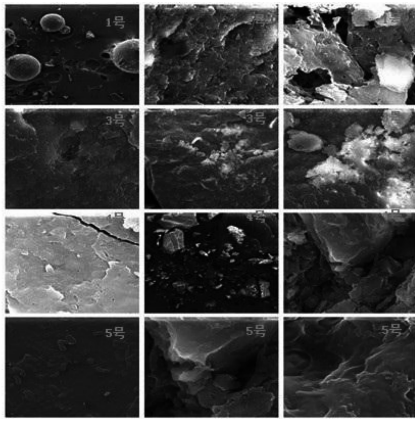


图 3 1、3、4、5 号反应器中污泥在 3 个培养阶段形态

泥床层明显存在,占反应器容积 1/3 左右。各反应器培养颗粒污泥成熟阶段顺序为 1 号反应器(11 d, $9.75 \text{ mL CH}_4 \cdot (\text{g VSS} \cdot \text{d})^{-1}$)>5 号反应器(13 d, $6.42 \text{ mL CH}_4 \cdot (\text{g VSS} \cdot \text{d})^{-1}$)>3 号反应器(15 d, $8.66 \text{ mL CH}_4 \cdot (\text{g VSS} \cdot \text{d})^{-1}$)>4 号反应器(16 d, $7.18 \text{ mL CH}_4 \cdot (\text{g VSS} \cdot \text{d})^{-1}$)>2 号反应器(27 d, $4.53 \text{ mL CH}_4 \cdot (\text{g VSS} \cdot \text{d})^{-1}$)。整个厌氧颗粒污泥培养过程中各反应器 COD 去除率变化情况如图 4 所示,各反应器产甲烷情况如图 5 所示。

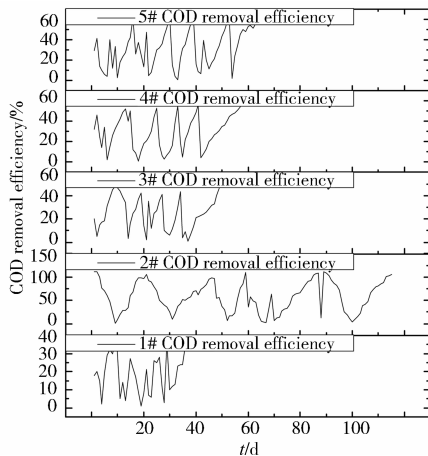


图 4 各反应器培养过程中 COD 去除率变化情况

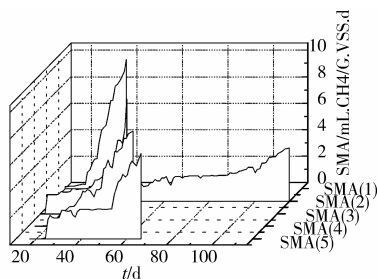


图 5 各反应器培养过程中产甲烷情况

整个培养过程中,各反应器厌氧颗粒污泥形成

时间顺序为 1 号反应器(39 d)>3 号反应器(50 d)>4 号反应器(58 d)>5 号反应器(67 d)>2 号反应器(116 d)。

2.2 不同惰性载体对厌氧颗粒污泥形成的影响分析

厌氧颗粒污泥形成过程中,厌氧细菌在反应器内可以被惰性颗粒吸附进而形成小的颗粒^[17]。随着反应器的运行,颗粒不断的吸附新的微生物,颗粒上的微生物随之不断繁殖并逐渐发育成为成熟的颗粒污泥。实验向厌氧培养装置中投加的惰性载体为阳离子交换树脂,其上的可交换离子是由许多活性基团在水中由电离作用形成的,阳离子交换树脂的可交换离子遇水时有向水中扩散的倾向,在浓差扩散和静电引力两种相反力的作用下形成双电层式结构;阳离子交换树脂与粉煤灰和聚合氯化铝相比,离子交换树脂内部的大孔道树脂网状结构保证了树脂的交联度强度,使离子交换树脂在厌氧颗粒污泥形成过程中作为核心聚集污泥。

比较投加不同惰性载体反应器中颗粒污泥性能发现,污泥形成过程中 1 号反应器出水有机物含量明显比其他反应器少且其中的颗粒污泥在扫描电镜下观察具有表面疏松和大孔输送通道的特点,说明颗粒污泥附着在离子交换树脂上,由于离子交换树脂孔道面积为 $600 \sim 1\,300 \text{ m}^2/\text{g}$ ^[18],缩短了颗粒污泥中产甲烷菌传输的路程,防止颗粒污泥形成过程中水解酸化菌的过度积累而导致反应器酸化和中毒现象,颗粒表面出现明显的分层现象易于甲烷的传输,这种特殊的结构促进了厌氧颗粒污泥的形成。

投加聚合铝作为载体的反应器中颗粒污泥形成时间比离子交换树脂慢,原因可能是由于聚合铝本身是絮凝剂,在反应器中粘度较大,会将颗粒污泥连接成面状,即使在较大的水力负荷冲击下也起不到筛选颗粒污泥的作用,性能稍差的颗粒污泥仍会留在反应器当中;投加聚合铝和粉煤灰的反应器则因为添加了粉煤灰,由于阴离子表面活性剂对惰性载体的生物吸附作用有关^[19],降低了聚合铝的粘度,粘度的降低使得颗粒污泥沉降速度加快^[20],故培养过程中添加聚合铝和粉煤灰的反应器比只投加聚合铝的反应器颗粒污泥形成速度快。

惰性剂的添加对颗粒污泥中产甲烷菌群动力学活性有一定的影响^[21],图 4~5 是各反应器出水 COD 去除率和产甲烷情况。可以看出,各反应器出水 COD 去除率变化规律相同,投加不同的惰性载体可以缩短絮状污泥培养成厌氧颗粒污泥时间,且添加惰性载体的反应器中颗粒污泥的产甲烷菌群活性与未添加惰性载体的反应器中颗粒污泥相比提高了

14.00%±0.10%,但是培养过程中颗粒污泥形成的机理没有改变,说明颗粒污泥附着在惰性载体上,惰性载体疏松多孔的结构促进了颗粒污泥中水解酸化菌、产氢产乙酸菌和产甲烷菌分解,惰性载体在颗粒污泥形成过程中起到了催化剂的作用,缩短了厌氧处理的启动时间,节省了厌氧处理成本。

2.3 数学模型建立

厌氧颗粒污泥中微生物模型的研究逐渐成熟,正交试验的引入对于多参数试验测定来说快速方便^[22]。应用最为广泛的是 Logistic 模型和 Richards 模型,其中 Logistic 模型假设气体产率与微生物活性关系,代表已经产生天然气的数量和基质浓度;Richards 模型是 Logistic 模型的一种概括,引入第4个参数(d)使得曲线形状更具有灵活度。

$$\text{Logistic 模型: } y = \frac{a}{1 + \exp(b - cx)} \quad (2)$$

Richards 模型:

$$y = \frac{a}{\{1 + d \cdot \exp[c(b - x)]\}^{(1/d)}} \quad (3)$$

Fermoso 等^[23]将 Logistic 模型和 Richards 模型结合起来,对采用运行中定义参数(AO、BO)测定微量金属钴对厌氧颗粒污泥产甲烷活性的影响,建立模型:

$$SMA = (V_{\max} - V_0) \frac{C_0}{K_M + C_0} + V_0 \quad (1)$$

式中: SMA 为产甲烷数; V_{\max} 为最大产甲烷活性; V_0 为未添加金属钴反应器中产甲烷活性; C_0 为金属钴浓度; K_M 为亲和常数。

实验对 Richards 模型进行改进,得出添加不同载体厌氧反应器中厌氧颗粒污泥产甲烷活性和反应器出水 COD 之间的关系。模型假设条件:1)研究过程中外界条件恒定;2)在调查条件下,评估厌氧颗粒污泥中产甲烷菌活性的影响;3)制定合适的微生物媒质及适应的惰性载体;4)构造预测用于厌氧颗粒污泥形成微生物学模型。建立模型如下所示:

$$y = \frac{A}{\{1 + d \cdot \exp(1 + d) \exp[\mu_m / A(1 + d)(\lambda - t)]\}^{(1/d)}} \quad (4)$$

式中: y 为累计甲烷生产; A 为基质 COD 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; d 为曲线斜率; μ_m 为产甲烷率, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; e 为 $\exp(1) = 2.718$; λ 为水力停留时间, h ; t 为培养时间, h 。

通过对基质出水 COD 浓度变化求导获得最佳基质 COD 浓度 A_s ,与产甲烷率 μ_m 比照,代入所测数据,计算出累计产甲烷量数值,与实际测得累计产甲烷量进行比较,各反应器数据偏差在 0.5%±

0.01%之间,计算结果与实际符合。

3 结论

1)向反应器中添加惰性载体可以加快厌氧颗粒污泥形成,添加惰性载体的反应器中颗粒污泥的产甲烷菌群活性与未添加惰性载体的反应器中颗粒污泥相比提高了 14.00%±0.10%。

2)阳离子交换树脂作为载体用于培养厌氧颗粒污泥具有很好的效果。其大孔径促进分散的污泥快速聚集,高分子性能可以增强产甲烷菌的活性,本实验通过添加阳离子交换树脂利用 39 d 快速完成厌氧颗粒污泥的培养。

3)改进 Richards 模型,使之适用于厌氧颗粒污泥产甲烷率和反应器出水 COD 的模型建立。结果发现数据偏差在 0.50%±0.01%,得出各载体对提高产甲烷活性影响顺序为离子交换树脂>聚合铝和粉煤灰>聚合铝>粉煤灰。

参考文献:

- [1] 马彦涛,薛金凤. 养猪废水处理技术进展[J]. 环境与可持续发展, 2009 (5): 29-31.
Ma Y T, Xue J F. Pigs wastewater treatment technology process [J]. Journal of Environment and Sustainable Development, 2009 (5): 29-31.
- [2] Tapia-Rodriguez A, Luna-Velasco A, Field J A, et al. Anaerobic bioremediation of hexavalent uranium in groundwater by reductive precipitation with methanogenic granular sludge [J]. Water Research, 2010, 44(7): 2153-2162.
- [3] Sabry T. Application of the UASB inoculated with flocculent and granular sludge in treating sewage at different hydraulic shock loads [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(10): 4073-4077.
- [4] Winkler M K, Bassin J P, Kleerebezem R, et al. Temperature and salt effects on settling velocity in granular sludge technology [J]. Water Research, 2012, 46(12): 3897-3902.
- [5] Ismail S B, de La Parra C J, Temmink H, et al. Extracellular polymeric substances (EPS) in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors operated under high salinity conditions [J]. Water Research, 2010, 44(6): 1909-1917.
- [6] Palatsi J, Affes R, Fernandez B, et al. Influence of adsorption and anaerobic granular sludge characteristics on long chain fatty acids inhibition process [J]. Water Research, 2012, 46(16): 5268-5278.
- [7] Simon S, Païro B, Villain M, et al. Evaluation of size exclusion chromatography (SEC) for the characterization of

- extracellular polymeric substances (EPS) in anaerobic granular sludges [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(24): 6258-6268.
- [8] Costa J C, Moita I, Ferreira E C, et al. Morphology and physiology of anaerobic granular sludge exposed to an organic solvent [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 167(1/2/3): 393-398.
- [9] 国家环境保护局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [10] d'Abzac P, Bordas F, van Hullebusch E, et al. Effects of extraction procedures on metal binding properties of extracellular polymeric substances (EPS) from anaerobic granular sludges [J]. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 2010, 80(2): 161-168.
- [11] 郑蕾, 田禹, 孙德智. pH 值对活性污泥胞外聚合物分子结构和表面特征影响研究[J]. *环境科学*, 2007, 28(7): 1507-1511.
- Zheng L, Tian Y, Sun D Z. pH value on activated sludge extracellular polymer molecular structure and surface characteristics influence [J]. *Environmental Science*, 2007, 28(7): 1507-1511.
- [12] Shanmugam A S, Akunna J C. Modelling head losses in granular bed anaerobic baffled reactors at high flows during start-up [J]. *Water Research*, 2010, 44(18): 5474-5480.
- [13] O'Reilly J, Lee C S, Collins G, et al. Quantitative and qualitative analysis of methanogenic communities in mesophilically and psychrophilically cultivated anaerobic granular biofilms [J]. *Water Research*, 2009, 43(14): 3365-3374.
- [14] Siggins A, Enright A M, O'Flaherty V. Methanogenic community development in anaerobic granular bioreactors treating trichloroethylene (TCE)-contaminated wastewater at 370°C and 150°C [J]. *Water Research*, 2011, 45(8): 2452-2462.
- [15] Shanmugam A S, Akunna J C. Modelling head losses in granular bed anaerobic baffled reactors at high flows during start-up [J]. *Water Research*, 2010, 44(18): 5474-5480.
- [16] Lotito A M, Di Iaconi C, Lotito V. Physical characterization of the sludge produced in a sequencing batch biofilter granular reactor [J]. *Water Research*, 2012, 46(16): 5316-5326.
- [17] Lettinga G, van Velsen A F M, Hobma S W, et al. Use of the upflow sludge blanket reactor concept for biological waste water treatment especially for anaerobic treatment [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1980, 22(4): 699-734.
- [18] 何炳林, 史作清. 大孔离子交换树脂及新型交换树脂的结构与性能[J]. *高分子通报*, 2005(5): 13-18.
- He B L, Shi Z Q. The structure and properties of macroporous ion exchange resins and new type of adsorbents [J]. *Polymer Bulletin*, 2005(5): 13-18.
- [19] Mungray A K, Pradeep K. Mass balance of anionic surfactants through up-flow anaerobic sludge blanket based sewage treatment plants [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2009, 87(4): 254-260.
- [20] Pevere A, Guibaud G, Goin E, et al. Effects of physico-chemical factors on the viscosity evolution of anaerobic granular sludge [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2009, 43(3): 231-238.
- [21] Song M, Shin S G, Hwang S. Methanogenic population dynamics assessed by real-time quantitative PCR in sludge granule in upflow anaerobic sludge blanket treating swine wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101: S23-S28.
- [22] Zinatizadeh A A L, Younesi H, Bonakdari H, et al. Effects of process factors on biological activity of granular sludge grown in an UASFF bioreactor [J]. *Renewable Energy*, 2009, 34(5): 1245-1251.
- [23] Feroso F G, Bartacek J, Manzano R, et al. Dosing of anaerobic granular sludge bioreactors with cobalt: Impact of cobalt retention on methanogenic activity [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(24): 9429-9437.

(编辑 薛婧媛)