

低溶解氧污泥微膨胀的发生及脱氮除磷效果优化

高春娣, 武联菊, 郝坤, 王丽

(北京工业大学环境与能源工程学院, 北京 100124)

摘要:采用SBR工艺以缺氧/好氧运行模式处理实际生活污水,在常温条件下通过降低溶解氧诱发活性污泥微膨胀,使污泥的容积指数(SVI)维持在150~220 mL/g之间.研究了低溶解氧污泥微膨胀现象的发生和诱因微生物的生长,并对污泥微膨胀状态下系统的脱氮除磷效果进行优化.结果表明,常温条件下诱发污泥微膨胀的丝状菌主要有 *M. parvicella*、0803型和 *H. hydrossis*,其中 *M. parvicella* 为优势丝状菌,在丝状菌中所占比例最大.研究还发现,在低氧运行期间SBR出水正磷酸盐明显降低,COD略有升高但影响不大,但氨氮去除率明显下降,由95%以上下降到65%.通过采用厌氧/好氧/缺氧的运行模式:瞬间进水→厌氧(0.75 h)→曝气(5 h)→缺氧(2.25 h)→静沉、排水(1 h),氨氮和总氮的去除率均达到95%以上,出水总氮<5 mg/L,同时,PO₄³⁻-P去除率达到95%以上,实现了低溶解氧污泥微膨胀系统高的脱氮除磷效率.

关键词:低溶解氧;微膨胀;脱氮除磷;丝状菌;SBR工艺

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)10-2385-05

Induction of Low Dissolved Oxygen Limited Filamentous Bulking and Optimization of Nitrogen and Phosphorus Removal

GAO Chun-di, WU Lian-ju, HAO Kun, WANG Li

(College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: Actual domestic sewage was treated by SBR process operating in Anoxic/Oxic pattern. Limited filamentous bulking was induced by low dissolved oxygen at normal temperature, and SVI was maintained 150-220 mL/g. Occurrence of limited filamentous bulking and growth of microorganism were researched, as well as optimization of nitrogen and phosphorus removal. Results showed that filamentous bacteria that led to limited filamentous bulking were *H. hydrossis*, 0803 type, and *M. parvicella*, which were the dominant filamentous bacteria by the biggest percentage. It was discovered that during phase of low dissolved oxygen, removal rate of NH₄⁺-N decreased significantly, from above 95% to 65%, with obviously less PO₄³⁻-P and a little higher COD in effluent. Removal rates of NH₄⁺-N and TN were greatly improved to above 95% by new operating pattern of Anaerobic/Oxic/Anoxic; transient inlet → anaerobic stir (0.75 h) → aeration (5 h) → anoxic stir (2.25 h) → settling, drainage (1 h). So efficient, simultaneous removal of nitrogen and phosphorus was realized in system of low dissolved oxygen limited filamentous bulking.

Key words: low dissolved oxygen; limited filamentous bulking; removal of nitrogen and phosphorus; filamentous bacteria; SBR process

目前,国内外对于污泥膨胀的研究主要集中在污泥膨胀的机制、预防与控制以及丝状菌的分离与鉴定上^[1~9].彭永臻等^[10]根据实际工程运行情况首次提出一种既节能又改善处理效果(或不影响出水水质)的污水处理新方法——低溶解氧污泥微膨胀节能理论与方法(以下简称低氧微膨胀).该理论自提出以来一直受到研究者广泛关注^[11~15],逐渐成为研究热点.低氧微膨胀系统氮、磷去除率不高是目前研究中存在的主要问题^[11,15].因此,研究如何在低氧微膨胀条件下提高脱氮除磷效率,有利于实现节能与高效的结合,促进低氧微膨胀理论在实际污水处理中的应用,具有十分重要的意义.

本研究采用SBR工艺,以实际生活污水为对象,常温条件下通过降低溶解氧诱发活性污泥微膨胀,并对该系统的脱氮除磷效果进行了优化,以期为低溶解氧污泥微膨胀节能理论与方法在实际中应用

提供理论支持.

1 材料与方法

1.1 试验装置

采用SBR工艺,试验装置如图1所示.反应器有效容积为6 L,采用缺氧/好氧(anoxic/oxic, A/O)模式运行,排水比为50%.有机负荷[0.1~0.2 kg/(kg·d)]因试验阶段不同而有所变化,试验初期为0.2 kg/(kg·d).通过调节曝气量控制溶解氧(DO)浓度,反应器温度维持在23℃±1℃.试验所用原水取自某居民小区的化粪池,水质如表1所示.系统中活性污泥取自北京某污水处理厂二沉池,污

收稿日期:2009-12-01;修订日期:2010-03-15

基金项目:北京市教委计划项目(KM200910005003);北京市优秀人才培养项目(PYZZ090429002183)

作者简介:高春娣(1973~),女,博士,副教授,主要研究方向为污水生物处理理论与技术, E-mail: gaochundi@bjut.edu.cn

表 1 试验进水水质特性/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Table 1 Wastewater characteristics/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

项目	pH	COD	NH_4^+-N	NO_3^--N	NO_2^--N	$\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$
范围	7.0~7.8	160~280	58~78	0.13~1.1	0.04~0.24	4.0~6.8

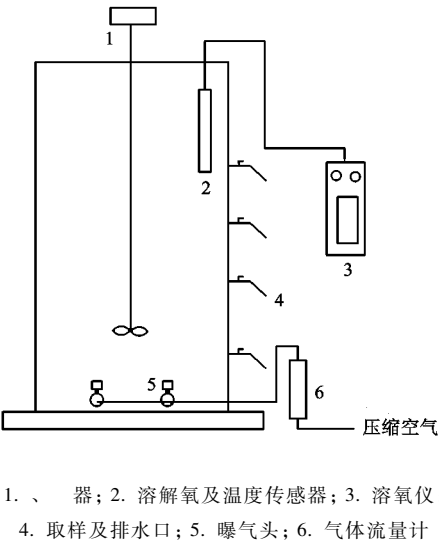


图 1 SBR 反应器示意
Fig. 1 Schematic diagram of the SBR

泥浓度 (MLSS) 维持在 $3\,000\text{ mg/L}$ 左右。

1.2 分析项目及方法

COD、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、 NO_2^--N 、MLSS、SVI 均采用国家规定的标准方法测定，DO 采用 WTW 溶解氧测定仪 (Multi 340i 型) 测定。使用 OLYMPUS2BX51 显微镜进行常规生物学分析，结合革兰氏染色、纳氏染色技术和积硫试验，根据 Eikelboom 丝状菌鉴定方法，对引起膨胀的细菌进行分类鉴定^[16]。

2 结果与讨论

2.1 常温条件下低溶解氧污泥微膨胀的发生

试验初期，SBR 运行模式为：瞬间进水→缺氧搅拌 (1.5 h)→曝气 (2.5 h)→静沉、排水 (1 h)，好氧段溶解氧控制在 2.0 mg/L 左右。活性污泥的 SVI 维持在 $90\sim110\text{ mL/g}$ 之间，污泥沉降性能很好，絮体结实紧密 [图 2(a)]。将溶解氧直接降至 0.5 mg/L ，其它运行条件不变，运行 20 d 以后，活性污泥的沉降性能没有恶化，污泥的 SVI 值不但没有升高反而出现了下降的趋势，但出水悬浮物明显增多，污泥絮体细小。分析认为，这主要是由于溶解氧从最初的 2.0 mg/L 突然降至 0.5 mg/L ，降低幅度过大，造成对污泥絮体中微生物的冲击负荷，微生物的活性受到抑制，污泥絮体中起骨架作用的丝状菌支撑能力变弱，菌胶团细菌分泌的荚膜量减少，菌胶团絮凝能力变弱，从而出现了“针状污泥” [图 2(b)]。继续降低溶解氧至 0.3 mg/L ，此时丝状菌和菌胶团细菌对低氧环境有所适应，而丝状菌由于具有较低的氧饱和常数而在与菌胶团细菌的竞争中逐渐占有优势地位，6 d 后污泥 SVI 值上升到 150 mL/g 以上，镜检发现已有丝状菌伸出污泥絮体 [图 2(c)]，发生了丝状菌污泥膨胀。在随后运行的 35 d 内，污泥的沉降性能没有继续恶化，SVI 值维持在 $150\sim220\text{ mL/g}$ 之间 (图 3)，出水十分清澈，SS 大多检测不出，丝状菌

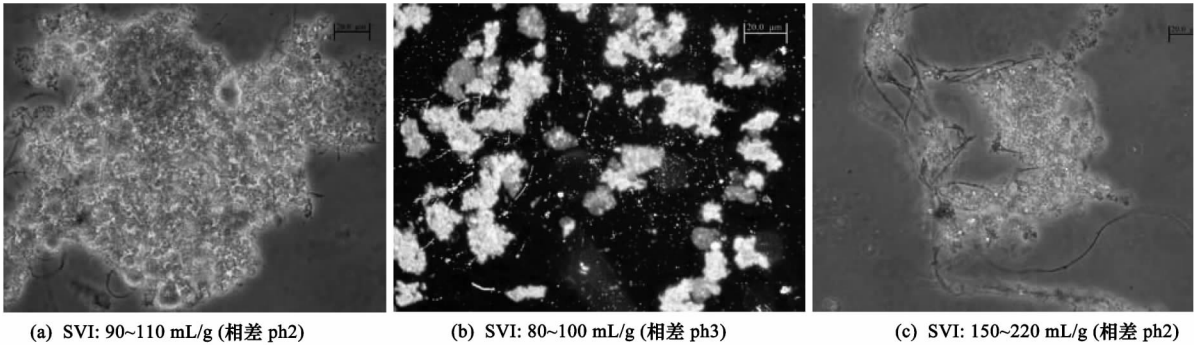


图 2 不同状态下污泥絮体的形态结构
Fig. 2 Morphological characteristics of sludge floc in different states

的网捕作用很好。上述数据和现象表明 SBR 系统发生了活性污泥低氧微膨胀。

2.2 低溶解氧污泥微膨胀诱因丝状菌的鉴别

对发生低氧微膨胀的污泥进行革兰氏染色和纳

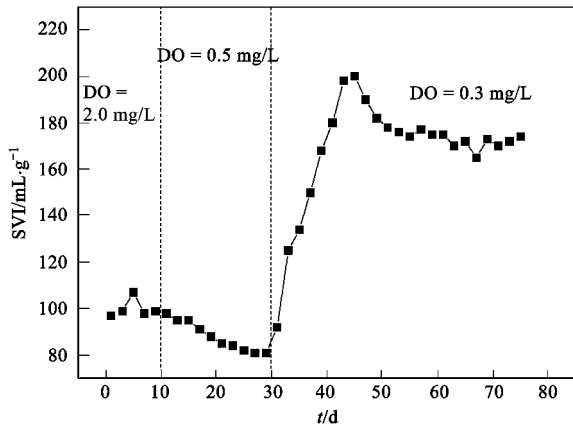


图3 试验过程中SVI的变化情况

Fig. 3 Fluctuation of SVI during the experiment

氏染色,根据丝状菌的染色反应以及积硫试验,发现微膨胀污泥中主要有3种丝状菌:*M. parvicella*(革兰氏、纳氏染色均呈阳性,丝状体多蟠曲,无硫粒沉

积)、0803型(革兰氏、纳氏染色均为阴性,无积硫、横隔明显、细胞形状多呈方形或长方形)、*H. hydrossis*(革兰氏、纳氏染色均呈阴性,无积硫,丝状体挺直或略显弯曲)^[6]. 本研究选用2张微膨胀污泥的革兰氏染色图片(图4)来较直观地展示这3种丝状菌的形态. 菌丝长且略显盘曲的革兰氏阳性菌①是*M. parvicella*,图4(a)中略显短粗的革兰氏阴性菌②是*H. hydrossis*;图4(b)中横隔清晰可见的革兰氏阴性菌③是0803型丝状菌.*M. parvicella*作为在去除营养物质的水厂发生污泥膨胀时最常出现的丝状菌,是本试验中污泥微膨胀的优势丝状菌. 这种丝状菌具有较强的厌氧和缺氧条件下吸收底物的能力,并且具有产生细胞内聚磷颗粒的能力. 用试管做试验,静置0.5 h污泥很快就被反硝化产生的气泡带到液面,说明它的反硝化速率是较高的^[17,18]. *M. parvicella*这些特有的性质为试验后期脱氮除磷效果的优化提供了可能.

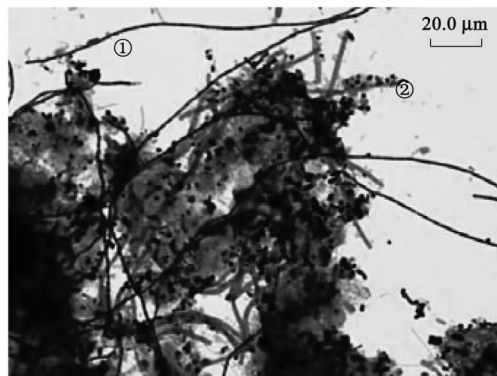
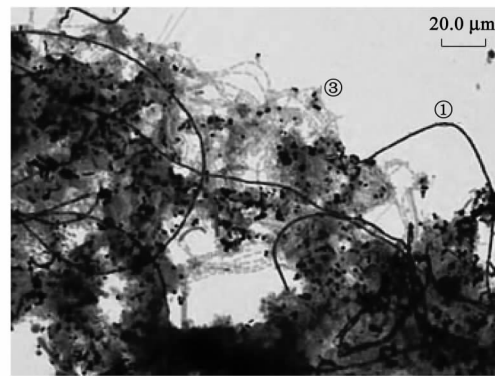
(a) *M. parvicella* 和 *H. hydrossis*(b) *M. parvicella* 和 0803型

图4 低溶解氧微膨胀污泥的革兰氏染色照片(×1 000)

Fig. 4 Pictures of limited filamentous bulking sludge by Gram staining (×1 000)

2.3 低溶解氧条件下污染物去除特性及污泥微膨胀状态下脱氮除磷效果的优化

2.3.1 低溶解氧对污染物去除特性的影响

试验初期的正常溶解氧(2.0 mg/L)阶段,系统污染物去除特性良好,除正磷酸盐外其余指标均能达到国家一级排放标准. 因试验用水为COD较低的低C/N废水,且缺氧段的反硝化和放磷也消耗一定的碳源,故随着溶解氧的降低,COD的去除受影响较小;但是氨氮去除率随着运行时间的延长不断恶化,去除率由95%以上下降到65%,出水氨氮高达20 mg/L,而 NO_x^- -N则较少. 研究表明,高浓度的 NO_x^- -N会对聚磷菌产生抑制作用^[19],而本阶段低的 NO_x^- -N含量则避免了这种抑制作用,从而使正磷酸盐去除率升高,出水正磷酸盐含量几乎为0. 图5

为低溶解氧对污染物去除的影响曲线.

2.3.2 低溶解氧污泥微膨胀状态下脱氮除磷效果的优化

分析认为,试验中氨氮去除率降低的原因是溶解氧过低导致硝化反应速率变慢,使得在原有的水力停留时间内硝化反应不能完全进行,出水氨氮浓度升高,而 NO_x^- -N则较少. 数据表明(图5), NO_x^- -N总量虽不多但亚硝酸盐积累率很高(几乎为100%),这是因为长达50 d的低溶解氧运行,导致亚硝酸氧化菌增长缓慢而逐渐从系统中淘洗出去,实现了短程硝化^[20-22]. 为了维持低氧微膨胀,要提高氨氮去除效率只有通过延长硝化反应时间来达到;同时,为了避免延长曝气时间后过高的 NO_x^- -N对聚磷菌产生抑制,采用增加后置缺氧段的方法将反

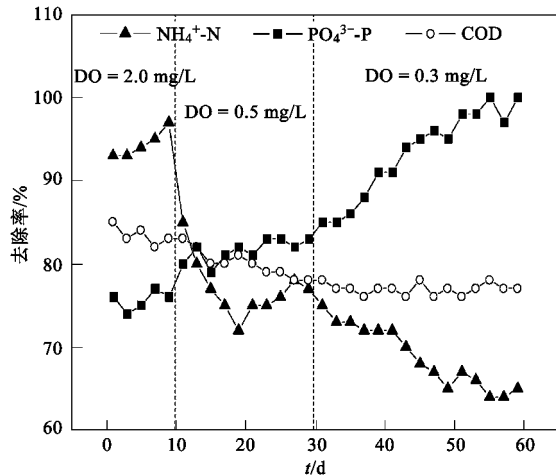


图5 低溶解氧对污染物去除率的影响

Fig. 5 Effect of low DO to the removal rate of pollutants

硝化与除磷过程分开,即改用厌氧/好氧/缺氧(A/O/A)的运行模式:瞬间进水→厌氧、→曝气→缺氧、(投加碳源)→静沉、排水(1 h),并在后置缺氧段投加甲醇作为反硝化碳源.根据反硝化过程的反应式(每反硝化1 g NO_3^- -N需要甲醇0.71 g,还原1 g的 NO_2^- -N为 N_2 消耗的电子当量,与还原0.6 g的 NO_3^- -N为 N_2 消耗的电子当量相同)计算得出理论上每周期反硝化仅需0.036 mL甲醇,但考虑到甲醇在投加过程中的挥发损失和实际利用率以及细胞合成的消耗等问题,笔者通过多次试验确定反硝化完全需投加甲醇4 mL.

通过全周期的小试试验,在氨氮、正磷酸盐去除率均达到国家一级排放标准的前提下,确定溶解氧为0.3 mg/L条件下A/O/A模式各阶段的时间分别为:厌氧0.75 h(放磷)→好氧5 h(去除COD、硝化、吸磷)→缺氧2.25 h(反硝化,少量吸磷),此时总反应时间为8 h,有机负荷为0.1 kg/(kg·d).图6、7为稳定典型周期各污染物浓度的变化曲线(NO_3^- -N因含量太低忽略不计).

由图6、7可以看出,采用A/O/A运行模式后污泥微膨胀系统取得了较好的脱氮除磷效果.好氧段的低溶解氧使微膨胀状态和短程硝化现象得以维持,并为同步硝化反硝化反应创造了良好的条件^[23,24],使TN在好氧段的去除接近50%. Hanaki等^[25]的研究结果表明,反硝化过程应该在严格的缺氧条件下进行,如果缺氧区存在分子态氧气,则系统的反硝化效果将会恶化.因此,该运行模式下好氧段低的溶解氧可以保证进入缺氧段后溶解氧迅速降下来,为反硝化提供严格的缺氧环境,利于反硝化反

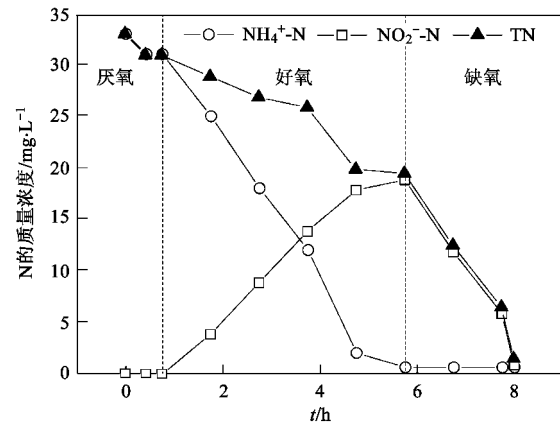
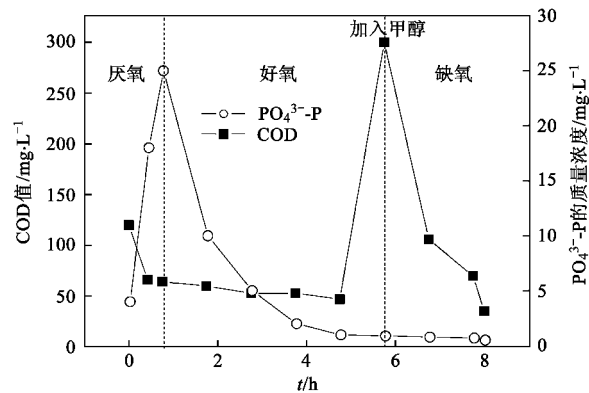


图6 低氧微膨胀状态下典型周期氮的变化规律

Fig. 6 Variation of nitrogen in a certain cycle during limited filamentous bulking

图7 低氧微膨胀状态下典型周期COD和 PO_4^{3-} -P的变化规律Fig. 7 Variation of COD and PO_4^{3-} -P in a certain cycle during limited filamentous bulking

应的进行.而缺氧反硝化的进行则保证了放磷阶段的严格厌氧和吸磷阶段低的亚硝酸盐浓度,利于生物强化除磷的进行.如此循环往复,微膨胀系统高的脱氮除磷效率得以实现.

SBR工艺在此模式下运行长达20 d,期间COD平均去除率为90%、 PO_4^{3-} -P平均去除率在95%以上, NH_4^+ -N和总氮去除率则高达97%,出水水质良好.虽然加入了少量易降解物质甲醇,但因其主要被用来进行反硝化,故基本未对丝状菌的生长产生影响.因此污泥的沉降性能并未因反应时间的改变和易降解物质的增加而发生本质的变化,SVI值稳定维持在170 mL/g左右(如图3),实现了低氧微膨胀与高效脱氮除磷的结合,为低溶解氧污泥微膨胀节能理论与方法在实践中的应用提供了理论支持.

3 结论

(1) 在 SBR 工艺中,常温条件($23^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$)下选择合适的溶解氧浓度(0.3 mg/L)和有机负荷 $[0.2 \text{ kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})]$ 能诱发并维持低氧活性污泥微膨胀,使 SVI 值稳定在 $150 \sim 220 \text{ mL/g}$ 之间。

(2) 通过革兰氏染色、纳氏染色以及积硫试验对微膨胀污泥中丝状菌的种类进行鉴别,确定常温条件下引发低氧微膨胀的丝状菌主要有 3 种:*M. parvicella*、0803 型、*H. hydrossis*,其中 *M. parvicella* 所占比例最大,为优势丝状菌。

(3) 活性污泥低氧微膨胀状态下,由于去除营养物质的需要,延长了反应时间并在反硝化阶段加入少量易降解物质甲醇作为电子受体,活性污泥微膨胀状态未被破坏,SVI 值未发生本质变化,仍然能维持在 170 mL/g 左右。

(4) 低氧运行期间,通过采用厌氧/好氧/缺氧(A/O/A)的运行模式:瞬间进水 $\rightarrow$ 厌氧、(0.75 h) $\rightarrow$ 曝气(5 h) $\rightarrow$ 缺氧、(2.25 h) $\rightarrow$ 静沉、排水(1 h),能够使氨氮和总氮去除率均达到 95% 以上,出水 $\text{TN} < 5 \text{ mg/L}$,同时, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率达到 95% 以上,实现了低溶解氧污泥微膨胀与高效脱氮除磷的结合。

致谢:本研究得到北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复重点实验室诸位老师、同学的全力协助,在此表示感谢。

参考文献:

- [1] Martins A M P, Pagilla K, Heijnen J J, *et al.* Filamentous bulking sludge acritical review [J]. Water Res, 2004, **38**:793-817.
- [2] Eikelboom D H. Process control of activated sludge plants by microscopic investigation [M]. London, UK: IWA Publishing, 2000.
- [3] Chieas C, Robert L. Growth and control of filamentous microbes in activated sludge: an integrated hypothesis [J]. Water Res, 1985, **19**(4): 68-72.
- [4] Cenens C, Smets I Y, Ryckaert V, *et al.* Modeling the competition between floc-forming and filamentous bacteria in activated sludge waste water treatment systems- I. Evaluation of mathematical models based on kinetic selection theory [J]. Water Res, 2000, **34**(9):2525-2534.
- [5] Cenens C, Smets I Y, Van Impe J F. Modeling the competition between floc-forming and filamentous bacteria in activated sludge waste water treatment systems- II. A prototype mathematical model based on kinetic selection and filamentous backbone theory [J]. Water Res, 2000, **34**(9):2535-2541.
- [6] Jenkins D, Richard M G, Daigger G T. Manual on the causes and control of activated sludge bulking and other solids separation problems [M]. (3rd edition). London, UK: IWA Publishing, 2004. 1-7.
- [7] 崔和平,彭永臻,周利,等. 关于污泥膨胀研究的现状与展望[J]. 哈尔滨建筑大学学报,1997, **30**(3):113-116.
- [8] 白璐,王淑莹,彭永臻,等. 低溶解氧条件下活性污泥沉降性的研究[J]. 工业水处理, 2006, **26**(5):54-56.
- [9] 周利,彭永臻. 丝状菌污泥膨胀的影响因素与控制[J]. 环境科学进展, 1999, **7**(1):88-93.
- [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.
- [11] 郭建华,王淑莹,彭永臻,等. 低溶解氧污泥微膨胀节能方法在 A/O 中的试验验证 [J]. 环境科学,2008, **29**(12):3348-3352.
- [12] 彭赵旭,彭永臻,左金龙,等. 污泥微膨胀状态下短程硝化的实现[J]. 环境科学, 2009, **30**(8): 2309-2314.
- [13] 左金龙,王淑莹,彭永臻,等. 低溶解氧污泥微膨胀污染物去除性能的研究[J]. 环境工程学报,2009, **3**(8):345-349.
- [14] 左金龙,王淑莹,彭赵旭,等. 低溶解氧污泥微膨胀前后污泥硝化活性的对比研究[J]. 土木建筑与环境工程,2009, **31**(4):117-122.
- [15] 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.
- [16] Eikelboom D H. Filamentous organisms observed in activated sludge [J]. Water Res, 1975, **9**:365-388.
- [17] 崔洪升,白晓慧,李刚,等. 寒冷地区城市污水处理厂污泥膨胀及其控制方法[J]. 哈尔滨建筑大学学报,2001, **34**(2):79-82.
- [18] Tabdoi V, Rossetti S, Blakall L L, *et al.* Some physiological properties of an Italian isolate of 'Microthrix parvicella' [J]. Water Sci Technol,1998, **37**(415):1-8.
- [19] 王亚宜,王淑莹,彭永臻. MLSS、pH 及 NO_2^- -N 对反硝化除磷的影响[J]. 中国给水排水,2005, **21**(7):47-51.
- [20] Allferi P, Valter T, Carmela L. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate [J]. Water Res, 2002, **36**: 2541-2546.
- [21] Wang J L, Yang N. Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions [J]. Process Biochemistry, 2004, **39**(10): 1223-1229.
- [22] Peng Y Z, Chen Y, Peng C Y, *et al.* Nitrite accumulation by aeration controlled in sequencing batch reactors treating domestic wastewater [J]. Water Sci Technol, 2005, **50**(10):35-43.
- [23] Pochana K, Keller J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification(SND) [J]. Water Sci Technol, 1999, **39**(6):61-68.
- [24] Zhang D J, Lu P L, Long T R, *et al.* The integration of methanogenesis with simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor [J]. Process Biochem, 2005, **40**(2): 541-547.
- [25] Hanaki K, Wantswin C, Ohgaki S. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in suspended growth reactor [J]. Water Sci Technol, 1990, **24**(3):297-301.