

SBR法短程深度脱氮过程分析与控制模式的确立

杨庆¹, 彭永臻^{1*}, 王淑莹¹, 顾升波¹, 刘秀红², 李凌云¹

(1. 北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124; 2. 北京城市排水集团有限责任公司, 北京 100022)

摘要: 为了实现稳定的 SBR 法短程深度脱氮技术, 考察了实际生活污水处理过程中 pH 值的变化规律及其影响因素。通过对生物脱氮过程机制和碳酸平衡过程的分析可知, pH 值在氨氧化结束和反硝化结束时都会出现明显的变化点, 对于采用 SBR 工艺处理有机物浓度较低、碱度适中的生活污水或城市污水的过程来说, 采用 pH 值作为控制参数一方面可以保证出水水质达到 TN < 1 mg/L 的深度脱氮效果; 另一方面防止了过度曝气引起短程硝化率降低, 对于短程深度脱氮的稳定起到了重要作用。在理论分析和试验研究的基础上建立了 SBR 法短程深度脱氮过程的实时控制策略, 在控制策略中设置了 18 个可调节的变量, 以适应不同的水质并保持控制策略的准确性。该控制策略的建立为开发短程深度脱氮的控制软件和控制系统奠定了基础。

关键词: SBR; 短程深度脱氮; pH 值; 控制策略

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)04-1084-06

Analysis and Establishment of Control Modes of Advanced Nitrogen Removal via Nitrite in SBR

YANG Qing¹, PENG Yong-zhen¹, WANG Shu-ying¹, GU Sheng-bo¹, LIU Xiu-hong², LI Ling-yun¹

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. Beijing Urban Water Drainage Group Ltd., Beijing 100022, China)

Abstract: To achieve stable advanced nitrogen removal via nitrite in SBR, factors influencing pH variation in treating real domestic wastewater were investigated. The characteristic points were found to be appeared obviously on pH profile at both ends of ammonia oxidization and denitrification by analyzing the mechanism of biological nitrogen removal and the balance of carbonic acid. Using pH as control parameter in SBR for treating domestic or municipal wastewater with low organic concentration and suitable alkalinity could achieve advanced nitrogen removal with effluent TN below 1 mg/L. Moreover, it could prevent the decrease of nitrite accumulation rate causing by excessive aeration, which plays an important role on the stability of advanced nitrogen removal via nitrite. Based on theoretical analysis and experimental study, the real-time control strategy of advanced nitrogen removal via nitrite was established. To accommodate the different water quality and retain the accuracy of control strategy, 18 adjustable variables were set up in control strategy. The control strategy established a foundation for developing control software and control system of advanced nitrogen removal via nitrite.

Key words: SBR; advanced nitrogen removal via nitrite; pH value; control strategy

氮磷污染物的过量排放是造成水体富营养化的主要原因。污水的深度脱氮问题是当今污水处理厂亟待解决的主要难题。短程生物脱氮技术是将生物硝化过程控制在氨氧化阶段, 而后直接进行反硝化, 不但节省了 NO₂⁻-N 进一步曝气氧化所需的能源, 而且也节省了反硝化 NO₃⁻-N 过程所需的碳源。在采用 SBR 工艺处理低 C/N 的城市污水和某些工业废水时, 实现短程硝化反硝化对于提高脱氮效率、节省能源和碳源具有重要的意义。

短程生物脱氮技术最早在荷兰被开发出来, 并成功地应用于处理多种高氨氮废水, 如污泥厌氧消化的上清液^[1]、屠宰废水及垃圾渗滤液^[2]等。人们提出了多种实现短程生物脱氮的方法, 如高温^[3]、低 DO^[4]、游离氨^[2,5]抑制等, 但这些方法都存在着适用范围窄、工艺稳定性差的缺点。Yang 等^[6]、Wang 等^[7]

在提高短程生物脱氮工艺稳定性方面进行了基础研究, 本试验在前期基础上, 进一步分析了反应过程的关键影响因子, 并建立了短程深度脱氮的控制策略, 为开发短程深度脱氮的控制软件奠定了基础。

1 材料与方法

1.1 试验用水及种泥

试验用废水取自北京工业大学家属区生活污水, 生活污水水温随季节波动较大, 为便于试验研究, 将原污水进行适当的预热。试验期间原水的

收稿日期: 2008-05-07; 修订日期: 2008-07-01

基金项目: “十一五”国家科技支撑计划项目(2006BAC19B03); 北京市教委科技创新平台项目(PXM2008_014204_050843); 北京市教委“高层次人才资助计划”项目

作者简介: 杨庆(1979~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为污水脱氮除磷新工艺与过程控制, E-mail: bf58021@163.com

* 通讯联系人, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

SCOD 平均值为 176.4 mg/L, TN 平均值 69.3 mg/L, C/N 平均值为 3.2, 属于低 C/N 污水. 试验用种泥为北京市某城市污水处理厂的回流污泥, 经 1.5 个月的培养与驯化后, 系统进入稳定状态, 污泥浓度和 SRT 分别为 $2\,000\text{ mg L}^{-1}$ 和 16 d.

1.2 试验装置与运行模式

采用的试验装置为有机玻璃制成的 SBR 反应器, 如图 1 所示. 上部为圆柱形, 底部呈圆锥体, 高 500 mm, 直径 20 cm, 总有效容积 14 L. 在反应器壁上的垂直方向设置一排间距 10 cm 的取样口, 用以取样和排水; 底部设有排泥管; 以黏砂块作为微孔曝气器, 采用鼓风曝气, 转子流量计调节曝气量; 反应器由温度控制仪控制反应器内温度. SBR 工艺运行过程中采用限制性曝气, 瞬时进水, 曝气(去除有机物和硝化反应)和缺氧搅拌(反硝化)的时间根据在线检测 pH 值的变化来确定.

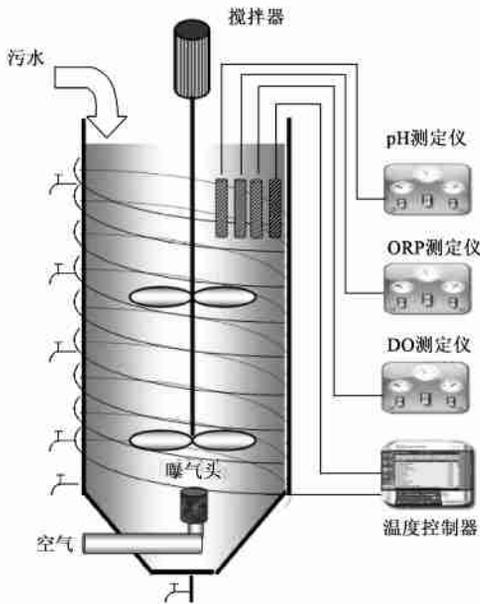


图 1 SBR 试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of experimental set-up in SBR process

1.3 分析检测方法

应用 DO、pH 和 ORP 测定仪在线检测反应过程中 DO、pH 和 ORP 的变化情况. DO、pH 和 ORP 分别使用 WTW340i DO、pH 和 ORP 测定仪测定. 试验中 COD、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 MLSS 的分析方法均按照国家环境保护局发布的标准方法, TOC 及 TN 使用 multi N/C 3000 TOC/TN 分析仪测定.

2 结果与分析

2.1 短程生物脱氮过程控制参数的选择

实现短程生物脱氮的关键在于硝化反应进程的控制, 因此选择能够准确反映 SBR 法硝化过程中氨氧化反应进程的控制参数至关重要.

SBR 反应过程的控制参数一般分为直接参数和间接参数 2 种, 直接参数是指通过在线传感器直接获得的 COD、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 等污染物的浓度值, 直接参数虽然直接、方便, 但是由于传感器价格昂贵、存在滞后性等原因, 一直以来应用得不是很多. 间接参数是指一些与污染物浓度存在一定关系、可以间接反映系统内反应过程的控制参数. 如 DO、pH 值、ORP 等. 间接控制参数由于检测方便、经济实用, 因此应用比较广泛. 在好氧阶段 DO 和 pH 可以指示氨氧化反应的进程^[6]. 当硝化结束后, 停止曝气进入缺氧阶段, ORP 和 pH 曲线上的变化点可准确指示反硝化终点^[6].

短程生物脱氮过程控制参数的选择理由: DO 仅在好氧阶段起作用, 在缺氧阶段 DO 值始终都是 0, 因此如果采用 DO 作为控制参数, 在缺氧阶段就必须结合其他控制参数, 这给控制策略的编制和控制系统的建立带来了麻烦. 同理, ORP 仅在缺氧阶段有明显的变化点, 在好氧阶段一直上升, 没有明显的变化点, 因此也必须结合其他的控制参数. pH 值在氨氧化结束和反硝化结束时都会出现明显的变化点, 采用 pH 值作为控制参数既可以控制硝化反应, 也可以控制反硝化反应. 既可以节省数据存储的空间, 同时还可以减少控制器的运算次数, 控制策略的编写也得到了简化. DO 在氨氧化结束时出现的是“氨氮超越点”, 即 DO 的上升速率加快, pH 值在氨氧化结束时出现的是“氨谷”, 即由下降变上升, 2 种曲线的变化规律相比, pH 值曲线的变化规律比较容易用计算机语言实现, 而且稳定性也比较高. 具体情况在后面的部分详细论述. 同理, 在缺氧阶段 ORP 曲线出现的变化点也是速率的突然变化, 不如 pH 值曲线的变化规律容易用计算机语言实现.

基于以上分析, 综合考虑硝化反硝化 2 个过程, 控制策略主要依据 pH 的在线信息而建立, DO 及 ORP 分别作为硝化及反硝化过程的辅助控制参数.

2.2 污水短程深度脱氮过程中 pH 变化规律的理论分析

虽然与其他控制参数相比 pH 值具有一定的优势, 但是在实际污水生物处理过程中, 系统中的 pH 值变化规律受到诸多因素的影响. 图 2 是恒 DO 条件下 3 段进水的 SBR 法处理实际城市污水的短程深度脱氮过程. 从中可看出, 在第 2 和第 3 个好氧阶

段,当氨氮基本降解完全时(即反应进行到 269 min、449 min 时),pH 值并没有出现“由下降变上升”的明显拐点,只是 pH 值的下降速率变缓,或者 pH 值保持不变.这样就无法对反应过程进行准确的指示.导致这种现象的原因是:影响 pH 值变化的因素有很多,pH 值曲线的变化规律是微生物生长繁殖等生化反应、外加化学物质引起的化学反应与反应器操作运行状态变化引起的化学反应等原因协同作用的结果.为了建立准确、稳定且适应性强的控制策略,有必要深入分析在污水处理短程深度脱氮过程中影响 pH 值变化的主要因素及其理论依据.

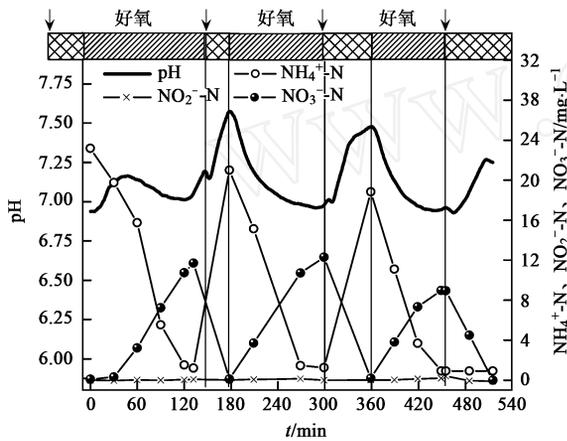
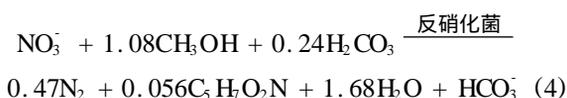
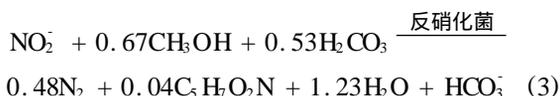
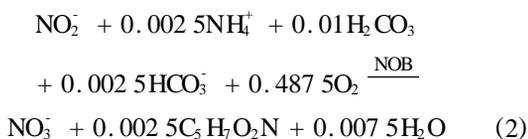
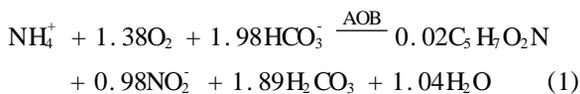


图 2 3 段进水 SBR 法脱氮效果及 pH 变化规律
Fig. 2 Nitrogen removal efficiency and pH variation in three step-feeding SBR

2.2.1 污水短程深度脱氮过程中生化反应对 pH 值的影响

污水生物脱氮是在微生物的作用下,将氨氮转化为 N₂ 的过程,整个过程包括硝化和反硝化 2 个阶段.如果用 C₅H₇O₂N 表示微生物细胞,则由式(1)、(2)、(4)可以描述完整的全程硝化反硝化过程;由式(1)、(3)可以描述完整的短程硝化反硝化过程.



由方程式(1)~(4)可得出以下结论: NH₄⁺-N 被氨氧化菌氧化的过程会消耗大量碱度,式(1)中,每氧化 1 mol NH₄⁺-N 产生相当于约 2 个电子当量 H⁺ 的 H₂CO₃,使得系统内的 pH 值下降;而式(2)中,亚硝酸氮的氧化过程则几乎不会消耗碱度,没有氢离子产生;在反硝化过程中,如式(3)、(4)所示,反应过程中将产生碱度,使得 pH 值上升.短程硝化反硝化过程与全程硝化反硝化过程相比,节省了近 25% 的需氧量和近 40% 的碳源.

在这 2 个反应过程中,pH 值的变化规律和碳酸盐碱度的变化具有密切的关系,为了更加深入地了解 pH 值曲线上特征点产生的原因,有必要深入分析污水短程深度脱氮过程中的碳酸平衡及其对 pH 值的影响.

2.2.2 污水短程深度脱氮过程中的碳酸平衡及其对 pH 值的影响

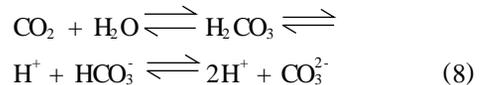
碳酸在水中有 3 种不同的化合态:分子态游离碳酸 CO₂ + H₂CO₃、重碳酸盐 HCO₃⁻、以及碳酸盐碳酸 CO₃²⁻.分子态碳酸之间的平衡式为:



碳酸的分级离解平衡式为:



综合各级平衡式可得:



根据文献[8]中报道的水中碳酸平衡与 pH 值的关系,溶液中只存在 CO₂ 和 H₂CO₃ 的特征点为 p₂ (pH = 4.5 左右),HCO₃⁻ 占最大比例的特征点 p₁ (pH = 8.34),溶液中 CO₃²⁻ 对 HCO₃⁻ 占绝对优势的特征点为 p₀ (pH = 12.18);pH = 6.35 时 [HCO₃⁻] = [H₂CO₃];pH = 10.33 时 [HCO₃⁻] = [CO₃²⁻].

上述特征点中最有意义的是 pH = 8.34,当溶液的 pH 超过 8.34 时,H₂CO₃ 的浓度可以忽略不计,认为水中只存在 HCO₃⁻ 和 CO₃²⁻ 的二级碳酸平衡;当溶液的 pH 值低于 8.34 而高于 6.35 时,可以认为 CO₃²⁻ 是微量的,水中只有 H₂CO₃ (CO₂ + H₂O) 和 HCO₃⁻,可以只考虑一级碳酸平衡.对于有机物浓度较低、水质比较稳定的城市污水而言,SBR 反应系统混合液中 pH 值常在中性左右,pH 制的范围一般在 6.5~8.3 之间,所以只考虑一级碳酸平衡,如式(9)~(11)所示.



$$K_1 = \frac{[\text{HCO}_3^-][\text{H}^+]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} \quad (10)$$

$$\text{pH} = \text{p} K_1 - \lg \frac{[\text{H}_2\text{CO}_3]}{[\text{HCO}_3^-]} \quad (11)$$

如式(11)所示,混合液的 pH 值取决于系统中 H_2CO_3 ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$) 和 HCO_3^- 浓度. 在溶液 pH 值和各化合态碳酸物含量中有一项受外界影响而有所变化时,都会引起其他各项的相应变化,趋向于建立新的平衡. 当氨氮被氧化完全时,不再有碱度被消耗,而持续的曝气吹脱 CO_2 ,使得溶于水中的 CO_2 含量逐渐降低,也即水中的 H_2CO_3 浓度降低,式(9)平衡方程产生向左移动的趋势,导致溶液中解离的 $[\text{H}^+]$ 不断降低,溶液 pH 逐渐升高. 同理,短程反硝化过程 (NO_2^- -N 被还原的过程) 由于不断消耗 H_2CO_3 而产生 HCO_3^- ,因此系统内的 pH 值不断上升,当 NO_2^- -N 被全部还原后,系统进入了厌氧产酸阶段,因而导致 pH 值出现了由上升变下降的特点.

基于前面论述的生化反应机制和碳酸平衡对 pH 值的影响,可以很好地解释图 3 中所产生的“没有明显变化点”现象. SBR 工艺生物脱氮过程中氨氧化结束时 pH 值的变化点,是由于系统内不再产生 H^+ ,而 CO_2 不断被吹脱而引起的. 因此 CO_2 的吹脱程度直接影响 pH 值的变化规律,图 2 的反应过程是在控制系统内 DO 恒定的条件下进行的,随着氨氧化过程的进行,系统内的需氧量逐渐降低,为了保持 DO 值的恒定,曝气量也会不断降低,当氨氧化过程结束时,系统的曝气量降到最低,此时 CO_2 的吹脱也受到了较大影响,同时第 2 个和第 3 个好氧阶段,系统内的碱度已不是很充足,因此 pH 值曲线不会出现明显的由下降转上升的拐点. 掌握了反应过程中的各种特殊现象,可以制定更加全面的控制策略.

2.2.3 其他因素对 pH 值变化规律的影响

在 SBR 法反硝化过程需要投加一定的有机物来补充碳源,常用的碳源均是一些化学结构简单、容易被微生物利用的有机物,如甲醇、乙醇、乙酸钠等,这些物质的加入往往也会引起 pH 值变化曲线出现微小的变化. 本试验中反硝化过程投加乙醇作为碳源,在投加碳源时刻 pH 值曲线上出现一段小幅度的下降,之后由于反硝化过程的开始, pH 值上升. 反硝化过程是根据 pH 值由上升变下降的变化点来控制的,因此必须考虑加碳源时的参数信息,才能保证控制策略的准确性. 如果在制定控制策略时没有充

分考虑以上因素,往往会造成误判,从而影响出水水质.

一些学者对 SBR 法生物脱氮过程中 pH 值的变化规律也进行了一系列深入研究. 高景峰等^[9]认为,污水中的碱度对 pH 值在硝化阶段的变化规律具有较明显的影响. 当系统内碱度过剩时, pH 值将呈一直上升的趋势,当系统内碱度不足时, pH 值在硝化结束时下降速率变小. 水质对 pH 值的变化规律也有一定影响,高大文等^[10]采用豆制品废水、李勇智等^[11]采用制药废水、曾薇等^[12]采用化工废水都对 SBR 法生物脱氮过程的 pH 值变化规律进行过研究,其变化规律具有一定的相似性,不同废水的控制策略可以通过设定控制参数的范围来调节. 本试验采用的生活污水碱度处于适中的范围且水质相对比较稳定, pH 值的变化范围在 6.5 ~ 8.0 之间,变化规律具有较好的重现性.

2.2.4 以 pH 值作为控制参数对于稳定短程生物脱氮的意义

大量研究证明,在 SBR 法硝化反应过程中, pH 值曲线上“由下降变上升”特征点的出现,指示了氨氧化过程的结束,此时停止曝气,一方面可以使氨氮被彻底氧化,保证了出水水质达到 $\text{TN} < 1 \text{ mg/L}$ 的深度脱氮效果;另一方面,防止了过度曝气引起亚硝酸盐氮进一步氧化为硝酸盐氮,减少了亚硝酸氧化菌的生长机会. 如果以 pH 值作为控制参数的实时控制是短程深度脱氮的一个实现条件,那么对于短程深度脱氮的稳定,实时控制则是一个决定性的必要条件. 它将进一步增大 AOB 在硝化菌群中的优势,同时又尽可能的减少了 NOB 的生长机会,使 NOB 逐渐从系统中被淘洗出去,从而逐渐优化了硝化菌群的结构,为进一步克服低温、低氨氮负荷等不利条件奠定了基础.

2.3 SBR 法短程深度脱氮过程控制策略的建立

基于以上思想,以 pH 值作为控制参数建立的 SBR 法短程深度脱氮过程控制策略如图 5 所示,在控制策略中,共设置了 18 个可调节的变量,以适应不同的水质. 其中 $t_1 \sim t_{16}$ 分别是控制反应进程的时间变量,单位为 min. a 为采用分段进水模式时设置的进水的次数, b 为总的循环次数.

控制策略运行的主要流程分为进水、反应、沉淀、排水、闲置 5 个阶段,系统启动后,开启进水泵,向反应器内充水,当达到 t_1 时间时,停止进水,进入反应阶段,开始曝气.

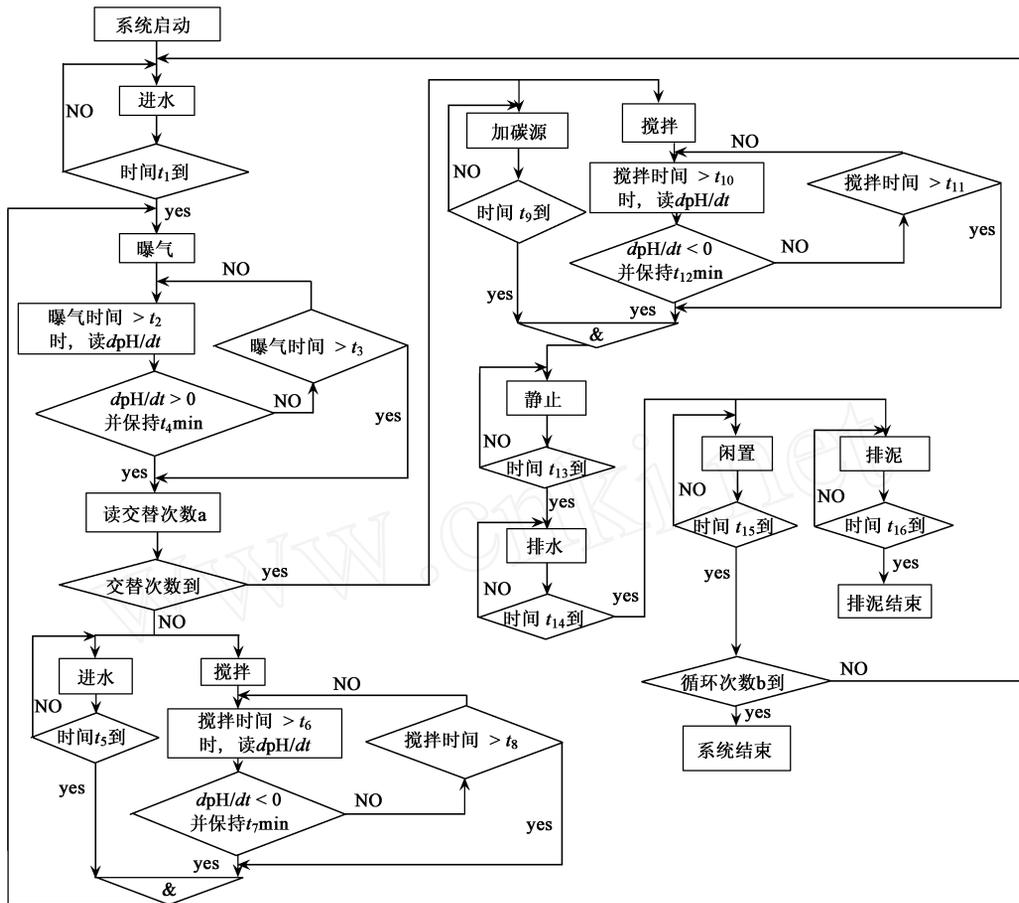


图3 SBR系统实时控制策略流程

Fig.3 Flow chart of real-time control strategy in SBR

为了去除反应刚开始时 pH 值的波动和去除有机物时 pH 值的上升过程, 设置在曝气开始 t_2 时间后再读取 pH 传感器采集的信号, 4 ~ 20 mA 的电信号分别对应 pH 值 0 ~ 14, 传感器采集的电信号经 A/D 转换为数字信号后, 输入实时过程控制器, 首先经过滤波处理, 采用移动平均的办法去除在线参数曲线上干扰, 然后进行求导计算, 得到过程实时控制变量, 并根据控制策略对得到的控制变量进行比较. 当 pH 值的一阶导数由负变正 ($dpH/dt > 0$) 并保持 t_4 时间或系统达到设定的最大曝气时间 t_3 时, 即可判断硝化反应结束, 停止曝气进入下一工序.

由于采用交替进水的反应模式, 在缺氧阶段系统将首先读取控制器内预先设定的交替次数 a , 当没有达到设定的交替次数时, 系统将进入加原水搅拌工序, 当达到交替次数后, 系统将跳出循环, 进入到加碳源搅拌工序. 加原污水搅拌工序: 根据预先设定的进水时间 t_5 加入原水, 系统在搅拌过程中进入缺氧反硝化过程, 为了去除加原水后 pH 值的波

动, 设置在搅拌开始 t_6 时间后 (一般来说 $t_6 > t_5$) 再采集并处理在线 pH 信号, 当 pH 值的一阶导数由正变负 ($dpH/dt < 0$) 并保持 t_7 时间或系统达到设定的最大搅拌时间 t_8 时, 即可判断反硝化反应结束. 之后开始曝气, 去除原水中带入的氨氮, 控制思想与前面的好氧阶段相同. 加碳源搅拌工序: 与前面类似, 预先设定加碳源时间为 t_9 , 系统在搅拌过程中进入缺氧反硝化过程, 为了去除加碳源后 pH 值的波动, 设置在搅拌开始 t_{10} 时间后 (一般来说 $t_{10} > t_9$) 再采集并处理在线 pH 信号, 当 pH 值的一阶导数由正变负 ($dpH/dt < 0$) 并保持 t_{12} 时间或系统达到设定的最大搅拌时间 t_{11} 时, 即可判断反硝化反应结束. 进入后面的工序, 分别设置沉淀时间为 t_{13} , 排水时间为 t_{14} , 闲置时间为 t_{15} , 排泥时间 (即排泥泵启动的时间) 为 t_{16} . 各工序按照事先设置好的时间依次进行. 当系统运行达到总的循环次数时, 结束运行过程.

完善的控制策略既可以使氨氮被彻底氧化,保证了出水水质,同时还防止了过度曝气引起的短程硝化率降低,是稳定短程深度脱氮的必要条件。

3 结论

(1) pH 值在氨氧化结束和反硝化结束时都会出现明显的变化点,与 DO、ORP 等控制参数相比,选取 pH 值作为短程深度脱氮过程的控制参数既可以节省数据存储的空间,同时可以减少控制器的运算次数,使控制策略得到简化。

(2) 通过对生物脱氮过程机理和碳酸平衡的分析可知,对于采用 SBR 工艺处理有机物浓度较低、碱度适中的生活污水或城市污水的过程来说,采用 pH 值作为控制参数一方面可以保证出水水质达到 $\text{TN} < 1 \text{ mg/L}$ 的深度脱氮效果;另一方面防止了过度曝气引起短程硝化率降低,对于短程深度脱氮的稳定起到了重要作用。

(3) 以 pH 值作为控制参数建立了 SBR 法短程深度脱氮过程的实时控制策略,在控制策略中,设置了 18 个可调节的变量,以适应不同的水质并保持控制策略的准确性。该控制策略的建立为开发短程深度脱氮的控制软件和控制系統奠定了基础。

参考文献:

- [1] Hellinga C, Schellen A A J C, Mulder J W, *et al.* The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water [J]. *Water Sci Technol*, 1998, **37**(9): 135-142.
- [2] Peng Y Z, Zhang S J, Zeng W, *et al.* Organic removal by

denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate[J]. *Wat Res*, 2008, **42** (4-5): 883-892.

- [3] Balmelle B, Nguyen K M, Capdeville B, *et al.* Study of Factors Controlling Nitrite Build-up in Biological Processes for Water Nitrification [J]. *Wat Sci Technol*, 1992, **26** (5-6): 1017-1025.
- [4] Ruiz G, Jeison D, Chamy R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration [J]. *Wat Res*, 2003, **37** (6): 1371-1377.
- [5] Kim D J, Kim S H. Effect of nitrite concentration on the distribution and competition of nitrite-oxidizing bacteria in nitrification reactor systems and their kinetic characteristics [J]. *Wat Res*, 2006, **40** (5): 887-894.
- [6] Yang Q, Peng Y Z, Liu X H, *et al.* Nitrogen Removal via Nitrite from Municipal Wastewater at Low Temperatures using real-time Control to Optimize Nitrifying Communities [J]. *Environ Sci Technol*, 2007, **41** (23): 8159-8164.
- [7] Wang S Y, Gao D W, Peng Y Z, *et al.* Alternating Shortcut Nitrification-Denitrification for Nitrogen Removal from Soybean Wastewater by SBR with Real-Time Control [J]. *J Environ Sci China*, 2004, **16**(3): 380-383.
- [8] 汤鸿霄. 水和废水化学基础[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1979. 256-264.
- [9] 高景峰, 彭永臻, 王淑莹. 以 pH 作为 SBR 法硝化过程模糊控制参数的基础研究[J]. *应用与环境生物学报*, 2003, **9**(5): 549-553.
- [10] 高大文, 彭永臻, 王淑莹, 等. 利用 ORP 和 pH 控制豆制品废水的处理过程[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2003, **35**(6): 647-650.
- [11] 李勇智, 彭永臻, 王淑莹. 高氨氮制药废水短程生物脱氮[J]. *化工学报*, 2003, **54**(10): 1482-1485.
- [12] 曾薇, 彭永臻, 王淑莹. 以 DO、ORP、pH 作为两段 SBR 工艺的实时控制参数[J]. *环境科学学报*, 2003, **23**(2): 252-256.