

低溶解氧和磷缺乏引发的非丝状菌污泥膨胀及控制

王建芳¹, 赵庆良^{1*}, 林佶侃², 金文标³, 肖本益⁴

(1. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090; 2. 金迪生物科技集团, 广东东莞 523581; 3. 哈尔滨工业大学深圳研究生院, 深圳 518055; 4. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要: 针对污泥培养过程中出现的非丝状菌污泥膨胀, 分析了发生膨胀后污泥的特征、性状及其降解污染物性能。反应器中低溶解氧浓度($0 \sim 0.7 \text{ mg/L}$)和低 P/BOD₅ 值(0.78/100) 2 种因素共同作用导致污泥膨胀。污泥胞外多聚糖含量越高, 污泥憎水性越小, SVI 也越高。通过提高溶解氧浓度和 P/BOD₅ 值, 可使污泥沉降性能得到恢复。此外, 向膨胀污泥中投加多孔填料, 在不降低处理效能的情况下, 很快使系统免受污泥沉降性能恶化的困扰, 而向膨胀污泥中投加强氧化剂 NaClO 并不能有效控制污泥膨胀。

关键词: 非丝状菌膨胀; 憎水性; 胞外多聚糖; 低溶解氧; 磷缺乏

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)03-0545-06

Non-filamentous Sludge Bulking Caused by Low Concentration of Dissolved Oxygen and Phosphorus Deficiency and Its Control

WANG Jian-fang¹, ZHAO Qing-liang¹, LIN Ji-kan², JIN Wen-biao³, XIAO Ben-yi⁴

(1. School of Municipal & Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2. Golden Idea Bio-Treat Group, Dongguan Guangdong 523581, China; 3. Harbin Institute of Technology Campus of Shenzhen University Town, Shenzhen 518055, China; 4. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: Non-filamentous sludge bulking occurred during sludge acclimation in lab-scale bio-reactors and the characteristics, properties and degrading pollutants capability of non-filamentous sludge were analyzed. Both low DO concentration ($0 \sim 0.7 \text{ mg/L}$) and low ratio of P/BOD₅ (0.78/100) resulted in excessive proliferation of viscous zoogloea and sludge bulking. SVI was directly proportional to extracellular polysaccharides and was inversely proportional to hydrophobicity of sludge. The sludge bulking could be effectively controlled by increasing DO concentration and P/BOD₅ ratio. Besides, adding some porous padding into viscous bulking sludge was a useful method which might avoid the deterioration of sludge settlement and maintain good performance in the system. The viscous bulking sludge could not be controlled by addition of NaClO.

Key words: non-filamentous bulking; hydrophobicity; extracellular polysaccharides; dissolved oxygen; phosphorus deficiency

活性污泥法是 1 种常用的污水处理工艺, 而污泥沉降性能的好坏直接影响活性污泥工艺稳定高效运行。污泥膨胀是导致活性污泥沉降性能恶化的最主要原因之一, 膨胀类型主要有丝状菌污泥膨胀和非丝状菌污泥膨胀 2 类。大约 95% 以上的污泥膨胀是由于丝状菌的过量增殖引起的丝状菌污泥膨胀^[1]; 非丝状菌污泥膨胀又被称为粘性膨胀(viscous bulking)或菌胶团膨胀(zoogloea bulking), 其主要特征是没有丝状菌过量增生甚至观察不到丝状菌, 由高粘性的菌胶团大量繁殖引起污泥浓缩和沉降性能变差, 相对较少发生。目前, 不管是实验室条件下, 还是实际工程中, 都有关于非丝状菌污泥膨胀现象的报道^[2~4], 但对非丝状菌污泥膨胀的污泥结构特征、污泥膨胀对系统功能的影响研究还不多, 而且由于引起非丝状菌污泥膨胀的原因及膨胀程度不同, 尚缺乏有力的控制措施。

本研究针对培养具有脱氮除磷功能的好氧颗粒污泥的 SBR 反应器中出现的非丝状菌污泥膨胀现象, 分析膨胀后污泥的特征、性状及其降解污染物的性能, 指出引起污泥膨胀的原因, 并提出相应的控制方法。

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行方式

为培养具有脱氮除磷能力的好氧颗粒污泥, 采用 A、B 2 个平行运行的圆柱形反应器(直径 8.6 cm, 高 48 cm), 各反应器有效容积均为 2.4 L。

反应器以 SBR 模式运行, 运行周期为 6 h, 瞬时

收稿日期: 2006-04-04; 修订日期: 2006-06-23

作者简介: 王建芳(1973~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为污水处理与资源化, E-mail: wjf302@163.com

* 通讯联系人, E-mail: Zhql1962@yahoo.com.cn

进水, 厌氧搅拌 2 h, 好氧曝气 3.5 h(通过气体转子流量计控制所需曝气量), 沉淀 0.5 h. 每天运行 2 个周期. 水温为 20℃.

实验所用接种污泥取自东莞市某污水处理厂具有硝化性能的活性污泥, SVI 为 70~90 mL/g 左右. SBR 反应器内污泥浓度控制在 3 000 mg/L 左右, 有机负荷率为 0.63 kg/(kg·d), SRT 为 10 d.

1.2 污水成分与水质

实验中采用以乙酸钠为唯一碳源的模拟污水, 其组成如下: CH₃COONa 0.8 g/L, NH₄Cl 0.2 g/L, K₂HPO₄ 0.0125 g/L, KH₂PO₄ 0.0125 g/L, CaCl₂ 0.012 g/L, MgSO₄·7H₂O 0.0125 g/L, FeSO₄·7H₂O 0.01 g/L, 微量元素 1 mL.

微量元素的配方: N(CH₂COOH)₃ 1.5 g/L, MnSO₄·H₂O 0.38 g/L, CuSO₄·5H₂O 0.01 g/L, H₃BO₃ 0.01 g/L, Na₂MoO₄ 0.01 g/L, KAl(SO₄)₂·12H₂O 0.03 g/L, CoCl₂·6H₂O 0.1 g/L, NaCl 0.1 g/L.

采用上述配方合成污水的水质指标: COD 为 632 mg/L, BOD₅ 为 365 mg/L, NH₄⁺-N 为 43.49 mg/L, TN 为 53.51 mg/L, TP 为 2.8 mg/L, pH 为 7.5.

1.3 分析方法

COD 测定采用 HACH 仪器法; BOD₅、NH₄⁺-N、TN、TP、MLSS、MLVSS 和 SV₃₀ 采用标准分析方法测定; OUR 和 DO 采用 YSI 5100 溶氧仪测定; 污泥絮体结构用 OLYMPUS BX51 显微镜观察. 胞外多聚物采用甲醛-氢氧化钠法提取^[5], 多糖浓度采用苯酚-硫酸法测定^[6].

活性污泥憎水性的测定^[7]: 取一定量的污泥混合液在 3 500 r/min 操作条件下离心 15 min; 用磷酸镁-尿素缓冲溶液(PUM, pH 7.0)洗涤污泥 2 次; 再用 PUM 稀释, 在波长为 540 nm 处, 测定悬浊液的吸光度(大约在 2.0~2.5 之间), 并记下相应的吸光度 A_i; 取 4 mL 稀释悬浊液, 加 1 mL 二甲苯, 在 30℃ 水浴中静置保温 15 min; 取出振荡 1 min, 然后静置 30 min, 分层后测水层中悬浮污泥的吸光度 A_f.

污泥憎水性按下式计算:

$$\text{污泥憎水性}(\%) = \frac{A_i - A_f}{A_i} \times 100$$

2 结果与讨论

2.1 污泥膨胀及污泥性能的变化

2.1.1 污泥膨胀的发生与生物相

接种污泥经过 1 d 的闷曝, 投入 A、B 反应器后

按照实验设定的 SBR 周期正常运行. 运行初期, 污泥沉降性能良好, SVI 在 75~95 mL/g 之间. 约 1 周后, 系统趋于稳定, COD 的去除率稳定在 80% 以上, 原生动物和后生动物生物相丰富. 在稳定运行过程中, SVI 不断缓慢上升, 约 20 个周期后, 2 个反应器均出现不同程度的污泥膨胀. 污泥沉降性能变差, 污泥含水率高, 粘性较大, 沉降速度很慢, SV₃₀ 为 90~99. 在污泥膨胀过程中, 污泥的 SVI 随运行时间的变化情况如图 1 所示.

在污泥沉降性能良好时, 控制曝气量为 3.0 L/min, 反应器内 DO 维持在 2~3 mg/L 之间. 出现污泥膨胀前后, 即使在相同曝气量下, 曝气混合液中 DO 只能维持在 0~0.7 mg/L 之间, 且反应器 B 中的 DO 总是低于反应器 A 的 DO, B 中的 SVI 值高于 A 中的 SVI. 膨胀污泥即使在停止曝气闲置时间长达 10~48 h 后, 也没有出现明显的缺氧变黑现象或缺氧反硝化污泥上浮, 污泥具有很强的耐缺氧能力. 膨胀污泥逐渐沉降后, 出水清亮, SS 在 10~50 mg/L 之间. 污泥产率高, 表观污泥产率 Y_{obs} 为 0.56, 而相同运行条件下未出现污泥膨胀的反应器中 Y_{obs} 为 0.45.

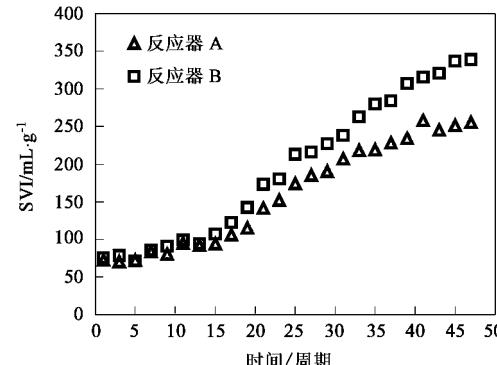


图 1 SVI 随运行时间的变化关系

Fig. 1 Fluctuation of SVI versus running time

对膨胀污泥镜检, 发现原生动物和微生物的数量不多, 以纤毛虫为主. 污泥中只有很少量呈絮状的菌胶团, 而呈指状的、放射状的菌胶团和球状菌胶团占污泥絮体的 60% 以上, 而且污泥膨胀程度越大, 这一比例越高. 出现污泥膨胀现象约 10 个周期后取样进行镜检, 污泥的显微形态如图 2 所示. 一般情况下, 在正常的活性污泥中都能发现这种呈球状的、指状的、无定形放射状的菌胶团, 但它们的数量仅占污泥混合液中细菌总数的 0.1%~1%. 即使通过 16S rRNA 目标探针检测, 含量也仅在 10% 左右^[7]. 通

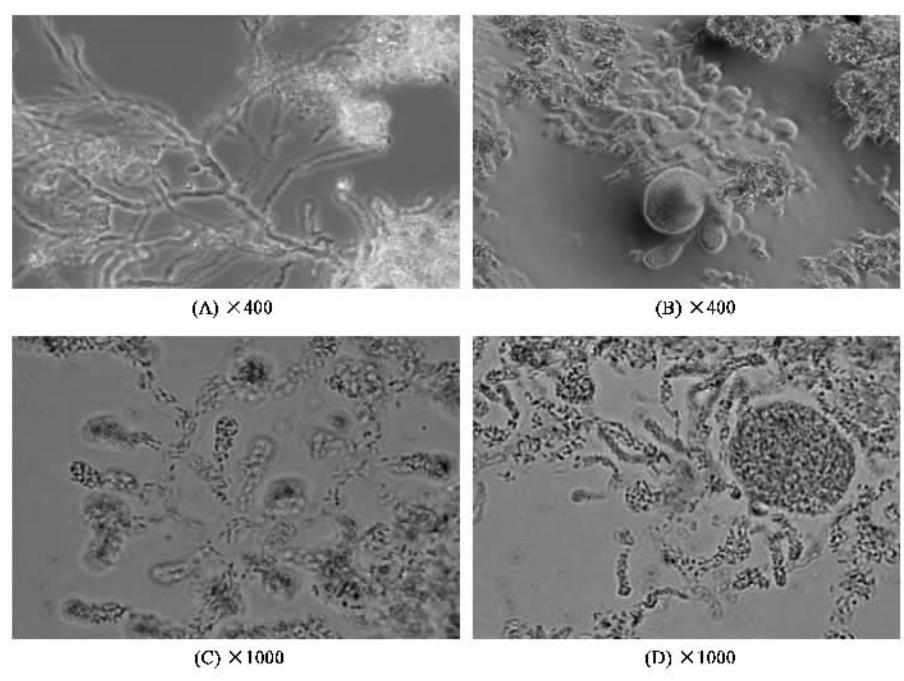


图 2 非丝状菌污泥膨胀的菌胶团形态

Fig. 2 Phase contrast micrographs of the activated sludge zoogloea in non-filamentous bulking sludge

过分子探针或显微操作对微生物分离培养研究表明,污泥中呈指状的、放射状的菌胶团主要是由 *Z. ramigera* 菌及其分泌的胞外物形成的絮体结构,呈球状的菌胶团主要则是由 *Thauera* sp. 菌属的微生物及分泌物形成^[8].

2.1.2 系统去除效率的变化

反应器 A、B 在出现污泥膨胀后,未采用有效措施控制污泥膨胀前,不同 SVI 下 COD、NH₄⁺-N、TN、TP 等的去除率变化情况如图 3 所示。污泥膨胀后,A、B 反应器中污泥降解性能基本均未受显著影响。当 SVI 高达 200~350 mL/g 时, COD 和 TP 的去除率仍能维持在 80% 以上;而 NH₄⁺-N 和 TN 的去除率随

着污泥膨胀的加剧,在 2 个反应器中均有下降。NH₄⁺-N 和 TN 的去除率从原来的 85% 与 80% 分别下降至 60% 和 65% 左右。究其原因,这主要是由于在曝气量为 3.0 L/min 时,系统中 DO 经常在 0~0.7 mg/L 之间波动。氨氧化菌对氧气浓度较为敏感,在此如此低的溶解氧浓度下,氨氧化菌受到抑制,使氨氮的去除率下降,总氮的去除率也进一步受影响。

2.1.3 污泥性能的变化

活性污泥中某些微生物产生的聚合体对污泥絮体的形成具有重要影响。*Z. ramigera* 菌和絮体形成菌产生的胞外多糖以胞囊和胞外粘液的形式存在,有助于微生物细胞架桥形成三维的絮体空间。异型

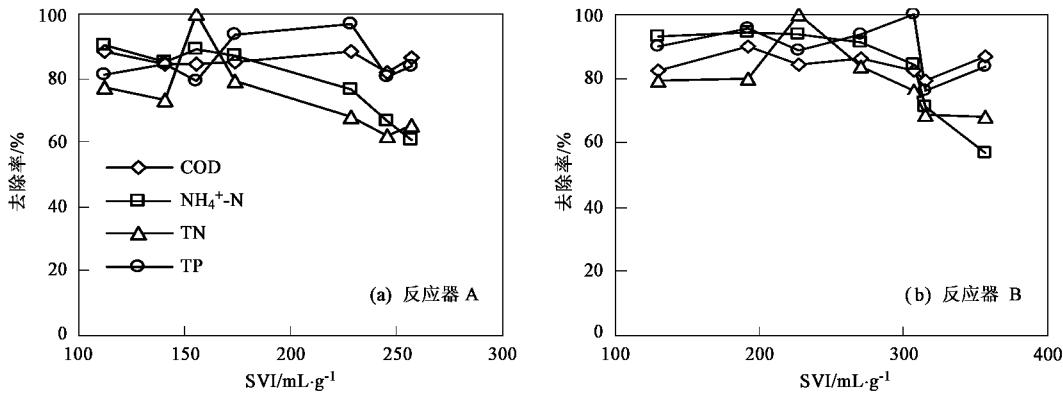


图 3 SVI 的变化与系统降解性能的关系

Fig. 3 Effect of SVI on removal efficiency of COD, NH₄⁺-N, TN, TP

胞外多糖由氨基糖、糖醛酸、氨基酸等组成,是生物难降解物质,且具有高度亲水性。研究表明,在活性污泥絮体的絮凝过程中憎水性作用有助于细胞形成絮体,提高污泥的沉降性能。因此,污泥中亲水性物质含量的多寡将影响污泥沉降性能。胞外多聚物中异型多聚糖过量产生,容易出现粘性物质过度生长的高粘性污泥膨胀^[7]。

本研究比较了不同沉降性能的膨胀污泥、实验室驯化的未膨胀污泥及取自污水处理厂曝气池活性污泥的比耗氧速率、污泥憎水性、胞外多聚物中多糖,结果如表1所示。对污泥憎水性和胞外多聚物中多糖含量的测定结果表明,膨胀污泥的憎水性只有其他2种正常污泥的1/4~1/2,多糖含量则是其他2种污泥的2倍以上。实验结果证实了SVI与胞外多聚物中多糖浓度成正比,与污泥憎水性成反比,多糖含量越高,SVI越高,污泥的憎水性越小。胞外多聚物中高浓度的多糖使得污泥具有很高的粘性和含水率,阻碍了污泥絮体的沉降和压缩,使污泥沉降性能严重恶化。从表1可以看出,污泥发生膨胀时,B反应器中污泥的SVI高达346 mL/g,污泥MLVSS对应的比耗氧速率SOUR比实验室驯化的未膨胀污泥要高出1倍多。这一方面说明虽然系统发生了污泥膨胀,微生物仍具有良好的代谢性能;另一方面也表明由于高粘性菌胶团异常增殖引起溶解氧的过度消耗,使得系统在相同曝气量条件下,比未发生污泥膨胀的反应器中溶解氧浓度要低。

表1 污泥中SVI、SOUR、憎水性、胞外多聚物中多糖的分析¹⁾

Table 1 Analysis of SVI, SOUR, hydrophobicity and polysaccharides in EPS of various sludge

污泥类型	SVI	SOUR	憎水性	多糖
	/mL·g ⁻¹	/mg·(g·h) ⁻¹	/%	/mg·g ⁻¹
膨胀污泥A	265	91.72	26.61	339
膨胀污泥B	346	94.41	14.98	398
未膨胀污泥	92	44.42	51.42	167
曝气池污泥	78	62.95	68.38	131

1)所测定污泥均为好氧活性污泥

2.2 系统高粘性污泥膨胀的原因分析

研究表明,引起非丝状菌污泥膨胀可能的原因主要有^[9,10]:污水水质成分(如含有高浓度脂肪和油酸,或富含简单易降解的糖类、挥发性脂肪酸等);过高或过低的污泥负荷;水力停留时间过长;氮、磷等营养物质或某些微量元素缺乏;低温或温度波动。

从以上的有关结果和现象中可见,以乙酸钠为唯一碳源的合成污水运行的SBR反应器出现了污泥膨胀。事实上,本实验中还同时采用了另一个SBR

反应器培养好氧颗粒污泥,在同样规模和操作条件下运行,只不过是进水采用了以淀粉、葡萄糖、牛肉膏等合成的污水,发现该反应器未发生过污泥膨胀。对2种进水的SBR进行比较,污泥负荷、进水比、运行周期、曝气量均相同,只有进水水质的组分和反应器中溶解氧浓度不同。由此可以进一步确认,反应器中低溶解氧和磷源不足可能是2个反应器发生污泥膨胀的主要原因。

低溶解氧被认为可能引发丝状菌污泥膨胀。本实验通过及时排泥控制反应器内污泥浓度在3000 mg/L左右,并在相同曝气量条件下,发生污泥膨胀的反应器溶解氧经常在0~0.7 mg/L的低浓度范围内波动。这一方面是由于高粘性菌胶团异常增殖引起溶解氧的高消耗,另一方面也反映了引发非丝状菌污泥膨胀的微生物对溶解氧具有很强的亲和力和耐受低溶解氧的能力。

反应器以乙酸钠为唯一碳源,溶解性总磷的含量低于化学计量值,P/BOD₅约为0.78/100。水质营养成分单一,且易降解,有助于*Zoogloea* sp.和*Thauera* sp.等这一类能分泌大量粘性物质的微生物生长,同时由于磷的缺乏,将导致微生物缺乏足够的磷源来合成细胞,出现代谢异常,向体外分泌过量的多糖类物质,引起营养不平衡型非丝状菌污泥膨胀。高春娣^[11]也曾报道在进水中BOD₅/P为100/0.8以上的条件下,污泥的沉降性能良好;当进水中BOD₅/P分别为100/0.6和100/0.3时,出现高含水率的黏性菌胶团过量生长的现象,发生非丝状菌膨胀;在进水中BOD₅/P为100/0.4的条件下,发生更严重的非丝状菌膨胀。

2.3 高粘性污泥膨胀的控制

非丝状菌污泥膨胀控制通常是投加铁盐、铝盐等絮凝剂改善污泥沉降性能,或根据引起污泥膨胀的原因,有针对性地调整与控制运行条件,使系统恢复到正常状态^[10,12]。针对本实验中低浓度溶解氧和可溶性磷缺乏引发的污泥膨胀,研究中尝试了通过调整污水中P/BOD₅的比值、提高SBR反应器内溶解氧浓度来改善污泥沉降性能;向膨胀污泥中投加多孔填料、投加强氧化剂NaClO等手段来控制污泥膨胀。

2.3.1 调整污水P/BOD₅比值和提高SBR溶解氧浓度

对A、B2个反应器分别通过提高溶解氧浓度和P/BOD₅的比值来控制污泥膨胀,SVI的变化如图4所示。

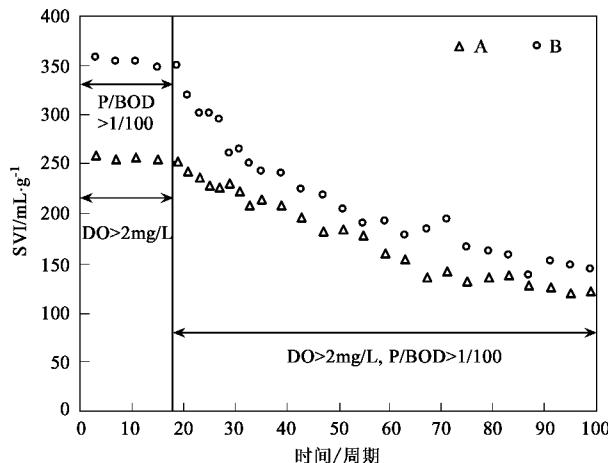


图 4 污泥膨胀控制过程中 SVI 的变化关系

Fig. 4 Variation of SVI in the course of sludge bulking control

通过加大反应器 A 的曝气量来提高溶解氧浓度,发现可以改善污泥沉降性能;提高反应器 B 进水中溶解性总磷的浓度,使 P/BOD_5 比值大于 1/100,确保污水营养平衡,也能控制 SVI 不再上升.这表明污泥膨胀确实与低溶解氧和低 P/BOD_5 比值有关.然而,经过 20 个周期的运行,A、B 反应器中的 SVI 并没有显著下降,为此,从第 21 个周期开始,采用同时提高溶解氧浓度和改善 P/BOD_5 比值的方式,发现 2 个反应其中 SVI 值逐渐下降.在运行第 55 个周期后,SVI 下降速率趋于平缓.经过近 100 个周期的运行后,2 个反应器中的污泥膨胀基本得到控制.这证实了本实验中出现的污泥膨胀是 2 种因素综合作用的结果.系统发生污泥膨胀时仅需 10 个周期,而改善有利于污泥沉降的条件控制污泥膨胀却需近 100 个运行周期,可见反应器发生膨胀后、污泥沉降性能的恢复是需要一定时间的.

2.3.2 膨胀污泥中多孔填料的投加

反应器即使在发生了高粘性污泥膨胀后,其去除有机物和脱氮除磷的效率仍然很高(见图 3).为了不改变系统的高效处理效能,在采用提高溶解氧浓度和进水 P/BOD_5 比值控制污泥浓度的同时,将膨胀污泥(浓度为 3 500 mg/L)接种至 1 L 的广口瓶中,向膨胀污泥中添加高孔隙聚氨酯塑料小泡沫块(大小为 $12\text{ mm} \times 12\text{ mm} \times 18\text{ mm}$, 孔隙率为 95%, 充满污泥时比重略大于水),投加量为 60 块/L,以便使过量生长的高粘性菌胶团附着于载体上.仅运行 6 个周期后,污泥基本都以生物膜形式存在,出水水质稳定,SS 逐渐降低,处理效果见图 5.

由此可见,在出现粘性污泥膨胀的活性污泥系

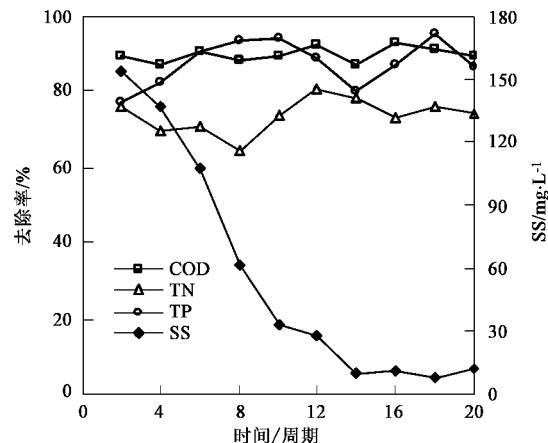


图 5 多孔填料控制污泥膨胀时反应器去除污染物的性能

Fig. 5 Fluctuation of removal efficiency of COD, TN, TP, SS in the course of sludge bulking control by adding porous padding

统中投加填料,能快速控制污泥膨胀.但仍需从源头上考虑控制引发污泥膨胀的因素,否则高粘性菌胶团继续增生,或脱落的生物膜含水率过高,将形成悬浮污泥引发污泥膨胀或出水浊度增大,导致出水水质恶化.为此,本实验中采用同时向反应器中投加多孔填料、调整溶解氧浓度为 2 mg/L 以上、提高污水中可溶性磷的浓度(确保进水中 $BOD_5:N:P$ 的比例满足 100:5:1)等多种手段,系统连续运行 1 个月后,没有出现粘性污泥膨胀或出水悬浮物增多的现象,镜检污泥中虽然仍有指状的、球状的、放射状污泥,但絮状结构的污泥絮体数量占主导.

2.3.3 膨胀污泥中强氧化剂 NaClO 溶液的投加

Vanleeuwen 提出可用臭氧来控制非丝状菌污泥膨胀^[13].NaClO 是强氧化剂,对微生物具有和臭氧相似的强氧化效果,因此本实验试图投加适量的 NaClO 溶液来控制非丝状菌污泥膨胀.结果发现,当 NaClO 在 MLSS 中的投加量为 $41.65\text{ }\mu\text{g/g}$ 和 $83.3\text{ }\mu\text{g/g}$ 后,污泥曝气时产生大量气泡,最后导致污泥与气泡混合全部流失;即使投加量仅为 $16.66\text{ }\mu\text{g/g}$,曝气时仍有少量气泡产生,且 COD 的处理效率由原来的 85% 下降至 39%,沉降性能并未有明显改善,出水 SS 高达 150 mg/L 以上.镜检发现,并没有出现指状的、球状的污泥絮体结构萎缩现象.由此看来,投加 NaClO 溶液这种强氧化性物质不适合用于控制非丝状菌污泥膨胀,这主要是由于投加 NaClO 能氧化菌胶团外附着生长及游离的微生物,导致处理效率急剧下降,甚至系统崩溃,而引发粘性菌胶团过量增殖的微生物包裹于粘性分泌物中,不易受其影响.

3 结论

(1)采用 SBR 反应器培养具有脱氮除磷功能的好氧颗粒污泥,处理以乙酸钠为主要碳源合成污水时发生了高粘性非丝状菌污泥膨胀,但系统对 COD、TP 的去除率仍能稳定在 80% 以上, NH_4^+ -N、TN 的去除率随着 SVI 的增加略有下降。污泥中微生物代谢性能良好。

(2)膨胀污泥胞外多聚物中多糖含量是正常污泥的 1 倍多,污泥的憎水性是正常污泥的 1/4~1/2。胞外多聚物中高浓度多糖具有很强的亲水性,使得污泥具有很高的粘性和含水率,阻碍了污泥絮体的下沉和压缩,导致非丝状菌污泥膨胀的发生。

(3)低溶解氧浓度和低进水 P/BOD₅ 比值 2 种因素的综合作用引发了污泥膨胀。只提高溶解氧浓度或者只提高进水磷浓度,污泥沉降性能未得到显著改善。同时控制溶解氧浓度大于 2 mg/L、进水 P/BOD₅ 比值大于 1/100 的条件下,经过近 100 个周期的运行,污泥膨胀基本得到控制。

(4)向反应器中投加大小为 12 mm × 12 mm × 18 mm 多孔填料 60 块/L,可快速消除污泥膨胀的负面影响,并保持系统的高处理效能。投加 NaClO 溶液这种强氧化性物质不适合于控制非丝状菌污泥膨胀。当 NaClO 在 MLSS 中的投加量为 41.65 $\mu\text{g/g}$ 以上时,很快导致系统崩溃;NaClO 投加量仅为 16.66 $\mu\text{g/g}$ 时,沉降性能并未有明显改善,COD 的处理效率却由原来的 85% 下降至 39%,出水 SS 高达 150 mg/L 以上。

参考文献:

[1] Peng Y, Gao C, Ozaki M, et al. Non-filamentous sludge bulking

caused by a deficiency of nitrogen in industrial wastewater treatment [J]. Water Science and Technology, 2003, 47(11): 289~295.

- [2] 吴守耀,江祖嘉. BIOLAK 工艺处理蔗渣浆污水污泥膨胀的发生与控制[J]. 给水排水, 2004, 30(7): 56~57.
- [3] 吉芳英,杨琴,罗固源. 除磷脱氮 SBR 系统的污泥膨胀及其控制[J]. 中国给水排水, 2003, 19(5): 100~101.
- [4] 楼少华,王涛,邓荣森,等. 实际运行中高粘性污泥膨胀及其控制[J]. 中国给水排水, 2004, 20(2): 101~103.
- [5] Liu H, Fang H H P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges [J]. Journal of Biotechnology, 2002, 95: 249~256.
- [6] Dubois M, Gilles K A, Hamilton J K, et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances [J]. Analytical Chemistry, 1956, 28: 350~356.
- [7] Gabriel B. Wastewater microbiology[M]. (2nd ed). New York: John Wiley & Sons, Inc., 1999. 181~232.
- [8] Micheal S A, Karen T W, Benjamin S P, et al. Analysis and glycosyl composition of the exopolysaccharide isolated from the floc-forming wastewater bacterium *Thauera* sp. MZ1T[J]. Environmental Microbiology, 2004, 6(8): 780~790.
- [9] 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.
- [10] Novak L, Larrea L, Wanner J, et al. Non-filamentous activated-sludge bulking caused by *Zoogloea* [J]. Water Science and Technology, 1994, 29(7): 301~304.
- [11] 高春娣,彭永臻,王淑莹. 磷缺乏引起的非丝状菌活性污泥膨胀[J]. 中国环境科学, 2002, 22(1): 40~43.
- [12] Novak L, Larrea L, Wanner J, et al. Non-filamentous activated-sludge bulking in a laboratory-scale system[J]. Water Research, 1993, 27(8): 1339~1346.
- [13] Vanleeuwen J. Ozonation for non-filamentous bulking control in an activated-sludge plant treating fuel synthesis wastewater[J]. Water S A, 1989, 15(2): 127~132.