

# 污泥含磷量与脱氮除磷系统污泥膨胀的关系研究

周娜,袁林江\*,陈光秀,韩玮

(西安建筑科技大学西北水资源与环境生态教育部重点实验室,西安 710055)

**摘要:**采用人工废水,将2套接种了优势丝状菌不同的污泥、以A<sup>2</sup>/O方式运行的SBR反应器进水磷酸盐浓度由10 mg/L逐步提高到30 mg/L,研究了系统脱氮除磷过程中污泥含磷量与污泥沉降性能的变化,探讨了污泥含磷量、丝状菌与污泥膨胀的关系。结果表明,随着进水磷浓度从10 mg/L提高到20 mg/L和30 mg/L,1号反应器污泥含磷量从接种污泥的2.5%提高到8.17%和9.23%,污泥SVI值由接种初期的110 mL/g迅速增加到300 mL/g左右,之后回落并维持在135~150 mL/g。污泥中含磷量增加至8%以上,这在一定程度改善了污泥的沉淀性,对污泥膨胀起到抑制作用。2号反应器污泥含磷量从接种污泥的1.89%提高到6.77%和6.95%,污泥的SVI值由接种初期的138 mL/g上升到190~320 mL/g之间,并维持在280~300 mL/g。污泥中含磷量增加对于2号反应器膨胀污泥的沉淀性能没有改善。这2个反应器污泥沉淀性变化的差异是由于1号反应器污泥中的浮游球衣细菌在环境诱导下进行了生物除磷作用,使得污泥的比重增大,从而改善了污泥的沉降性能,而2号反应器中无浮游球衣菌,因而污泥沉降性没有改善。污泥含磷量增加能否抑制污泥膨胀的发生取决于在除磷过程中系统主导丝状菌的种类。

**关键词:**活性污泥;脱氮除磷;污泥膨胀;丝状菌;污水生物处理

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2009)10-2981-07

## Relationship Between Phosphorus Content in Activated Sludge and Sludge Bulking in Biological Nutrient Removal SBR Systems

ZHOU Na, YUAN Lin-jiang, CHEN Guang-xiu, HAN Wei

(Key Laboratory of Northwest Water Resources, Environment and Ecology of Ministry of Education, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

**Abstract:** In order to investigate the relationship among phosphorus content of sludge, filamentous bacteria and sludge settleability, two sets of Sequencing Batch Reactor (SBR) inoculated activated sludge that had different dominant filamentous bacteria and fed with synthetic wastewater were operated in A<sup>2</sup>/O process. Phosphorus concentration in influent was increased from 10 mg/L to 30 mg/L. Result showed that with increase of phosphorus in influent from 10 mg/L to 20 mg/L and 30 mg/L, phosphorus content of the sludge in reactor No.1 was raised from 2.5% at early stage of inoculation to 8.17% and 9.23% correspondingly. SVI increased rapidly from 110 mL/g to 300 mL/g around and were about 135-150 mL/g subsequently. It is considered that improvement of settlement of sludge in the reactor No.1 was contributed to certain extent to the increase of phosphorus content in the sludge to 8% above. While in reactor No.2 phosphorus content in its sludge was only raised from 1.89% to 6.77% and 6.95% correspondingly with increase of phosphorus in influent from 10 mg/L to 20 mg/L and 30 mg/L. SVI of the sludge increased from 138 mL/g to 190-320 mL/g, and finally kept at 280 mL/g to 300 mL/g. Settlement of sludge in the reactor No.2 wasn't improved by increase of the phosphorus content in sludge. The different performance of sludge in settlement between the two reactors is considered to due to existence of *S. natans* in the reactor No.1 that was stimulated to conduct biological phosphorus removal resulting in an increase of dense of the sludge. In contrast, it was not so in the reactor No.2. Whether or not sludge bulking can be controlled by increase of phosphorus content in activated sludge depends on the succession of predominant filamentous bacteria.

**Key words:** activated sludge; biological nutrient removal; sludge bulking; filamentous bacteria; biological wastewater treatment

随着我国污水排放标准的不断提高,具备脱氮除磷功能的活性污泥工艺逐步取代传统活性污泥法成为城市污水处理的主流。基于污泥膨胀选择理论,一般认为在好氧-缺氧、好氧-厌氧或者好氧-缺氧-厌氧的生物脱氮或除磷系统中,缺氧阶段和厌氧阶段具备类似选择器的功能,在这种系统中不易发生污泥膨胀现象<sup>[1]</sup>,传统活性污泥系统若改建为生物脱氮、生物除磷或者脱氮除磷系统后污泥丝状膨胀就可以得到有效的控制。但近年来对许多国家(英国<sup>[2]</sup>、南非<sup>[3]</sup>、澳大利亚<sup>[4]</sup>、瑞典<sup>[5]</sup>、德国<sup>[6]</sup>、加拿大<sup>[7]</sup>、意大利<sup>[8]</sup>、希腊<sup>[9]</sup>、泰国<sup>[10]</sup>、捷克<sup>[11]</sup>)的污水处理厂调查结果却表明,BNRAS系统比传统的CAS系统更易遭受泡沫和污泥膨胀的困扰。Andreasen等<sup>[12]</sup>对丹麦100个具有脱氮除磷功能的污水处理厂的污泥沉降性能进行了调查后发现,在引入脱氮除磷环

大<sup>[7]</sup>、意大利<sup>[8]</sup>、希腊<sup>[9]</sup>、泰国<sup>[10]</sup>、捷克<sup>[11]</sup>)的污水处理厂调查结果却表明,BNRAS系统比传统的CAS系统更易遭受泡沫和污泥膨胀的困扰。Andreasen等<sup>[12]</sup>对丹麦100个具有脱氮除磷功能的污水处理厂的污泥沉降性能进行了调查后发现,在引入脱氮除磷环

收稿日期:2008-11-27;修订日期:2009-01-21

基金项目:国家自然科学基金项目(5087180);陕西省自然科学基金项目(2007E201)

作者简介:周娜(1983~),女,硕士研究生,主要研究方向为生物脱氮除磷,E-mail:664003741@qq.com

\* 通讯联系人,E-mail:yuanlinjiang@xauat.edu.cn

节后,污泥的沉降性能普遍变差,25%的污水处理厂 SVI 平均值都大于 150 mL/g. 这似乎与污泥膨胀的选择器理论预测结果不相符。

在对污泥丝状膨胀研究后,有研究认为<sup>[6,13]</sup>, O12 型菌和球衣菌在厌氧条件下几乎不能水解胞内聚磷颗粒从而难以获得能量,因此生长会受到抑制<sup>[14,15]</sup>. 对于菌胶团中的聚磷菌,它们可利用释磷产生的能量来摄取有机物并加以贮存<sup>[16]</sup>. 在后续的好氧阶段,主体液相中基质浓度很低,丝状菌无法获得足够碳源基质,造成生长缓慢,而菌胶团中聚磷菌则可以通过分解胞内 PHB 来获得能量、进行生长繁殖,从而在系统占据优势. 有研究表明<sup>[12,17]</sup>,聚磷菌的密度较大. 那么污泥中聚磷菌数量增加或体内含磷量的增加应该有利于改善污泥沉降性、减少污泥膨胀发生. 但笔者在生物除磷试验中注意到,有时即使 BNR 系统除磷效率很高,仍会出现污泥膨胀现象,说明生物除磷效果好与污泥膨胀减少之间的关系并不统一.

揭示生物除磷系统中污泥沉淀性能变化规律、了解 BNPR 系统污泥膨胀机制具有重要意义. 为了诱导和加强系统除磷菌(特别是待研究的丝状菌)的除磷能力,使得菌磷菌在较短时间内能够在胞内聚集较多的聚磷颗粒,本试验采用磷浓度与 COD 浓度都与生活污水略有不同的人工合成废水,在 2 套以 A<sup>2</sup>/O 方式运行的 SBR 反应器中,将进水磷浓度从 10 mg/L 提高到 20、30 mg/L(进水 C/P 由 25:1、25:2 减少至 25:3). 研究了污泥含磷量与系统污泥沉降性能的变化规律,探索了污泥含磷量变化与主导丝状菌兴衰、以及污泥膨胀之间的关系.

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置

采用 2 套相同的圆柱形 PVC 材质的 SBR 反应器(分别称为 1 号和 2 号反应器,图 1). 它们的容积都为 10L. 反应器的运行周期为 8 h, 每天 3 个周期. 每个周期的运行时间分配见表 1.

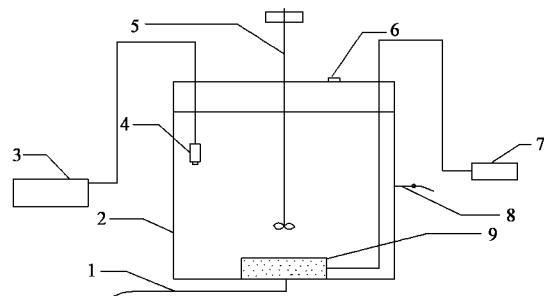
表 1 反应器 1 个周期内各阶段的时间分配/min

Table 1 Time scheduling of an operating cycle in the two reactors/min

进水	厌氧 搅拌	曝气段	缺氧 搅拌	静置 沉淀	排水	闲置
1	120	230	45	60	10	15

### 1.2 反应器启动及污水水质

1 号、2 号反应器的接种污泥均取自西安市邓家村污水处理厂 A<sup>2</sup>/O 系统的浓缩污泥.



1. 排泥口; 2. 圆柱形 SBR 反应器装置主体; 3. 溶解氧(DO)测定仪; 4. 溶解氧(DO)传感器; 5. 搅拌器; 6. 测温孔; 7. 压缩空气曝气器; 8. 取样口; 9. 曝气器

图 1 SBR 反应器

Fig. 1 Schematic diagram of the SBR

1 号反应器接种的污泥,其 MLSS = 8 000 mg/L, SVI = 110 mL/g, 污泥沉降性能良好, 污泥含磷量(以溶解性磷酸盐计)为 2.5%. 镜检观察污泥中有少量球衣细菌 (*Sphaerotilus natans*) 和软发菌属菌 (*Haliscomenobacter* spp.) 存在. 接种后,1 号反应器污泥浓度在 1 500 ~ 2 200 mg/L, 污泥负荷控制在 0.10 ~ 0.22 kg/(kg·d) 左右, 泥龄控制为 12 d.

2 号反应器接种污泥的 MLSS = 4 500 mg/L, SVI = 138 mL/g, 污泥沉降性能良好, 污泥含磷量(以溶解性磷酸盐计)为 1.89%. 镜检观察污泥中有 type1851、纤发菌 (*Leptothrix* spp.) 存在. 接种后,2 号反应器污泥浓度在 1 500 ~ 2 200 mg/L, 控制污泥负荷在 0.10 ~ 0.22 kg/(kg·d) 左右, 泥龄控制为 12 d.

1 号和 2 号反应器均采用人工废水,水质相同. 废水组成为无水醋酸钠 0.366 g/L(COD 为 250 mg/L)、氯化铵 0.19 g/L、磷酸二氢钾分别为 0.043 75、0.087 5、0.131 25 g/L(即溶解性磷酸盐浓度为 10、20、30 mg/L)、MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.1 g/L(Mg<sup>2+</sup> 浓度为 9.75 mg/L)、无水 CaCl<sub>2</sub> 0.01 g/L(Ca<sup>2+</sup> 为 3.6 mg/L)、微量元素 0.07 mL/L. 微量元素的组成为 FeCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O 15.896 g/L、(NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub>·4H<sub>2</sub>O 3.064 g/L、KI 1.8 g/L、CoCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O 1.407 g/L、CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O 0.3 g/L、H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> 1.5 g/L、MnSO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O 1.512 g/L、ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 1.2 g/L. 每次进水和排水都为 3 L. 在 3 种进水磷浓度下,每次进水相当于供给磷量为 30、60、90 mg.

### 1.3 分析方法

COD, 重铬酸钾法; 溶解性磷酸盐, 铬锑抗分光光度法; 氨氮, 纳氏试剂分光光度法; 亚硝酸盐氮, N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法; 硝酸盐氮, 紫外分光光度法测定; MLSS 和 MLVSS, 重量法; DO, 电极法

(HANNA H19142 便携式溶解氧仪); TP, 浓硫酸-30% 过氧化氢消化法<sup>[18]</sup>、钼锑抗分光光度法。

丝状细菌鉴定参照文献[19,20]进行。细菌的蕃红单染和革兰氏染色、纳氏染色、PHB 染色、聚磷颗粒染色分别参照文献[21~23]进行。

## 2 结果与分析

### 2.1 污泥中含磷量的变化与污泥沉降性的变化

1号反应器接种的污泥初始含磷量在2.5%(质量分数)左右,污泥的SVI值为110 mL/g。由图2和图3可见,供给含P为10 mg/L的废水后,污泥的SVI值迅速上升到300 mL/g左右,发生污泥膨胀。随运行周期增加,聚磷效率不断提高,微生物中磷含量也增加至7.08%,污泥的沉降性能不断好转,SVI值降至在135 mL/g左右,污泥处于微膨胀阶段。此后为加强污泥除磷能力,进一步提高进水P浓度至20 mg/L,污泥含磷量增加至8.17%左右,污泥沉降性能也进一步好转,SVI值在100 mL/g左右,此时,污泥中含P量增加与污泥SVI值减小相关性相对较好( $R^2 = 0.6946$ ),继续增加进水P含量至30 mg/L时,污泥中

的含磷量增至9.23%(质量分数),SVI值有所增大,但还是保持在150 mL/g以下,污泥中含P量增加与污泥SVI减小相关性很小( $R^2 = 0.2426$ )。表明随污泥含磷量的增加污泥沉降性能在一定程度上得到了改善。当进水P达到20 mg/L以后,系统的SVI值经统计分析趋于100~150 mL/g,不随进水P浓度或者污泥含磷量增加而变化。上述结果表明,1号反应器污泥含磷量的增加只能在一定程度上改善污泥沉降性能,两者并非总呈正相关。

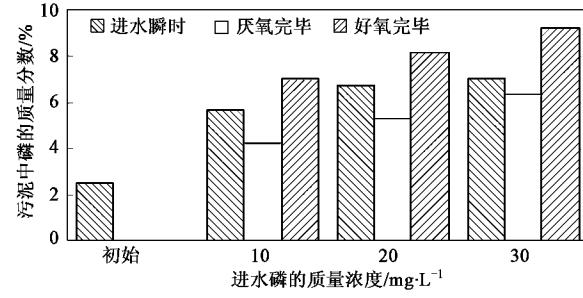


图2 不同进水P浓度下1号反应器污泥磷含量的变化

Fig. 2 Variation of phosphorus content of the sludge in reactor No. 1 fed with influent of different phosphorus concentrations

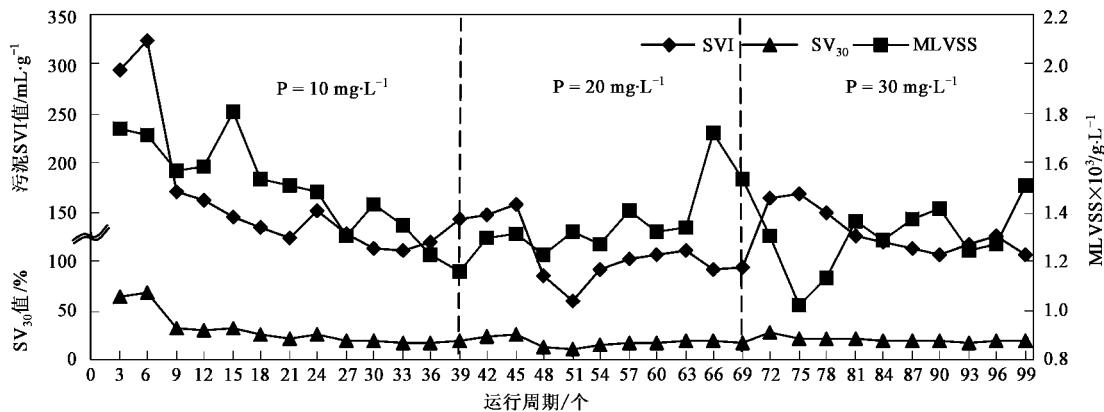


图3 不同进水P浓度下1号反应器污泥SVI值、SV<sub>30</sub>值和MLVSS值

Fig. 3 Profiles of SVI, SV<sub>30</sub> and MLVSS of sludge in reactor No. 1 at different phosphorus concentrations in influent

2号反应器接种的污泥初始含磷量在1.89%左右,污泥的SVI值为138 mL/g。由图4和图5可以看出,供给含P浓度10 mg/L的废水后,系统的SVI值经统计分析主要在190~320 mL/g之间,污泥中的含磷量增加到6.28%。进一步提高进水P浓度至20 mg/L,SVI值在250 mL/g左右,污泥中含磷量只从6.28%上升到6.77%,继续增加进水P含量至30 mg/L时,污泥中的含磷量增至6.95%,含磷量增加幅度较1号反应器小,这时系统的SVI值在280~300 mL/g变动,系统沉降性能较差。表明在2号反应器污泥含磷量的增加并不能改善了污泥沉降性能,

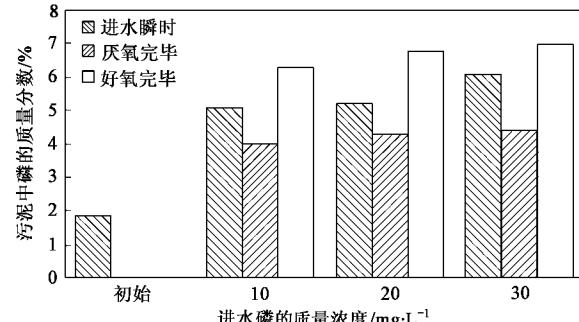


图4 不同进水P浓度下2号反应器污泥磷含量的变化

Fig. 4 Variation of phosphorus content of the sludge in reactor No. 2 fed with influent of different phosphorus concentrations

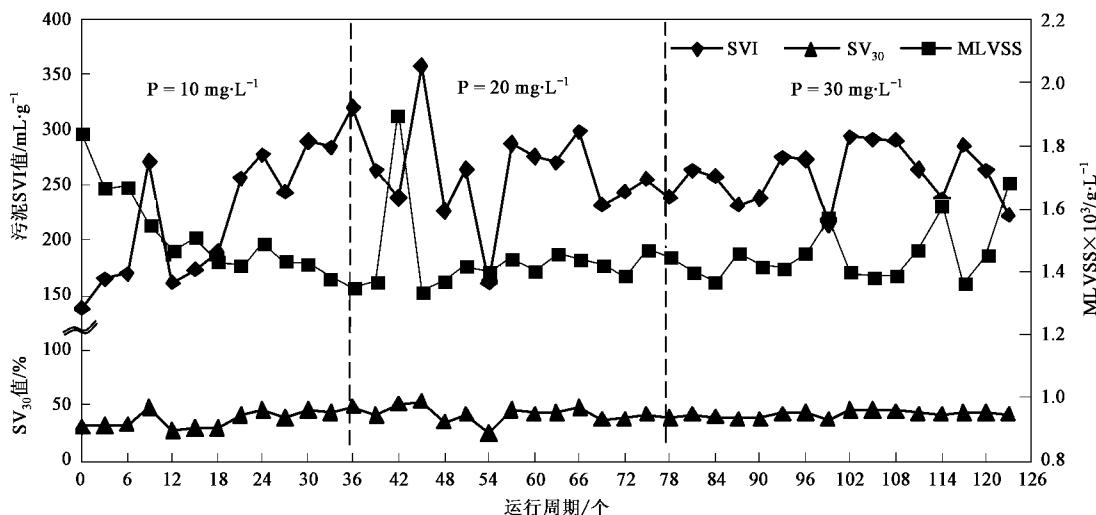


图 5 不同进水 P 浓度下 2 号反应器污泥 SVI 值、 $SV_{30}$  值和 MLVSS 值

Fig. 5 Profiles of SVI,  $SV_{30}$  and MLVSS of sludge in reactor No. 2 at different phosphorus concentrations in influent

两者无关。

## 2.2 除磷过程中优势丝状菌的兴衰与污泥沉降性能的变化

对 1 号反应器中污泥进行革兰氏染色和微生物

形态鉴定<sup>[1,14]</sup>, 结果表明优势丝状菌为革兰氏阴性菌, 具鞘, 呈假分支丝状体, 鉴定为浮游球衣菌(*Sphaerotilus natans*)<sup>[1,21,24]</sup>(见图 6). 此外系统还有少量软发菌(*Haliscomenobacter* spp., 又称 *Streptothrix* 菌)<sup>[25]</sup>.

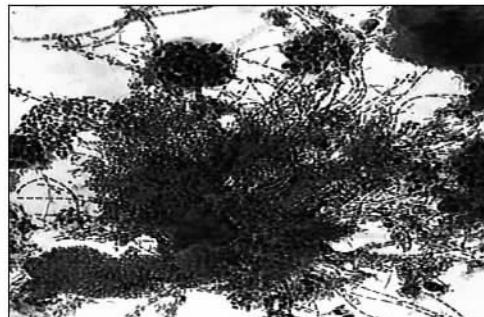


图 6 1 号反应器污泥中的丝状菌染色照片( $\times 1000$ )

Fig. 6 Micrographs of filamentous bacteria in activated sludge in the reactor No. 1( $\times 1000$ )

反应器内污泥镜检结果显示, 系统中有大量的浮游球衣细菌存在. 虽然如此, 增加进水 P 含量后, 随着污泥中含磷量增加, 污泥沉降性还是得到了改善(见图 3).

对于 2 号反应器, 其与 1 号反应器在相同的条件下运行, 但是系统中优势丝状菌无浮游球衣菌存在(见图 7).

## 3 讨论

### 3.1 污泥中含磷量对污泥沉降性能的影响

对于以浮游球衣菌为优势丝状菌的 1 号反应器, 当进水 P 含量由  $10 \text{ mg/L}$  逐渐增加到  $20 \text{ mg/L}$ 、 $30 \text{ mg/L}$ , 系统的 SVI 值并未不断降低, 而是随着系统运

行稳定, 均趋于  $100 \sim 150 \text{ mL/g}$ . 这可能是因为系统进水 COD 浓度低, 在厌氧搅拌结束后 COD 浓度就已经降低到  $60 \text{ mg/L}$  左右(见图 8), 碳源成为系统的限制条件, 丝状菌和菌胶团菌对碳源的竞争激烈, 最终因为丝状菌的生长动力和形态上的优越性, 较菌胶团菌优势生长, 导致系统 SVI 值不能继续降低. 也就是说通过提高污泥中的含磷量来对此类污泥膨胀的沉降性能的改善并不是绝对的, 而是相对于系统其它沉降性影响因素来说的. 乙酸盐为易降解的小分子基质, 能较好地诱发除磷, 同时在基质为限制条件下时也能引起污泥膨胀, 那么这就说明除磷效果会对基质缺乏引起的污泥膨胀给予改善, 且两者之间存在一定的平衡关系.

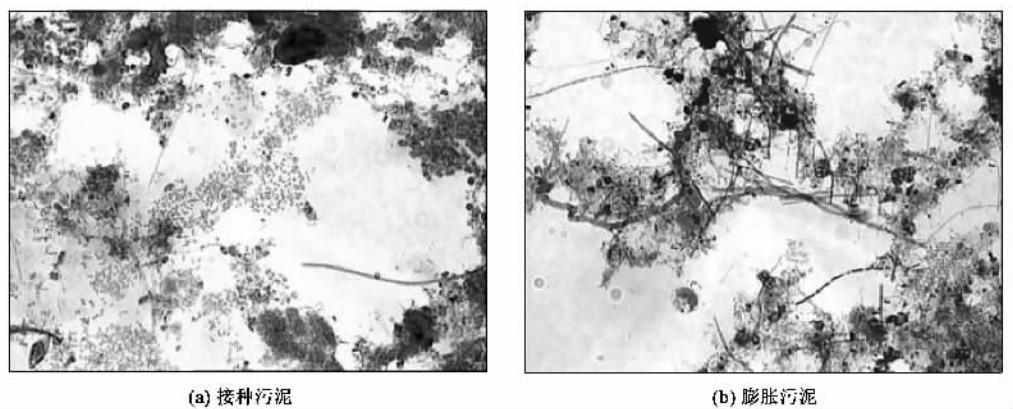


图 7 2号反应器污泥中的丝状菌染色照片( $\times 1000$ )

Fig. 7 Micrographs of filamentous bacteria in activated sludge in the reactor No.2(×1 000)

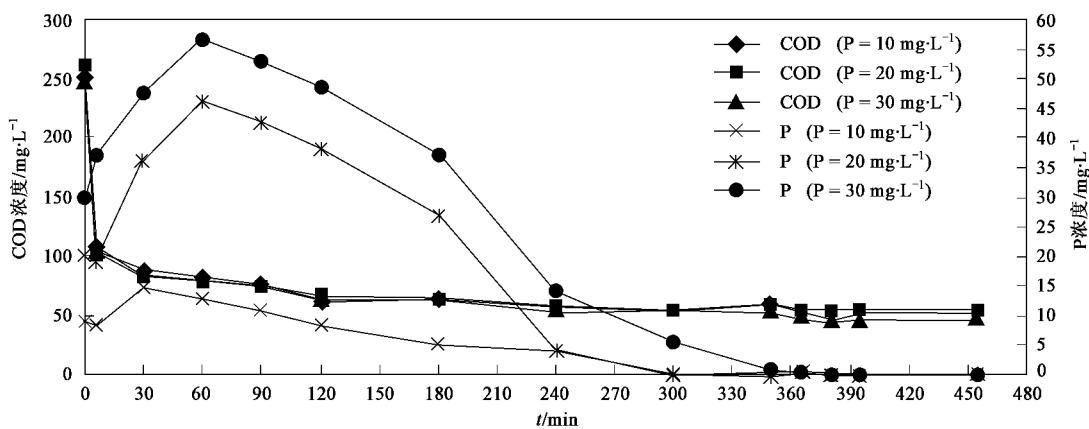


图 8 不同进水 P 含量下 1 号反应器典型周期内 COD 和 P 浓度的变化

Fig. 8 Profiles of concentration of COD and P at different phosphorus concentrations in reactor No. 1 within a operating cycle

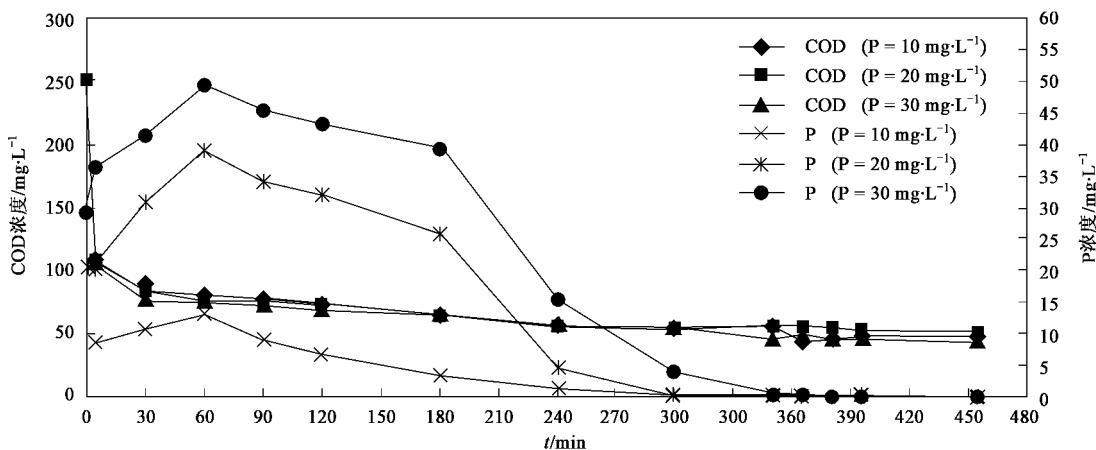


图9 不同进水P含量下2号反应器典型周期内COD和P浓度的变化

Fig. 9 Profiles of concentration of COD and P at different phosphorus concentrations in reactor No. 2 within a operating cycle

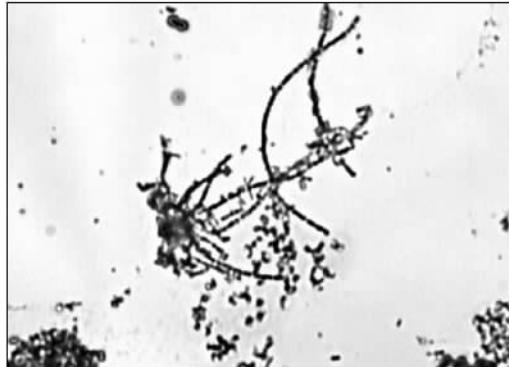
在无浮游球衣菌的 2 号反应器中, 虽然与 1 号反应器以相同的条件运行, 但是进水 P 含量的增加并没有改善污泥沉降性能, SVI 值在 200 mL/g 以上,

系统中的含磷量最终只上升到 6.95%，相对于 1 号反应器增加幅度较小。对系统反应过程 COD 的测定如图 9，可以看到 COD 浓度在厌氧搅拌结束后降低

到 72 mg/L 左右, 系统碳源基质缺乏, 这有利于丝状菌发挥竞争优势、大量繁殖。可以认为这是导致系统污泥膨胀主要条件。这从另一个侧面说明了污泥中含磷量增加能改善污泥膨胀, 并且这一改善是与污泥中丝状菌有关。

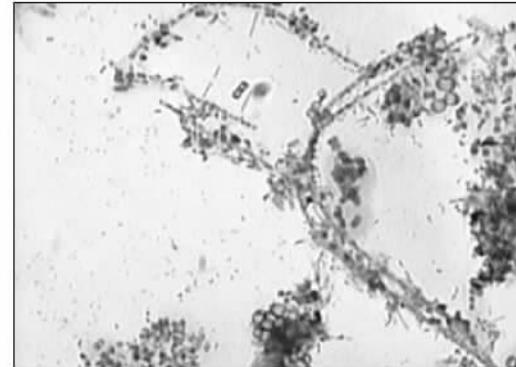
### 3.2 丝状菌的生长对污泥沉降性能的影响

从上述试验结果可知, 污泥中含磷量的变化以及污泥沉淀性能的变化都伴随着污泥中优势丝状菌种类的变化。在 1 号反应器中以浮游球衣菌为优势丝状菌, 浮游球衣菌细胞内有各种内含物如 PHB<sup>[26]</sup>。通常认为由于球衣细菌磷释放速率较低, 其在厌氧段增长被抑制, 而菌胶团细菌可在厌氧段利用体内的 PHB 分解氧化获得的能量而继续繁殖<sup>[6,13]</sup>。另有研究认为, 菌体内 PHB 的合成受氮源供应限制, 存在适量的可利用基质且磷、硫、氧气不足下有利于诱发细菌积贮 PHB, 但是细菌不能在完全缺氧条件下生长, 硝酸盐不能代替氧来维持生长<sup>[27,28]</sup>。

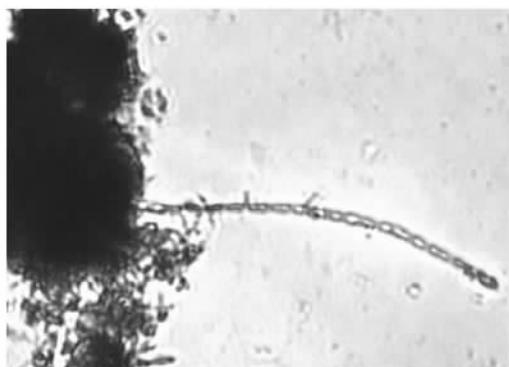


(a) 厌氧期结束时污泥

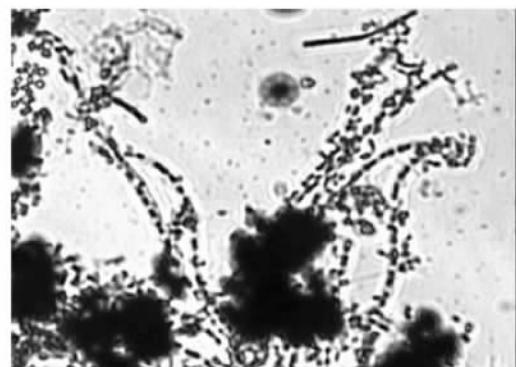
反应器起始阶段为厌氧环境, 这就如同给污泥提供了一个厌氧选择器, 应该有利于控制污泥膨胀。但是实际上, 从试验结果来看污泥中的浮游球衣菌和软发菌并未得到控制。对浮游球衣菌中异染粒(图 10)和聚磷颗粒(图 11)进行染色观察, 可见球衣细菌中含有 PHB 和聚磷颗粒。有研究认为<sup>[6,13]</sup>, 球衣菌体内虽含有聚磷颗粒, 但是其在厌氧条件下几乎不能水解胞内聚磷颗粒, 使得在厌氧条件下它们就难以获得能量, 生长受到抑制。而在本试验中当增加进水 P 浓度时, 浮游球衣细菌虽然没有生长但体内的聚磷颗粒明显增加, 并且表现出普通除磷菌在厌氧段聚磷颗粒减少, PHB 颗粒增加, 好氧段聚磷颗粒增加, PHB 颗粒减少的特征。这说明了在本系统中浮游球衣细菌担当了一部分磷的去除, 也意味着在适宜环境条件, 浮游球衣菌会被诱导, 表现出较高的释磷速率和对磷的去除。因此, 浮游球衣菌在环境诱导下发生体内聚磷颗粒增加(聚磷行为), 有利于改善系统内污泥的沉降性能。



(b) 好氧期结束时污泥

图 10 污泥的 PHB 染色结果( $\times 1000$ )Fig. 10 Micrographs of sludge with PHB stained ( $\times 1000$ )

(a) 厌氧期结束时污泥



(b) 好氧期结束时污泥

图 11 污泥的多聚磷酸盐染色结果( $\times 1000$ )Fig. 11 Micrographs of sludge with polyphosphate stained ( $\times 1000$ )

2号反应器的优势丝状菌中无浮游球衣菌(图7),对其主导丝状菌进行异染粒和聚磷颗粒染色观察,其细胞内无PHB颗粒和聚磷颗粒,增加进水中P浓度,并未改善系统的沉降性能。这再一次说明了污泥中的主导丝状菌不同、或者能否在环境诱导下进行摄磷与污泥的沉降性之间存在着很大的关联性。在环境诱导下丝状菌能超量摄磷是提高污泥重量、改善污泥膨胀的重要原因,否则丝状菌的过度增殖就会导致系统污泥沉降性能变差、发生膨胀。

综上所述,生物除磷能够在一定程度上改善污泥膨胀,这主要是因为污泥中含磷量增加,并且这一改善作用是与污泥中丝状菌的种类有关。在本试验中,浮游球衣菌能在环境诱导下发生除磷过程,导致污泥中含磷量大幅度增加,从而提高了污泥沉降性能。

#### 4 结论

(1)在以浮游球衣菌为优势丝状菌的系统中,随着进水P含量增加,污泥含磷量的增加,在一定程度上改善了污泥沉降性能。对于优势丝状菌不含浮游球衣菌的污泥,污泥含磷量的增加并不能改善污泥沉降性能。

(2)厌氧段对低碳磷比下生物除磷SBR系统发生的污泥膨胀不能起到控制作用。

(3)浮游球衣菌体内聚磷颗粒的增加或是在环境诱导下发生聚磷作用,这是污泥膨胀性能得以恢复的原因。

(4)生物除磷能够在一定程度上改善污泥膨胀,这主要是因为污泥中含磷量增加,并且这一改善作用与污泥中丝状菌种类有关。

#### 参考文献:

- [1] Eikelboom D H. Filamentous organisms observed in activated sludge [J]. *Wat Res*, 1975, **9**: 365-388.
- [2] Wilson A W, Keller W E. Implementation of the biological nutrient removal program at Calgary's Bonny Brook Wastewater Treatment Plant [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **38** (1): 47-54.
- [3] Madoni P, Davoli D, Gibin G. Survey of filamentous microorganisms from bulking and foaming activated-sludge plants in Italy [J]. *Wat Res*, 2000, **34** (6): 1767-1772.
- [4] Andreadakis A D, Kristensen G H. Two-stage chemical-Biological treatment at Thessaloniki area WWTP-experience and potentials [J]. *Wat Sci Tech*, 1995, **37** (9-10): 75-84.
- [5] Mino T. Survey of filamentous microorganisms in activated sludge process in Bangkok, Thailand [J]. *Wat Sci Tech*, 1995, **31** (9): 193 -202.
- [6] Wanner J, Ruzickova I. A national survey of activated sludge separation problems in the Czech Republic: Filamentous, floc characteristics and activated sludge metabolic properties [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37** (4-5): 271-279.
- [7] Horan N, Lavender P, Cowle E. Experience of activated sludge bulking in the UK [J]. *Wat Environ*, 2004, **18** (3): 177-182.
- [8] Andreasen K, Sigvarden L. Experiments with sludge settleability in different process alternatives for nutrient removal [J]. *Wat Sci Tech*, 1996, **33** (12): 137-146.
- [9] Hwang Y, Tanaka T. Control of *Microthrix parvicella* foaming in activated sludge [J]. *Wat Res*, 1998, **32** (5): 1678-1686.
- [10] Rothman M. Operation with biological nutrient removal with stable nitrification and control of filamentous growth [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37** (4-5): 549-554.
- [11] Casey T G, Wentzel M C, Ekama G A. Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper II: A biochemical/microbiological model for proliferation of anoxic-aerobic (AA) filamentous organisms [J]. *Wat S A*, 1999, **25** (4): 443-451.
- [12] Andreasen K, Sigvardsen L. Experiences with sludge settleability in different process alternatives for nutrient removal [J]. *Wat Sci Tech*, 1996, **33** (12): 137-146.
- [13] 王凯军.活性污泥膨胀的机理与控制[M].北京:中国环境科学出版社,1992.
- [14] 翁颖颖,戚蓓静,徐亚同,等.环境微生物学[M].北京:科学出版社,1985.208-225.
- [15] Eikelboom D H, Andreadakis A, Andreasen K. Survey of filamentous population in nutrient removal plants in four European countries [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37** (4-5): 281-289.
- [16] Chinwetlichi S. Effect of phosphorus and temperature on PHA production in activated sludge [J]. *Wat Sci Tech*, 2004, **50** (8): 125-143.
- [17] Andreasen K, Sigvarden L. Experiments with sludge bulking in the UK [J]. *Wat Environ*, 2004, **18** (3): 177-182.
- [18] 南京农学院.土壤农化分析[M].北京:农业出版社,1980.
- [19] 布坎南·R·E,吉本斯·N·E.伯杰细菌鉴定手册[M].(第八版).北京:科学出版社,1984.
- [20] 孙寓娇,王勇,黄霞.MBR系统内丝状菌污泥膨胀的分子生态学解析[J].环境科学,2004, **25**(增刊):56-58.
- [21] 周群英,高廷耀.环境工程微生物学[M].北京:高等教育出版社,2000.294-296.
- [22] 刘长秀,罗海华,周红,等.白喉杆菌异染粒颗粒Neisser法染色的新探讨[J].热带医学杂志,2006, **6**(2):165-171.
- [23] 田淑媛,李征,王景峰.厌氧-好氧交替工艺生物除磷及活性污泥特殊染色[J].工业用水与废水,2001, **32**(1):13-15.
- [24] Wanner J, Grau P. Identification of filamentous microorganisms from activated sludge: a compromise between wishes, needs and possibilities [J]. *Wat Res*, 1989, **23**: 883-891.
- [25] Eikelboom D H, van Buijsen H J J. Microscopic sludge investigation manual [M]. (2nd ed). Netherland: TNO Research Institute of Environmental Hygiene, Water and Soil Division, 1983. 1-123.
- [26] 陈接锋,许旭萍,李惠珍.球衣菌属的研究概况[J].环境科学与技术,2002, **25** (6):43-46.
- [27] Majone M, Dircks K, Beun J J. Aerobic storage under dynamic conditions in activated sludge processes [J]. *Wat Sci Tech*, 1999, **39**: 61-73.
- [28] Andreasen K, Agertved J, Petersen J O, et al. Improvement of sludge settleability in activated sludge plants treating effluent from pulp and paper industries [J]. *Wat Sci Tech*, 1999, **40** (11-12): 215-221.