

DOI:10.13364/j.issn.1672-6510.20160041

新型一体化污水净化槽的水力行为及脱氮效果研究

王 昶¹, 王登辉¹, 胡 洁¹, 曾 明¹, 吴 楠²

(1. 天津科技大学海洋与环境学院, 天津 300457; 2. 天津农学院工程技术学院, 天津 300384)

摘 要: 在新型一体化污水净化槽中采用短程硝化与厌氧氨氧化联合脱氮工艺, 使用 NaCl 示踪剂研究在不同进水流量条件下净化槽好氧区和厌氧区的流体水力行为, 通过定量反应器的水力学参数为该工艺的数学建模提供基础参数. 由停留时间分布所计算的水力学参数推流比率的大小, 可以发现反应器中的好氧区表现出全混流的特征, 而厌氧区显示出多个反应釜串联的特征; 控制溶解氧和 pH 可以抑制硝酸根的产生, 有利于短程硝化. 当 pH 控制在 8.0 ~ 8.5、好氧区的溶解氧为 0.8 ~ 1.2 mg/L、进水流量为 1 L/h 时, 好氧区出水中氨态氮和亚硝态氮的比例接近 1, 为后续厌氧氨氧化提供了有利的条件, 净化槽终端出水的氨态氮去除率最高可达到 70%.

关键词: 短程硝化; 厌氧氨氧化; 生物膜; 水力停留时间分布

中图分类号: X522

文献标志码: A

文章编号: 1672-6510(2017)06-0041-06

Study on the Hydraulic Behavior and Nitrogen Removal of a Novel Compact Wastewater Purifying Tank

WANG Chang¹, WANG Denghui¹, HU Jie¹, ZENG Ming¹, WU Nan²

(1. College of Marine and Environmental Sciences, Tianjin University of Science & Technology, Tianjin 300457, China;

2. College of Engineering and Technology, Tianjin Agricultural University, Tianjin 300384, China)

Abstract: The process of partial nitrification combined with anammox was established in a novel purifying tank to remove nitrogen. NaCl tracer tests were performed to study the hydraulic behavior in aerobic and anaerobic zones of the purifying tank at different water flow rates. The hydraulic parameters of this reactor were quantified to supply the basic parameters for the numerical model of this process. According to the plug flow ratio calculated by the retention time distribution, the aerobic zone was consistent with the completely stirred tank reactor, while the anaerobic zone was consistent with the tanks-in-series model. Meanwhile, the production of nitrate was inhibited by controlling dissolved oxygen and pH, which is favorable for partial nitrification. The ratio of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ to $\text{NO}_2^-\text{-N}$ in the effluent of the aerobic zone approached to 1 when pH was between 8.0 and 8.5, the dissolved oxygen ranged from 0.8 to 1.2 mg/L, and the water flow rate got to 1 L/h. These are the favorable conditions for the anammox process in the following anaerobic zone. The $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal efficiency could reach 70% at the outlet of the purifying tank.

Key words: partial nitrification; anammox; biofilm; retention time distribution

富营养化是我国水体污染重要因素之一, 加强污水的脱氮除磷就显得十分重要^[1]. 对于脱氮而言, 我国大部分采用的是 A^2/O 工艺, 此工艺主要依靠缺氧区的反硝化, 反硝化过程不仅需要好氧区硝化液回流, 而且需要确保有足够的碳源, 能耗较大, 有时还需要外加碳源. 近年来, 厌氧氨氧化技术备受关注,

可以利用厌氧氨氧化菌使污水中的氨态氮和亚硝态氮直接转化为氮气^[2]. 但厌氧氨氧化过程需要与短程硝化协同耦合, 厌氧氨氧化的效果直接与短程硝化反应后出水中氨态氮和亚硝态氮的比例相关. 短程硝化的控制因素有 DO、pH、温度和水力停留时间等^[3].

反应器中好氧区和厌氧区水力学参数的确定能

收稿日期: 2016-02-16; 修回日期: 2016-07-22

基金项目: 天津市科委绿色通道项目 (15JCYBJC53700, 14JCYBJC43700); 教育部留学回国人员科研启动基金资助项目

作者简介: 王 昶 (1958—), 男, 江苏人, 教授; 通信作者: 曾 明, 副教授, ming.zeng@tust.edu.cn

数字出版日期: 2017-07-05; 数字出版网址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/12.1355.N.20170705.1451.002.html>

够帮助优化反应器设计和运行条件^[4]. 为了有效控制短程硝化中氨态氮和亚硝态氮的比例, 实现脱氮过程的低能高效, 就有必要通过水力停留时间分布方法研究反应器中的水力行为. 同时, 对水力行为的研究还能帮助建立反应器中污染物降解的数学模型^[5]

分散式处理生活污水净化槽是一种非常适合中国农村生活污水原位处理的技术^[6], 具有抗冲击性好、固液分离、安装简便等优点^[7]. 目前净化槽主要用于农村生活污水的净化, 能够高效地去除有机物. 虽然为了防止富营养化的发生, 农村生活污水的脱氮十分重要, 但是关于净化槽的脱氮研究还较少. 由于净化槽中影响短程硝化与厌氧氨氧化耦合的水力行为研究较少, 所以有必要探讨污水处理过程的水力学特性, 为净化槽中污染物降解的数学建模提供基础参数. 本文在新型一体化污水净化槽中采用短程硝化与厌氧氨氧化联合脱氮工艺, 以 NaCl 作为示踪剂, 研究不同进水流量条件下净化槽中好氧区和厌氧区的流体水力行为, 并测定各区域内氨氮、亚硝态氮和硝态氮含量, 计算处理过程中的有效水力停留时间、推流比率和死体积比率等水力学参数, 探讨不同条件下水力学参数对短程硝化和厌氧氨氧化耦合脱氮的有效性, 为实际反应器的设计和推广应用提供基础理论数据.

1 材料与方法

1.1 实验装置

净化槽生物膜反应器实验装置如图 1 所示.

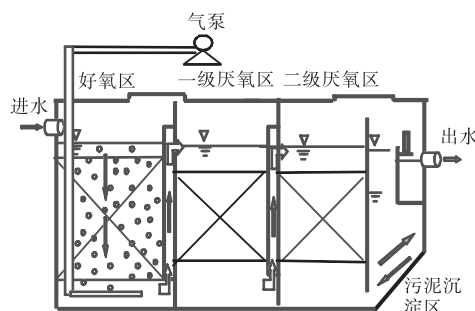


图 1 生物膜反应器实验装置图

Fig. 1 Sketch of lab-scale biofilm reactor

该反应器由有机玻璃制作而成, 内部由好氧区、一级厌氧区、二级厌氧区构成, 进水口和出水口存在高度差, 污水依靠的是各区之间的势能差从前一个反应区进入后一个反应区, 从而形成自然流动.

1.2 反应器运行参数

为了增加填料表面积、强度以及耐腐蚀性, 本实验选用 KaldnesK1® 填料 (直径为 1 cm, 长度为 1.1 cm, 滤床孔隙度为 80%) 作为净化槽中的填料. 依据示范工程中大型化净化槽的填料体积比例, 小型净化槽中的填料体积分别为好氧区和厌氧区体积的 74% 和 58%. 填料挂膜之前都经表面活性剂清洗, 去除油垢后进行生物膜的挂膜. 挂膜实验所用废水为人工配制的含有氨氮和有机物的模拟废水, 活性污泥采集于泰达第三污水处理厂 SBR 反应池, 活性污泥含硝化细菌和异养微生物, 在实验室的小型 SBR 反应器中曝气培养 1 个月. 挂膜阶段每天间歇进约容器体积 1/3 的新鲜污水, 溶解氧平均控制在 1.2 mg/L. 挂膜之后将填料放入净化槽中, 用人工配制的含氮废水连续进水培养生物膜, 模拟废水的组成如下: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 100 mg/L, KH_2PO_4 27 mg/L, NaHCO_3 500 mg/L, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 180 mg/L, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 300 mg/L. 另外每升模拟废水还需添加 1 mL 微量元素母液 (包括 EDTA 625 mg/L, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 190 mg/L, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 430 mg/L, $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 220 mg/L, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 240 mg/L, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 990 mg/L, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 250 mg/L)^[8]. 进水流量为 1 L/h, 进水氨氮负荷为 $0.19 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, pH 控制在 8.0 左右, 水温控制在 $18 \sim 25 \text{ }^\circ\text{C}$. 在好氧区, 进行连续曝气, 气体流量 40 L/h; 厌氧区不进行曝气.

1.3 示踪实验

人工模拟的生活污水进入净化槽后, 一旦受流体返混或短路影响, 就会直接进入后续区域, 使出口水质产生较大的波动. 为了调查净化槽好氧区和厌氧区的流体流动特性, 本实验以 NaCl 作为示踪剂, 通过测定每个区域出水口的电导率随时间的变化, 运用水力停留时间分布探究反应器水力行为.

由于配制的含氮废水中含有 Ca^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Mn^{2+} 、 HCO_3^- 等阴阳离子的干扰, 因此加入 NaCl 之后的净化槽出水的电导率 (最大值为 $6.02 \mu\text{S}/\text{cm}$) 要高于没加 NaCl 的背景值 (人工模拟废水的电导率小于 $2.08 \mu\text{S}/\text{cm}$). 同时由于好氧反应区与厌氧反应区体积差异 (好氧区体积为 13 L, 厌氧区体积为 9 L) 以及不同水流流量的影响, 反应器中瞬时加入 NaCl 的质量在 17 ~ 21 g 之间变化. 在进水流量为 0.5、1、1.5、2 L/h 条件下分别测定各个反应区出水口处的电导率随时间的变化, 得到突破曲线. 水力学参数的计

算则采用 Alcocer 等^[9]用到的方法, 水力学参数包括停留时间分布函数 $E(t)$, 有效推流比率 θ 和死体积比率 D .

1.4 水力学参数的计算

$E(t)$ 表示的是停留时间分布 (RTD) 函数, 可由式 (1) 计算得到.

$$E(t) = \frac{\rho Q}{m_{\text{示}}} \quad (1)$$

式中: ρ 表示出水口处随时间变化的示踪剂 NaCl 的质量浓度; Q 表示反应器出水口处的水流流量; $m_{\text{示}}$ 表示加入的示踪剂的质量.

反应器中理想的水力行为分为平推流和全混流. 平推流方式被定义为当流体进入反应器后按照相同的排列顺序依次流过整个反应系统. 这种流动性态的主要特性表现在流入系统和流出系统的流体未发生任何的混合. 而在全混流方式中, 注入系统的流体的每一组分被完全分散到系统的各个部分, 呈现出全部混合的状态, 流体流出系统时的浓度与混合状态下浓度是一样的^[9]. 但是通常反应器的水力行为是这两种方式的组合, 所以我们选用推流比率和全混流比率来定量描述反应器的水力行为. 推流比率与全混流比率之和等于 1. 如果 p 代表推流比率, 那么全混流比率 (M) 等于 $1 - p$.

有效推流比率 θ 可以通过式 (2) 计算得到.

$$\theta = \frac{t_1}{t_0} \quad (2)$$

式中: t_1 表示当加入示踪剂后在反应器出水口能够检测到电导率变化的起始时间; t_0 为理论水力停留时间, 是反应器体积与水流流量的比值.

同时, 推流比率 p 可以通过式 (3) 推导得到.

$$p = \frac{\theta \tan \alpha}{0.435 + \theta \tan \alpha} \quad (3)$$

式 (3) 的 $\tan \alpha$ 可以进一步通过式 (4) 计算得到.

$$\tan \alpha = \frac{t_0}{t_1 - t_2} \quad (4)$$

式中: t_2 表示示踪剂回收率达到 90% 的时间.

可以通过有效推流比率 θ 和推流比率 p 计算得到死体积比率 D .

$$D = 1 - \frac{\theta}{p} \quad (5)$$

1.5 水质分析方法

定期取净化槽的进水、好氧区和厌氧区的出水进行检测, 水样经过 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜过滤去除悬浮颗粒物, 然后分别根据 HJ 535—2009《水质·氨氮的测

定·纳氏试剂分光光度法》、HJ/T 346—2007《水质·硝酸盐氮的测定·紫外分光光度法 (试行)》、GB/T 7493—1987《水质·亚硝酸盐氮的测定·分光光度法紫外分光光度法》测定氨氮、硝态氮、亚硝态氮的浓度. 用溶解氧仪测定水样溶解氧, 用 pH 计测定水样 pH.

2 实验结果

2.1 好氧区的水力行为

NaCl 示踪实验中, 不同进水流量条件下好氧区水力停留时间分布函数随时间变化的结果如图 2 所示.

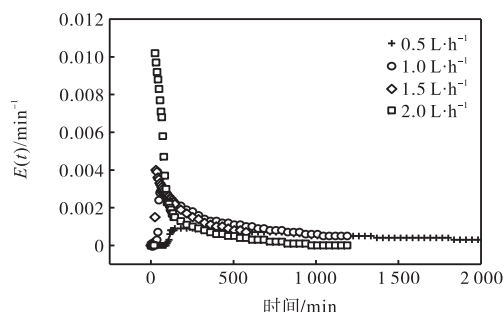


图 2 NaCl 示踪实验得到的好氧区突破曲线

Fig. 2 Breakthrough curves of aerobic zone in NaCl tracer test

图 2 表明, 好氧区的停留时间分布函数在加入示踪剂后快速上升到最大值, 然后缓慢下降, 反映出全混流的特性, 充分体现了净化槽较强的抗冲击能力. 进水流量越大, 示踪剂流出好氧区需要的时间越短, 流体在净化槽中的实际水力停留时间越短.

2.2 厌氧区的水力行为

NaCl 示踪实验中, 不同进水流量条件下厌氧区水力停留时间分布函数随时间变化的结果如图 3 所示.

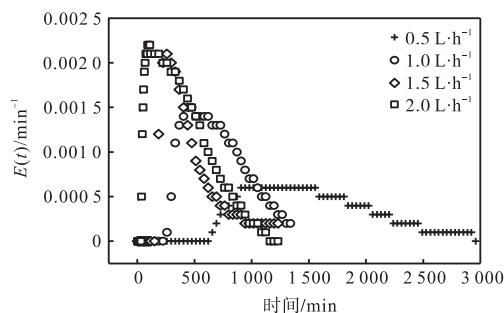


图 3 NaCl 示踪实验得到的厌氧区突破曲线

Fig. 3 Breakthrough curves of anaerobic zone in NaCl tracer test

与好氧区的突破曲线不同,厌氧区的突破曲线峰型比较对称,而且水力停留时间较长.另外,随着水流流量的增加,水力停留时间缩短,停留时间分布函数的最大值也随之增大.

2.3 脱氮效果监测

实验监测了 140 d 内反应器的进出水中 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 质量浓度的变化.好氧区的 pH 控制在 8.0~8.5,好氧区的溶解氧为 0.8~1.2 mg/L,厌氧区的溶解氧控制在 0.2 mg/L 以下.反应器在室温下运行,温度变化为 18~25 $^{\circ}\text{C}$.

好氧区的进水 NH_4^+-N 、出水 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 质量浓度随时间的变化曲线如图 4 所示.由图 4 看出从第 25 天开始,随着系统微生物生长趋于稳定,好氧区出水中 NH_4^+-N 与 NO_2^--N 的比例基本保持在 1:1.2 左右,110 d 以后出水的 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 质量浓度均为 42~57 mg/L,比例接近 1:1.相反 NO_3^--N 质量浓度大部分时间都小于 15 mg/L.

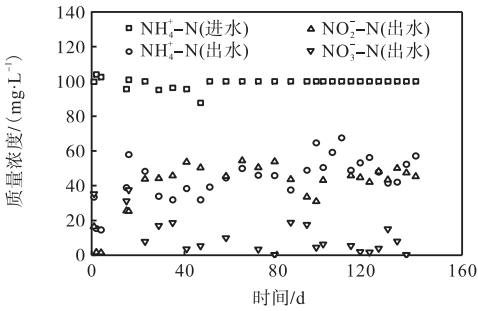


图 4 好氧区进出水的 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 质量浓度

Fig. 4 Mass concentration of NH_4^+-N 、 NO_2^--N and NO_3^--N in the influent and effluent of the aerobic zone

好氧区出水与厌氧区出水的 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 质量浓度随时间变化的对比如图 5、图 6 所示.

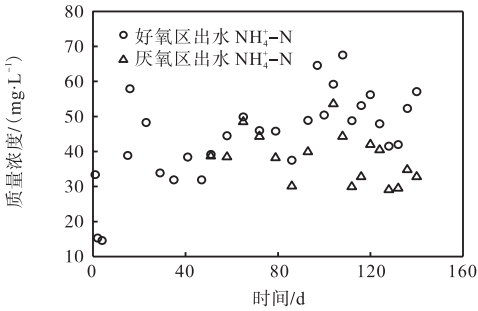


图 5 好氧区出水和二级厌氧区出水 NH_4^+-N 质量浓度对比

Fig. 5 Comparison of NH_4^+-N concentration in the effluent of aerobic and anaerobic zones

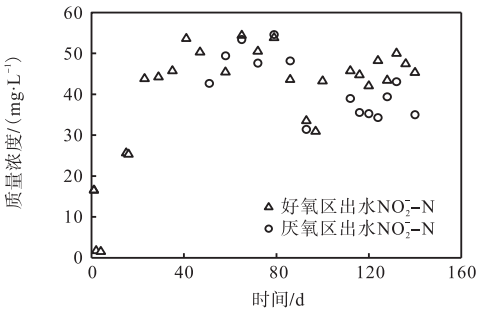


图 6 好氧区出水和二级厌氧区出水 NO_2^--N 质量浓度对比

Fig. 6 Comparison of NO_2^--N concentration in the effluent of aerobic and anaerobic zones

从图中可以看出:反应器运行 80 d 后厌氧区出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 质量浓度相比于好氧区中的浓度均有所降低. NH_4^+-N 最低降低了 10%,最高降低了 50%.整个净化槽的出水 NH_4^+-N 占进水 NH_4^+-N 的比例最高为 50%,最低只有 30%,说明净化槽的氨氮去除率最高可以达到 70%.但是,厌氧区出水的 NO_2^--N 相对于好氧区的出水 NO_2^--N 下降的并不是很多,最高减少了 14 mg/L,这可能是厌氧区无法达到绝对厌氧状态,而且厌氧区并没有接种厌氧氨氧化菌,自然启动的细菌活性不高的缘故.

3 讨论

3.1 进水流量对水力行为的影响

实验数据表明当进水流量增加时,系统的实际停留时间会越来越偏离理论停留时间.以有效水体积比率(e_v),即实际停留时间与理论停留时间的比值为参考,好氧区的实际停留时间从理论停留时间的约 90% 减少到 62%,厌氧区的实际停留时间从理论停留时间的 50% 减少到 37% (表 1).

表 1 不同进水流量下好氧区和厌氧区的实际和理论水力停留时间对比

Tab. 1 Comparison of actual and theoretical hydraulic retention time in aerobic and anaerobic zones at different water flow rates

反应区	流量/($\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$)	停留时间/min		$e_v/\%$
		理论值	实际值	
好氧区	0.5	1 329	1 113	84
	1	664	600	90
	1.5	443	210	47
	2	332	205	62
厌氧区	0.5	2 755	1 295	47
	1	1 378	693	50
	1.5	918	397	43
	2	689	255	37

但是据 Alcocer 等^[9]的报道,在水不饱和的人工潜流湿地中,随着进水流量增加,实际停留时间越来越接近理论停留时间.这两种不同的现象可能是由于两者的水饱和条件不同.本人在之前的研究中也发现当生物滤池在水不饱和状态的时候,有效水体积比率随着流量的增大而增大,从 10% 增大到 18%,也就是实际停留时间越来越接近理论停留时间,而当生物滤池在水饱和状态的时候,有效水体积比率随着流量的增大而减小,从 80% 减小到 71%^[10].对于这种差别,推测可能是由于水饱和状态时水量的增大引起了局部的水流短路,导致有效水体积比率的减小.而对于水不饱和状态,很难发生水流短路现象,所以水量的增大不会导致有效水体积比率的减小.

3.2 曝气对水力行为的影响

图 2 和图 3 说明由于好氧区始终处于完全曝气的条件,使得生物膜反应器中水力混合充分,从而表现出全混流模式,而厌氧区符合多个反应器串联(TIS)模型.王然等^[11]也通过 KCl 的示踪实验,发现在净化槽的第一段厌氧区水力行为主要是以平推流为主,而第二段好氧区水力行为主要是以全混流为主,但是该研究只是定性的判断,并没有定量水力学参数.因此接下来需要用水力学参数来定量描述反应器中的水力行为,本研究采用推流比率这一水力学参数来定量说明无曝气的净化槽厌氧区符合多个反应器串联模型.

3.3 推流比率和死体积比率

通过突破曲线可以计算得到好氧区和厌氧区在不同进水流量下反应器的推流比率和死体积比率,结果如图 7 所示.

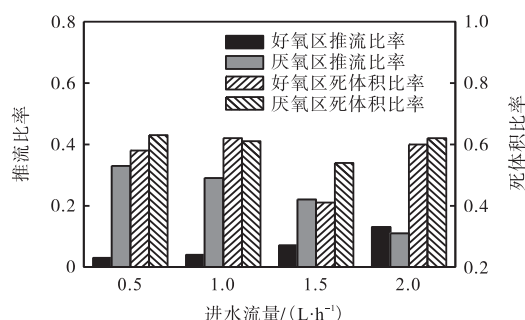


图 7 生物反应器在不同进水流量下好氧区与厌氧区推流比率和死体积比率

Fig. 7 Plug flow ratio and dead volume ratio in aerobic and anaerobic zones of the bioreactor at different water flow rates

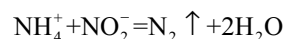
图 7 表明:好氧反应器中流量越高推流比率越

大,而厌氧区恰恰相反,随着流量的增加推流比率逐渐减少.原因可能是好氧区中主要是全混流状态,推流比率很小,都在 0.13 以下,所以流量对推流比率影响较小.而厌氧区中符合多个反应器串联模型,推流作用的影响上升,数值都在 0.11 ~ 0.33,所以进水流量会显著影响推流比率,流量的增大会使推流比率减小.本研究结果与 Alcocer 等^[9]的研究结果一致,即处于非水饱和状态的潜流人工湿地中的示踪结果也表明流量增大会导致推流比率的减小.

不同进水流量条件下死体积比率都较高.好氧区中死体积比率在 0.50 左右波动,最大达到 0.62,最小接近 0.40.厌氧区中死体积也在 0.54 到 0.63 的范围内波动,本研究中所用的滤料小球直径较大,在 1 cm 左右. Alcocer 等^[9]的研究也发现使用粒径较大的滤料(直径为 12.7 mm 的石粒)的潜流人工湿地中死体积比率都在 0.80 左右,并且水流流量对于死体积比率并没有太大影响,而使用粒径较小滤料(直径为 4.7 mm 的石粒)的湿地中死体积比率都小于 0.80,特别是在较高水流流量条件下达到了 0.20 左右.因此可以得出结论,滤料体积会直接影响反应器中死体积比率.为了保证较好的水力行为,在生物膜反应器中填料不被堵塞的前提下,应当尽量选择粒径较小的滤料.

3.4 短程硝化-厌氧氨氧化联合脱氮作用

本研究是为了在净化槽中实现短程硝化-厌氧氨氧化二级联合脱氮作用,第一步的短程硝化对于后面的厌氧氨氧化的启动至关重要.厌氧氨氧化反应可以用下面的化学反应式表示



从反应式可以看出:第二段厌氧区要发生厌氧氨氧化反应,需要第一级好氧区出水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度比为 1 : 1.从图 4 好氧区出水中可以看出,110 d 以后好氧区出水中两种无机氮的比例接近于 1 : 1,证明净化槽的短程硝化效果较为理想.这主要是由于控制了较低的溶解氧和较高的 pH,较好地抑制了亚硝酸根氧化细菌的活性. Magrí 等^[12]建立了一个算法来评价 pH 对于短程硝化的影响,发现 pH 7.5 ~ 8.5 是发生短程硝化的必要条件.同时溶解氧也是抑制亚硝酸根氧化菌的一个重要参数,因为亚硝酸根氧化菌的溶解氧 Monod 半饱和常数可以达到 1.1 mg/L,所以亚硝酸根氧化菌在溶解氧较低的情况下活性会受到抑制^[13].通常情况下溶解氧低于 1 mg/L 能够较好地实现短程硝化^[14].

但是,净化槽中厌氧氨氧化效率较低,因为厌氧氨氧化菌是一种严格厌氧菌,其活性易被溶解氧浓度升高所抑制.研究表明当氧气分压为1%空气饱和时氨和亚硝酸盐转化完全停止,而当充入氮气排除反应器氧气之后厌氧氨氧化活性恢复^[15].本研究中净化槽的厌氧区只是处于水饱和状态,并没有采取其他消氧措施,所以出水反应器厌氧条件不严格,导致厌氧氨氧化菌含量较低,厌氧氨氧化反应不完全.因此,充分营造净化槽的严格厌氧环境是提高厌氧氨氧化效率的重要条件.

4 结 论

(1)一体化净化槽中的好氧区和厌氧区由于曝气条件的不同呈现了两种不同的水力行为.好氧区符合全混流模型,有较小的推流比率,而厌氧区符合多个反应器串联模型,有较大的推流比率.这有利于微生物与废水的充分混合,具有较好的抗冲击能力,有利于出水的相对稳定.

(2)水流流量的增大会降低有效水流体积比率,使实际水力停留时间小于理论停留时间.另外,较低的水流流量只在厌氧区才能较大地增大推流比率,好氧区中由于处于全混流状态,推流比率较小.

(3)小型净化槽的死体积比率较大,为了达到减小死体积比率,建议在保证反应器不堵塞的前提下,选择粒径较小的滤料来减小死体积比率.

(4)净化槽脱氮试验表明新型净化槽的氨氮去除率最高可以达到70%,好氧区出水中氨氮和亚硝态氮的比例接近1,证明好氧区短程硝化效果较为理想,可以为后段厌氧区的厌氧氨氧化提供可靠的进水水质.

致谢:感谢天津科技大学青年基金(2014CXLG12)、天津科技大学科研启动基金(10227)对本研究提供的资金支持.

参考文献:

- [1] 李子成,邓义祥,郑丙辉.中国湖库营养状态现状调查分析[J].环境科学与技术,2012(S1):209-213.
- [2] Kartal B, Kuenen J G, Loosdrecht M C M V. Sewage treatment with anammox[J]. Science, 2010, 328(5979): 702-703.
- [3] Sinha B, Annachhatre A P. Partial nitrification: Operational parameters and microorganisms involved[J]. Reviews in Environmental Science & Bio/Technology, 2006, 6(4): 285-313.
- [4] Qi W K, Guo Y L, Xue M, et al. Hydraulic analysis of an upflow sand filter: Tracer experiments, mathematical model and CFD computation[J]. Chemical Engineering Science, 2013, 104(50): 460-472.
- [5] Zeng M, Soric A, Roche N. Modeling partial nitrification and denitrification in a hybrid biofilm reactor: Calibration by retention time distribution and respirometric tests[J]. Environmental Science & Pollution Research, 2015, 22(17): 1-12.
- [6] 吴光前,孙新元,张齐生.净化槽技术在中国农村污水分散处理中的应用[J].环境科技,2010,23(6):36-40.
- [7] 王昶,李琳,谈玉琴,等.多户化粪池联用的生活污水处理净化槽的研究[J].环境工程,2012,30(2):26-29.
- [8] Jin R C, Ma C, Yu J J. Performance of an Anammox UASB reactor at high load and low ambient temperature[J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 232(10): 17-25.
- [9] Alcocer D J R, Vallejos G G, Champagne P. Assessment of the plug flow and dead volume ratios in a sub-surface horizontal-flow packed-bed reactor as a representative model of a sub-surface horizontal constructed wetland[J]. Ecological Engineering, 2012, 40(3): 18-26.
- [10] Zeng M, Soric A, Roche N. Modeling hydrodynamic behavior in fixed bed bioreactors under different hydraulic conditions via Retention Time Distribution[C]// Proceeding of the International Conference on Machinery, Materials Engineering, Chemical Engineering and Biotechnology. Chongqing: Atlantis Press, 2016.
- [11] 王然,王昶,杜晓雪,等.高效自流式家庭生活污水净化槽的研究[J].环境工程,2007,25(5):21-24.
- [12] Magrí A, Corominas L, López H, et al. A model for the simulation of the SHARON process: pH as a key factor[J]. Environmental Technology, 2007, 28(3): 255-265.
- [13] Hanaki K, Wantawin C, Ohgaki S. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended growth reactor[J]. Water Research, 1990, 24(3): 297-302.
- [14] Tokutomi T. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration[J]. Water Science & Technology A Journal of the International Association on Water Pollution Research, 2004, 49(5/6): 81-88.
- [15] Kimura Y, Isaka K, Kazama F, et al. Effects of nitrite inhibition on anaerobic ammonium oxidation[J]. Applied Microbiology & Biotechnology, 2010, 86(1): 359-365.

责任编辑:周建军