

Ca²⁺ 在好氧颗粒污泥形成中的作用

杨新萍, 韩娇, 周立祥*

(南京农业大学资源与环境学院环境工程系, 南京 210095)

摘要:通过运行序批式生物反应器与摇瓶实验相结合方法,在进水中投加不同数量 Ca²⁺ (0~200 mg/L),考察了 Ca²⁺ 在好氧颗粒污泥形成中的作用。当 SBR I、II 进水 Ca²⁺ 含量分别为 30、100 mg/L,运行 20 d 后,两反应器中均出现了好氧颗粒污泥。运行前 50 d, SBR I 中颗粒污泥浓度 MLSS 与污泥沉降指数 SVI 指标明显好于 SBR II;运行 80 d 后, SBR I、II 中污泥浓度 MLSS 均稳定在 7.5 g/L, SVI 分别为 46~48 mL/g、45~47 mL/g,差异很小。反应器运行 90 d 后, SBR I、II 中污泥 Zeta(ζ) 电位为 -12.5~-12.6 mV;摇瓶实验中,当进水 Ca²⁺ 为 0~200 mg/L,运行至 60 d 时,摇瓶中污泥 Zeta 电位为 -14.1~-14.4 mV;进水中 Ca²⁺ 含量的增加对污泥 Zeta 电位影响很小,没有引起好氧颗粒污泥 Zeta 电位的明显差异,电中和在颗粒污泥形成过程中并不起重要作用。随着进水 Ca²⁺ 浓度增加,颗粒污泥中的微生物数量与种类都逐渐丰富, Ca²⁺ 有助于促进污泥中微生物多样性。接种污泥及 SBR 中颗粒污泥的元素含量分析表明,好氧颗粒污泥 I、II 与接种污泥相比,颗粒污泥中 Ca、Mg、K、Na 含量均有所减少, Fe 含量分别增加了 4.42%、7.82%。具有良好絮凝作用的金属离子与 EPS 间形成的高分子生物聚合物可能是促进好氧颗粒污泥形成的主要原因。反应器运行期间, SBR II 对污染物的去除性能始终高于 SBR I,运行 70 d 后, SBR I、II 中颗粒污泥对 NH₄⁺、COD 去除率较高达到 90% 以上,对 TN、TP 的去除率为 65%~70%。

关键词:好氧颗粒污泥; Ca²⁺; Zeta 电位; 序批式生物反应器; 去除率

中图分类号: X522 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)05-1269-05

Role of Ca²⁺ in the Formation of Glucose-fed Aerobic Granular Sludge in Sequencing Batch Reactor

YANG Xin-ping, HAN Jiao, ZHOU Li-xiang

(Department of Environmental Engineering, College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Influence of Ca²⁺ on glucose-fed aerobic granule was investigated through sequencing batch reactor(SBR) and shaking flask experiments. Granules of two SBRs spiked with 30 mg/L and 100 mg/L of Ca²⁺ could be observed visually on day 20. In the first 50 days, the SBR II had higher mixed liquor suspended solid (MLSS) and lower sludge volume index (SVI) than those of SBR I. After 50 days, the difference of granule performance in two reactors gradually be reduced and little differences were found on day 80 or more, for example, MLSS of SBR I, II was 7.5 g/L and SVI arrived at 46-48 mL/g and 45-47 mL/g respectively. After 90 days, sludge Zeta potential of SBR I, II reached -12.5~-12.6 mV. Furthermore, with influent of 0-200 mg/L Ca²⁺, sludge Zeta potential of shaking flask reached -14.4~-14 after 50 days. Ca²⁺ concentration of influent had little influence on Zeta potential of sludge during granulation process. Microbiological observations confirmed some appreciable changes in microorganism population and diversities with the increase of Ca²⁺ concentration of influent. The role of Ca²⁺ in bioflocculation of granule can be mainly attributed to its cation bridging instead of charge neutralization. The elemental analysis of seed sludge and aerobic granule by X-ray fluorescence (XRF) showed that the content of Ca, Mg, K, and Na in granule were less than seed sludge expect for Fe, increasing 4.42% and 7.82% respectively. Divalent metal ions such as Ca²⁺ and Fe²⁺ were probably constituent of biopolymer. It was possible that the binding of divalent metal ion with extracellular polymeric substances(EPS) enhanced the granulation of seed sludge. Consequently, the pollutant removal efficiency of SBR II was higher than that of SBR I throughout the trial. Both NH₄⁺-N and COD removal efficiencies reached 90% and both total N and total P removal efficiency were 65%-70% after day 70.

Key words: aerobic granular sludge; Ca²⁺; Zeta potential; sequencing batch reactor(SBR); removal efficiency

好氧颗粒污泥是在好氧条件下微生物通过自身细胞固定化形成的聚合群落,它具有沉降性能好、生物量大、抗冲击负荷能力强并且能够实现同步脱氮除磷等优点,利用好氧颗粒污泥处理污水是非常有发展潜力的污水生物处理工艺,受到国内外学者的广泛关注^[1,2]。研究者从宏观、微观两方面对污泥的好氧颗粒化进行研究,阐明颗粒化的机制并逐渐将

好氧颗粒污泥技术推向工业化应用^[1-3]。研究发现,2、3价金属离子在微生物聚集体自固定过程中有着重要作用^[4,5]。例如,研究者借鉴培育厌氧颗粒污泥

收稿日期:2009-07-14;修订日期:2009-09-28

基金项目:国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06Z314)

作者简介:杨新萍(1972~),女,博士,讲师,主要研究方向为水污染控制, E-mail: xpyang@njau.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: lxzhou@njau.edu.cn

时常在进水中添加较多金属离子特别是 Ca^{2+} 的方法^[6-11],发现添加的金属离子对好氧颗粒污泥的形成、保持、及颗粒结构具有明显影响^[12-15]。然而由于好氧颗粒污泥形成过程的复杂性,金属离子对污泥颗粒化的影响机制还远不够清晰。

本研究通过运行反应器与摇瓶实验相结合方法,在进水中投加不同数量钙盐,在 SBR 与摇瓶中均得到了好氧颗粒污泥,对颗粒污泥形成过程中污泥的 Zeta 电位进行了测定,并详细观察了该过程中污泥微生物相的变化;检测了接种污泥与不同 Ca^{2+} 含量进水条件下 SBR 中形成的颗粒污泥元素含量;分析了 Ca^{2+} 对颗粒污泥形成过程中的主要作用机制;并对 SBR 中形成的好氧颗粒污泥去除污染物质的能力进行了研究。

1 材料与方法

1.1 接种污泥与进水水质

接种污泥取自南京江心洲城市污水处理厂生化池,为普通絮状活性污泥,该厂采用 A^2/O 脱氮除磷工艺。SBR 中接种污泥量为 4 L/台,接种污泥浓度为 3.22 g/L。实验用水为人工模拟废水,废水组成为 (mg/L): 葡萄糖 1 500、 NH_4Cl 200、 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 45、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 25、 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 20、 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 含量根据实验要求调整;微量元素混合液的投加量为 1 mL/L,其成分为 (mg/L): H_3BO_3 150、 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 150、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 30、 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 150、 KI 30、 $\text{MnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 120、 $\text{Na}_2\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 60、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 120。添加 NaHCO_3 ,使进水 pH 值保持在 6.5~7.5。

1.2 实验装置与运行方法

反应器实验采用 2 套武汉恒晋公司生产的 SBR 污水生物处理系统,每套装置包括 1 台一体化全不锈钢反应器、1 台控制器。2 套装置由 1 台装有相应控制软件的计算机修改与控制运行方式。SBR 反应器为 300 mm × 240 mm × 550 mm (长 × 宽 × 高),实际容积为 21.6 L。曝气系统由空压机、气体流量计及微孔曝气器组成。用转子流量计调节并维持曝气量在 0.25 m³/h,用温控仪和加热器调控水温为 (25 ± 1) °C,当环境气温达到 25 °C 后停止温控仪。SBR 运行方式为:1 个周期 6 h,包括进水 3 min、曝气 325 min、沉淀 3 min、排水 4 min、静置 25 min,4 周期/d。

摇瓶实验采用 500 mL 三角瓶,盛装 250 mL 水样,按与 SBR 法相同的比例接种污泥,在 25 °C、180 r/min 摇床上振荡培养,运行方式同 SBR,但周期调

整为每天 2 个,其余时间静置。振荡培养期,摇瓶内混合液 DO 维持与 SBR 中相同水平。

1.3 Ca^{2+} 浓度的影响试验

2 台 SBR 除进水中 Ca^{2+} 含量不同外,其余运行条件均相同。SBR I 进水中 Ca^{2+} 浓度为 30 mg/L, SBR II 进水中 Ca^{2+} 浓度为 100 mg/L。在颗粒污泥生长良好、出水水质优良的情况下,换水率由 20% 增大至 50% 并保持恒定。摇瓶实验用水 Ca^{2+} 含量 (mg/L) 设置为 0、15、30、50、100、150、200,水质其它指标同 1.1,摇瓶实验中换水率保持在 50%。

1.4 分析方法

颗粒污泥形成过程中微生物相观察使用 Nikon Eclipse 80i 显微摄影仪, SBR 中形成的颗粒污泥与接种污泥元素含量使用能量色散 X 射线荧光光谱仪 (PW4030/45B, Finland) 分析,污泥表面电荷用 Zeta 电位仪 (Colloidal Dynamics Inc, USA) 测量,混合液 DO 采用 Thermo 公司 Orion 3star 溶氧仪测定,混合液 pH 用雷磁 pHS-3C 精密 pH 计测定; MLSS、SV、SVI 测定方法见文献[16], COD 采用 COD 测定仪测定 (Thermo 公司 AQ4001 测定系统), TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 (GB 11894-1989), NH_4^+ 采用纳氏试剂比色法 (GB 7479-1987); TP 采用钼酸铵分光光度法 (GB 11893-1989)。

2 结果与讨论

2.1 SBR 中混合液 SVI、MLSS、DO 变化

运行初期 (12 d), SBR I、II 中混合液 SVI 呈上升趋势, SBR I 中混合液 SVI 上升幅度较大, 可达 299 mL/g, SBR II 中混合液 SVI 最高达 209 mL/g, 随后均呈下降趋势, 如图 1 所示。SBR I、II 运行 40 d、28 d 后混合液 SVI 降至 60 mL/g 以下, 70 d 后分别稳定至 46~50 mL/g、46~47 mL/g。整个运行期间 SBR II 中混合液沉降性能好于 SBR I, 到了后期这种差异逐渐减少。

接种污泥 MLSS 平均为 3.22 g/L, 起初 10 d, 两反应器中有污泥流失现象, 混合液 MLSS 下降并低于接种污泥浓度, 随着好氧颗粒污泥形成及换水率由 20% 调整为 50%, MLSS 持续上升, 如图 1 所示。整个运行期, 进水中 Ca^{2+} 为 100 mg/L 的 SBR II 混合液 MLSS 高于 Ca^{2+} 为 30 mg/L 的 SBR I, SBR I 在运行 80 d 后, 混合液 MLSS 稳定在 7.5~7.6 g/L, SBR II 运行 60 d 后, 混合液 MLSS 稳定在 7.6~7.7 g/L。运行期间 SBR II 中混合液污泥浓度高于 SBR I, 80 d 后差异较小。

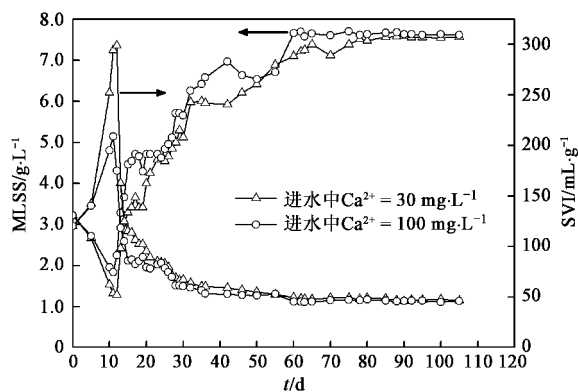


图1 混合液 SVI、MLSS 的变化

Fig. 1 SVI, MLSS for SBR during operation period

对 SBR 整个运行周期内混合液 DO 的监测表明,进水中 Ca^{2+} 含量对反应器内混合液 DO 的影响非常小.图 2 列出了曝气阶段 SBR I、II 中 DO 的变化规律,差异不明显.

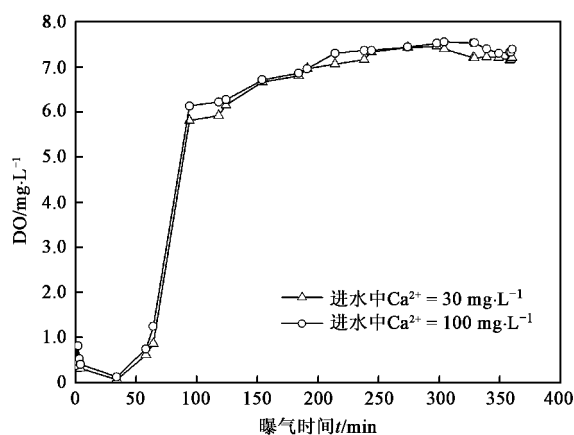


图2 曝气阶段混合液 DO 的变化

Fig. 2 DO for SBR during aeration operation period

2.2 SBR 与摇瓶中污泥 Zeta 电位变化

研究者认为 2、3 价金属离子对厌氧^[4,7,9~11]、好氧颗粒污泥^[3,8,14,15,17,18]的形成起着重要作用,细胞表面和胞外聚合物通常带负电荷,金属离子能挤压污泥(尤其是颗粒污泥)使之呈扩散状的双层结构,降低细胞表面电荷并增强细胞间的范德华力.对 SBR、摇瓶颗粒污泥形成过程中污泥 Zeta 电位的测定结果见图 3、图 4.接种活性污泥絮体 Zeta 电位为 -16.8 mV ,在起初 30 d 内,进水中 Ca^{2+} 为 100 mg/L 的 SBR II 中污泥 Zeta 电位上升快些,30 d 后, SBR I、II 中颗粒污泥的 Zeta 电位基本相等,逐渐升至 -12.6 mV ,比接种污泥絮体 Zeta 电位升高了 3.9 mV .从图 4 可看出,60 d 的摇瓶实验中, Ca^{2+} 浓度

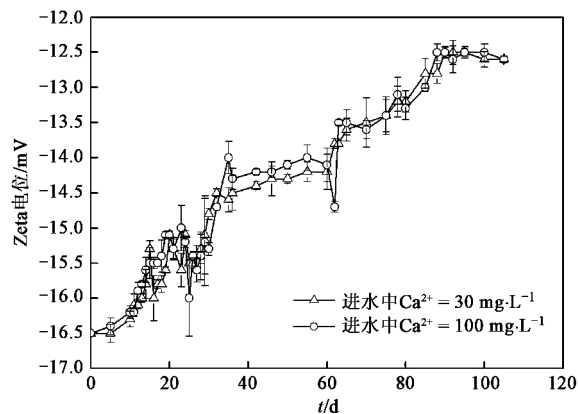


图3 SBR 中污泥 Zeta 电位的变化

Fig. 3 Zeta potential for SBR during operation period

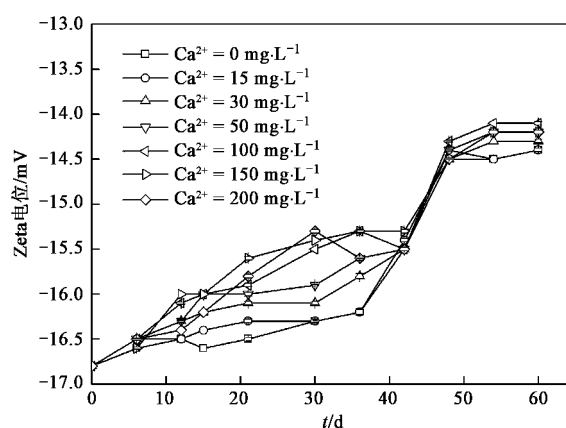


图4 摇瓶中污泥 Zeta 电位的变化

Fig. 4 Zeta potential for flask during operation period

越高,Zeta 电位上升越快,但 42 d 后, Ca^{2+} 浓度对污泥 Zeta 电位的影响较小,各摇瓶颗粒污泥 Zeta 电位均在 $-15.5 \sim -15.3 \text{ mV}$,第 60 d 逐渐上升至 $-14.1 \sim -14.3 \text{ mV}$.尽管各摇瓶中颗粒污泥出现时间有先后,但 45 d 后的颗粒污泥在外观、粒径与强度方面尚无不同.这些现象表明 Ca^{2+} 的加入对污泥 Zeta 电位影响很小,电中和在生物絮凝中没有起到重要作用.李久义等^[19]在活性污泥絮体中加入 $\text{Fe}(\text{III})$,发现其对 Zeta 电位也几乎没有影响;有研究者认为^[20],如果仅使用 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^{+} 、 Na^{+} 离子来调节纸浆 Zeta 电位并不总能得到良好效果,由于离子静电效应而导致絮凝作用非常微弱,所形成的絮凝物受到剪切作用就会被破坏;Pavoni 等^[21]也证实了细胞表面电荷降低并不是生物絮凝所必需的.

2.3 SBR 与摇瓶中污泥微生物相变化

实验所用接种污泥取自江心洲城市污水处理厂生化池,放置隔夜后变为黑色,镜检结果表明污泥松散呈不规则絮状. SBR 启动后,污泥颜色由黑色逐渐变为土黄色. 运行 4 d 后 SBR II 中有明显的不规则小颗粒出现且数量多, SBR I 中小颗粒不明显且较疏松,之后两反应器中小颗粒逐渐消失. 原因可能是小颗粒强度不够,抵抗不住机械碰撞和流体剪切力,导致颗粒瓦解流失,但总体上污泥由松散絮状体逐渐紧密并团聚化. 运行 20 d 后两反应器均出现土黄色圆形、椭圆形颗粒及球形絮状白色颗粒,粒径约为 1.0 ~ 3.5 mm. 镜检看到土黄色颗粒污泥为结构致密的团状污泥,存在多种类型微生物,而白色颗粒是大量钟虫类原生动物的紧密结合的聚集体. 对颗粒污泥形成及运行过程中的镜检结果显示,进水中 Ca^{2+} 为 100 mg/L 的 SBR II 中的颗粒污泥内细菌、真菌及原、

后生动物明显多于 SBR I 中颗粒污泥. Ca^{2+} 浓度为 0 ~ 200 mg/L 的摇瓶实验同样观察到了随着进水 Ca^{2+} 浓度增加,污泥中细菌、真菌、钟虫类、轮虫等逐渐增多,颗粒污泥中的微生物数量与种类都逐渐丰富, Ca^{2+} 有助于促进污泥中微生物多样性. Schmidt 等^[4]认为 Mg^{2+} 在厌氧颗粒污泥培育中具有相似作用.

2.4 接种污泥与 SBR 中颗粒污泥成分分析

许多研究者^[4,7,9~11,14]认为,厌氧、好氧颗粒污泥培育过程中,随着进水中金属离子浓度增加,颗粒污泥中金属离子的含量相应成比例增加,可为颗粒污泥形成提供晶核^[22,23],从而加速颗粒污泥的形成过程. 对接种用活性污泥、SBR 中颗粒污泥做了元素含量测定,主要金属元素与营养元素含量如表 1 所示.

表 1 接种污泥与 SBR I、II 中颗粒污泥主要元素含量

Table 1 Elemental analysis of seed sludge, aerobic granule by X-ray fluorescence (XRF)

污泥种类	Na/%	Mg/%	Al/%	Si/%	K/%	Ca/%	Ti/%	Fe/%	P/mg · L ⁻¹
接种污泥	1.04	2.90	15.22	56.42	1.86	3.78	0.71	5.60	24 734
颗粒污泥 I	0.48	0.92	8.26	2.34	1.69	1.64	0.16	10.02	64 257
颗粒污泥 II	0.30	0.84	8.26	2.26	0.97	2.29	0.13	13.42	57 570

表 1 显示,好氧颗粒污泥 I、II 中 Ca^{2+} 含量与接种污泥相比没有增加,反而分别降低了 2.14%、1.49%;除 Fe 含量分别增加了 4.42%、7.82% 外,Al、Mg、K、Na 等金属元素含量均有不同程度减少. 实验进水 pH 值为 6.5 ~ 7.5,运行期反应器混合液 pH 值 6.9 ~ 7.2. 这些显示出金属离子所形成的沉淀物不一定是污泥颗粒化过程中必须的, Wang 等^[12]的实验也证实了这点. 李久义等^[19]发现污泥中胞外聚合物 EPS 与 Fe 的亲合力要强于 Ca、Mg、K、Na,由于 EPS 中存在阳离子交换作用,使得颗粒污泥中 Fe 含量增加. 金属离子促进了污泥中微生物数量增加与微生物相丰富,使得微生物产生的 EPS 增加,金属离子 Fe、Ca、Mg 等与带负电荷的 EPS 之间形成的高分子桥键式生物聚合体可能是金属离子促进颗粒污泥形成的主要原因.

2.5 SBR 中颗粒污泥的活性测定

在颗粒污泥培育及稳定运行过程中,监测进、出水中 NH_4^+ 、TN、TP、COD 浓度,计算其去除率,结果见图 5、图 6.

运行 70 d 后, SBR I、II 中的颗粒污泥对 NH_4^+ 、COD 去除率较高,达到 90% 以上,对 TN、TP 的去除

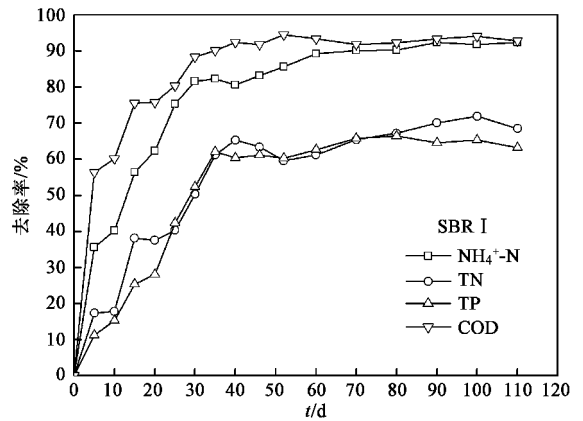


图 5 SBR I 对污染物的去除效果

Fig. 5 Pollutant removal effects of SBR I during operation period

率为 65% ~ 70%;总体上 SBR II 中颗粒污泥的活性高于 SBR I,并且性能更稳定. 从表 1 看出颗粒污泥中 P 含量为接种活性污泥 2.3 ~ 2.6 倍,显示颗粒污泥在聚 P 性能上有较强改善. 从图 2 看出 SBR 中在曝气阶段前 70 min 内, DO 为 0.3 ~ 1.25 mg/L,运行周期的其它时间内, DO 维持在 5.0 ~ 7.5 mg/L,反应器内宏观尺度上好氧状态的保持及排泥量少,可

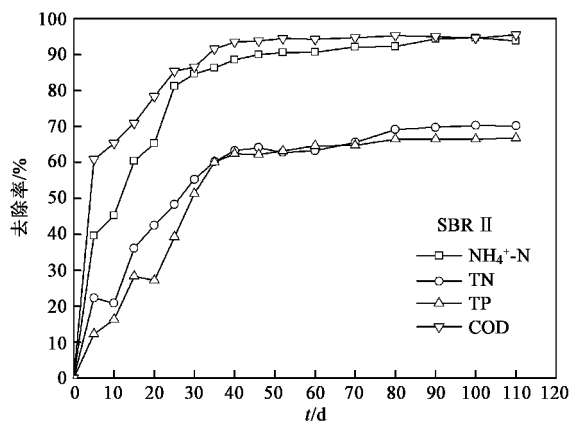


图6 SBR II 对污染物的去除效果

Fig. 6 Pollutant removal effects of SBR II during operation period

能导致了 TN 与 TP 的去除率相对较低。

3 结论

(1) 进水 Ca^{2+} 含量分别为 30、100 mg/L, 运行 SBR I、II 至 20 d 后, 两反应器中均出现了好氧颗粒污泥。运行前 50 d, SBR I 中颗粒污泥浓度 MLSS、污泥沉降指数 SVI 指标明显好于 SBR II, 运行后期, SBR I、II 中颗粒污泥浓度与沉降性能无明显差异。进水中 Ca^{2+} 含量对反应器混合液 DO 的影响非常小。

(2) SBR 运行及摇瓶实验表明, 进水中 Ca^{2+} 含量的增加对污泥 Zeta 电位影响很小, 不会导致好氧颗粒污泥 Zeta 电位的明显差异, 电中和在颗粒污泥形成过程中并不起重要作用。随着进水 Ca^{2+} 浓度增加, 颗粒污泥中的微生物数量与种类都逐渐丰富, Ca^{2+} 有助于促进污泥中微生物多样性。

(3) 与接种活性污泥相比, 好氧颗粒污泥 I、II 中 Ca、Mg、K、Na 含量均有所减少, Fe 含量明显增加。具有良好絮凝作用的金属离子与 EPS 的高分子生物聚合体可能是好氧颗粒污泥形成的主要原因。

(4) 反应器运行期间, SBR II 对污染物的去除性能始终高于 SBR I。运行 70 d 后, SBR I、II 中颗粒污泥对 NH_4^+ 、COD 去除率达到 90% 以上, 对 TN、TP 的去除率为 65% ~ 70%。

参考文献:

[1] Adav S S, Lee D J, Show K Y, *et al.* Aerobic granular sludge: recent advances [J]. *Biotechnol Adv*, 2008, **26**(5): 411-423.
 [2] 王建龙, 张子健, 吴伟伟. 好氧颗粒污泥的研究进展 [J]. *环境科学学报*, 2009, **29**(3): 449-473.
 [3] 张丽丽, 陈效, 陈建孟, 等. 胞外多聚物在好氧颗粒污泥形成中的作用机制 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(4): 795-799.

[4] Schmidt J E, Ahring B K. Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1996, **49**(3): 229-246.
 [5] Rose R K. The role of calcium in oral streptococcal aggregation and the implications for biofilm formation and retention [J]. *Biochim Biophys Acta*, 2000, **1475**(1): 76-82.
 [6] Apostolos V, Elli M B, Sofia M. Influence of ferrous iron on the granularity of a UASB reactor [J]. *Chem Eng J*, 2009, **146**(1): 49-56.
 [7] Batstone D J, Landelli J, Saunders A, *et al.* The influence of calcium on granular sludge in a full-scale UASB treating paper mill wastewater [J]. *Water Sci Technol*, 2002, **45**(10): 187-193.
 [8] Li X M, Liu Q Q, Yang Q, *et al.* Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg^{2+} augmentation [J]. *Bioresour Technol*, 2009, **100**(1): 64-67.
 [9] Yu H Q, Fang H H H, Tay J H. Effects of Fe^{2+} on sludge granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactors [J]. *Water Sci Technol*, 2000, **41**(12): 199-205.
 [10] Yu H Q, Tay J H, Fang H H H. Enhanced sludge granulation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors by aluminum chloride [J]. *Chemosphere*, 2001, **44**(1): 31-36.
 [11] Yu H Q, Fang H H H, Tay J H. The roles of calcium in sludge granulation during UASB reactor start-up [J]. *Water Res*, 2001, **35**(4): 1052-1060.
 [12] Wang Z W, Li Y, Liu Y. Mechanism of calcium accumulation in acetate-fed aerobic granule [J]. *Appl Microbiol Biot*, 2007, **74**(2): 467-473.
 [13] Ren T T, Liu L, Sheng G P, *et al.* Calcium spatial distribution in aerobic granules and its effects on granule structure, strength and bioactivity [J]. *Water Res*, 2008, **42**(3): 3343-3352.
 [14] 刘丽, 任婷婷, 徐得潜, 等. 高强度好氧颗粒污泥的培养及特性研究 [J]. *中国环境科学*, 2008, **28**(4): 360-364.
 [15] 刘倩倩, 李小明, 杨麒, 等. Mg^{2+} 对 SBR 中好氧颗粒污泥培养的影响研究 [J]. *中国给水排水*, 2008, **24**(17): 31-35.
 [16] 高廷耀, 顾国维, 周琪. 水污染控制工程 [M]. (第三版). 北京: 高等教育出版社, 2007. 102-103.
 [17] Jiang H L, Tay J H, Liu Y, *et al.* Ca^{2+} augmentation for enhancement of aerobically grown microbial granules in sludge blanket reactors [J]. *Biotechnol Lett*, 2003, **25**(2): 95-99.
 [18] Laspidou C S, Rittmann B E. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass [J]. *Water Res*, 2002, **36**(11): 2711-2720.
 [19] 李久义, 吴晓清, 陈福泰, 等. $\text{Fe}(\text{III})$ 对活性污泥絮体结构和生物絮凝的影响 [J]. *环境科学学报*, 2003, **23**(5): 582-587.
 [20] 江滢. 有关 Zeta 电位的若干问题 [J]. *中国造纸*, 1976, (2): 54-55.
 [21] Pavoni J L, Tenny M W, Echelberger W F Jr. Bacterial extracellular polymers and biological flocculation [J]. *Water Pollut Control Fed*, 1972, **44**(3): 414-431.
 [22] Qin L, Tay J H, Liu Y. Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactor [J]. *Process Biochem*, 2004, **39**(5): 79-84.
 [23] 管运涛, 吴晓磊, 钱易, 等. 生物钙法好氧污泥颗粒化条件研究 [J]. *给水排水*, 1996, **22**(2): 27-29.