

短程硝化生物脱氮工艺的稳定性

高大文^{1,2}, 彭永臻³, 王淑莹³

(1. 东北林业大学森林资源与环境学院, 哈尔滨 150040; 2. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090; 3. 北京工业大学 环境与能源工程学院, 北京 100022)

摘要:采用序批式活性污泥法(SBR)处理实际豆制品废水,系统研究了温度和曝气时间对短程硝化反硝化生物脱氮工艺稳定性的影响.结果表明,反应器内温度只有超过 28℃时,利用温度实现的短程硝化反硝化生物脱氮工艺才能稳定地运行;另外,首次发现过度曝气对短程硝化影响较大,在过度曝气条件下运行 12d,硝化类型就由 NO_2^- -N 累积率为 96% 的短程硝化转变为 NO_2^- -N 累积率为 39.3% 的全程硝化.因此,为使短程硝化反硝化生物脱氮工艺稳定、持久地运行必须实现该工艺的实时控制.

关键词:温度;过度曝气;SBR;短程硝化反硝化;实时控制

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2005)01-0063-05

Stability of Shortcut Nitrification Denitrification

GAO Da-wen^{1,2}, PENG Yong-zhen³, WANG Shu-ying³

(1. College of Forest Resources and Environment, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China; 2. School of Municipal & Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 3. School of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China)

Abstract: The effects of temperature and aeration time on the stability of shortcut nitrification-denitrification are studied specially in some experiments are carried on a sequencing batch reactor (SBR) fed with soybean wastewater. Results show that shortcut nitrification-denitrification achieved by controlling temperature was not stable until the temperature was more than 28℃. In addition, for the first time strong effect of excess aeration on shortcut nitrification-denitrification is observed. When the system run under excess aeration for twelve days, the type of nitrification turned from shortcut nitrification which nitrosation rate (NO_2^- -N/ NO_x^- -N) was more than 96% to complete nitrification which nitrosation rate (NO_2^- -N/ NO_x^- -N) was less than 39.3%. So, in order to make shortcut nitrification-denitrification run stably, real-time process control must be used.

Key words: temperature; excess aeration; SBR; shortcut nitrification-denitrification; real-time control

虽然很多因素会导致硝化过程中 NO_2^- -N 积累,但到目前为止,经 NO_2^- 途径在实际工程中实现生物脱氮的成功应用并不多见.其主要原因是影响 NO_2^- 积累的控制因素比较复杂,并且硝酸菌能够迅速地将 NO_2^- 转化为 NO_3^- ,因此,造成已经实现的短程硝化脱氮工艺又恢复为全程硝化过程.目前在工程中成功应用的短程硝化反硝化生物脱氮技术只有荷兰 Delft 技术大学开发的 SHARON 工艺,但是,目前该工艺仅用来处理污水处理厂中污泥消化液^[1-4].SHARON 工艺是利用在高温(30~35℃)下亚硝酸菌的比增长速率大于硝酸菌这一微生物动力学特性来实现短程硝化反硝化生物脱氮工艺.而对于大多数污水处理工程来说,大水量升温并保持在 30~35℃很难实现.本文针对目前短程硝化反硝化生物脱氮工艺中存在的 NO_2^- -N 积累不稳定等问题,研究分析温度和曝气时间对短程硝化类型的影响,找出实现短程硝化反硝化的临界温度和最佳曝气时间的控制方法,为最终实现稳定、持久的短程硝

化反硝化生物脱氮工艺奠定理论基础.

1 实验材料与方法

试验装置为 SBR 反应器,由有机玻璃制成(如图 1),上部为圆柱形,底部呈圆锥体,高 700 mm,直径 300 mm,总有效容积 38 L.在反应器壁上的垂直方向设置一排间距 50 mm 的取样口,用以取样和排水;底部设有排泥管;以粘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;反应器外壁缠有电热保温丝,由温度控制仪控制反应器内温度,用温度传感器在线监测反应器内水温的变化;用 pH 计(pHS-3C)和具有 Ag/AgCl 复合电极的哈纳 pH211 型 ORP 仪分别在线测定反应过程中的 pH 值和 ORP 值,并根据反应阶段 ORP 和 pH 值的变

收稿日期:2004-02-03;修订日期:2004-03-04

基金项目:国家自然科学基金重点资助项目(50138010);黑龙江省自然科学基金资助项目(E0230)

作者简介:高大文(1967~),男,博士,副教授,主要从事污水生物处理及其智能控制的研究,现在清华大学环境科学与工程系做博士后. E-mail:gdw@tsinghua.edu.cn

化逐时取样测定 COD 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 MLSS 和碱度等指标.文中给出的试验结果都是经过几个运行周期试验得出重现性很好的试验数据.

试验用废水取自某豆腐加工厂排放的黄泔水, COD 浓度 $10\,000 \sim 15\,000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{pH} 3.5 \sim 5.0$. 为了便于研究,本试验用自来水对黄泔水进行了稀释,使进水 COD 浓度维持在 $400 \sim 800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,并根据试验投加一定量氯化铵来维持反应器内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在 $25 \sim 75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

试验中所采用的分析方法均按照文献[5].

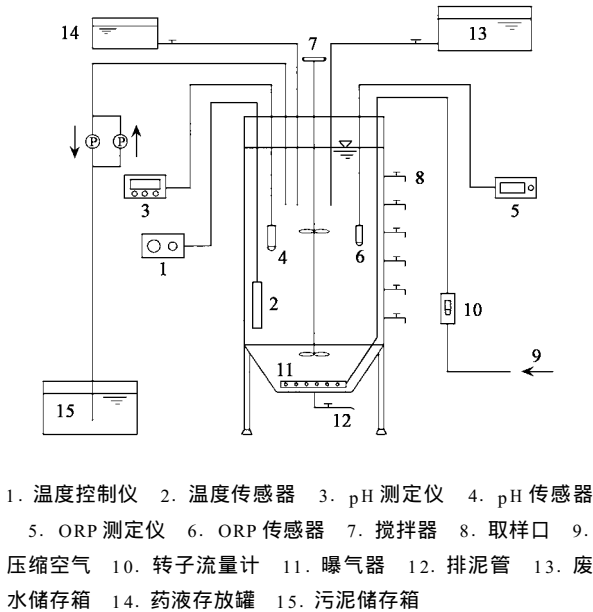


图 1 SBR 试验系统与控制示意图
Fig.1 The schematic diagram of experimental system with control equipment in SBR process

2 试验结果与分析

2.1 温度对短程硝化的影响

大量研究表明,在硝化系统中,温度是影响 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积的主要因素之一.通过前面的研究^[6],在高温条件下($31\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$)容易获得短程硝化,而常温下硝化类型以全程硝化为主.因此,只有研究降低温度对硝化类型的影响,找出影响短程硝化的临界温度才能保证该工艺的稳定运行.同时,降低温度后实现的短程硝化不仅有利于节约运行费用,更有利于该工艺在实际工程中推广应用.

试验中用时间控制 SBR 法处理豆制品废水的 5 个阶段,具体运行参数为:短时注水,曝气 8 h,搅拌 1 h,排水 0.5 h,闲置 14.5 h.为了准确确定短程硝化的临界温度,尽量减少反应体系内硝酸菌对试验的干扰,本研究采取从高温到低温进行试验,同时,

高温实现的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积率要求达到 96 %以上.选择起始温度为 $31\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$,以后逐渐降低反应器温度直到曝气结束时出水中以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为主时试验结束.当曝气结束时出水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 变化不大时,每个试验温度进行 1 个月.试验结果如表 1 ~ 3 所示.

由表 1 和表 2 可以看出,当反应器温度从 $31\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下降到 $30\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,硝化类型没有改变, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积率保持在 97 %以上,曝气结束时出水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度始终低于 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.整个脱氮过程仍属于短程硝化反硝化生物脱氮.但是,当温度继续降低时,硝化类型开始改变.由表 3 可以看出,反应器温度由 $30\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ 降低到 $28\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,仅经过 14d 的运行,曝气结束时出水中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 就减小为 $1.73 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,而 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 却增长到 $34.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积率从 94 %下降到 4.7 %,硝化类型从短程硝化转化为全程硝化.

因此,当采用控制温度实现短程硝化反硝化生物脱氮工艺时, $28\text{ }^{\circ}\text{C}$ 是该工艺的临界温度,即反应器温度只有大于 $28\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,该利用温度实现短程硝化脱氮工艺才能稳定、持久地运行.另外,试验中还发现,由短程硝化恢复为全程硝化速率很快.由此说明,一旦环境温度不对硝酸菌生长构成严重限制时,硝酸菌能够迅速通过氧化 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 而繁殖,又因为短程硝化过程为硝酸菌提供了充分的底物,使得硝酸菌的增殖速率大大提高.从另外一个角度也说明短程硝化脱氮工艺不稳定,受环境因素影响较大.

2.2 曝气时间过长对短程硝化的影响

众所周知,硝化反应是分步骤进行的,首先亚硝酸菌以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 作为底物将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 氧化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,然后,硝酸菌以亚硝酸菌的产物 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 作为底物将 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 氧化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 完成全程硝化过程.而短程硝化反应是通过各种途径阻止硝酸菌氧化 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,使硝化反应停留在亚硝化阶段.但是即使 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积率在 96 %以上, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度在 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下时, SBR 反应器中仍存在一定量的硝酸菌,当外界条件变为对硝酸菌有利时,硝酸菌就会大量繁殖,逐渐使已经实现的短程硝化转变为全程硝化.如果延长曝气时间,使硝酸菌长时间暴露在高溶解氧和高 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度条件下,是否会促进硝酸菌的生长和影响短程硝化的稳定性,目前未见国内外报道.针对这一问题开展了过度曝气对短程硝化的影响试验.

试验中保持进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,

表 1 温度为 31℃±0.5℃时硝化类型随反应周期的变化

Table 1 Variation of nitrified type with reaction cycles at 31℃±0.5℃

时间	NH ₄ ⁺ -N/ mg·L ⁻¹		NO ₂ ⁻ -N/ mg·L ⁻¹		NO ₃ ⁻ -N/ mg·L ⁻¹		NO ₂ ⁻ -N/ NO _x ⁻ -N/ %
	初始混合液	曝气结束时出水	初始混合液	曝气结束时出水	初始混合液	曝气结束时出水	
2002-04-26	34.92	0.00	0.01	16.19	0.64	0.64	96.22
2002-04-28	38.61	0.00	0.06	20.21	0.97	0.45	97.82
2002-04-30	37.05	0.00	0.01	19.98	0.36	0.32	98.40
2002-05-04	40.73	0.21	0.06	17.30	1.41	0.70	96.12
2002-05-06	41.73	0.00	0.01	19.15	0.75	0.76	96.18
2002-05-10	38.89	0.00	0.01	12.90	1.07	0.51	96.18
2002-05-15	44.84	0.30	0.04	20.61	0.70	0.31	98.51
2002-05-20	47.39	0.00	0.01	22.80	0.70	0.76	96.77
2002-05-25	53.06	0.00	0.01	19.87	1.26	0.32	98.39

表 2 温度为 30℃±0.5℃时硝化类型随反应周期的变化

Table 2 Variation of nitrified type with reaction cycles at 30℃±0.5℃

时间	NH ₄ ⁺ -N/ mg·L ⁻¹		NO ₂ ⁻ -N/ mg·L ⁻¹		NO ₃ ⁻ -N/ mg·L ⁻¹		NO ₂ ⁻ -N/ NO _x ⁻ -N/ %
	初始混合液	曝气结束时出水	初始混合液	曝气结束时出水	初始混合液	曝气结束时出水	
2002-05-28	61.65	0.69	0.08	35.98	1.32	0.66	98.19
2002-05-30	59.57	0.09	0.03	32.94	0.75	0.71	97.89
2002-06-05	54.22	0.69	0.03	33.80	0.51	0.84	97.57
2002-06-08	56.45	0.69	0.11	33.60	1.16	0.81	97.64
2002-06-11	54.96	0.00	0.23	36.40	1.01	0.77	97.92
2002-06-16	55.71	0.62	0.14	35.30	0.70	0.51	98.58
2002-06-21	56.75	0.39	0.06	30.89	0.70	0.41	98.68
2002-06-25	55.11	0.00	0.08	34.89	0.55	0.39	98.90
2002-06-28	55.71	0.00	0.07	33.38	0.69	0.90	97.38

表 3 温度为 28℃±0.5℃时硝化类型随反应周期的变化

Table 3 Variation of nitrified type with reaction cycles at 28℃±0.5℃

时间	NH ₄ ⁺ -N/ mg·L ⁻¹		NO ₂ ⁻ -N/ mg·L ⁻¹		NO ₃ ⁻ -N/ mg·L ⁻¹		NO ₂ ⁻ -N/ NO _x ⁻ -N/ %
	初始混合液	曝气结束时出水	初始混合液	曝气结束时出水	初始混合液	曝气结束时出水	
2002-07-01	56.45	0.84	0.17	21.78	0.885	1.35	94.18
2002-07-08	60.17	14.07	0.08	28.45	1.22	7.39	79.39
2002-07-10	59.42	6.78	0.20	32.09	0.75	19.83	61.80
2002-07-11	67.16	0.00	0.23	23.35	0.51	36.67	38.90
2002-07-12	63.29	0.00	0.13	10.42	0.65	36.42	22.24
2002-07-13	55.71	0.00	0.23	2.08	0.75	33.88	5.78
2002-07-14	49.61	0.00	0.33	1.73	0.50	34.70	4.74

初始 MLSS 3.5 ~ 4.0g·L⁻¹, 反应器温度恒定在 28℃±0.5℃, 曝气量为 0.6 m³·h⁻¹. 在此条件下, 考察过度曝气对短程硝化的影响. 同时为掌握过度曝气时 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 的变化, 进行了过度曝气条件下 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 随曝气时间的跟踪检测, 试验结果如图 2 ~ 图 5 所示.

由图 2 ~ 图 5 可以看出, 随着过度曝气运行周期数的增加, NO₃⁻-N 的含量逐渐增大, 当进行到 12 d 时, 曝气结束时出水中 NO₃⁻-N 的浓度超过 NO₂⁻-N, NO₂⁻-N 累积率为 39.3%, 硝化类型完全由短程转化为全程(图 4). 另外, 试验中还发现, 当短程硝化反应结束时(此时反应器内基本检测不到 NH₄⁺-N 浓度, 同时 NO₂⁻-N 达到最大值), 继续曝气

将使反应器内的 NO₂⁻-N 浓度减小, 而 NO₃⁻-N 浓度增加.

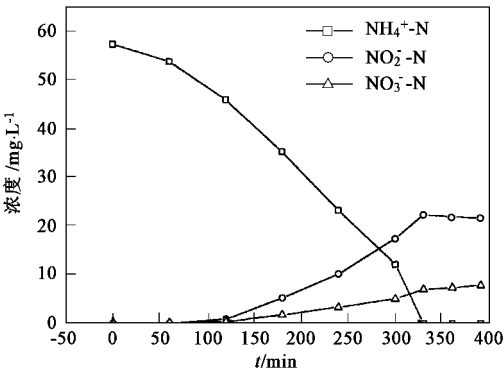


图 2 过度曝气 7d 后的硝化过程

Fig. 2 Nitrification after excess aeration for a week

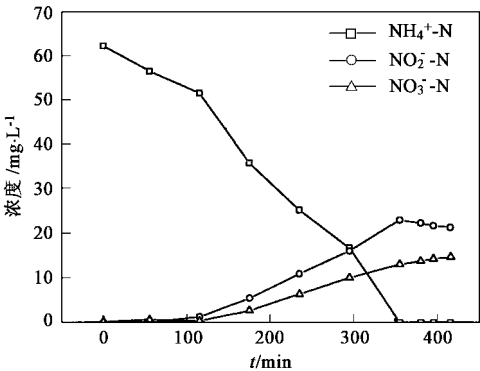


图 3 过度曝气 10 d 后的硝化过程

Fig. 3 Nitrification after excess aeration for ten days

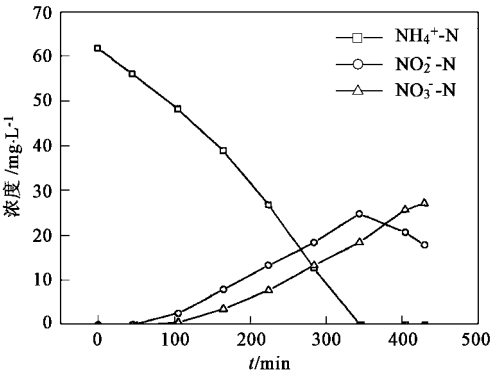


图 4 过度曝气 12 d 后的硝化过程

Fig. 4 Nitrification after excess aeration for twelve days

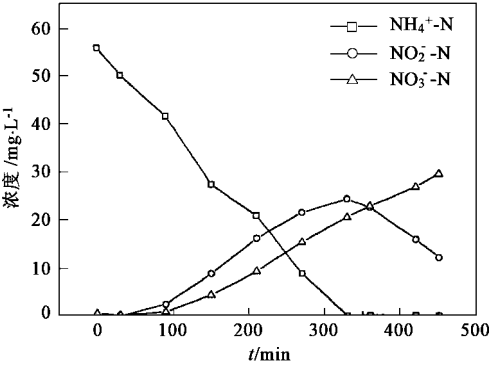


图 5 过度曝气 13 d 后的硝化过程

Fig. 5 Nitrification after excess aeration for thirteen days

图 2 给出了过度曝气 7 d 后的试验结果,由图 2 可以看出,曝气 330 min 时,SBR 反应器内基本检测不到 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,此时 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度达到最大值 $22.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度为 $6.98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,继续曝气到 360 min 时,反应器内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度没有变化,仍然是基本检测不到,而 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度却发生了变化,此时 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 减少了 $0.36 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,变为 $21.77 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 增加了 $0.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,变为 $7.30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;继续曝气到 390 min 时,反应器内

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 仍然没有变化,而 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 却减少为 $21.46 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 增加为 $7.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.由此说明,过度曝气有使短程硝化向全程硝化转化的趋势.

由图 3 ~ 图 5 看出,过度曝气 10 d、12 d 和 13 d 时,反应器内 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的变化趋势同图 2,所不同的是 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的变化速率随过度曝气的周期数增加而增大.过度曝气 7 d、10 d、12 d 和 13 d 的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 下降速率分别为 $0.0112 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 、 $0.0274 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 、 $0.0839 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 和 $0.1014 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$,而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的增加速率为 $0.0133 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 、 $0.0270 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 、 $0.1034 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 和 $0.0747 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$,可以看出不同周期的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 下降速率接近 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的增加速率,因此,可以推测过度曝气过程中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的减少是由硝酸菌氧化造成的.另外,过度曝气时 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 变化速率增大的原因是反应器内硝酸菌的量不断增加所致.

分析硝酸菌增加的原因主要有 3 点:①反应器开始时就存在硝酸菌,只是量很少,一旦外界环境变化为有利于其生长时,它将会迅速繁殖.②短程硝化的产物为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$,而硝酸菌生长所利用的底物恰恰就是 $\text{NO}_2^-\text{-N}$.③硝酸菌和亚硝酸菌均是好氧菌,当短程硝化结束时,继续曝气将为硝酸菌氧化 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 提供充足的溶解氧.

以上 3 点原因又是在过度曝气时硝化类型发生转变的必备条件.当短程硝化结束时,虽然反应器内聚集了大量的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$,由于反应器初始硝酸菌的量很少,所以,如果此时停止曝气,将不会影响硝化类型,整个硝化过程仍属于短程硝化.但是,如果继续曝气,因为此时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 已经被亚硝酸菌全部利用,亚硝酸菌对氧的利用率将大大降低,而硝酸菌此时所处的环境是充足的底物($\text{NO}_2^-\text{-N}$)和溶解氧,因此,硝酸菌会在氧化 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的同时使自身增殖.随着过度曝气试验条件的不断继续,硝酸菌的量也在不断地累加,最后使得硝化产物中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度远远大于 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的浓度,硝化类型由短程转变为全程,图 2 ~ 图 5 直观地描述出这一过程.

综上所述,曝气时间的合理分配对于短程硝化反硝化生物脱氮工艺至关重要,这一结论也同样适用于温度对短程硝化的影响.在研究温度对短程硝化的影响时,SBR 工艺 5 个阶段均是按固定时间分配的,其中曝气时间为 8 h,因此,不能排除过度曝气

对硝化类型转变的贡献。

有关曝气阶段采用固定时间控制的缺点在文献 [7] 中已作过详细论述。但是, 这些研究均未涉及过度曝气对短程硝化的影响, 本研究表明, 只有实现短程硝化的实时控制, 才能保证其稳定、持久的维持下去。基于此, 对过度曝气和正常曝气时的全程硝化和短程硝化进行了 ORP 和 pH 适时检测, 并绘出随曝气时间的变化曲线, 如图 6 和 7 所示。

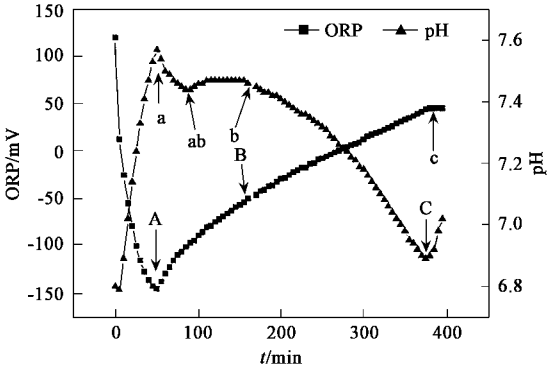


图 6 正常曝气时 ORP 和 pH 的变化

Fig. 6 Variation of ORP and pH during normal aeration

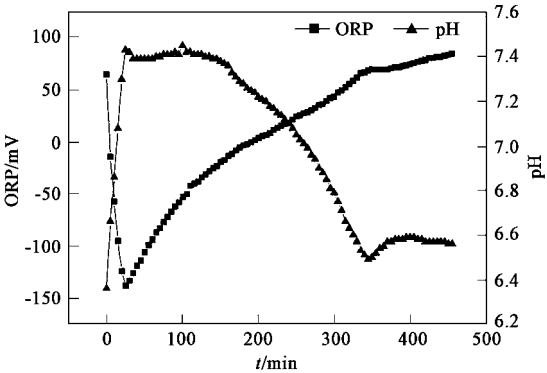


图 7 过度曝气时 ORP 和 pH 的变化

Fig. 7 Variation of ORP and pH during excess aeration

图 6 显示短程硝化期间正常曝气时反应器内 ORP 和 pH 值随时间的变化, 曝气过程中 ORP 共出现 3 个特征点 (A, B, C), pH 出现 4 个特征点 (a, ab, b, c), 分别表示了异养菌对有机物吸附、COD 难降解阶段、硝化开始和硝化结束, 其中表征短程硝化反应结束的特征点对整个工艺正常运行起着非常重要的作用。图 6 中 ORP 出现平台和 pH 出现凹点 (pH 曲线变化趋势由下降转为上升) 几乎同时发生, 结合 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的检测, 这一点表示了短程硝化的结束。有关 ORP 和 pH 曲线上特征点的定义及对短程硝化反应的表征详见文献 [8]。

图 7 显示短程硝化向全程硝化转变期间过度曝气时反应器内 ORP 和 pH 值随时间的变化。图中

pH 曲线中的凹点与图 6 中的意义不同。虽然反应器内此时基本检测不到 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度, 但是随着继续曝气, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 却时刻变化, 这也是 ORP 曲线没有出现平台的原因。说明此时反应器内仍然存在着氧化还原反应, 即硝酸菌氧化 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 仍在进行, 正是这一过程致使 ORP 曲线在过度曝气时持续上升。因此, 加强短程硝化实时控制在实际工程应用中具有重要意义。

3 结论

(1) 通过对短程硝化反硝化生物脱氮工艺稳定性进行研究, 表明温度和过度曝气对短程硝化影响较大。其中在温度对短程硝化影响研究中, 发现 28°C 是控制温度实现短程硝化反硝化生物脱氮工艺的临界温度, 即如果反应器温度低于此临界温度, 则短程硝化会逐渐转变为全程硝化, 因此反应器温度只有大于 28°C 时, 利用温度实现的短程硝化反硝化生物脱氮工艺才能稳定、持久地运行。

(2) 首次发现过度曝气容易引起短程硝化向全程硝化转变的现象, 并对其进行了研究。结果显示, 过度曝气 12 d 后, 硝化类型就由 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积率为 96 % 的短程硝化转变为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积率为 39.3 % 的全程硝化。因此, 只有实现短程硝化的实时控制, 合理安排曝气时间, 才能避免过度曝气现象的发生, 使短程硝化反硝化生物脱氮工艺稳定、持久地运行。

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 Wastewater [J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1998, 37(9): 135 ~ 142.

[2] Mulder J W, van Loosdrecht M C M, Hellinga C, *et al.* Full-scale Application of the SHARON Process for Treatment of Rejection Water of Digested Sludge Dewatering [J]. *Wat. Sci. Tech.*, 2001, 43(11): 127 ~ 134.

[3] van Kempen R, Mulder J W, Uijterlinde C A, *et al.* Overview: Full Scale Experience of the SHARON Process for Treatment of Rejection Water of Digested Sludge Dewatering [J]. *Wat. Sci. Tech.*, 2001, 44(1): 145 ~ 152.

[4] van Dongen U, Jetten M S M, *et al.* The SHARON-Anammox Process for Treatment of Ammonium Rich Wastewater [J]. *Wat. Sci. Tech.*, 2001, 44(1): 153 ~ 160.

[5] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1989. 246 ~ 286.

[6] 高大文, 彭永臻, 等. SBR 法短程硝化-反硝化生物脱氮工艺的研究 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(6): 1 ~ 4.

[7] 高大文, 王淑莹, 彭永臻. 温度变化对 DO 和 ORP 作为过程控制参数的影响 [J]. 环境科学, 2003, 24(1): 63 ~ 69.

[8] 高大文, 彭永臻, 郑庆柱. SBR 工艺中短程硝化反硝化的过程控制 [J]. 中国给水排水, 2002, 18(11): 13 ~ 18.