

好氧颗粒污泥处理高含盐废水研究

汪善全, 原媛, 孔云华, 竺建荣*

(北京师范大学环境学院, 北京 100875)

摘要: 试验采用序批式摇床反应器(SSBR)在高含盐废水中利用不同类型接种污泥培养出了好氧颗粒。结果表明, 好氧颗粒污泥能够有效处理高含盐废水并且具有很好的抗盐度冲击能力。当废水盐度小于 10 g/L NaCl 并且进水基质为葡萄糖时, 利用好氧颗粒污泥处理该废水可以取得 70.3% ~ 97.6% 的 TOC 去除率。当进水盐度达到 35 g/L NaCl 并且进水基质为难降解 Vc 废水时, 利用好氧颗粒污泥处理该含盐废水能够取得与相同基质相同运行条件下淡水废水中相似的 70% 的 TOC 去除率。试验在含盐废水中得到了粒径为 0.5 ~ 3 mm 的好氧颗粒污泥, 其沉降速度大大高于淡水对照组中得到的好氧颗粒污泥沉降速度。相对淡水对照组中好氧颗粒污泥, 含盐废水中好氧颗粒具有污泥产率更低、污泥活性(OUR)更高、颗粒稳定性更好的优势。从不同接种污泥类型来看, 好氧絮状污泥和厌氧颗粒污泥接种都能快速实现污泥好氧颗粒化, 但絮状污泥接种实现好氧颗粒化所需的时间更短。另外, 在相同运行条件下, 接种好氧絮状污泥反应器取得的 TOC 去除效果优于接种厌氧颗粒污泥反应器, 但厌氧颗粒污泥接种具有更强的抗盐度冲击能力。

关键词: SSBR; 好氧颗粒污泥; 含盐废水; TOC

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)01-0145-07

Experimental Investigation of High Saline Wastewater Treatment Using Aerobic Granules

WANG Shan-quan, YUAN Yuan, KONG Yun-hua, ZHU Jian-rong

(School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: Complete aerobic granulation could be achieved in shaking sequencing batch reactors (SSBR) with saline wastewater respectively inoculated conventional activated sludge and anaerobic granules. Pretty good specific TOC removal rates could be achieved without inoculating the halo-bacteria at the start-up time. When the salinity was less than 10 g/L NaCl with the synthetic glucose-rich wastewater as substitute, the TOC removal efficiency was in the range of 70.3% ~ 97.6%. After the salinity was 35 g/L NaCl and the influent was completely changed to Vc wastewater as substrate, similar TOC removal efficiency about 70% could be achieved compared with the performance of fresh Vc wastewater treatment under the same condition. The granules in saline wastewater had a diameter of 0.5 ~ 3 mm, and saline aerobic granules had much higher settling velocity, higher oxygen utilization rate (OUR), lower sludge production and better structural integrity than those of the granules from fresh wastewater. Saline aerobic granules showed perfect protecting-ability against the saline shock and could quickly recover from long term sharp saline change. Due to the different sludge inoculation, the aerobic granules from aerobic flocs had superior TOC removal performance and inferior saline shock protecting-ability compared with the aerobic granules from anaerobic granules.

Key words: SSBR; aerobic granule; saline wastewater; TOC

工业生产中很多环节会产生高含盐废水, 如印染、造纸、化工、农药、采油、海产品加工以及各种循环水等^[1], 而且这些废水中通常会含有高浓度有机污染物, 直接排放会对环境造成严重污染。但是, 由于盐度影响污水处理系统中微生物的生物活性, 因此, 传统的活性污泥法并不能有效处理含盐废水^[2]。针对这一问题, Woolard 等^[3]在生物膜反应器中接种嗜盐菌实现了对高含盐废水的有效处理, 但接种嗜盐菌会受到反应器中土著微生物竞争的影响从而带来稳定性问题。因此, 对高含盐废水的高效处理还有待开发一种既能有效去除含盐废水中有机污染物又能实现稳定运行的新工艺。目前, 好氧颗粒污泥技术已成为国内外研究的热点, 它是将生物自絮凝原理

应用于好氧反应器, 使好氧絮状污泥在一定工艺条件下实现好氧颗粒化。好氧颗粒污泥具有沉降性好、抗负荷冲击能力强、持留生物量高以及脱氮除磷效果好等优点^[4~6], 而且它还能集不同性质微生物(好氧、兼氧和厌氧微生物)于一体, 因此好氧颗粒污泥能够有效处理各种难降解工业废水。目前, 国内外关于实际废水中好氧颗粒污泥的培养主要是集中在一些与食品工业相关的易生物降解废水^[7], 而利用好

收稿日期: 2007-01-08; 修订日期: 2007-03-14

基金项目: 国家自然科学基金项目(50478093); 北京师范大学研究基金项目

作者简介: 汪善全(1982~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制工程, E-mail: wangshanquan1982@gmail.com

* 通讯联系人, E-mail: zjrtshua@sohu.com

氧颗粒污泥处理高含盐废水的报道还没有.因此,本试验利用 SSBR 反应器分别接种好氧絮状污泥及厌氧颗粒污泥来研究含盐废水中好氧颗粒污泥的形成及其对高含盐废水中有机物去除效果的影响.

1 材料与方法

1.1 试验水质及装置

反应器启动时进水基质为葡萄糖人工配水, COD 控制在 900 ~ 1 200 mg/L. 含盐废水通过向配得的淡水废水中直接投加定量 NaCl 的方式得到, 盐度小于 10 g/L NaCl 时, 每次配水盐度增长梯度为 2 g/L NaCl, 以后每次盐度增长梯度为 3 g/L NaCl 或 5 g/L NaCl. 当反应器系统中盐度达到 13 g/L NaCl 以后, 由于颗粒污泥中出现丝状微生物的生长, 试验将进水基质由葡萄糖人工配水改为难生物降解的 Vc 制药废水. 对 Vc 制药废水进行 GC/MS 水质分析表明^[8], 此废水主要由大量环状及长直链结构有机物组成, 属难生物降解废水, 该废水对丝状微生物和菌胶团的底物亲和常数 K_s 都很低, 从而最终有效控制了 好氧颗粒污泥中丝状微生物的生长. 试验中 Vc 废水 COD 控制在 1 000 ~ 1 500 mg/L.

反应装置采用 3 个 SSBR 反应器^[9], 分别标记为 R1、R2、R3, 如图 1 所示. R1、R2 反应器处理含盐废水, 其中 R1 反应器接种好氧絮状污泥, R2 反应器接种厌氧颗粒污泥. R3 反应器为淡水对照组, 接种污泥为好氧絮状污泥, 进水基质与 R1、R2 相同, 不同之处在于 R3 反应器进水中不含高盐分. 反应系统采用序批式操作, 周期为 12 h, 分别为进料 5 min, 曝气 710 min, 沉降 1 min, 排水 4 min. 反应器温度采用恒温控制箱设定在 $25^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, 为保证反应器充分供氧, 摇床振荡速率控制在 160 r/min.

1.2 分析方法

试验中 TOC 采用 ELEMENTAL 分析仪. MLSS、VSS、SVI 测定均采用标准方法^[10]. 好氧颗粒污泥活

性采用耗氧呼吸速率 (OUR) 表示, 测量方法见文献 [11], 测试污水为充分曝气的各实际进水. 污泥观察采用 Olympus BX412 型光学显微镜并采用配套的 Olympus C5050 Zoom 数码相机进行拍照. 颗粒污泥沉降速度测定方法见文献 [12].

好氧颗粒污泥剖面微观结构采用 FEI QUANTA 200 型电镜观察, 观察样品预处理方法如下: ①戊二醛-锇酸双固定; ②乙醇脱水; ③乙酸异戊脂置换; ④二氧化碳临界点干燥 (CPD030 Critical Point Dryer); ⑤离子溅射金 (SCD005 Sputter Coater); ⑥观察、照相.

2 结果与讨论

2.1 好氧颗粒污泥对高含盐废水中有机物的去除

试验中, 各 SSBR 反应器在污泥接种后很快完成好氧颗粒化. 接种好氧絮状污泥的 R1、R3 反应器在运行 1 周后出现大量好氧颗粒, 运行 2 周后实现完全颗粒化. 接种厌氧颗粒污泥的 R2 反应器首先经历了厌氧颗粒污泥的解体和向好氧污泥转变的过程, 并且试验观察到原厌氧颗粒污泥泥核在后续好氧颗粒化过程中充当了好氧颗粒的晶核, R2 反应器在污泥接种 5 周后就实现了完全好氧颗粒化. 试验运行的初始 30 d, 各反应器进水基质为葡萄糖人工配水, 其中淡水对照组 R3 在处理含盐废水的 R1、R2 反应器启动 1 周后开始运行. 各反应器中 TOC 去除率如图 2 所示.

由图 2 可以看出, 当处理含盐废水的 R1、R2 反应器进水盐度小于 10 g/L NaCl、进水基质为葡萄糖人工配水并且系统实现稳定运行时, 利用好氧颗粒污泥处理该废水可以取得 70.3% ~ 97.6% 的 TOC 去除率, 平均去除率为 85%, 高于在传统活性污泥系统中盐度为 5 g/L NaCl 条件下报导的 70% 去除率水平^[13]. 虽然接种好氧絮状污泥的 R1 反应器所停留的污泥量 (3.4 g/L) 低于接种厌氧颗粒污泥的 R2 反应器所停留的污泥量 (4.6 g/L), 但 R1 反应器的 TOC 去除效果优于 R2 反应器. 主要原因有 2 点: 一方面, R1 中絮状污泥在接种后很快实现好氧颗粒化并进入稳定运行阶段, 而接种厌氧颗粒污泥的 R2 反应器正处于污泥形态转变阶段, 污泥因惰性成分比例较大从而其有效生物量可能低于 R1 反应器, 并最终导致 TOC 去除率不高; 另一方面, 由整个试验过程中各反应器 TOC 去除率的对比可知, 接种好氧絮状污泥处理含盐废水在有机物去除效率方面始终优于厌氧颗粒污泥接种. 当 R1、R2 反应器中盐度由 10 g/L NaCl 上升到 13 g/L NaCl 时, 处理含盐废水

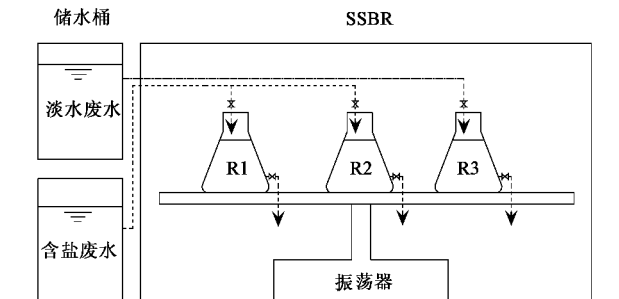


图 1 试验装置

Fig.1 Schematic representation of the bioreactor

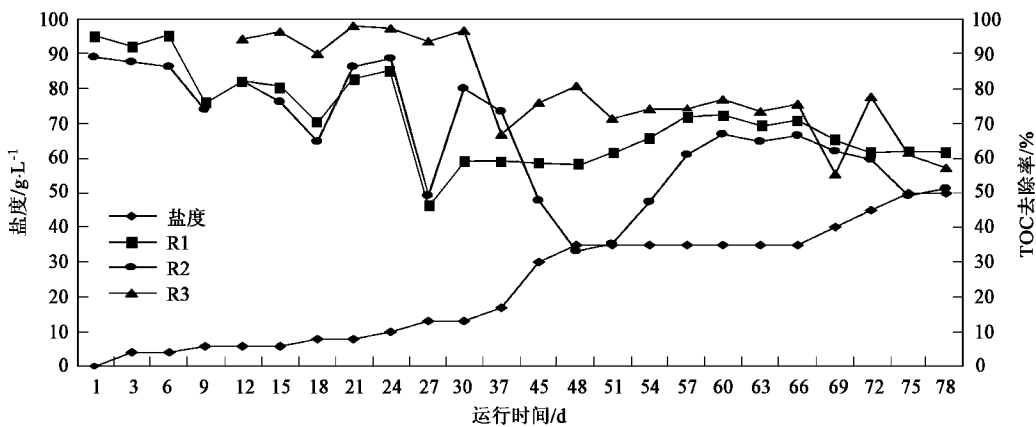


图2 好氧颗粒污泥处理高含盐废水系统中 TOC 去除率
Fig.2 Performance of the reactors-TOC removal efficiency

的 R1、R2 反应器都经历了处理效果的聚降, TOC 去除率分别由 85.1% 和 88.6% 降到 46.2% 和 49.1% . Ventosa 等^[14]通过研究发现, 微生物按照耐盐度可以分为 2 大类: 非嗜盐菌和嗜盐菌, 其中非嗜盐菌适宜在盐度为 10 g/L NaCl 以下生长, 嗜盐菌可以在盐度为 10 g/L NaCl 以上很好生长, 而且嗜盐菌又可以分为轻度嗜盐菌(10 ~ 30 g/L NaCl)、中度嗜盐菌(30 ~ 150 g/L NaCl)和极度嗜盐菌(高于 150 g/L NaCl) 3 类. 当进水盐度低于 10 g/L NaCl 时, R1、R2 反应器中微生物主要由嗜盐菌和非嗜盐菌共同组成. 当盐度超出 10 g/L NaCl 时, R1、R2 中大部分非嗜盐菌已不再适宜进水盐度, 其活性受到抑制, 这使得原本在反应器中占优势地位的非嗜盐菌对反应器中 TOC 去除率的贡献剧减, 从而导致反应器整体 TOC 去除率的大幅度下降. 由图 2 中标记的盐度变化对应 TOC 去除率变化可知, 随着 R1、R2 反应器运行的进行, 两者 TOC 的去除能力在逐渐恢复. 其中值得注意的是, 接种厌氧颗粒污泥的 R2 反应器很快恢复到盐度变化前的水平, TOC 去除率达到了 79.9%, 而 R1 反应器只恢复了 10% 的 TOC 去除率, 远远低于盐度变化前 85.1% 的 TOC 去除水平, 将此结果结合后续冲击试验结果可知, 处理高含盐废水时, 厌氧颗粒污泥接种得到的好氧颗粒污泥抗盐度冲击能力优于好氧絮状污泥接种得到的好氧颗粒.

试验开始的 30 d, 此时反应器中盐度已经达到 13 g/L NaCl, R1、R2 及淡水对照组 R3 的进水基质为人工葡萄糖配水, 在这一阶段, 3 个反应器中好氧颗粒污泥都发现被大量的丝状微生物所包裹, 但 R3 反应器中 TOC 去除率一直维持在 95% 左右, R1、R2 反应器中 TOC 去除率变化也没有表现出与丝状微

生物疯长的相关性, 观察反应器中污泥 SVI 和出水 SS 发现, 颗粒污泥中丝状微生物的疯长并不直接影响反应器中 TOC 的去除能力而只影响反应器中污泥的性质. 试验采用增加反应器振荡速率提高曝气量与剪切力, 同时通过改变反应器有机负荷与污泥龄及进水基质类型等方法来控制反应器中丝状微生物的过度生长, 最终试验结果表明, 由于颗粒污泥中丝状微生物在结构致密的颗粒污泥内部生长使得其控制根本上取决于各种微生物与其底物亲和常数和相应的最大比增长速率(关于颗粒污泥丝状微生物的具体结果另文报道). 因此, 试验的第 37d 迅速将 3 个反应器进水基质改为难降解 Vc 废水, 使得各反应器中颗粒污泥丝状微生物的疯长得得到控制. 更换基质后, 由于 Vc 废水中有机污染物主要为环状和长直链的难生物降解物, R2、R3 反应器中 TOC 去除率出现大幅下降, 经过一段适应期后 2 个反应器中 TOC 去除率得到回升. R1 反应器在经历盐度由 10 g/L NaCl 上升到 13 g/L NaCl 变化后, 系统处于适应阶段, 其 TOC 去除率处于恢复阶段, 但此时紧接经历了进水基质的转变, 这使得 R1 反应器 TOC 去除率曲线并没有第 2 次的下降而直接表现为缓慢的上升, 这以后, R1 反应器中 TOC 去除率一直比 R2 反应器中 TOC 去除率高, 再次结合盐度冲击试验中各反应器 TOC 去除率情况说明, 在处理含盐废水时, 接种絮状污泥的好氧颗粒的有机污染物去除能力优于接种厌氧颗粒污泥. 由图 2 可知, 当 R1、R2 反应器盐度为 35 g/L NaCl 并且处于稳定运行阶段时, R1、R2 反应器中 TOC 去除率分别稳定在 69.2% ~ 72.4% 和 60% ~ 66.7%, 对照组 R3 中 TOC 去除率为 71.2% ~ 76.8%. 在此盐度条件下, 各反应器中

TOC 去除率与利用 SBR 反应器处理进水 COD 为 1 000 ~ 1 200 mg/L 淡水 Vc 废水时所取得的去除率水平一致^[12]. 在以后盐度升高直到 50 g/L NaCl 时, 由于进水基质浓度增加, 由各反应器中 TOC 去除率都有所下降, 但都能维持在同一水平. 这些结果说明, 利用好氧颗粒污泥可以有效处理高含盐废水.

2.2 好氧颗粒污泥盐度冲击试验

为考察含盐废水中好氧颗粒污泥抗盐度冲击能力, 试验对 R1、R2 反应器进行了盐度梯度为 30 g/L NaCl 的盐度冲击试验, 结果如图 3 所示. 试验中 TOC 测定均为进水盐度改变后的第 3 d 进行, 并且下次的盐度改变都是在其以前盐度下 TOC 测定之后的当天进行.

由图 3 可知, 在盐度冲击后的 3 d 内, 处理高含盐废水的好氧颗粒污泥系统 TOC 去除率没有发生明显的下降, 表明高含盐废水中培养出的好氧颗粒污泥具有很好的缓冲和抗冲击能力. 试验结果表明, 处理含盐废水的好氧颗粒污泥在中度嗜盐菌适宜盐度范围能够很好抵御盐度梯度为 30 g/L NaCl 的盐度冲击. 各反应器中 TOC 去除率在盐度冲击的第 6 d 开始有明显的下降趋势. 在进行盐度冲击试验 9 d 后, 试验将 2 个反应器中盐度恢复到冲击试验前的水平, 反应器中 TOC 去除能力都能得到恢复, 但从图 3 可知, 接种厌氧颗粒污泥的 R2 反应器在盐度恢复后的第 6 d TOC 去除率就恢复到盐度冲击试验前的水平. 同时, 结合盐度冲击试验中 R1、R2 反应器 TOC 去除率的降低幅度和图 2 中盐度由 10 g/L NaCl 上升到 13 g/L NaCl 时 2 个反应器的 TOC 变化情况, 可以得出: 由厌氧颗粒污泥接种培养得到的好氧颗粒污泥的抗盐度冲击能力优于好氧絮状污泥接种. 另一方面, 盐度冲击试验中 R1 反应器 TOC 去除率一直较 R2 反应器 TOC 去除率高, 与前面的试验结果也一致, 这些表明絮状污泥接种培养出的好氧颗粒污泥的 TOC 去除能力优于厌氧颗粒污泥接种培

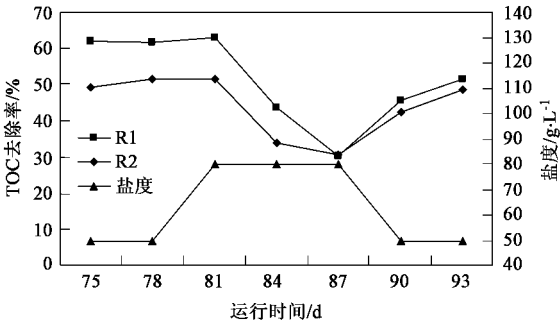


图 3 含盐废水中好氧颗粒污泥抗盐度冲击试验

Fig.3 Changes of the TOC removal efficiency in saline shock test

养出的好氧颗粒污泥.

2.3 高含盐废水中好氧颗粒污泥的培养及特性

为考察接种污泥类型对含盐废水中好氧颗粒污泥形成及其对反应器中 TOC 去除率的影响, 试验分别采用好氧絮状污泥和厌氧颗粒污泥接种各反应器. 图 4 为各反应器接种污泥及培养出的好氧颗粒污泥照片.

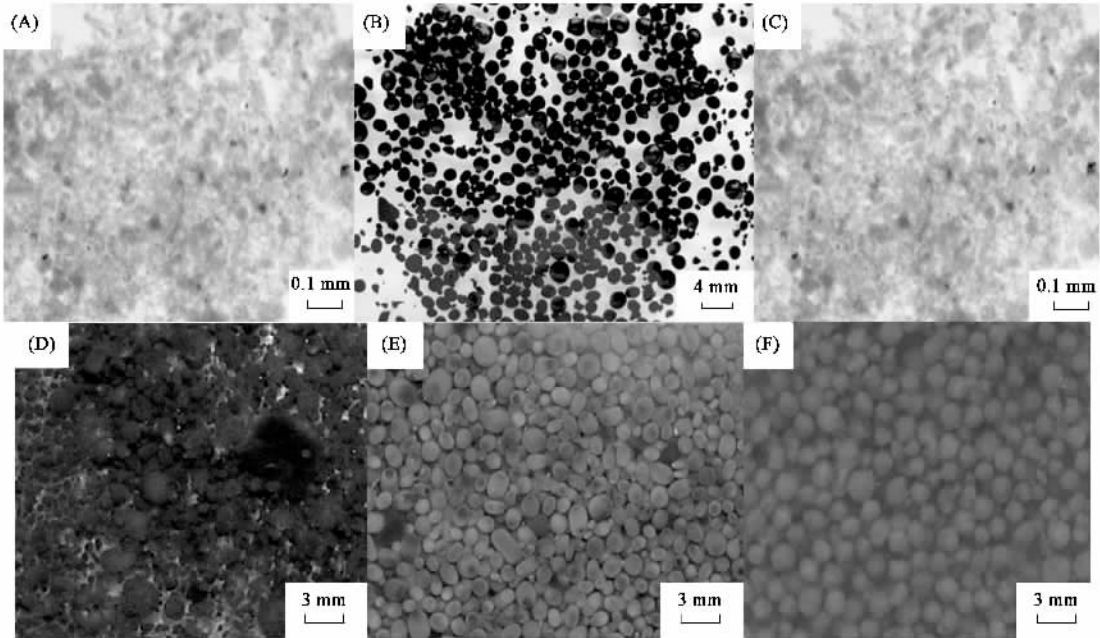
接种好氧絮状污泥的 R1、R3 反应器经过为期 1 周的运行很快出现了好氧颗粒, 而接种厌氧颗粒污泥的 R2 反应器首先经历了厌氧颗粒污泥解体并向好氧污泥转化的阶段, 并且在好氧颗粒化过程中, 新形成的好氧颗粒污泥以原厌氧颗粒泥核作为好氧颗粒化的晶核形成好氧颗粒. R2 反应器运行 5 周后实现完全颗粒化. 各反应器实现完全颗粒化并稳定运行后, 反应器中好氧颗粒也达到了稳定状态. R1 中好氧颗粒粒径为 0.5 ~ 2 mm (图 4D)、R2 中粒径为 1.5 ~ 3 mm (图 4E)、R3 为 1.5 ~ 2.5 mm (图 4F). 处理含盐废水的传统活性污泥工艺在系统中盐度增加时会出现污泥沉降性能变差的现象^[15], 但处理高含盐废水反应器中由于污泥以颗粒形式存在, 其沉降速度达到 69 ~ 106 m/h (淡水中得到的好氧颗粒污泥沉降速度一般为 30 ~ 60 m/h), 并且含盐废水中好氧颗粒沉降速度随着进水盐度的上升而增加, 这就使每次进水盐度改变和试验后期大梯度的盐度冲击都未改变反应器中污泥的沉降性能, R1、R2 反应器中污泥 SVI 保持在 15 ~ 30 mL/g, 出水中 SS 基本保持稳定并不随着盐度的增加而出现波动.

由于进水中盐度的影响, 含盐废水中培养出的好氧颗粒污泥性质与相同运行条件下淡水对照组中得到的好氧颗粒污泥性质差别很大, 如图 5、图 6 所示 (在盐度为 35 g/L NaCl 条件下测定). 由图 5 可知, R1、R2 反应器中好氧颗粒污泥 VSS/SS 分别为 0.47 和 0.28, 低于其接种污泥 0.6 的 VSS/SS 值, 而在相同运行条件下的淡水对照组 R3 反应器得到的好氧颗粒污泥 VSS/SS 为 0.78, 这也使得含盐废水中颗粒污泥的沉降速度 (盐度为 35 g/L NaCl 时, 颗粒污泥沉降速度 69 ~ 80 m/h) 远远高于淡水对照组 R3 中颗粒污泥的沉降速度 (36.5 m/h); 另一方面, 如图 6 所示, 含盐废水中培养出的好氧颗粒污泥的污泥产率为淡水对照组中污泥产率的 1/6 左右, 远远低于淡水对照组中颗粒污泥产率, 这使得相同运行条件下处理含盐废水的颗粒污泥泥龄可以达到 50 d, 从而可以大大减轻污泥后续处理的负担, 这对于实际废水处理工程也具有重要意义. 同时, 对各反应器

中得到的好氧颗粒污泥进行长达半年的储存过程的观察发现,含盐废水中颗粒污泥的稳定性要远远优

于淡水对照组中得到好氧颗粒污泥稳定性.

各反应器中好氧颗粒污泥的OUR如图7所示



A、B、C 分别为 R1、R2 及 R3 的接种污泥,D、E、F 分别为 R1、R2 及 R3 中形成的好氧颗粒污泥

图 4 各反应器接种污泥及其中形成的好氧颗粒污泥照片

Fig.4 Microscopic observation of seed sludge and granular sludge in R1, R2 and R3

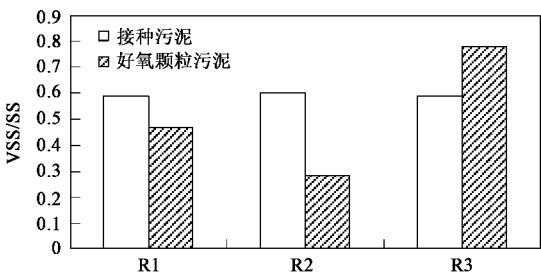


图 5 反应器接种污泥及培养得到的好氧颗粒污泥 VSS/SS

Fig.5 VSS/SS in R1, R2 and R3

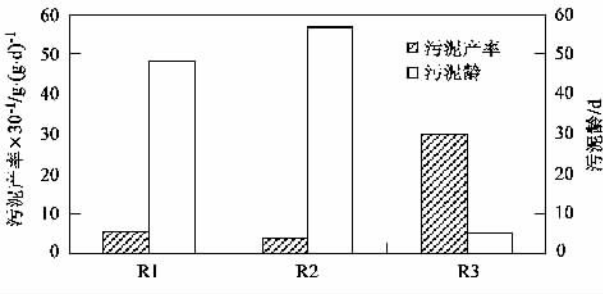


图 6 各反应器中污泥产率及污泥龄

Fig.6 Sludge production in R1, R2 and R3

运行状态时颗粒污泥的活性较接种污泥都有所增加,其中,R1 反应器中颗粒污泥活性略高于淡水对照组 R3.但是,同为处理高含盐废水并且采用相同运行条件的 R1、R2 反应器的污泥活性相差很大,R2 反应器中颗粒污泥活性是 R1 反应器中颗粒污泥活性的 2 倍,此结果与前面各颗粒污泥 VSS/SS 值契合,即 R1 反应器中颗粒污泥 VSS/SS 是 R2 反应器颗粒污泥 VSS/SS 值的 2 倍,而 R1 反应器中颗粒污泥的活性要远远低于 R2 反应器中颗粒污泥活性,这可能是导致 2 个反应器最终 TOC 去除率相近的原因.造成 R1、R2 反应器中好氧颗粒污泥性质差别的唯一根源就在于 2 个反应器接种污泥类型的不同,

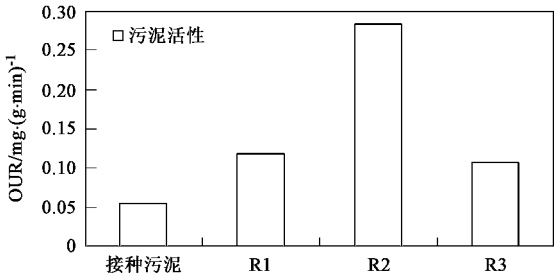


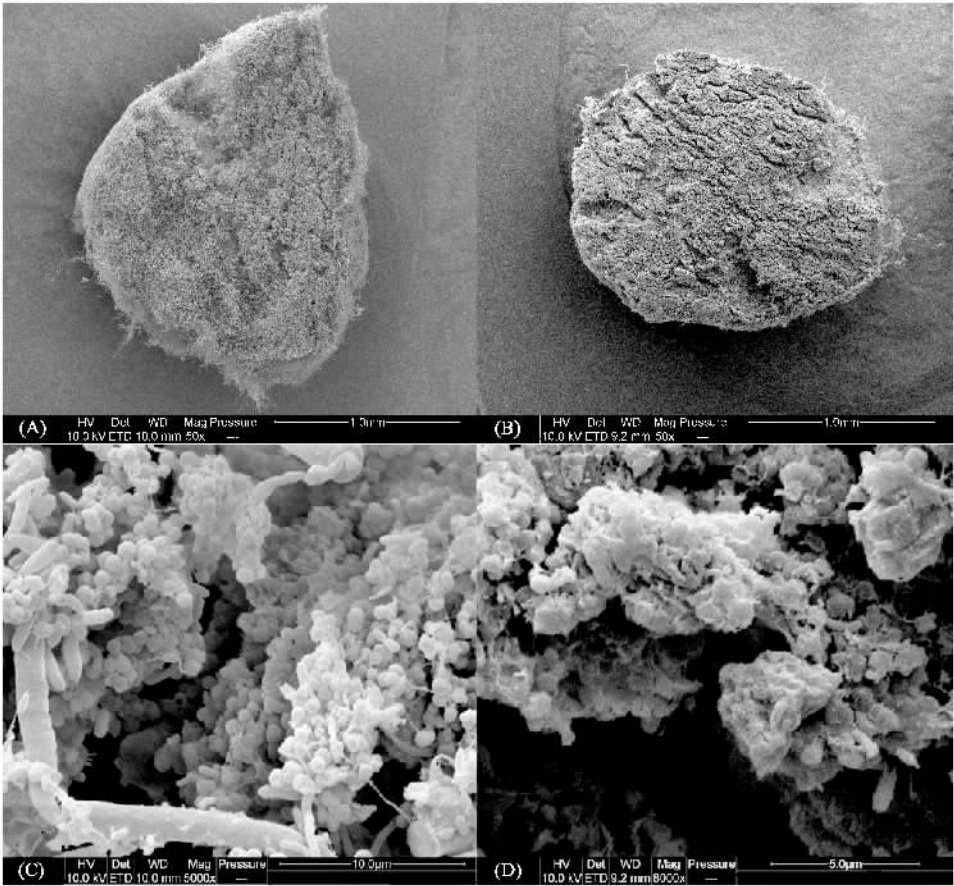
图 7 各反应器中好氧颗粒污泥于其接种污泥活性

Fig.7 Changes of OUR in R1, R2 and R3

(盐度 35 g/L NaCl 条件下测定),各反应器达到稳定

但具体的机理还有待进一步研究。
为考察盐度对好氧颗粒污泥结构的影响,试验

对处理高含盐废水的 R1 及淡水对照组 R3 中颗粒污泥的结构进行了电镜观察,如图 8 所示。



A、B 分别为 R1、R3 中颗粒污泥的剖面,C、D 分别为颗粒污泥典型剖面结构的放大照片

图 8 含盐废水与淡水对照组颗粒污泥电镜照片
Fig.8 Scanning electron photomicrographs of granules

图 8 表明,含盐废水中好氧颗粒污泥由大量的球菌、杆菌及丝状微生物所构成.淡水对照组中颗粒污泥只含有部分球菌及少量杆菌,结合淡水对照组中颗粒污泥较高的 VSS/SS 值可知,该好氧颗粒污泥可能含有较多的非生物性有机物如分泌物等.电镜试验结果可以说明 2 点:①淡水对照组中颗粒污泥 VSS/SS 虽然远远高于高含盐废水中得到的颗粒污泥 VSS/SS,但由于其中很大一部分 VSS 为非生物性挥发有机物,这导致淡水对照组中颗粒污泥的活性反而低于含盐废水中颗粒污泥的活性;②对各反应器中好氧颗粒污泥进行长达半年储存时间的稳定性观察结果可知,含盐废水中颗粒污泥稳定性优于淡水对照组中颗粒污泥稳定性,电镜结果也从另一个角度说明了这点,因为含盐废水颗粒污泥主要由非挥发性 SS 和有效微生物构成,而淡水对照组中颗粒污泥由非挥发性 SS、有效微生物构成外还有相当

部分的非微生物挥发性 SS 构成,而这部分的非生物挥发性 SS 并不稳定并可能最终影响到颗粒污泥整体的稳定性。

3 结论

(1)利用 SSBR 反应器在高含盐废水中可以培养出很好的好氧颗粒污泥,并且利用好氧颗粒污泥可以有效处理高含盐废水.当进水盐度低于 10 g/L NaCl 并且底物为葡萄糖人工配水时,利用好氧颗粒污泥处理该废水可以取得 70.3% ~ 97.6% 的 TOC 去除率;当盐度为 35 g/L NaCl 并且进水基质为难生物降解 Vc 废水时,其 TOC 去除率与淡水对照组及试验室中 SBR 处理淡水 Vc 废水取得的 TOC 去除率处于同一水平。
(2)高含盐废水中,利用好氧絮状污泥和厌氧颗粒污泥接种培养出的好氧颗粒污泥性质不同.对于

有机污染物的去除能力和适应能力,好氧絮状污泥接种优于厌氧颗粒污泥接种;在盐度冲击试验中,由2种不同类型接种污泥所得到的好氧颗粒污泥都具有很好的抗盐度冲击能力,但厌氧颗粒污泥接种的抗盐度变化及盐度冲击能力优于好氧絮状污泥接种.

(3)各反应器中都得到了很好的好氧颗粒污泥.接种好氧絮状污泥并处理高含盐废水的 R1 反应器中好氧颗粒污泥粒径为 0.5 ~ 2 mm,接种厌氧颗粒污泥并处理高含盐废水的 R2 反应器中颗粒污泥粒径为 1.5 ~ 3 mm,淡水对照组 R3 中好氧颗粒粒径为 1.5 ~ 2.5 mm.由于处理高含盐废水反应器中好氧颗粒污泥的形成,每次盐度改变和试验后期大梯度的盐度冲击都未改变反应器中污泥的沉降性能,并且出水中 SS 基本稳定.

(4)处理高含盐废水的好氧颗粒污泥具有低 VSS/SS、污泥产率和较大的污泥活性、颗粒沉降速度4大特点.处理含盐废水的 R1、R2 反应器中颗粒污泥 VSS/SS 分别为 0.47 和 0.28,远远低于淡水对照组中颗粒污泥 VSS/SS,并且含盐废水中颗粒污泥的污泥产率为淡水中颗粒污泥产率的 1/6;另一方面,含盐废水中颗粒污泥沉降速度(盐度为 35 g/L NaCl 时,沉降速度为 69 ~ 80 m/h)和污泥活性都高于淡水对照组中好氧颗粒污泥的沉降速度和污泥活性.

(5)由对好氧颗粒污泥进行长达半年的储存过程观察和 2 种废水中颗粒污泥电镜照片结果可知,高含盐废水中得到的好氧颗粒污泥的稳定性优于从淡水对照组中得到的颗粒污泥稳定性,这与含盐废水中好氧颗粒的低污泥产率、高污泥泥龄相对应.

参考文献:

[1] 文湘华,占新民,王建龙,等. 含盐废水的生物处理研究进展

[J]. 环境科学,1999, 20(3): 104-106.

[2] Kargi F, Dincer A R. Effect of salt concentration on biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation[J]. Enzyme and Microbial Technology, 1996, 19: 529-537.

[3] Woolard C R, Irvine R L. Biological treatment of hypersaline wastewater by a biofilm of halophilic bacteria[J]. Water Env Res, 1994, 66: 230-235.

[4] 竺建荣,刘纯新. 好氧颗粒污泥的培养及理化特性研究[J]. 环境科学,1999,20(2): 38-41.

[5] 杨麒,李小明,曾光明,等. SBR 系统中同步硝化反硝化好氧颗粒污泥的培养[J]. 环境科学,2003, 24(4):94-98.

[6] Zhu J R, Liu C X, Wilderer P A. Bio-P removal profile of aerobic granular activated sludge (AGAS) from an anaerobic/aerobic SBR system[A]. In: IWA. 1st International Symposium on Aerobic Granule Sludge Workshop[C]. Munich, Germany,2004.

[7] Schwarzenbeck N, Wilderer P A. Treatment of food industry effluents in a granular sludge SBR[A]. In: WEM. Aerobic Granular Sludge[C]. 2005. 95-102.

[8] 汪善全,李晓娜,竺建荣. UASB 工艺处理高浓度 Vc 生产废水的试验研究[J].中国沼气,2007,25(1): 9-13.

[9] Cai C, Xu F, Liu J, et al. Cultivation of aerobic granules in a sequential batch shaking reactor[J]. Environmental Technology, 2004, 25: 937-944.

[10] 国家环保局. 水与废水监测分析方法[M]. (第三版). 北京: 中国环境科学出版社,1989. 106-110, 354-367.

[11] 刘红,闫怡新,王文燕,等. 低强度超声波改善污泥活性[J]. 环境科学,2005, 26(4): 124-128.

[12] 汪善全,张胜,李晓娜,等. 高浓度 Vc 生产废水培养好氧颗粒污泥的试验研究[J]. 环境科学,2007,28(10): 2243-2248.

[13] Nugul I, Keller J, Blackall L L. Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater[J]. Wat Sci Tech, 1999, 39(6): 183-190.

[14] Ventosa A, Nieto J J. Biotechnological applications and potentialities of halophilic microorganisms[J]. World J Microbiol Biotechnol, 1995, 11: 85-94.

[15] 彭光霞,周岳溪,何绪文,等. 高含盐有机废水 MDAT-IAT 生物处理工艺研究[J]. 环境科学研究, 2006, 19(3): 71-74.