

研究论文

含盐污水 SBR 法生物脱氮模糊控制参数

叶 柳, 彭永臻, 唐 冰, 侯红勋

(北京工业大学, 北京市水环境恢复与水污染控制重点实验室, 北京 100022)

摘要: 为考察含盐污水 SBR 法生物脱氮实现模糊控制的可行性和有效性, 以实际含盐生活污水作为研究对象, 考察了脱氮过程 DO、pH 变化规律以及盐度冲击下 pH 的变化规律。结果表明含盐污水 SBR 法脱氮过程 DO 曲线变化不规律, 应采用 pH 值为模糊控制参数。不同盐度下 pH 曲线有相似规律, 曲线上出现的反映生物脱氮进程特征点: 跃升点 a (break point)、氨氮谷点 b (ammonia valley)、硝酸盐峰 c (nitrate apex) 与有机物降解结束、硝化完成和反硝化完成有很好的对应关系; 盐度升高后 a、b 推后出现; 10 g · L⁻¹ 系统受盐度冲击时 pH 曲线依然遵从变化规律, 但随着冲击盐度的升高特征点出现位置有所变化。冲击盐度高于 30 g · L⁻¹, pH 曲线逐渐趋于平缓, 特征点 a、b 不明显但延长曝气时间时能够出现, c 点受影响较小。

关键词: 含盐污水; SBR; 生物脱氮; 模糊控制

中图分类号: X 703

文献标识码: A

文章编号: 0438 - 1157 (2008) 04 - 0995 - 06

Fuzzy-control parameters for nitrogen removal of saline sewage in SBR process

YE Liu, PENG Yongzhen, TANG Bing, HOU Hongxun

(Beijing Key Laboratory of Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China)

Abstract: In order to investigate the feasibility and validity of using fuzzy-control strategy for nitrogen removal of saline sewage in the sequence batch reactor (SBR) process, the real saline sewage was treated firstly in this experiment and the variation patterns of dissolved oxygen (DO) and pH value during the removal of organic matter, nitrification and denitrification were studied in detail with fresh sewage and saline sewage at salinity 10 g · L⁻¹, 20 g · L⁻¹, 35 g · L⁻¹ during steady state and salinity shock periods. The results showed that the characteristic points and platforms of pH value detected in saline sewage were repeated very well and had the same regularity but DO curve changed a lot with different regularities. The characteristic points a (break point), b (ammonia valley), c (nitrate apex) could indicate the completion of organic matter degradation, nitrification and denitrification. Points a and b would appear late in the sewage with a high salinity. During the salinity shock periods, the pH value also changed with the same regularity though the characteristic points appeared in different times. However, when the salinity was above 30 g · L⁻¹ the pH curve became flat. Points a and b would not appear until the aeration time was prolonged but c was influenced little. Because during the shock periods the nitrification oxidation bacteria were inhibited at first, then were ammonia oxidation bacteria, and the denitrification bacteria were

2007 - 08 - 02 收到初稿, 2007 - 11 - 19 收到修改稿。

联系人: 彭永臻。第一作者: 叶柳 (1982 →), 女, 博士研究生。

基金项目: “十一五”国家科技支撑计划重点项目 (2006BAC19B03); 北京高校科技创新平台建设计划项目。

Received date: 2007 - 08 - 02.

Corresponding author: Prof. PENG Yongzhen. E-mail: pyz@bjut.edu.cn

Foundation item: supported by the National Key Technologies R & D Program of China (2006BAC19B03) and the Project for Innovation of Scientific and Technological Platforms of Beijing Institutions of Higher Education.

inhibited at last. pH should be used as the fuzzy-control parameter for nitrogen removal of saline sewage in sequence batch reactor (SBR) process.

Key words: saline wastewater; SBR; biological nitrogen removal; fuzzy-control

引 言

随着海水在工业生产和日常生活中越来越广泛的应用,含盐污水产生途径和产生量日益增高,含盐污水生物处理得到了广泛关注。国内外研究中选用了各种工艺进行研究,针对传统的生物处理工艺与单元技术,很多研究对其进行了耐盐的测试。综合现在的研究不难发现,间歇工艺的耐盐能力好于连续流工艺;而生物膜法好于活性污泥法;好氧耐盐能力好于厌氧。造成这种差异的原因可能和工艺本身的特点有关。不同工艺的开发往往具有其特殊的优势,比如间歇活性污泥法要比连续流在有毒难降解废水处理上具有优势,而生物膜工艺由于高浓度的微生物的附着生长状态具有抗冲击的能力。然而目前研究多集中在对含盐污水有机物的去除上^[1-2],很少的研究将兴趣集中在氮磷等营养污染物的去除上,而且对利用序批式活性污泥法(SBR)处理实际含盐污水脱氮过程自动控制的研究至今还未见报道。

SBR 因其灵活的运行方式可以实现同时的氮磷去除,然而,对 SBR 法而言,传统的时间控制和流量控制很不经济,应用数学模型(ASM1、2和3)又因其过于复杂而难以付诸实践。SBR 法作为一种优势工艺在处理含盐污水时必须优先解决其过程控制问题。近年来,以电化学参数作为 SBR 法脱氮除磷过程控制参数的研究^[3-6]从未停止过,在生物脱氮过程中,人们建立了 pH、DO、NO_x、ORP 之间的相关关系,采用 pH、DO 和 ORP 的变化曲线实现对脱氮的过程控制^[7-11]。NaCl 的大量存在对活性污泥系统产生了众多特殊的影响,研究普遍证明电化学参数在污水生物处理过程中的变化规律对污水水质具有特异性^[12]。本文以实际含盐生活污水作为研究对象,考察了脱氮过程的 DO、pH 变化规律,探讨了以 DO、pH 作为含盐污水 SBR 法生物脱氮过程控制参数的可行性和有效性。

1 试验材料和方法

1.1 试验装置与运行条件

本试验采用 2 个 SBR 反应器,如图 1。SBR 反应器有效容积为 12 L,每个反应器直径 20 cm,高 40 cm。反应器底部装有微孔曝气器,采用鼓风曝气方式。经空压机压缩的空气通过砂心石蕊曝气头向反应器内供气,供气量用转子流量计计量。在 SBR 反应器壁上设置一排间距为 5 cm 的取样孔,用以取样和排水。底部设有排泥管。反应器内放有加热棒,装有温控仪和温度传感器,调节反应器内温度。反应器内设有搅拌器,在缺氧反应时进行搅拌以使反应器内活性污泥能够充分混合。在反应器底部设置排泥口,根据试验要求定期排泥。在进水/好氧/缺氧/沉淀/排水时间比为 0.17 h/7 h/3 h/1.5 h/0.33 h 的方式下稳定运行,控制温度(22 ± 2),曝气量 0.2 m³·h⁻¹,平均污泥浓度 3000 mg·L⁻¹,每周期进水 9 L,控制污泥龄为 18 d,外加碳源为葡萄糖。

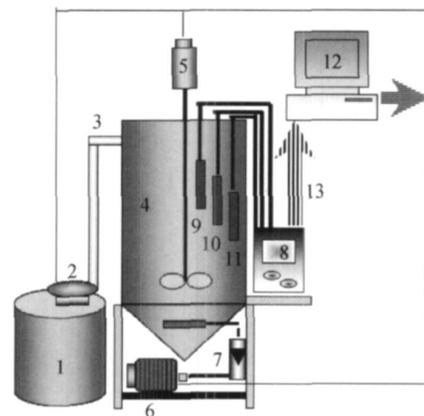


图 1 SBR 系统示意图

Fig. 1 Sketch map of SBR system

- 1—feed tank; 2—water pump; 3—influent pipe;
4—reactor; 5—stirrer; 6—air pump; 7—rotameter;
8—online monitor; 9—pH sensor; 10—DO sensor;
11—ORP sensor; 12—PC; 13—transmission line

1.2 试验用水与测定方法

试验采用实际生活污水作为原水。生活污水取

表 1 生活污水水质

Table 1 Domestic sewage characteristics for experiment

Item	pH	COD / mg · L ⁻¹	TN / mg · L ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N / mg · L ⁻¹	NO ₂ ⁻ -N / mg · L ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N / mg · L ⁻¹
range	7.4—7.9	190—325	45—75	35.7—64.2	0.05—0.25	0.34—1.60
average	7.65	257.5	69	49.7	0.15	0.97

自北京工业大学教工生活小区化粪池。试验水质如表 1。为了模拟实际含盐生活污水水质, 采用向生活污水中投加一定质量的市售粗盐的方法。这种模拟方法很具有代表性, 首先保证真实的生活污水水质特点; 同时, 市售粗盐只经过简单的晒盐过程, 未添加任何物质, 从而保证了海水的全部水质成分。

试验种泥取自北京高碑店污水处理厂的二沉池回流污泥。检验分析项目包括 COD、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、PO₄⁻-P、Cl⁻、MLSS、MLVSS, 均采用标准分析方法^[13]。DO、pH 采用 WTW-pH/OXi340i 便携式在线测定仪测定。

2 试验结果与分析

2.1 生物脱氮过程中 DO、pH 的变化规律及不同盐度下 DO 的变化

试验原水平均氨氮浓度为 49.7 mg · L⁻¹ 左右, 从无盐稳定运行系统开始, 逐次调节进水盐度。对于普通的未经驯化的污泥由于盐度对很大一部分微生物的新陈代谢产生抑制从而导致生物处理的失败, 但是, 通过盐度的长期驯化和筛选, 在盐胁迫下微生物的种群会发生变化, 实现对高盐的耐受能力的选择。因此本试验采用统一的梯度盐度法进行驯化直至 10 g · L⁻¹、20 g · L⁻¹ 和 35 g · L⁻¹ 等几个梯度水平下达到稳定, 在每个盐度梯度系统驯化结束运行稳定后进入下一个盐度水平的研究。

对比系统在无盐条件下稳定运行时一个周期内 COD 和氨氮随时间降解的变化曲线 (图 2) 和 DO、pH 变化曲线 (图 3), 可以看出 DO、pH 曲线变化规律和硝化、反硝化在内的各个生化反应过程之间的密切相关性。DO 和 pH 曲线的变化大致分以下几个阶段: (1) COD 去除停止时 pH 曲线出现转折点 [跃升点 a (break point)], DO 曲线出现 (d 点); (2) 硝化反应已经基本停止或结束出现氨氮谷点 b (ammonia valley), DO 升高出现 (e 点), 表明硝化反应的结束; (3) 反硝化开始,

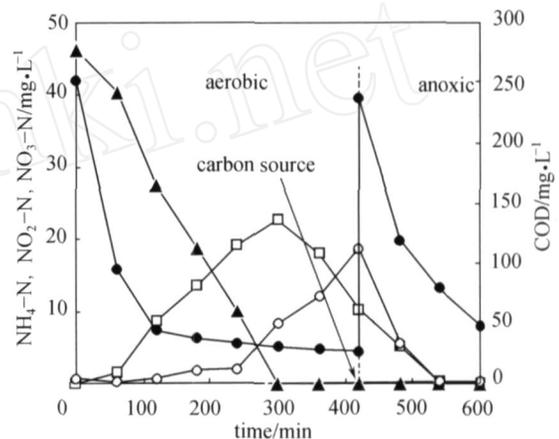


图 2 无盐系统稳定运行时一个典型周期内污染物的降解

Fig. 2 Degradation of pollutants in a typical cycle during steady stage at 0 g · L⁻¹
▲ NH₄⁺-N; □ NO₂⁻-N; ○ NO₃⁻-N; ● COD

随着碱度的不断产生和补充, pH 曲线快速上升, 达到最大值时曲线出现硝酸盐峰 c (nitrate apex), 表征了反硝化的结束; (4) pH 最大值出现以后, 曲线开始下降, 因为反应体系内的一部分兼性异养菌进入厌氧产酸发酵阶段, 使体系中的 H⁺ 浓度增大所致。

图 4 是各盐度下系统稳定运行时 DO 曲线的变化情况, 可以看出 DO 曲线不再呈现出较好的平台和规律性。当盐度大于 5 g · L⁻¹ 时, DO 曲线形状完全改变, 总体上一直升, 只是上升的速度不同, 且氨氮降解时间曲线与 DO 时间曲线毫无相关性。造成这种现象的原因一方面是溶解盐的存在限制了可溶解于水的氧的含量, 氧的浓度和分压之间的关系随着溶液盐度的不同而变化, 多数的测定仪都提供人工调节盐度来修正由离子浓度不同而造成的变化, 因此盐度变化下较难保证溶解氧的测定精确性。另一方面可能是高盐对微生物的抑制作用导致的微生物呼吸作用加强, 盐度增加后有机物、氨氮降解速率和耗氧速率急剧下降所致。但还可能由于活性污泥系统中存在大量不同种属的微生物, 这

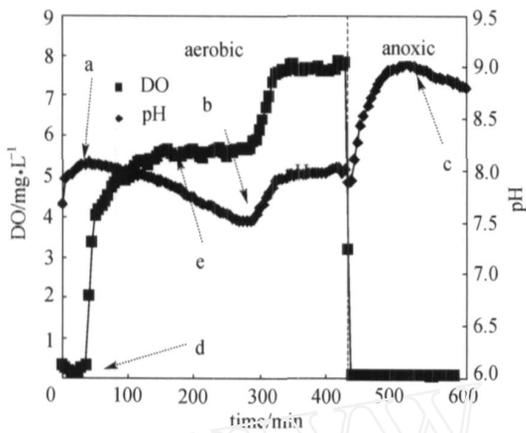


图 3 无盐系统稳定运行时一个典型周期 DO、pH 变化曲线

Fig. 3 pH and DO curve in a typical cycle during steady stage at 0 g · L⁻¹

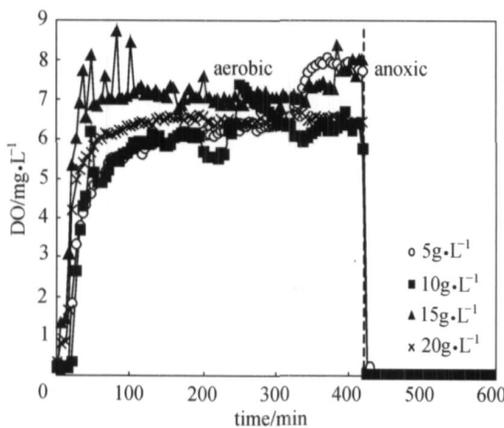


图 4 各盐度下系统运行时 DO 变化曲线

Fig. 4 DO curve in a cycle at different salinity

些微生物对盐的耐受性不同，能适应恶劣环境的微生物还未发展成为优势菌属，所以有机物降解和氨氮降解一直在缓慢进行，但耗氧量很少。这种结果表明，在含盐污水生物脱氮过程中溶解氧不适宜作为模糊控制参数。

2.2 相同进水氨氮浓度，不同盐度下 pH 变化规律

图 5 是系统在各盐度下稳定运行时氨氮随时间降解的曲线，图 6 是相对应的 pH 变化曲线。可以看出在整个反应过程中，尽管盐度不同但是氨氮变化的时间曲线和 pH 的时间曲线都有很好的规律性，而且两个曲线有很好的相关联系。随着盐度的增加，有机物和氨氮的降解程度和降解速度都逐渐降低，这是因为一方面随着盐度的升高，因不能适

应环境而被淘汰的微生物逐渐增多；另一方面适应了环境生存下来的微生物虽然种群内耐盐的菌种得以保留，但仍需要更多的能量来增加活性去抵抗高渗透压的毒害作用，从而减慢了新陈代谢的速度。无机盐浓度对生物脱氮过程的影响特性在 pH 曲线上得到了很好的反映。在不同盐度驯化系统内，pH 在各个反应周期的变化规律基本相同，pH 时间曲线上的 3 个特征点：跃升点 a (break point)、氨氮谷点 b (ammonia valley)、硝酸盐峰 c (nitrate apex) 依然明显出现，并且与有机物降解结束、硝化完成和反硝化完成有很好的对应关系，只是随着盐度的升高特征点 a、b 出现的时间逐渐推后。

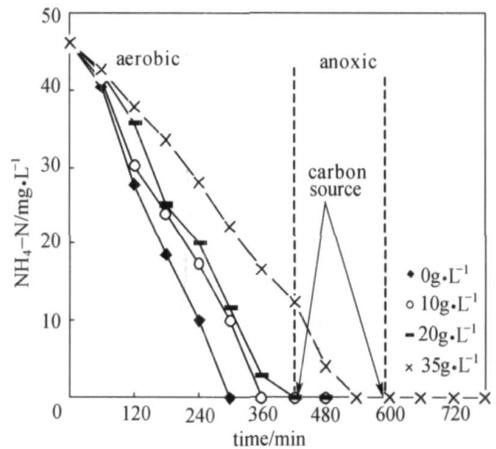


图 5 各盐度下系统稳定运行时 NH₄-N 降解曲线
Fig. 5 Degradation of NH₄-N during steady stage at different salinity

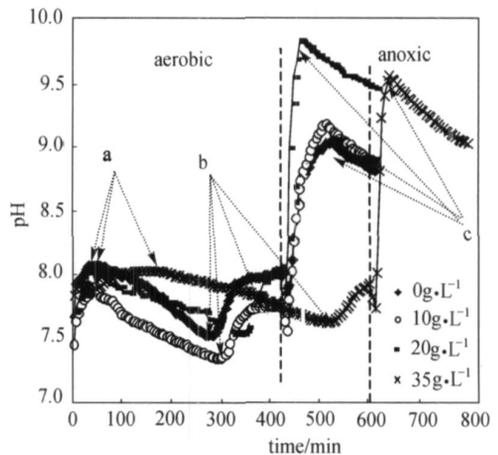


图 6 各盐度下系统稳定运行时 pH 的变化曲线
Fig. 6 pH curve in a cycle during steady stage at different salinity

如图 6 所示，无盐、 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $20\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的系统在 7 h 的曝气时间内均能完成有机物降解和硝化，a 点出现的时间大致相同，但是 b 点出现的时间依次推后，分别是 270 min、300 min 和 345 min。 $35\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的系统必须延长曝气时间到 10 h 才能完成硝化，且 a、b 两点均推后出现。各个盐度的反硝化过程均能在 2 h 之内完成，且 c 点出现的时间随着盐度的增加而缩短，这一方面是由于反硝化菌群的耐盐能力较硝化菌群强，另一方面是由于盐度的增加使系统的亚硝酸盐积累率大幅度提高^[14-16]，从而缩短了反硝化的时间。

2.3 不同进水氨氮浓度，相同盐度下 pH 变化规律

在每一盐度水平稳定运行条件下，将进水氨氮调整为 $35\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $65\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 两个水平进行试验。研究了在相同盐度驯化下不同进水氨氮浓度下，pH 随时间的降解规律，验证以 pH 作为含盐污水生物脱氮过程控制参数的可行性。

图 7 列出了 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 盐度下的 pH 变化曲线，从图中可以看出不同进水氨氮浓度下 pH 曲线的形状基本相同。3 个特征点依然明显：a 点出现的时间与进水氨氮浓度关系不大；b 点出现的时间随着氨氮浓度的升高而推迟出现，因为进水氨氮浓度越高其完全降解所需要的时间也越长；c 点的出现不只与氨氮浓度的高低有关还与系统是否是短程反硝化有关。其他盐度下的 pH 变化规律基本与此相同。

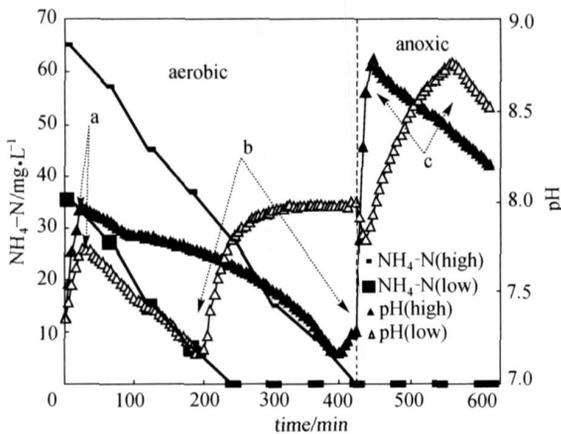


图 7 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 盐度下不同进水氨氮浓度下 pH 变化曲线
Fig. 7 pH curve in a cycle during different influent $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration at $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ salinity

2.4 盐度冲击期间 pH 变化规律

在实际处理污水时盐度时刻都在发生变化。因此，要判断能否以 pH 作为含盐污水处理的控制参

数，必须考虑在盐度冲击期间，pH 与氨氮降解是否具有相关性。盐度冲击试验在另一个盐度为 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下驯化后稳定运行的 SBR 反应器中进行。在试验中以在 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 下稳定运行的活性污泥系统为处理对象，在保持进水氨氮浓度大致相同的前提下，突然增加和减少盐度负荷考察 pH 曲线的变化情况，试验结果见图 8。从图中可以看出，当盐度冲击低于 $30\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时 pH 曲线仍具有相似的变化规律，只是氨谷出现的时间逐渐推后，这时因为盐度的升高和突变抑制了微生物的活性，导致氨氮降解速率逐渐降低，完全降解所需要的时间也更多；当盐度升高到 $35\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，pH 曲线的形状发生变化，特征点 a 不太明显，b 消失。这主要是降解有机物的异养菌被严重抑制导致有机物降解速度和程度大幅度下降，7 h 的曝气已经不能完成硝化反应了，氨谷没有出现。但转换为反硝化时，硝酸盐峰 c 点依然明显，这说明反硝化并没有被抑制。造成这种现象的原因可能主要是由于主导反硝化作用的反硝化菌群对盐度的耐受能力最好，在充足碳源的存在下其依然具有很好的活性。在 $35\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 盐度冲击下，当充分延长曝气时间时，b 点依然能够出现，pH 曲线的变化依然符合规律性。其他盐度下也具有类似规律只是冲击范围有所不同。因此在 SBR 法处理含盐污水的过程中只有尽量避免大范围高盐度的冲击才能以 pH 作为自控参数。

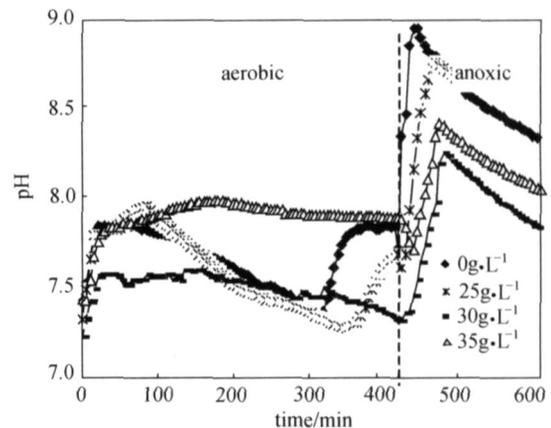


图 8 盐度冲击期间 pH 曲线的变化规律
Fig. 8 pH curve in a cycle during salinity shock period

3 结 论

(1) 在本试验运行条件下的 SBR 法处理含盐

污水硝化反硝化过程中,在硝化完全的情况下总无机氮可以完全去除;当盐度大于 $5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 DO 曲线不再呈现出较好的平台和规律性。不同盐度下的 pH 曲线具有相似的规律,曲线上会出现反映生物脱氮进程的特征点:跃升点 a (break point)、氨氮谷点 b (ammonia valley)、硝酸盐峰 c (nitrate apex),与有机物降解结束、硝化完成和反硝化完成有很好的对应关系。

(2) 随着盐度的升高 pH 曲线上的特征点 a、b 随着氨氮降解速率的降低逐渐推后出现,但 c 点出现的时间却随着盐度的增加而缩短,这是由于反硝化菌群的耐盐能力较强和盐度的增加使系统由全程硝化反硝化转化为短程硝化反硝化,从而大大缩短了反硝化的时间。

(3) $10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 系统承受盐度冲击时 pH 曲线的 3 个特征点依然明显,只是随着冲击盐度的升高特征点的出现位置有所变化。但是在盐度高于 $30 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 冲击时, pH 曲线逐渐趋于平缓,特征点 a、b 不明显但是延长曝气时间时能够出现, c 点受影响较小。

(4) 盐度冲击下 pH 曲线仍然具有较好的相似规律性,但是冲击的盐度必须限制在一定范围内,超过这个范围 pH 曲线将不再具有规律性。不同盐度驯化的系统其抗盐度冲击的范围不同。在 SBR 法处理含盐污水的过程中 DO 不适宜作为自控参数,只有尽量避免大范围高盐度的冲击才能以 pH 作为自控参数。

References

- [1] Hamoda M F, Al-Atlar. Effect on high sodium chloride concentrations on activated sludge treatment. *J. Water Sci. Technol.*, 1995, 31 (9): 61-72
- [2] An Lin, Gu Guowei. The treatment of saline wastewater using a two-stage contact oxidation method. *J. Water Sci. Technol.*, 1993, 28 (7): 31-37
- [3] Katsogiannis A N, Kornaros M E, Lyberatos G K. Adaptive optimization of a nitrifying sequencing batch reactor. *J. Water Res.*, 1999, 33: 3569-3576
- [4] Furumai H, Kazmi A A, Fujita M, Furuya Y, Sasaki K. Modelling long term nutrient removal in a sequencing batch reactor. *J. Water Res.*, 1999, 33: 2708-2714
- [5] Lee D S, Jeon C O, Park J M. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system. *J. Water Res.*, 2001, 35: 3968-3976
- [6] Sin G, Insel G, Lee D S, Vanrolleghem P A. Optimal but robust N and P removal in SBRs: a model-based systematic study of operation scenarios. *J. Water Sci. Technol.*, 2004, 50: 97-105
- [7] Lee Y, Oleszkiewicz J A. Effects of predation and ORP conditions on the performance of nitrifiers in activated sludge systems. *J. Water Res.*, 2003, 37: 4202-4210
- [8] Zeng Wei (曾薇), Peng Yongzhen (彭永臻), Wang Shuying (王淑莹), Cao Jingfeng (高景峰), Li Tanwei (李探微). Fuzzy control of SBR process using DO as parameter. *J. China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2000, 16 (4): 5-10
- [9] Lee Y, Oleszkiewicz J A. Effects of predation and ORP conditions on the performance of nitrifiers in activated sludge systems. *J. Water Res.*, 2003, 37: 4202-4210
- [10] Kim H, Hao O J. pH and oxidation-reduction potential control strategy for optimization of nitrogen removal in an alternating aerobic-anoxic system. *J. Water Environ. Res.*, 2001, 73: 95-102
- [11] Spe'randio M, Queinnec I. Online estimation of wastewater nitrifiable nitrogen, nitrification dynamics and denitrification rates, using ORP and DO dynamics. *J. Water Sci. Technol.*, 2004, 49: 31-38
- [12] Cui Youwei (崔有为), Wang Shuying (王淑莹), Yu Deshuang (于德爽), Zhu Guibing (祝贵兵), Peng Yongzhen (彭永臻). Feasibility on DO as the control parameter for SBR process treating saline wastewater research on computerized control. *Water & Wastewater Engineering* (给水排水), 2003, 29 (6): 54-58
- [13] Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th ed. Washington D C, USA: American Public, 1995
- [14] Campos J L, Mosquera-Corral A, Sanchez M, Mendez R, Lema J M. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. *J. Water Res.*, 2002, 36 (10): 2555-2560
- [15] Chen G H, Wong Man-Tak, Okabe Satoshi. Dynamic response of nitrifying activated sludge batch culture to increased chloride concentration. *J. Water Res.*, 2003, 37: 3125-3135
- [16] Dahl C, Sund C, Kristensen G H, Vredendregt L. Combined biological nitrification and denitrification of high salinity wastewater. *J. Water Sci. Technol.*, 1997, 36 (2/3): 345-352