

自养短程硝化系统启动及污泥絮体微生态物质迁移转化规律试验研究

王 磊^{1,2}, 叶静陶¹, 吕永涛^{1,2}, 王旭东^{1,2}

(1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055;
2. 西部建筑科技国家重点实验室(筹), 陕西 西安 710055)

摘 要:通过改变反应器曝气量、氨氮浓度与适时排泥可缩短自养短程硝化时间. 利用微电极监测技术, 测定反应器内好氧活性污泥絮体微环境物质浓度变化规律. 结果表明, 逐步降低曝气量、增加氨氮浓度和适时排泥可以提高系统的 NO_2^- -N 积累浓度: 在 NH_4^+ -N 浓度由 200 mgN/L 提高到 400 mgN/L, 曝气量由 35 L/H 降到 25 L/H, 污泥浓度稳定在 2 100~2 400 mg/L, 历时 23 d NO_2^- -N 积累率由 3.4% 提高到 91.86%. 经过三个阶段, 实现了全程硝化到短程硝化的转换过程; 通过对污泥基团物质迁移转化的微生态监测发现, NO_2^- -N 生成过程主要在污泥基团 0~500 μm 内进行. 试验条件下絮体内 NO_2^- -N 总产量从 $1.48 \mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 增加到 $3.8 \mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, NO_3^- -N 总产量从 $2.6 \mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 降低到 $0.95 \mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$; 随着曝气量降低和氨氮浓度的提升, NO_2^- -N 生成区域向污泥絮体表面迁移, 亚硝氮氧化区域主要存在于氨氮氧化区域絮体更深处部位. 测试发现物质在污泥界面迁移过程中明显衰减, 表明污泥结构过于密实会影响物质迁移和净化效率.

关键词:单级自养短程硝化; 启动; 微生态; 迁移转化; 微电极

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 1006-7930(2011)04-0522-07

以高氨氮废水为代表的污染已经给水生态环境造成了非常严重和潜在的危害. 以硝化反硝化来降低氨氮含量的方法存在着曝气量大、历时长等问题. 短程硝化反硝化提供了降低能耗、缩短反应历程和时间的有效途径. 李亚峰等^[1]通过投加高质量浓度污泥种泥, 高气量淘汰培养, 淘洗, 低气量短程硝化驯化等手段, 实现短程硝化 SBR 反应器的快速启动. Haydée De Clippeleir 等^[2]以低容积交换率控制手段来快速启动反应器, 达到高自养氨氮去除的目的并成功估计了 AerAOB 和 AnAOB 间微生物平衡点. 解庆林等^[3]在进水氨氮浓度为 280~300 mg/L, HRT 为 12 h, 控制 pH 值为 7.5~8.5、温度在 28 ± 1 $^{\circ}\text{C}$ 、溶解氧浓度为 0.8~1.2 mg/L 条件下, 氨氮去除率达到 90% 以上, 亚硝酸氮积累率高达 95%. 张小玲等^[4]从曝气量和外加碳源量等方面启动并讨论了短程硝化-反硝化工艺的优缺点. 国内学者关于短程硝化启动与维持的研究, 大多从宏观来调节控制反应器运行条件, 达到快速启动的目的. 将系统条件与体系内 NH_4^+ -N 起转化功能以及转化规律联系起来, 为系统调控提供依据的研究报道尚不多见.

本试验旨在通过宏观和微观相结合的方法对 SBR 反应器内活性污泥絮体内物质转化和条件之间的变化规律进行定性分析与定量分析研究, 研究系统条件转变污泥絮体内部物质转化规律以及氨氧化率、亚硝氮和硝氮总产量等以及与环境条件的关系. 为实现良好的单级短程硝化条件的优化控制提供依据.

※收稿日期: 2010-12-23 修改稿日期: 2011-06-08

基金项目: 国家水体污染与治理科技重大水专项基金资助项目(2009ZX07212-002); 陕西省“13115”科技创新工程重大科技专项基金资助项目(2010ZDKG-56); 教育部高等学校博士学科点专项科研基金资助项目(20096120110010)

作者简介: 王 磊(1971-), 男, 陕西铜川人, 教授, 博士生导师, 主要从事水污染控制原理与技术.

1 材料与方法

1.1 反应器运行条件

SBR 有效容积为 4.6 L, 采用间歇方式运行. 排水率为 50%, 每周期为进水 5 min; 曝气、搅拌同时进行 320 min; 沉降 30 min; 排水 5 min. 控制温度在 $30 \pm 0.5^\circ\text{C}$, pH: 7.8~8.5, 水力停留时间为 12 h.

1.2 试验用水及接种污泥

试验用水人工配制, 进水中含无机碳源、氮源、磷源和微量元素^[5]. 微量元素溶液质量浓度为 0.5 mg/L (其中: $\text{Mn}_2\text{SO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 0.117 mg/L, $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.11 mg/L, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.120 mg/L, $\text{Zn}_2\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.110 mg/L, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.104 mg/L 和 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.124 mg/L). 试验接种污泥取自西安市第四污水厂倒置 A²/O 二沉池回流混合液, 平均污泥浓度 (MLSS) 为 $3\,670 \pm 10$ mg/L, NH_4^+-N 浓度为 15~17.2 mg/L, 接种量为 1 L. 反应器配水采用自来水.

1.3 宏观分析项目及测试方法

反应器进出水宏观测试指标均按照国家环境保护局发布的标准方法^[6]: NH_4^+-N : 纳氏试剂光度法; NO_2^--N : N-(1-萘基)-乙二胺光度法; NO_3^--N : 紫外分光光度法; MLSS/MLVSS: 重量法; DO: 哈希便携式溶氧仪; pH 值: pH-3C 精密酸度计.

1.4 微观测试技术

污泥絮体内部微观环境测试用本课题自己研制的 ORP^[7]、 NO_2^- ^[8]、 NO_3^- ^[9]、 NH_4^+ ^[10]、DO^[11] 微电极. 其尖端尺寸都在 20 μm 内, 响应时间 < 5 s. 以上微电极分别在各自特有的校正溶液里进行标线校正, 以保证测定误差在 ± 5 $\mu\text{mol/L}$ 以内.

测试污泥絮体所用人工基质配制方法参考 De Beer D^[12] 法, 其组成如下: NH_4Cl 0.3 mmol/L, NaNO_3 0.1 mmol/L, Na_2HPO_4 0.57 mmol/L, MgCl_2 0.083 6 mmol/L, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.185 mmol/L, CaCl_2 0.2 mmol/L, EDTA_2Na 0.27 mmol/L. 基质的浓度比例模拟生活污水的组成, 为排除 K^+ 对 NH_4^+ 电极造成干扰, 所以基质中不含 K^+ . 上述水质与本试验反应器 NH_4^+ 去除率达 90% 和 NO_2^- 积累率达 90% 的稳态体系环境相似.

1.5 微电极测定设备与方法

利用微电极测定好氧短程硝化反应器中的活性污泥絮体有关物质浓度. 测试过程如图 1 所示. 图中⑥测试室内充满人工基质, 将从反应器内取好的污泥絮体平铺置于支撑网上. 微电极固定于微型操作器上, 微调精度为 0.01 mm. 用微调器将微电极尖端微调置于某点絮体上 500 μm . 以避免当微电极穿透污泥絮体时, 电极尖端受到破坏, 微电极尖端的高度及它在平面及立体的位置也可以通过由电脑控制的微型操作器进行调节. 微观分析所用污泥均为反应器曝气时间在 300~310 min 内的系统污泥. 以确保试验精确性, 测试时对污泥絮体内不同三点进行监测, 最后采用三次测试值的平均值. 监测信号是由电流计或电压计输出, 通过 USB 转换器信号被转换输送到终端设备 (PC 电脑内), 最后由设备软件输出数据与图样.

1.6 速率计算

由于各基质从液相主体进入絮体内部发生消耗/生成反应, 在絮体内外形成的浓度差给予絮体内流动提供了物质迁移动力. 根据 Fick 第二扩散定律, 计算硝化净消耗速率、硝酸盐净总产量和溶解氧净消耗速率^[13]. Fick 第二扩散定律如下:

$$\partial C(z, t) / \partial t = \phi \times D_s \times \partial^2 C(z, t) / \partial z^2 - R(z) + P(z)$$

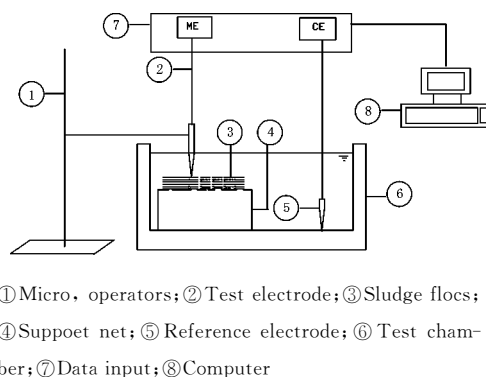


图1 微电极测试装置示意图

Fig. 1 The schemes of microelectrode test device

式中: $C(z, t)$ 为界面以下 z 距离处, t 时刻的物质浓度; ϕ 为孔隙率; D_s 为物质在纯水中的扩散系数 (cm^2/s), 反应器水温为 30°C , 在此温度下 $R(z)$ 为总消耗量; $P(z)$ 为总产量. 溶解氧、 NH_4^+ 和 NO_3^- 在 30°C 纯水中扩散常数分别为: $2.72 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ 、 $1.8 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ 、 $1.6 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ [14]. 在污泥絮体内取 ϕ 为 0.8, 那么 $\phi \times D_s$ 为纯水中扩散常数的 80%, 溶解氧、 NH_4^+ 和 NO_3^- 在 30°C 污泥絮体内扩散常数分别为 $2.176 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ 、 $1.44 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ 、 $1.28 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$.

2 试验结果与分析

2.1 自养短程硝化系统启动过程及条件分析

图2是反应各阶段氨氮、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 在不同曝气条件下的转化特点. 采用控制曝气量 (35 L/H, 30 L/H, 25 L/H) 并逐步提高氨氮浓度 (分别为 200 mgN/L, 300 mgN/L, 400 mgN/L) 的方式抑制 NOB 活性, 实现 NO_2^- -N 积累. 经 23 d 的连续试验, NH_4^+ -N 去除率达 90% 以上. 从图可以看出, 在系统运行初期 9 d 内曝气量高 (曝气量 35 L/H, DO: 0.9 mg/L), NO_3^- -N 出水浓度高, NO_2^- -N 出水浓度很低; 10~16 d 提高 NH_4^+ -N 浓度为 300 mgN/L, 降低了曝气量 (曝气量 25 L/H, DO: 0.6 mg/L), NO_3^- -N 浓度下降, NO_2^- -N 浓度在提高; 在 17~23 d 时保持曝气量不变, 进一步提高 NH_4^+ -N 浓度到 400 mgN/L, 可以看出 NOB 受到抑制, NO_2^- -N 浓度提高, 从图3可知, NO_2^- -N 积累率提高到了 91% 左右. 表明采用试验的方法, 使全程硝化系统转换成了短程硝化系统.

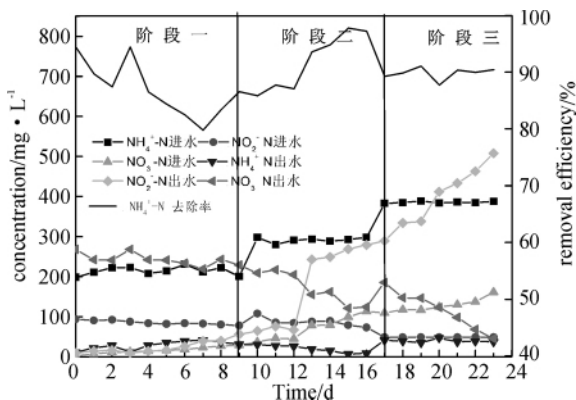


图2 反应器培养各阶段氮素含量随时间变化情况

Fig. 2 Variation of nitrogen compounds

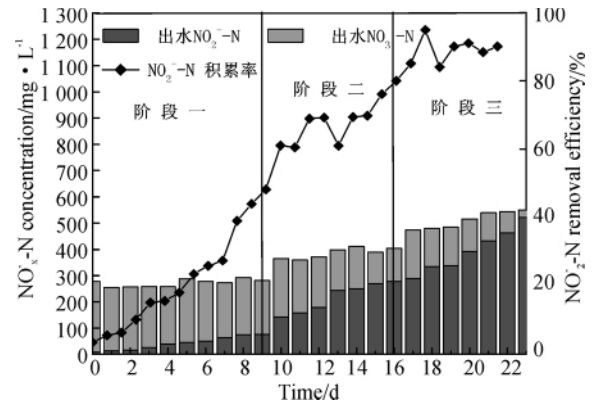


图3 硝氮、亚硝氮浓度及亚硝氮积累率随时间变化情况

Fig. 3 The hitrite and nitrate nitrogen concentration and nitrite accumulation efficiently

2.2 不同曝气强度、氨氮浓度下微生物物质迁移转化规律分析

宏观调控系统的四个阶段中, 曝气量分别为 35 L/H, 30 L/H, 25 L/H, 25 L/H, 对应的氨氮浓度分别为 200 mgN/L, 200 mgN/L, 300 mgN/L, 400 mgN/L. 在各个阶段末期取体系内的污泥置于测试室内, 用微电极进行絮体内部微观测试.

(1) 低氨氮浓度 (200 mgN/L) 和曝气量分别为 35 和 30 L/H 条件下的试验结果及对照分析

图中, 活性污泥絮体深度为正值, 水溶液深度为负值. 所测絮体厚度均取 $3\,000 \mu\text{m}$, 分别用 DO、 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 和 ORP 微电极测定生物絮体内各种物质浓度的迁移. 图示基质浓度为絮体上半层变化情况, $1\,500 \mu\text{m}$ 处即为絮体中心层, 根据文献 [11] 的分析近似法计算边界层厚度为 $300 \mu\text{m}$. 在边界层内 DO、 NH_4^+ -N 和 ORP 浓度均有所下降, 而 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 浓度有所上升, 出现这一现象的原因有: 基质从液相主体扩散到絮体层时受到物质传递阻力和 NH_4^+ -N 在边界层里被氧化, 因而导致 DO 降低.

表 1 不同曝气强度,各氮素总产量情况

Tab.1 The total content of each nitrogen under different aeration strength

曝气强度 / $\text{L} \cdot (\text{gN} \cdot \text{min})^{-1}$	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 总消耗量 / $\mu\text{mol} \cdot (\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ 总产量 / $\mu\text{mol} \cdot (\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$	$\text{NO}_2^- \text{-N}$ 总产量 / $\mu\text{mol} \cdot (\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$
0.634	3.9	2.6	1.48
0.543	3.39	2.2	1.65

* 注:曝气强度($\text{L} \cdot (\text{gN} \cdot \text{min})^{-1}$)为单位体积单位氨氮对应的曝气量.

图 4(a)可知,所测絮体内 0~500 μm 区域主要发生了氨氧化反应,共生成 36 $\mu\text{mol/LNO}_2^- \text{-N}$,絮体内 500 μm 处 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度达最大值 72 mgN/L ,而在 500~1 000 μm 区域内 DO 浓度和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 分别降低了 132.1 $\mu\text{mol/L}$ 、61.54 $\mu\text{mol/L}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 增加 61 $\mu\text{mol/L}$,DO 在 1 000 μm 处仍有 45.9 $\mu\text{mol/L}$,说明体系内 DO 充足,促使生成的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 在深层区域被氧化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$.

从图 4(b)发现,所测絮体内在 0~750 μm 区域主要发生了氨氧化反应,生成 56.35 $\mu\text{mol/LNO}_2^- \text{-N}$,同时也生成 18.8 $\mu\text{mol/LNO}_3^- \text{-N}$,在 700 μm 处 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度达最大值 102.6 $\mu\text{mol/L}$;而在 700~1 000 μm 区域内 DO 浓度和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 分别降低了 23 $\mu\text{mol/L}$ 、37.2 $\mu\text{mol/L}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 增加 46.86 $\mu\text{mol/L}$,1 000 μm 处 DO 浓度为 69 $\mu\text{mol/L}$.已知 1 $\text{molNO}_2^- \text{-N}$ 氧化成 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 需要 0.5 molDO ,所以可推测在此 700 ~1 000 μm 区域减少的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 完全被氧化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,多消耗的 DO 是由于 DO 扩散到絮体外引起的.

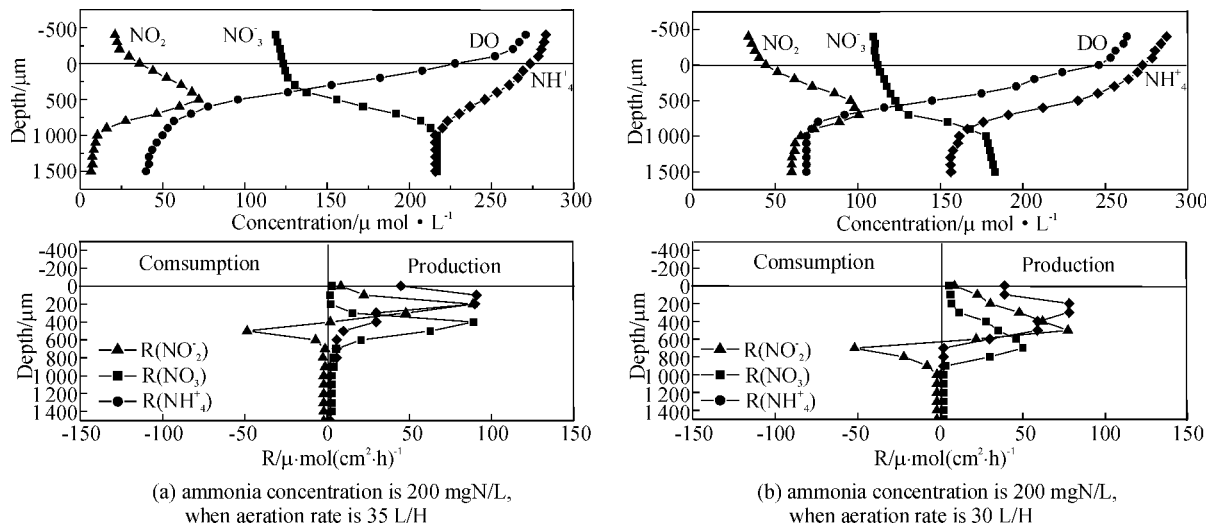


图 4 活性污泥絮体内的物质变化规律

Fig.4 The conversion of nitrogen compounds in activated sludge flocs

(a)与(b)对比发现,相同 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度(200 mg/L)条件下曝气量越低(曝气强度越低),在浅层区域 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 生成量越高,在深层区域 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 被氧化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的量越少, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 利用率降低,(b)中 NOB 活性开始受到一定程度抑制.所以在低曝气强度下 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 总产量相对提高, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 总产量相对降低.微观测试中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 消耗量总是略低于 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 生成总量.造成这种现象的原因可能是:絮体边界层扩散阻力影响 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 扩散;生物新陈代谢会释放 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$.絮体基团内物质迁移受扩散阻力的影响,并且生成越多的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 需消耗越多 DO,所以在深层区域 DO 最终稳定浓度有呈下降趋势,有限的 DO 主要用于 AOB 在浅层区域氧化 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 成 $\text{NO}_2^- \text{-N}$.

(2)曝气量为 25 L/H 和高氨氮浓度分别为 300 mgN/L 和 400 mgN/L 条件下的试验结果及对照分析

表 2 不同曝气强度,各氮素总产量情况

Tab. 2 The total content of each nitrogen under different aeration strength

曝气强度 / $\text{L} \cdot (\text{gN} \cdot \text{min})^{-1}$	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 总消耗量 / $\mu\text{mol} \cdot (\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ 总产量 / $\mu\text{mol} \cdot (\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$	$\text{NO}_2^- \text{-N}$ 总产量 / $\mu\text{mol} \cdot (\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$
0.291	2.96	0.65	2.41
0.226	4.74	0.95	3.8

* 注:曝气强度($\text{L} \cdot (\text{gN} \cdot \text{min})^{-1}$) 为单位体积单位氮对应的曝气量。

从图 5(a)发现,在进入絮体表层后 0~500 μm 区域,随着絮体深度的增加硝化反应速率加快, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度共增加了 76.8 $\mu\text{mol/L}$, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度共降低了 52.2 $\mu\text{mol/L}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 在 450~500 μm 处达到最大值 121.5 $\mu\text{mol/L}$,说明此区域主要发生了氨氧化反应;在絮体更深处 500~900 μm 区域内, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度只降低 16.7 $\mu\text{mol/L}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度只增加了 22.25 $\mu\text{mol/L}$,DO 降低 21 $\mu\text{mol/L}$,并且在 900 μm 处 DO 浓度为 23 $\mu\text{mol/L}$. 说明体系内主要发生短程硝化。

从图 5(b)发现,在进入絮体表层后 0~250 μm 区域, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度共增加 100 $\mu\text{mol/L}$, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度共降低了 66.2 $\mu\text{mol/L}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度只增加了 9.8 $\mu\text{mol/L}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 在 250 μm 深处达到最大值 199 $\mu\text{mol/L}$,说明此区域主要发生了氨氧化反应;在絮体更深处 500~900 μm 区域内, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度降低 24 $\mu\text{mol/L}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度增加 23.2 $\mu\text{mol/L}$,DO 降低 21 $\mu\text{mol/L}$,并且在 800 μm 处 DO 只有 6 $\mu\text{mol/L}$. 说明体系内 DO 不足,促使生成的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 在深层区域只有较小部分被氧化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,体系内主要发生短程硝化。

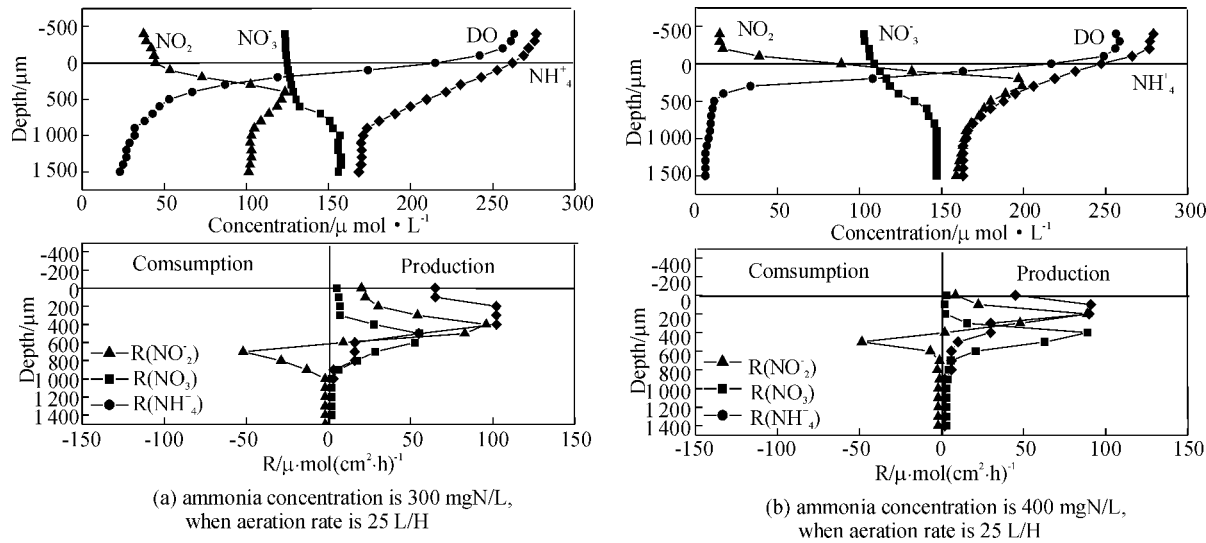


图 5 活性污泥絮体内的物质变化规律

Fig. 5 Nitrogen compounds conversion in activated sludge

(a)与(b)对比发现,相同曝气量(25 L/H)下氨氮浓度越高,在浅层区域 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 生成量越高,生成区域越靠近表层, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 总产量可达 3.8 $\mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 总产量低至 0.95 $\mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 说明曝气强度由高变低 NOB 活性受到影响程度比对 AOB 影响程度大,产生的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 得到积累。

从图 4 依次到图 5,曝气强度由 0.634 $\text{L/gN} \cdot \text{min}$ 逐渐降低到 0.226 $\text{L/gN} \cdot \text{min}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 在表层最大生成浓度逐渐增加. 絮体短程硝化厚度变薄 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 生成区域向表层靠近, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 总产量不断增加到 3.8 $\mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 总产量不断减少到 0.95 $\mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 这是因为:在曝气强度降低的过程中 AOB 活性强于 NOB, AOB 能争夺更多的 DO 氧化 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$; AOB 生长速率比 NOB 生

长速率大,故能充分利用 DO 促进自身增殖生长与新陈代谢。但是曝气强度继续降低对 AOB 活性也会产生抑制作用,所以在曝气强度为 $0.226 \text{ L/gN} \cdot \text{min}$ 时,反应器 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率稳定在 90% 水平未出现上升趋势;相应的污泥微生态系统中,液相体系内 DO 扩散到絮体表层即被 AOB 利用生成 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,在深层区域 DO 不足以将 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 继续氧化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。如果此阶段再继续降低曝气强度,势必会导致 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率降低, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累率下降。

3 结 论

(1) 采用控制曝气量和氨氮浓度,抑制 NOB 活性,实现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累。经 23 d 连续试验, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率达 90%, 成功实现短程硝化启动。

(2) 在脱氮系统中,短程硝化的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 生成主要在污泥絮体 $0 \sim 500 \mu\text{m}$ 内进行。随着曝气量降低和氨氮浓度的提升, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 生成区域向污泥絮体表面迁移,亚硝氮氧化区域主要存在于氨氮氧化区域絮体更深处部位。

(3) 自养硝化污泥絮体不宜太密实,松散基团有利于物质转移阻力的降低。在单级自养脱氮系统过分追求污泥的颗粒化会提高污泥密度,影响物质的迁移从而导致效果降低。

(4) 控制宏观曝气量和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度(曝气强度)可以得到污泥絮体内部微生态系统物质转化规律。同时也能掌握反应器内硝化菌(AOB 和 NOB)活性情况,故为体系类型的改变或维持提供可靠的宏观和微观依据。

参考文献 References

- [1] 李亚峰,刘海滨,刘鑫. MBR 高质量浓度污泥 SBR 短程硝化分阶段培养快速启动研究[J]. 沈阳建筑大学学报:自然科学版,2009,23(3):526-531.
LI Ya-feng, LIU Hai-bing, LIU Xin. SBR reactor quick start-up of partial nitrification by training in stages and adding high concentration of sludge of inoculation[J]. Journal of Shenyang Jianzhu University: Natural Science Edition, 2009,23(3):526-531.
- [2] CLIPPELEIR H D, SEIGFRIED E V. A low volumetric exchange ratio allows high autotrophic nitrogen removal in a sequencing batch reactor[J]. Bioresource Technology, 2009,32(5): 5010-5015.
- [3] 解庆林,李小霞,游少鸿. SBR 反应器内短程硝化系统快速启动及影响因素研究[J]. 环境科学与技术,2009,32(2): 134-137.
XIE Qin-lin, LI Xiao-xia, YOU Shao-hong. Startup and factors affecting of partial nitrification in sequencing batch reactor[J]. Environmental Science & Technology, 2009,32(2):134-137.
- [4] 张小玲,王志盈,彭党聪. 短程硝化-反硝化技术经济特性分析[J]. 西安建筑科技大学学报:自然科学版,2002,34(3),239-242.
ZHANG Xiao-ling, WANG Zhi-ying, PENG Dang-cong. Analysis on the economic characteristics of shortcut nitrification and denitrification[J]. J. Xi'an Univ. of Arch. & Tech.: Natural Science Edition, 2002,34(3),239-242.
- [5] 吴伟伟,王舜和,王建龙. 短程硝化反应器的快速启动与运行特性[J]. 清华大学学报:自然科学版,2006,46(12): 2077-2080.
WU Wei-wei, WANG Xun-he, WANG Jian-long. Start-up and operation of partial nitrification in a sequencing batch reactor[J]. Journal of Tsinghua University: Natural Science Edition, 2006, 46(12): 2077 -2080.
- [6] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 第4版. 北京:中国环境科学出版社,2002:246-286.
State Environmental Protection Administration of China. Water and wastewater monitoring and analysis methods [M]. 4rd ed. Beijing: China Environmental Science Press,2002:246-286.
- [7] BISHOP P L, YU T. A microelectrode study of redox potential change in biofilms[J]. Water Science Technology, 1999,39(7):179-85.

- [8] SCHRAMM A, SANTEGOEDS C M. A nitrite microsensor for profiling environmental biofilms[J]. Appl. Environ. Microbiol., 1997, 63(2): 973-977.
- [9] DEBEER D, SWEETS J. Measurement of nitrate gradients with an ion-selective microelectrode[J]. Anal. Chim. Acta., 1988, 21(9): 351-356.
- [10] VANDEN J C. Response of ammonium-selective microelectrodes based on the neutral carrier nonactin[J]. Talanta, 1988(35): 728-730.
- [11] REVSBECH N P, WARD D M. Oxygen microelectrode that is insensitive to medium chemical composition: use in an acid microbial mat dominated by anidium caldarium[J]. Appl. Environ. Microbiol., 1980(45): 755-759.
- [12] DEBEER D. Microelectrode measurements of the activity distribution in nitrifying bacterial aggregates[J]. Appl. Environ. Microbiol., 1993(59): 573-579.
- [13] REVSBECH N P, BRIX O. Primary production of microalgae in sediments measured by oxygen microprofile, H₂CO₃-fixation and oxygen exchange methods[J]. Limnol Oceanogr, 1998(26): 717 - 730.
- [14] ANDRUSSOW L. Landolt-Bornstein Zahlenwerte und Functionen[M]. Berlin, Springer, 1969.

Start-up of shortcut nitrification and characteristics of nitrogen conversion in sludge flocs using microelectrodes

WANG Lei^{1,2}, YE Jing-tao¹, LV Yong-tao^{1,2}, WANG Xun-dong^{1,2}

(1. School of Envir. and Muni. Eng., Xi'an Univ. of Arch. & Tech., Xi'an 710055, China;

2. State Key Laboratory of Architecture Science and Technology in West China(XAUAT), Xi'an 710055, China)

Abstract: The shortcut nitrification has been developed through a gradual change of oxygen and ammonia nitrogen concentration in a SBR. In system process stages shift, the microelectrodes were used to explore the micro-environmental matter transport and conversion inside activated sludge flocs. Nitrite was accumulated by decreasing aeration rate from 35 L/H to 25 L/H and increasing ammonium concentration from 200 mgN/L to 400 mgN/L (equivalent to DO decreased from 1.0 mg/L to 0.5 mg/L), the sludge concentration ranging in 21~24 mg/L. After 23 d and nitrite accumulation rate increasing to 91.86%. After three stages, the system was shifted from complete nitrification to shortcut nitrification. The variation of nitrogen inside flocs by changing environment conditions indicated nitrite was produced inner 0~500 μm of flocs. The fluxes of nitrite was improved from $1.48 \mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ to $3.8 \mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, and the fluxes of the nitrate was decreased from $2.6 \mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ to $0.95 \mu\text{mol}(\text{cm}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. With decreasing of DO concentration and increasing of ammonia nitrogen concentration, nitrite forming zone transferred to the surface of sludge flocs, nitrite oxidizing zone mainly existed in deeper flocs. The substance in sludge interface significantly decreased, showing that too dense sludge structure will affect transformation and purification efficiency of nitrogen compounds.

Key words: shortcut nitrification; start-up; microecology; transformation and conversion

*Biography: WANG Lei, Ph. D., Prof., Xi'an 710055, P. R. China, Tel: 0086-13509182229, E-mail: wl0178@126.com