

## 盐度对序批式生物反应器污泥膨胀的影响

贾艳萍<sup>1</sup>, 王山山<sup>1</sup>, 张兰河<sup>1\*</sup>, 王旭明<sup>2</sup>, 郭静波<sup>3</sup>

(1. 东北电力大学化学工程学院, 吉林 132012; 2. 北京农业生物技术研究中心, 北京 100089;  
3. 东北电力大学建筑工程学院, 吉林 132012)

**摘要:** 为了研究盐度对污泥膨胀的影响, 采用序批式生物反应器 (sequencing batch reactor, SBR) 处理含盐废水, 考察 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度变化对污泥沉降性和污染物去除效果的影响。结果表明, 当 NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度由 0 升高至 30 g/L 时, 污泥容积指数 (sludge volume index, SVI) 由 135 mL/g 下降至 71~73 mL/g, 总氮 (total nitrogen, TN) 去除率由 80% 下降到 60%, 胞外聚合物 (extracellular polymeric substance, EPS) 质量浓度由 521~523 mg/L 升高到 896~917 mg/L, 污泥沉降性良好; 当 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度由 0 升高至 8 g/L 时, SVI 由 135 mL/g 升高至 198 mL/g, TN 去除率由 80% 下降至 60%, EPS 质量浓度由 549 mg/L 升高到 674 mg/L, 发生污泥膨胀。随着 NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度的提高, 污泥沉降性能提高, TN 去除率下降, EPS 质量浓度升高。随着 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的提高, 污泥沉降性能和 TN 去除率均下降, EPS 质量浓度升高。然而, 随着 NaCl (30~0 g/L)、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (30~0 g/L) 和 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> (8~0 g/L) 盐度的降低, SVI 值分别由 71 mL/g 升高至 298 mL/g, 73 mL/g 升高至 291 mL/g 和 198 mL/g 升高至 241 mL/g, TN 去除率分别由 62% 下降至 43%, 65% 下降至 44%, 70% 下降至 35%, EPS 质量浓度分别由 917 mg/L 升高至 1 092 mg/L, 896 mg/L 升高至 1 078 mg/L, 674 mg/L 升高至 759 mg/L。随着 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度由高降低后, 污泥沉降性能和 TN 去除率均下降, EPS 质量浓度继续升高, 盐度降低后发生了污泥膨胀。

**关键词:** 盐度, 污泥处理, 脱氮, 沉降性能, 污泥膨胀

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2013.19.014

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2013)-19-0112-08

贾艳萍, 王山山, 张兰河, 等. 盐度对序批式生物反应器污泥膨胀的影响[J]. 农业工程学报, 2013, 29(19): 112—119.

Jia Yanping, Wang Shanshan, Zhang Lanhe, et al. Effect of different salinity on sludge bulking by using sequencing batch reactor[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2013, 29(19): 112—119. (in Chinese with English abstract)

## 0 引言

目前, 国内外 90% 以上的城市污水采用活性污泥法处理<sup>[1-4]</sup>。污泥膨胀是指污泥结构极度松散, 体积增大, 污泥上浮, 难于沉降分离影响出水水质的现象。污泥膨胀分为黏性膨胀和丝状菌膨胀。黏性膨胀主要由于微生物吸收了大量营养物质不能及时代谢, 积蓄大量高黏性的多糖类物质, 使污泥表面附着水增多, 泥水分离困难而引起。丝状菌膨胀主要由于丝状菌大量繁殖导致。污泥膨胀发生率高, 难以控制, 通常需要很长的时间来调整<sup>[5-6]</sup>。AMP

Martins 等<sup>[7]</sup>研究认为, 低溶解氧和低负荷 (F/M) 是引起污泥丝状菌增殖的主要原因, 但不同类型的反应器中出现污泥膨胀的原因和控制措施不同。SN Murthy 等<sup>[8]</sup>发现溶解态多糖的增加是导致污泥脱水性恶化的主要因素。AJ Schuler 等<sup>[9]</sup>研究表明, 丝状菌数量的增加导致了活性污泥沉降性能的下降。彭永臻等<sup>[10]</sup>提出丝状菌微膨胀的概念, SVI 介于 150~300 mL/g 发生的丝状菌膨胀判断为丝状菌微膨胀, 丝状菌数量适当时, 不会影响化学需氧量 (COD)、氮、磷等的去除效果, 有助于形成良好网状结构的污泥, 有效地网捕出水中的细小悬浮物, 出水更加清澈。王淑莹等<sup>[11]</sup>利用缺氧/好氧工艺 (A/O) 处理实际生活污水, 发现溶解氧 (dissolved oxygen, DO) 控制在 0.5~0.7 mg/L, 微膨胀可长期维持稳定。AJ Schuler 等<sup>[12]</sup>研究表明发生黏性膨胀时, 氨氮 (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) 出水恶化, 污泥负荷过高, 出水水质较差, 污泥中附着在絮体表面的多聚物影响底物的传质。杨培等<sup>[13]</sup>研究表明采用 SBR 系统处理生活污水, 当 DO 为 2.0 mg/L, 污泥负荷为 0.065~0.1 kg/(kg·d), 当温度低于 16℃ 时, 随着温

收稿日期: 2013-04-17 修订日期: 2013-08-28

基金项目: 吉林省科技发展规划项目-社会发展重点项目 (20110405); 吉林省教育厅“十二五”科学技术研究项目 (吉教科合字[2012]第 95 号); 吉林市科技支撑计划杰出青年培养专项 (2013625008)

作者简介: 贾艳萍 (1973—), 女, 博士, 副教授, 主要从事废水生物处理理论与工艺的研究。吉林 东北电力大学化学工程学院, 132012。

Email: jiayanping1111@sina.com

\*通信作者: 张兰河 (1971—), 男, 博士, 副教授, 主要从事废水与废气生物治理技术的研究。吉林 东北电力大学化学工程学院, 132012。

Email: zhanglanhe@163.com

度的降低,污泥沉降性能变差,发生黏性膨胀现象,这种膨胀导致污泥流失,混合液污泥质量浓度(mixed liquor suspended solid, MLSS)由 2 000 mg/L 降低至 1 200 mg/L,黏性膨胀污泥分泌的胞外聚合物(extracellular polymeric substance, EPS)水平超过正常污泥,即使温度回升到 20℃后,污泥沉降性能仍无法恢复正常。刘旭亮等<sup>[14]</sup>采用 SBR 系统处理模拟废水,考察了曝气量对活性污泥沉降性的影响,当曝气量为 40 L/h 时系统污泥沉降性良好,曝气量为 80 L/h 时发生了轻微黏性膨胀,曝气量为 160 L/h 时则发生了严重黏性膨胀,SVI 达到 600 mL/g。高曝气量下黏性膨胀污泥絮体粒径减小,黏度升高,胞外多糖和蛋白质质量浓度分别下降了 20%和 40%。黏性膨胀系统的脱氮效果良好;然而,除磷能力大大地下降。污水中存在不同的溶解性盐类<sup>[15-16]</sup>,关于不同盐度对污泥膨胀的影响研究鲜有报道。

污泥膨胀是活性污泥法在运行管理中困扰工程技术人员难题之一,不仅发生率高,而且治理时间长。如何控制和预防污泥膨胀成了国内外研究的热点和难点。本文研究了盐度的变化对 SBR 工艺污泥膨胀产生及污染物去除效果的影响,考察不同盐度变化后污泥膨胀的类型,污泥膨胀前后 SBR 工艺去除污染物的效果的变化规律以及污泥膨胀过程中盐度对 EPS 和污泥沉降性的影响,以期控制和预防污泥膨胀提供理论依据。

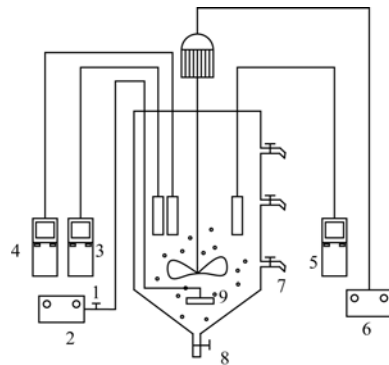
## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置和运行条件

SBR 反应器采用透明有机玻璃制成,反应器内径为 15 cm,有效高度为 30 cm,试验装置如图 1 所示。反应装置利用曝气砂头作为曝气设备,采用 ACO-003 电磁式空气泵曝气,通过转子流量计控制曝气泵进气流量。pH 值、氧化还原电位(ORP)、DO 探头置于反应器内,实时监测指标的变化。SBR 采用 KG316T 时间继电器控制每个运行周期反应时间。为了试验和分析方便,反应器设置 3 个取样口。

反应器采用进水 5 min→曝气 6.5 h→搅拌 2 h→沉降 35 min→排水 5 min→闲置(14.75 h)的运行方式。每天均运行 1 个周期,每 2 h 取样 1 次,进行各项指标检测。活性污泥取自吉林市化纤工业股份有限公司污水处理厂二沉池,污水处理厂采用 A/O 工艺(Anaerobic/oxic process)运行方式,污泥沉降比(settled volume, SV)体积分数为 30%,颜色呈黄褐色,污泥系统中微生物主要有硝化菌和反硝化菌。反应器内水温控制在(30±2)℃,污泥龄(sludge retention time, SRT)维持在 20 d,混合液

悬浮固体质量浓度(mixed liquor suspended solid, MLSS)约为 3 000 mg/L,溶解氧(dissolved oxygen, DO)控制在 3 mg/L 左右, pH 值为 6.5±0.5。



1. 气体控制阀 2. 曝气泵 3. 溶解氧仪 4. pH 测定仪 5. ORP 测定仪  
6. 机械搅拌器 7. 排水阀 8. 排泥口 9. 曝气系统  
1. Gas control valve 2. Aeration pump 3. DO monitor 4. pH probe 5. ORP probe  
6. Mechanical stirrer 7. Drain valve 8. Mud discharge port 9. Aerating system

图 1 SBR 试验装置示意图

Fig.1 Schematic diagram of lab-scale SBR

### 1.2 试验用水

试验采用模拟含盐废水,主要成分见表 1。微量元素成分(mg/L): FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 20; CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O 50; H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> 50; MnSO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O 50; Na<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O 10; ZnCl<sub>2</sub>·7H<sub>2</sub>O 10; CoCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O 50。进水水质指标见表 2。

表 1 模拟含盐废水主要成分

Table 1 Main ingredients of simulated salinity wastewater

主要成分 Main ingredients	范围 Scope
CH <sub>3</sub> COONa/(g·L <sup>-1</sup> )	0.8~1.2
NH <sub>4</sub> Cl/(g·L <sup>-1</sup> )	0.13~0.17
NaCl/(g·L <sup>-1</sup> )	0~30
Na <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> /(g·L <sup>-1</sup> )	0~8
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> /(g·L <sup>-1</sup> )	0.03
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> /(g·L <sup>-1</sup> )	0.03
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O/(g·L <sup>-1</sup> )	0.025
CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O/(g·L <sup>-1</sup> )	0.03
微量元素/mL	1

表 2 进水水质指标

Table 2 Influent water quality

进水指标 Index of influent water	范围 Scope
COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	400~600
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/(mg·L <sup>-1</sup> )	30~40
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/(mg·L <sup>-1</sup> )	0~2
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N/(mg·L <sup>-1</sup> )	0~2
TN/(mg·L <sup>-1</sup> )	37~52

### 1.3 分析项目与检测方法

氨氮测定采用纳氏试剂光度法;亚硝态氮(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N)测定采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法;硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)测定采用紫外分光光度法;总氮采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法;MLSS 采用

滤纸重量法; SVI 采用 100 mL 混合液 30 min 静沉后污泥体积 (mL) / 污泥干质量 (g) 法测定; DO 采用德国 WTW (Oxi 340i 型) 分析仪监测; EPS 测定采用离心分离+超声振摇+水浴加热法<sup>[17]</sup>; 温度由 0~100℃ 水银温度计监测; 微生物相采用 LIBRA120 扫描电镜观察; 黏度采用 NDJ-79 黏度仪测定。

#### 1.4 试验设计

污泥的沉降性能是影响活性污泥系统性能与效率的关键因素之一。在 DO 为 3 mg/L 的条件下, 采用 3 个平行的 SBR 反应器, 逐步提高或降低 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 的盐度, 每一盐度稳定运行 5 d 后, 考察盐度的变化对活性污泥沉降性的影响。盐度范围选择主要有两方面原因: 一方面根据吉林市化纤工业股份有限公司污水中实际 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的变化范围; 另一方面根据系统的实际运行工况确定。由于氮、磷元素过量易导致微生物的大量繁殖, 氮、磷是诱导污泥膨胀的主要因素。因此, 与 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 相比, Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 更易导致污泥膨胀。在试验过程中, Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的确定依据是污泥是否发生严重的污泥膨胀, 若污泥很难沉降, 排水困难, 系统无法正常运行, 这种条件下的盐度是系统允许运行的最高盐度值。NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度的确定主要根据污泥容积指数 (sludge volume index, SVI) 和污泥活性的变化确定, NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度过高导致细胞大量失水, 污泥活性降低, SVI 下降。当 SVI 低于 70 mL/g 时, 这种条件下的盐度是系统允许运行的最高盐度值。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同盐度下污泥膨胀的发生

表 3 为盐度对活性污泥 SVI 和黏度的影响。由表 3 可知, 当进水容积负荷为 2~3 kg/(m<sup>3</sup>·d) (以 COD 计) 时, NaCl 盐度由 0 升高至 30 g/L 后逐渐降低, SVI 由 135 mL/g 下降至 71 mL/g 后升高至 298 mL/g, 黏度维持在 14 mPa·s 左右。当 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度由 0 升高至 30 g/L 后逐渐降低时, SVI 由 135 mL/g 下降至 73 mL/g 后升高至 291 mL/g, 黏度维持在 12mPa·s 左右。当 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度由 0 升高至 8 g/L 后逐渐降低, SVI 由 135 mL/g 升高至 180 mL/g, 再继续升高到 276 mL/g, 黏度由 13mPa·s 增加至 36 mPa·s, 再继续增加至 76 mPa·s。NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度对 SVI 的影响规律一致, 当 NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度从 30 g/L 降低至 20 g/L 时, 发生污泥膨胀 (SVI>150 mL/g)。随着 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度的升高, 盐析作用增强, 导致细胞失水, 污泥沉降性能提高; 当 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度降低后, 盐

析作用减弱, 微生物大量繁殖, 细胞吸水, 系统发生了污泥膨胀。然而, 当 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度高于 4 g/L 时, 不论 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的继续升高和降低均导致 SVI>150 mL/g (污泥黏度>15 mPa·s), Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的变化能够引起污泥膨胀, 这与桂丽娟等<sup>[18]</sup>的研究结果一致。但是, NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 与 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的变化对活性污泥的影响不同, 这主要由于 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 是活性污泥中微生物的营养物质, 同时还能够影响酸碱度的变化, Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度适当对微生物代谢起到促进作用, Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度过高或过低均能够抑制微生物的代谢, 引起污泥膨胀。

表 3 盐度变化对 SVI 和黏度的影响

盐的种类 Types of salt	盐度 Salinity/(g·L <sup>-1</sup> )	SVI/(mL·g <sup>-1</sup> )	黏度 Viscosity/(mPa·s)
NaCl	0	135	13
	5	143	15
	10	120	17
	15	121	15
	20	105	18
	25	82	10
	30	71	14
	25	100	14
	20	165	18
	15	229	12
	10	271	13
	5	278	14
	0	298	10
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0	135	13
	5	139	11
	10	123	13
	15	144	14
	20	110	13
	25	85	12
	30	73	10
	25	97	11
	20	156	14
	15	231	13
	10	282	12
	5	287	11
	0	291	10
Na <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	0	135	13
	2	142	15
	4	153	19
	6	176	24
	8	180	36
	6	198	42
	4	219	59
	2	238	67
	0	276	76

注: 进水容积负荷为 2~3 kg/m<sup>3</sup>·d (以 COD 计)。

Note: Influent volume loading was 2~3 kg/m<sup>3</sup>·d (according to COD).

当 NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度由 30 g/L 降低到 0, Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度由 8 g/L 降低到 0 时, 离心后的活性污泥扫描电镜照片如图 2 所示。图 2 表明发生膨胀的污泥中单个微生物的形态。图 2a 和图 2b 表明,

NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度为 0 的条件下,离心后的澄清液中镜检发现存在大量丝状菌。这可能由于试验初期 NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度的增加使活性污泥系统的优势菌群发生了改变,活性污泥系统中的耐盐微生物逐渐成为优势菌群,同时抑制丝状菌的生长繁殖;试验后期,当盐度逐渐降低后,NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度对丝状菌的抑制作用消失,导致丝状菌大量繁殖,引起丝状菌膨胀<sup>[19]</sup>;图 2c 表明,离心后的澄清液中镜检发现存在大量胶团细菌。试验初期,Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的升高使废水 pH 值和污泥盐度负荷升高,导致污泥系统的营养物质失衡,进而引起 SVI 升高,污泥沉降性下降;污泥镜检并未发现丝状菌大量繁殖,这是由于在底物浓度较高时,比增长速率( $V_{max}$ )较大的胶团菌获得较高的增殖量,胶团菌增长速度快,积蓄大量高黏性的多糖类物质,使细菌表面附着水增多,泥水分离困难;试验后期,Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的降低导致进水中磷浓度的降低,为了适应环境的改变,微生物可能分泌一些黏性物质将自己包裹保护起来,这些分泌物能结合大量的水分,可使污泥絮体的结合水增多,致使污泥沉降性能变差,进而引起黏性膨胀<sup>[20]</sup>。



a. NaCl 溶液中 b. Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 溶液中 c. Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 溶液中

注: NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度从 30 g/L 下降至 0 时; Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度从 8 g/L 下降至 0 时。

Notes: NaCl and Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> salinity was dropped from 30 g/L to 0 and Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> salinity was dropped from 8 g/L to 0, respectively.

图 2 污泥膨胀后的微生物形态

Fig.2 Microbial morphology after sludge bulking

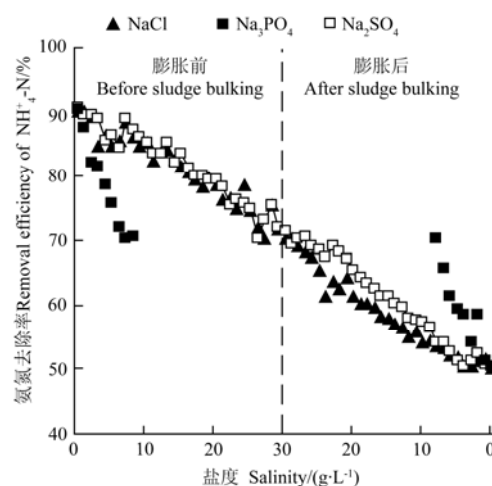
因此,对于发生污泥膨胀的含盐污水处理系统,盐度的降低对于系统污泥膨胀具有较大的促进作用,无机盐能够改变絮凝体的形态和结构<sup>[7,21]</sup>。

## 2.2 污泥膨胀过程中盐度对 TN 和 COD 去除效果的影响

### 2.2.1 污泥膨胀前后盐度对脱氮效果的影响

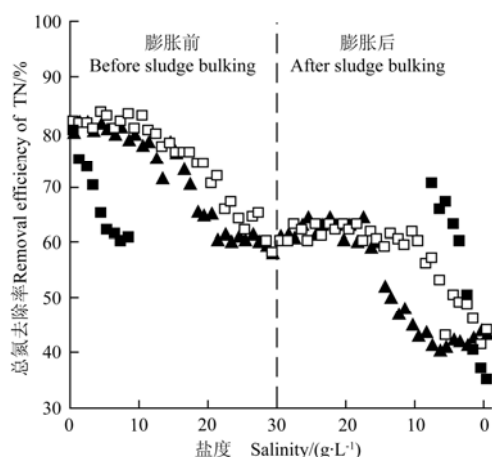
图 3a 表明,在进水 COD 和氨氮分别为 576 和 38.5 mg/L 时,膨胀前随着 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的逐渐提高,氨氮去除率由 90% 下降到 70%,这是由于高盐度冲击对硝化菌产生了抑制作用,不能适应高盐度环境的硝化菌被淘汰,降低了硝化作用,氨氮去除率下降。图 3b 表明,膨胀前随着 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的逐渐提高,总氮去除率由 80% 下降到 60%。这是由于高盐度冲击对反硝化菌也产生了抑制作用,逐渐适应高盐度环境的嗜盐菌

群恢复活性,大量增殖,过高的盐度能够破坏反硝化菌的生理结构,影响反硝化菌的生长代谢和氧化能力,导致总氮的去除率下降。从图 3a 和图 3b 还可观察到污泥膨胀后盐度对脱氮效果的影响,氨氮去除率由 70% 下降到 50%,总氮去除率随着盐度的降低,NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 由 60% 下降到 40% 左右,Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 由 70% 下降至 35% 左右。



a. 对氨氮去除率的影响

a. Effect on removal efficiency of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$



b. 对总氮去除率的影响

b. Effect on removal efficiency of TN

注: 进水 COD 和氨氮分别为 576 和 38.5 mg/L。

Note: Influent COD and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  were 576 and 38.5 mg/L.

图 3 污泥膨胀前后盐度对脱氮效果的影响

Fig.3 Effect of salinity on nitrogen removal before and after sludge bulking

这主要由于 NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度达到 30 g/L (Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度为 8 g/L) 时,活性污泥系统不适应高盐度的微生物已经被淘汰,嗜盐微生物生存繁殖;然而,当盐度降低时,嗜盐微生物随着盐度的降低而减少,导致脱氮效果下降,这与张悠慈等的研究相一致<sup>[22]</sup>,即活性污泥经过驯化后,能承受盐度的冲击,细胞具有一定的耐盐性,脱氮效果好,但是过高的盐度会破坏微生物的结构。

硝化速率和反硝化速率可表示为<sup>[23-24]</sup>

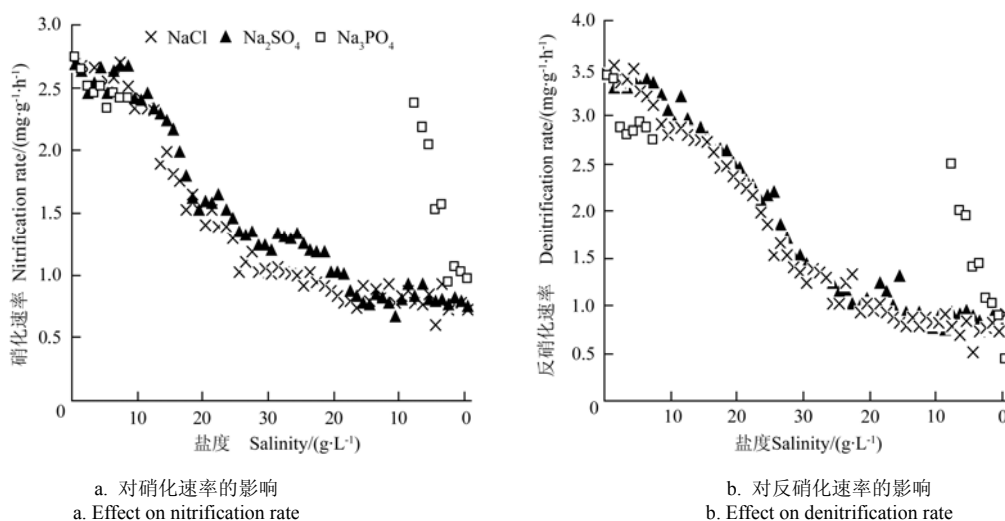
$$\text{硝化速率} = \frac{[\text{NH}_4^+]_{\text{in}} - [\text{NH}_4^+]_{\text{out}}}{\text{HRT} \cdot \text{MLVSS}} \quad (1)$$

$$\text{反硝化速率} = \frac{[\text{NO}_x^-]_{\text{in}} - [\text{NO}_x^-]_{\text{out}}}{\text{HRT} \cdot \text{MLVSS}} \quad (2)$$

式中,  $[\text{NH}_4^+]_{\text{in}}$  为进水氨氮浓度, mg/L;  $[\text{NH}_4^+]_{\text{out}}$  为出水氨氮浓度, mg/L;  $[\text{NO}_x^-]_{\text{in}}$  为进水  $\text{NO}_x\text{-N}$  浓度, mg/L;  $[\text{NO}_x^-]_{\text{out}}$  为出水  $\text{NO}_x\text{-N}$  浓度, mg/L; HRT 为水力停留时间, h; MLVSS 为混合液挥发性悬浮固体浓度, mg/L。

通过式 (1) 和式 (2) 可计算硝化速率和反硝化速率。盐度影响微生物的活性, 从而导致不同盐度下出水氨氮浓度的变化, 图 4 表明不同盐度下硝化速率和反硝化速率的变化规律。在硝化时间为

6.5 h, 反硝化时间为 2 h, 平均 MLVSS 控制在 2 150 mg/L 的条件下, 当 NaCl 和  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  盐度由 0 升高到 30 g/L 时, 随着盐度的逐渐提高, 硝化速率由 2.7 mg/(g·h) 降低至 1.0 mg/(g·h) 左右, 反硝化速率由 3.5 mg/(g·h) 降低至 1.3 mg/(g·h) 左右; 然而, 随着盐度的降低 (盐度由 30 g/L 降低到 0), 硝化速率降低缓慢, 最终保持在 0.8 mg/(g·h) 左右, 反硝化速率由 1.3 mg/(g·h) 降低到 0.7 mg/(g·h)。当  $\text{Na}_3\text{PO}_4$  盐度由 0 升高到 8 g/L 时, 随着盐度逐渐增加, 硝化速率由 2.7 mg/(g·h) 降低到 2.4 mg/(g·h), 反硝化速率由 3.4 mg/(g·h) 降低到 2.7 mg/(g·h); 然而, 随着盐度逐渐降低 (盐度由 8 g/L 降低到 0 时), 硝化速率由 2.4 mg/(g·h) 降低至 0.9 mg/(g·h), 反硝化速率由 2.7 mg/(g·h) 降低至 0.4 mg/(g·h)。



a. 对硝化速率的影响  
a. Effect on nitrification rate

b. 对反硝化速率的影响  
b. Effect on denitrification rate

注: 硝化时间为 6.5 h, 反硝化时间为 2 h, 平均 MLVSS 控制在 2 150 mg/L, 硝化速率和反硝化速率以 MLVSS 计。

Note: Nitrification time, denitrification time and average MLVSS were 6.5h, 2h and 2150mg/L, respectively, nitrification rate and denitrification rate were calculated according to MLVSS.

图 4 盐度对硝化速率和反硝化速率的影响

Fig.4 Effect of salinity on nitrification rate and denitrification rate

这是由于盐度增加导致细菌细胞所处的外部环境渗透压过高, 硝化菌和反硝化菌细胞内的溶液浓度低于外界环境, 水分子透过细胞膜进入外部含盐废水中, 微生物组分失衡, 微生物细胞脱水死亡, 硝化速率和反硝化速率降低; 当盐度逐渐降低时, 硝化速率和反硝化速率继续降低, 这是由于已经逐渐适应高盐度的硝化菌和反硝化菌在盐度降低后被淘汰, 导致硝化速率和反硝化速率降低<sup>[25]</sup>。

### 2.2.2 污泥膨胀前后盐度对 COD 去除效果的影响

从图 5 中可以看出, 污泥膨胀前, 当 NaCl 或  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  盐度由 0 升高到 30 g/L 时, 随着盐度的逐渐提高, COD 去除率由 90% 逐渐下降至 60%; 当  $\text{Na}_3\text{PO}_4$  盐度由 0 升高到 8 g/L 时, 随着盐度的升高, COD 去除率由 90% 下降至 60%。这是由于随着盐

度的升高, 在一定盐度范围内微生物通过驯化保持稳定的 COD 去除率; 然而, 过高的盐度破坏了微生物的生理结构, 降低了微生物的代谢作用, 进而导致 COD 去除率下降。污泥膨胀后, 随着盐度的降低 (盐度由 30 g/L 或 8 g/L 降低至 0 时), COD 去除率由 70% 继续下降至 40%。这是由于随着盐度的降低, 适应高盐度的微生物不能进行正常的新陈代谢, 导致 COD 去除率下降。这与石建敏等<sup>[26]</sup>的研究结果相类似。

### 2.3 污泥膨胀过程中盐度对 EPS 和污泥沉降性的影响

胞外聚合物是一定环境条件下微生物分泌于体外的一种高分子黏性聚合物, 一般还包括一些细胞脱落物以及从环境中吸附的有机物。EPS 能够影响活性污泥的絮凝性和沉降性<sup>[27]</sup>。

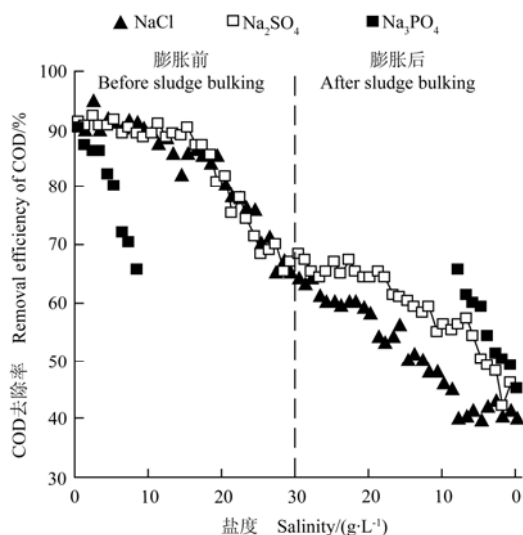


图 5 污泥膨胀前后盐度对 COD 去除率的影响

Fig.5 Effect of salinity on removal efficiency of COD before and after sludge bulking

由表 4 可知，试验初期，NaCl 盐度由 0 升高到 30 g/L 时，EPS 由 521 mg/L 升高到 917 mg/L，SVI 由 135 mL/g 降低至 71 mL/g（表 3）；当 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度由 0 升高到 30 g/L 时，EPS 由 523 mg/L 升高到 896 mg/L，SVI 由 135 mL/g 降低至 73 mL/g（表 3）。然而，当 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度由 0 升高到 8 g/L 时，EPS 由 549 mg/L 升高到 674 mg/L，SVI 由 135 mL/g 升高至 198 mL/g（表 3）。试验后期，随着 NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度的逐渐降低（由 30g/L 将为 0 时），EPS 分别由 917 mg/L 升高至 1 092 mg/L，896 mg/L 升高至 1 078 mg/L，SVI 分别由 71 mL/g 升高至 298 mL/g，73 mL/g 升高至 291 mL/g；然而，随着 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的降低（由 8 g/L 将为 0 时），EPS 由 674 mg/L 升高至 759 mg/L，SVI 由 198 mL/g 升高至 241 mL/g，这主要由于盐度增加提高了微生物的呼吸作用和细胞的溶胞作用，处于含盐废水中的微生物能够分泌一些黏性物质将自身包裹而保护起来，这些分泌物结合大量的水分，导致 EPS 质量浓度增加；同时，在一定盐度范围内随着盐度的增加，活性污泥的微生物结构发生改变，微生物的种类和数量减少，由于菌群的变化直接影响活性污泥的结构，导致 SVI 值降低，污泥的沉降性能提高<sup>[28]</sup>。但是，随着盐度地降低，EPS 质量浓度继续升高，SVI 升高，并且发生了污泥膨胀，这是由于微生物分泌大量有机物用来抵抗外界环境的盐度变化，导致 EPS 质量浓度过高，污泥表面电负性足够大时，絮体间斥力增加，污泥沉降性能变差<sup>[29]</sup>。

表 4 污泥膨胀前后 EPS 的变化

盐的种类 Types of salt	膨胀前 Before sludge bulking		膨胀后 After sludge bulking	
	盐度 Salinity/(g·L <sup>-1</sup> )	EPS /(mg·L <sup>-1</sup> )	盐度 Salinity/(g·L <sup>-1</sup> )	EPS /(mg·L <sup>-1</sup> )
NaCl	0	521	30	917
	5	640	25	945
	8	737	20	981
	15	798	15	1011
	20	832	8	1038
	25	893	5	1087
	30	917	0	1092
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0	523	30	896
	5	632	25	906
	8	694	20	926
	15	702	15	949
	20	791	8	1023
	25	842	5	1098
	30	896	0	1078
Na <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	0	549	8	674
	5	568	5	691
	8	674	0	759

### 3 结 论

1) NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度由低升高使污泥沉降性提高，然而，NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度由高降低后引起污泥膨胀，污泥膨胀的类型为丝状菌膨胀；Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度升高或降低均引起污泥膨胀，污泥膨胀的类型为黏性膨胀。

2) 发生污泥膨胀前，随着 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度的逐渐提高，不能适应高盐环境的微生物逐渐死亡，总氮和 COD 去除率下降；发生污泥膨胀后，随着 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度由高降低，总氮和 COD 去除率继续下降，嗜盐微生物随着盐度的降低而减少，导致脱氮效果下降。

3) 随着 NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度升高，EPS 与 SVI 成反比，未发生污泥膨胀；然而，随着 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度升高，EPS 与 SVI 成正比，发生污泥膨胀。随着 NaCl、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 盐度由高降低，EPS 与 SVI 成正比，发生污泥膨胀。

### [参 考 文 献]

- [1] Rodgers M, Wu G. Production of polyhydroxybutyrate by activated sludge performing enhanced biological phosphorus removal[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(3): 1049—1053.
- [2] Fang Fang, Sheng Guoping, Yu Hanqing. A novel integrated approach to the enhanced production of polyhydroxybutyrate with mixed culture in activated sludge[J]. Industrial and Engineering Chemistry Research, 2010, 49(16): 7478—7483.
- [3] 邹海明, 吕锡武, 史静, 等. 污泥反硝化除磷-诱导磷结晶工艺中硝化池内的微生物特性[J]. 农业工程学报, 2013, 29(8): 219—223.



- Zou Haiming, Lü Xiwu, Shi Jing, et al. Characteristics of nitrifier in sludge denitrifying phosphorus removal and recovery process[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2013, 29(8): 219—223. (in Chinese with English abstract)
- [4] 崔卫华, 宋英豪, 倪文, 等. SBR 系统中活性污泥内源呼吸速率的研究[J]. 环境工程学报, 2007, 1(4): 123—126. Cui Weihua, Song Yinghao, Ni Wen, et al. A study on endogenous respiration rate in SBR[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2007, 1(4): 123—126. (in Chinese with English abstract)
- [5] Li B, Bishop P L. Micro-profiles of activated sludge floc determined using microelectrodes[J]. Water Research, 2004, 38(5): 1248—1258.
- [6] 王建芳, 赵庆良, 林佳侃, 等. 低溶解氧和磷缺乏引发的非丝状菌污泥膨胀及控制[J]. 环境科学, 2007, 28(3): 545—550. Wang Jianfang, Zhao Qingliang, Lin Jikan, et al. Non-filamentous sludge bulking caused by low concentration of dissolved oxygen and phosphorus deficiency and its control[J]. Environmental Science, 2007, 28(3): 545—550. (in Chinese with English abstract)
- [7] Martins AMP, Pagilla K, Heijnen J J, et al. Filamentous bulking sludge—a critical review[J]. Water Research, 2004, 38(4): 793—817.
- [8] Murthy S N, Novak J T. Factors affecting floc properties during aerobic digestion: Implications for dewatering[J]. Water Environment Research, 1999, 71(2): 197—202.
- [9] Schuler A J, Jassby D. Filament content threshold for activated sludge bulking: artifact or reality[J]. Water Research, 2007, 41(19): 4349—4356.
- [10] 彭永臻, 郭建华, 王淑莹, 等. 低溶解氧污泥微膨胀节能理论与方法的发现、提出及理论基础[J]. 环境科学, 2008, 29(12): 3342—3347. Peng Yongzhen, Guo Jianhua, Wang Shuying, et al. Energy saving achieved by limited filamentous bulking under low dissolved oxygen: Derivation, originality and theoretical basis[J]. Environmental Science, 2008, 29(12): 3342—3347. (in Chinese with English abstract)
- [11] 王淑莹, 白璐, 宋乾武, 等. 低氧丝状菌污泥微膨胀节能方法[J]. 北京工业大学学报, 2006, 32(12): 1082—1086. Wang Shuying, Bai Lu, Song Qianwu, et al. Energy saving approach via limited filamentous sludge bulking under low DO condition[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2006, 32(12): 1082—1086. (in Chinese with English abstract)
- [12] Schuler A J, Jang H. Causes of variable biomass density and its effects on settleability in full-scale biological wastewater treatment systems[J]. Environmental Science Technology, 2007, 41(5): 1675—1681.
- [13] 杨培, 王淑莹, 顾升波, 等. 中试 SBR 长期运行中黏性膨胀现象及原因分析[J]. 环境科学学报, 2010, 30(7): 1384—1389. Yang Pei, Wang Shuying, Gu Shengbo, et al. The causes of non-filamentous activated-sludge bulking in a long-term pilot-scale sequencing batch reactor(SBR)[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(7): 1384—1389. (in Chinese with English abstract)
- [14] 刘旭亮, 彭永臻, 彭赵旭, 等. 高曝气量引发的活性污泥黏性膨胀研究[J]. 中国给水排水, 2011, 27(17): 1—5. Liu Xuliang, Peng Yongzhen, Peng Zhaoxu, et al. Viscous activated sludge bulking caused by high aeration rate[J]. China Water and Wastewater, 2011, 27(17): 1—5. (in Chinese with English abstract)
- [15] 阮赞杰, 谭洪新, 罗国芝, 等. 硫自养反硝化对含盐水体脱氮及其动力学模型[J]. 农业工程学报, 2009, 25(2): 167—172. Ruan Yunjie, Tan Hongxin, Luo Guozhi, et al. Nitrate removal and kinetic model of saline water by sulfur-based autotrophic denitrification[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2009, 25(2): 167—172. (in Chinese with English abstract)
- [16] 洪俊明, 卢芳芳, 尹娟. 盐度降低间歇曝气动态膜生物反应器净化水产养殖废水的效果[J]. 农业工程学报, 2012, 28(11): 212—217. Hong Junming, Lu Fangfang, Yin Juan. Effects of salinity on treatment of aquaculture wastewater by dynamic membrane bioreactor with intermittent aeration[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2012, 28(11): 212—217. (in Chinese with English abstract)
- [17] 葛利云, 邓欢欢, 高洪伟, 等. 活性污泥胞外聚合物提取方法的研究[J]. 环境科学与管理, 2010, 35(9): 47—50. Ge Liyun, Deng Huanhuan, Gao Hongwei, et al. Study on extraction of extracellular polymeric substances from activated sludge[J]. Environmental Science and Management, 2010, 35(9): 47—50. (in Chinese with English abstract)
- [18] 桂丽娟, 彭永臻, 甘冠雄, 等. 低 DO 协同负荷引发的黏性膨胀和丝状菌膨胀[J]. 化工学报, 2011, 62(7): 2042—2048. Gui Lijuan, Peng Yongzhen, Gan Guanxiong, et al. Activated sludge bulking initiated by cooperation of low DO and sludge loads[J]. Ciesc Journal, 2011, 62(7): 2042—2048. (in Chinese with English abstract)
- [19] 陈滢, 彭永臻, 刘敏, 等. SBR 法处理生活污水时非丝状菌污泥膨胀的发生与控制[J]. 环境科学学报, 2005, 25(1): 105—108. Chen Ying, Peng Yongzhen, Liu Min, et al. Non-filamentous activated sludge bulking in SBR treating the domestic wastewater[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2005, 25(1): 105—108. (in Chinese with English abstract)
- [20] Peng Yongzhen, Gao Chundi, Wang Shuying. Non-filamentous sludge bulking caused by a deficiency of nitrogen in industrial wastewater treatment[J]. Water Science and Technology, 2003, 47(11): 289—295.
- [21] 崔有为, 王淑莹, 宋学起, 等. NaCl 盐度对活性污泥处理系统的影响[J]. 环境工程, 2004, 22(1): 19—21. Cui Youwei, Wang Shuying, Song Xueqi, et al. Effects of NaCl salinity on activated sludge treatment system[J]. Environmental Engineering, 2004, 22(1): 19—21. (in Chinese with English abstract)
- [22] 张悠悠, 孙力平, 刘月敏, 等. SBR 中 2 种污泥对不同盐度污水中脱氮性能的对比研究[J]. 环境工程学报, 2011, 5(10): 2186—2192. Zhang Youci, Sun Liping, Liu Yuemin, et al. Nitrogen removal from wastewater at different salt concentrations by two kinds of activated sludge in SBR[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2011, 5(10): 2186—2192. (in Chinese with English abstract)
- [23] 陈卫, 武迪, 朱宁伟, 等. A/A/O-MBR 组合工艺强化去除氨氮及其硝化速率[J]. 土木建筑与环境工程, 2010, 32(4): 90—95.

- Chen Wei, Wu Di, Zhu Ningwei, et al. Enhanced ammonia removal and nitrification rate of A/A/O-MBR combined process[J]. Journal of Civil, Architectural and Environmental Engineering, 2010, 32(4): 90—95. (in Chinese with English abstract)
- [24] 王社平, 王卿卿, 惠灵灵, 等. 分段进水 APO 脱氮工艺反硝化速率的测定[J]. 环境工程, 2008, 26(3): 56—58. Wang Sheping, Wang Qingqing, Hui Lingling, et al. The determination of denitrification rate of step-feed apo nitrogen removal process[J]. Environmental Engineering, 2008, 26(3): 56—58.(in Chinese with English abstract)
- [25] 赵敏. 活性污泥絮体的性状及其沉降性能的探讨[J]. 环境科学与管理, 2011, 36(5): 106—111. Zhao Min. Characteristics and settleability of activated sludge flocs[J]. Environmental Science and Management, 2011, 36(5): 106—111. (in Chinese with English abstract)
- [26] 石建敏, 黄新文, 林春绵, 等. 无机盐对生物接触氧化处理法的影响[J]. 浙江工业大学学报, 2003, 31(1): 97—100. Shi Jianmin, Huang Xinwen, Lin Chunmian, et al. Effects of inorganic salt on biological contact oxidation process[J]. Journal of Zhejiang University of Technology, 2003, 31(1): 97—100. (in Chinese with English abstract)
- [27] Liu Xinchun, Zhang Yu, Yang Min, et al. Analysis of bacterial community structures in two sewage treatment plants with different sludge properties and treatment performance by nested PCR-DGGE method[J]. Journal of Environmental Sciences, 2007, 19(1): 60—66.
- [28] Zheng Yuming, Yu Hanqing, Sheng Guoping. Physical and chemical characteristics of granular activate sludge from a sequencing batch airlift reactor[J]. Process Biochemistry, 2005, 40(2): 645—650.
- [29] Jin B, Wilén BM, Lant P. Impacts of morphological, physical and chemical properties of sludge flocs on dewaterability of activated sludge[J]. Chemical Engineering Journal, 2004, 98(1/2): 115—126.

## Effect of different salinity on sludge bulking by using sequencing batch reactor

Jia Yanping<sup>1</sup>, Wang Shanshan<sup>1</sup>, Zhang Lanhe<sup>1\*</sup>, Wang Xuming<sup>2</sup>, Guo Jingbo<sup>3</sup>

(1. School of Chemical Engineering, Northeast Dianli University, Jilin 132012, China; 2. Beijing Agro-Biotechnology Research Center, Beijing 100089, China; 3. School of Civil Engineering, Northeast Dianli University, Jilin 132012, China)

**Abstract:** In order to study the effect of different salinity on the sludge bulking, a continuous experiment was carried out to treat wastewater containing saline by using sequencing batch reactor(SBR). The effect of changes of NaCl, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> salinity on the removal efficiency of pollutant and settleability of activated sludge were investigated when sodium acetate was used as carbon source. The results showed that under the condition of dissolved oxygen (DO) of 3mg/L, sludge volume index(SVI) was dropped from 135mL/g to 71mL/g, and removal efficiency of total nitrogen(TN) was dropped from 80% to 60% and extracellular polymeric substance(EPS) was increased from 521mg/L to 917mg/L, and the sludge performed a favorable settleability when NaCl salinity was increased gradually from 0 to 30g/L. When the Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> salinity was increased gradually from 0 to 30g/L, SVI was dropped from 135mL/g to 73mL/g, and removal efficiency of TN was dropped from 81% to 60% and EPS was increased from 523mg/L to 896mg/L. However, when Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> salinity was increased gradually from 0 to 8g/L, SVI was increased from 135mL/g to 198mL/g, and removal efficiency of TN was dropped from 80% to 60% and EPS was increased from 549mg/L to 674mg/L. And furthermore, sludge bulking was produced. When the salinity of NaCl and Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> was increased, removal efficiency of TN was decreased, sludge settleability and EPS mass concentration was increased. When the salinity of Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> increased, sludge settleability and removal efficiency of TN were decreased, EPS mass concentration was increased. However, with the decreasing salinity of NaCl (30~0g/L), Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (30~0g/L) and Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> (8~0g/L), SVI was increased from 71mL/g to 298mL/g, 73mL/g to 291mL/g and 198mL/g to 241mL/g, respectively, and removal efficiency of TN was dropped from 62% to 43%, 65% to 44% and 60% to 35%, respectively, and EPS was increased from 917mg/L to 1092mg/L, 896mg/L to 1078mg/L and 674mg/L to 759mg/L, respectively. After salinity of NaCl, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> reduced from high value to low value, sludge settleability and removal efficiency of TN decreased, and EPS mass concentration continued to increase. Sludge bulking was produced after the salinity was reduced. (英文未粘)

**Key words:** salts, sludge disposal, denitrification, settleability, sludge bulking

(责任编辑: 张俊芳)