

填料对厌氧化装置启动的影响研究

袁雅姝¹,左晓娜¹,张立成^{1,2},程铭远¹,付岩³

(1. 沈阳建筑大学市政与环境工程学院,辽宁 沈阳 110168; 2. 沈阳建筑大学建筑设计研究院,
辽宁 沈阳 110015; 3. 辽宁生产力促进中心,辽宁 沈阳 110013)

摘要 目的 研究不同的填料对厌氧氨氧化装置启动的影响,选出最有利于厌氧氨氧化反应启动的填料,解决厌氧氨氧化装置启动时间过长的问题. 方法 取三套生物反应器厌氧氨氧化装置,分别填入弹性填料、火山岩、陶粒3种不同填料,均接种沈阳某污水厂二沉池污泥,自配模拟废水,装置水体温度为 $(35 \pm 1)^\circ\text{C}$,调节 pH 值为 7.8~8.2. 结果 经 150 d 的运行调试,三套厌氧氨氧化装置均启动成功. 其中弹性填料装置经过 149 d 的运行, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率均达到 91% 和 90%;火山岩填料装置经 129 d 的运行, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率达到 96% 和 97%;陶粒填料装置经过 135 d 的运行, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率达到 93% 和 94%. 结论 火山岩和陶粒两种填料与弹性填料相比,具有装置启动时间较短,去除率相对高等优势.

关键词 厌氧氨氧化;填料;生物脱氮;模拟废水

中图分类号 TU992.3;X703

文献标志码 A

The Effect of Filler on the Start-up of ANAMMOX Device

YUAN Yashu¹, ZUO Xiaona¹, ZHANG Licheng^{1,2}, CHENG Mingyuan¹,
FU Yan³

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Shenyang Jianzhu University, Shenyang, China, 110168;
2. Architecture Design and Research Institute, Shenyang Jianzhu University, Shenyang, China, 110168; 3. Liaoning Productivity Promotion Center, Shenyang, China, 110013)

Abstract: The effects of different fillers on the start-up of ANAMMOX progress were investigated. The filler which is most advantageous for the start-up of ANAMMOX is preferred to setup the ANAMMOX progress quickly. Three sets of biological reactor-ANAMMOX devices filled with elastic fillers, volcanic rocks, and ceramsite, are inoculated with the secondary sludge of Shenyang sewage treatment plant. The influent is synthetic wastewater. The temperature of water system is $(35 \pm 1)^\circ\text{C}$. pH is 7.8~8.2. After 150 days of operation and debugging, three sets start successfully. After 149 days of operation, the $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{NO}_2^- - \text{N}$ removal rates of the device filled

收稿日期:2016-03-20

基金项目:国家自然科学基金项目(51308354)

作者简介:袁雅姝(1964—),女,高级实验师,主要从事水处理与微生物学研究.

with elastic filler reached 91% and 90%; After 129 days of operation, the $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{NO}_2^- - \text{N}$ removal rates of the device filled with volcanic rocks reached 96% and 97%; After 135 days of operation, the $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{NO}_2^- - \text{N}$ removal rates of the device filled with ceramsite reached 93% and 94%. The results show that the devices filled with volcanic rocks and ceramic have shorter start-up time and the removal rates are higher than that of with elastic filler.

Key words: ANAMMOX; filler; biological nitrogen removal; simulative wastewater

氮是生物体内蛋白质、酶、核酸及激素的重要成分,是人类和一切生物赖以生存的营养元素,并在大气、陆地和水体中不断循环变化^[1]. 氮通过大气沉降、地面径流以及生物固氮作用进入水体. 正常情况下,氮对水生生物的生长不存在限制作用,由于人为活动,破坏了原有氮循环的平衡,导致越来越严重的水体氮污染^[2]. 近年来由于污水的大量排放,水体中的氮含量急剧增加,已经超出了水体自净所承受的范围,导致自然界的水体受到了严重的污染,水环境日益恶化. 在水体中氮素的来源十分广泛,主要包含以下几个方面^[3-5]. ①生活污水排放:厨房、卫生间、洗衣间、浴室等生活所排放的废水. ②农业污染:农作物种植过程中所使用的大量农药和化肥(如氨水、尿素、铵盐肥料、硝酸盐肥料等),植物不能完全吸收,导致一些含氮的有机物随地表径流进入水体,渗入到地下,污染水体. ③工业废水排放:在工业生产中化石燃料燃烧生成的产物与汽车所排放的尾气,均会使自然界中的氮氧化物急剧增加,而后通过雨水的作用进入自然界水体中.

传统生物脱氮过程包括氨化、硝化和反硝化3个阶段. 这3个阶段又掺杂着氨化、硝化、反硝化和同化等4种作用,不同阶段由不同的菌种在各自适宜的生化环境下来完成,因此各个反应过程的运行条件也就不同^[6-9]. 在该过程暴露出以下两方面矛盾^[10-12]: ①反硝化细菌是异养型细菌,其代谢过程需要有机物为其提供能量,而硝化菌群是自养型细菌,通过氧化无机氮化物来获得生长所需的能量. 当污水中存在大量有机物时容易引起异养菌的过度繁殖,不利于

硝化菌群的生长; ②硝化菌是严格好氧型细菌,其生长过程需要溶解氧,而反硝化细菌是兼性厌氧型细菌. 这两类细菌生活在同一环境中,依次经历好氧和缺氧过程完成脱氮,均不能在各自最适条件下发挥其性能,反而会因为环境的影响使其活性受到抑制.

厌氧氨氧化是一种新型的脱氮技术,因该过程无需添加碳源和溶解氧,大大降低了脱氮处理的运行成本^[13-14],但厌氧氨氧化细菌生长极其缓慢,倍增时间为11~29 d,而且对生长环境敏感,富集比较困难^[15-16]. 目前,随着专家学者们的研究与实践,弥补传统脱氮工艺的缺陷,基于厌氧氨氧化技术的新的脱氮理论和技术不断被研发,主要分为以下两种类型:一种类型是短程硝化反应与 AN-AMMOX 反应在不同的装置内运行,例如短程硝化-厌氧氨氧化组合工艺^[17];另一种是在一个反应器中实现厌氧氨氧化菌和其他微生物共生,例如完全自养脱氮工艺(CANON). 基于此,笔者以自配废水做试验,采用的生物滤池具有抗冲击负荷能力强、能够自动调节进水浓度,使微生物始终正常工作,同时具有占地面积小、污泥产量低等特点. 装置中采用弹性填料、火山岩、陶粒三种典型填料,经过150 d的试验运行,最终考察厌氧氨氧化装置在启动过程中的特点以及脱氮效果,为该工艺在实际运行提供理论依据.

1 试验

1.1 试验装置

试验装置采用3组有机玻璃柱制成的生物反应器,直径为150 mm,高为2 200 mm,有效容积为24 L. 滤柱上每隔200 mm设一

个取水口,共设 10 个. 滤柱上平均分布两个实时温度计和两个取样泥口,用水浴锅进行加热控制温度 (35 ± 1) $^{\circ}\text{C}$. 装置内部填料分别为弹性填料、火山岩、陶粒分别记作装置 A1、A2、A3,填料高度为 1 500 mm. 进水采用上向流,装置如图 1 所示.

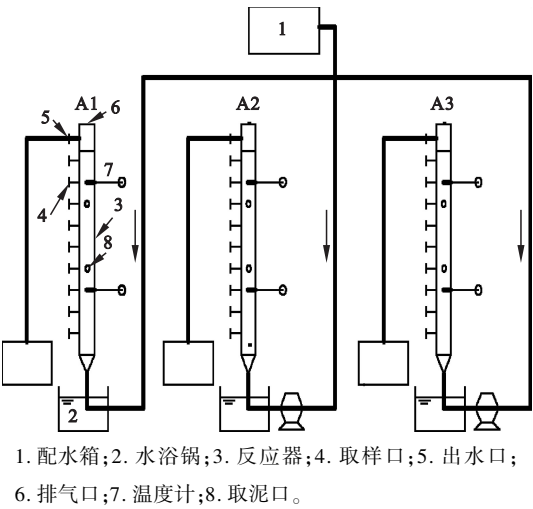


图 1 试验装置
Fig. 1 Test device

1.2 试验水质及接种污泥

试验废水为自配模拟废水,其水质情况见表 1. 另加入一些微量元素促进微生物的生长. 整个试验过程中没有有机物、溶解氧、pH 等其他参数的变化,并且 3 个装置的运行条件相同. 试验所用污泥取自沈阳某污水厂二沉池,污泥呈黑褐色,MLSS 的质量浓度为 3.583 g/L.

1.3 试验分析项目与方法

试验过程中所取的水样检测指标包括 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、COD、MLSS、TN. 检测方法均采用国家标准检测方法测定,所具体检测的项目及其测试方法见表 2.

1.4 试验方案与过程

三个反应装置平行运行,相同的物化环境,即控制温度在 (35 ± 1) $^{\circ}\text{C}$, NaHCO_3 的 pH 值调至 7.8 ~ 8.2, HRT 为 48 h. 进水的 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 30 ~ 50 mg/L, $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 为 40 ~ 70 mg/L,逐渐提高进水氮元素的含量有利于厌氧氨氧化菌的增长^[18]. 基本保证进水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的质量浓度比为 1.32.

表 1 水质情况

Table 1 Water quality						mg/L
$\rho(\text{NaNO}_2)$	$\rho((\text{NH}_4)_2\text{SO}_4)$	$\rho(\text{KH}_2\text{PO}_4)$	$\rho(\text{CaCl}_2)$	$\rho(\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O})$	$\rho(\text{NaHCO}_3)$	
30 ~ 50	40 ~ 66	30	136	200	500	

表 2 分析项目与方法

Table 2 Analysis index and methods	
检测指标	分析方法
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	纳氏试剂分光光度法
$\text{NO}_2^- - \text{N}$	N - (1 - 萘基) - 乙二胺分光光度法
MLSS	差量法
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	紫外分光光度法
TN	碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法

2 试验结果与讨论

2.1 弹性填料反应器的脱氮效果

经过 149 d 的运行,装有弹性填料的装置 A1 运行效果如图 2 所示. 装置 A1 在启动初期,第 1 ~ 40 天的污泥颜色呈现黑褐色, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除效果均不理想.

进水的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度平均值为 30.47 mg/L,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度的平均值为 28.00 mg/L,平均去除率为 2.92%,而且前 20 d $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率偶尔会出现负值. 从第 20 天以后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率才开始缓慢上升,在这期间 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率平均为 14.98%,出水平均质量浓度为 26.42 mg/L,去除率不高. 在运行的前 40 d 当中, A1 已经对 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 有一定的去除作用,但去除效果不稳定,平均去除率为 36.08%,在第 36 天左右, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率开始呈现一定规律,缓慢增长. 另外在启动初期 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的出水质量浓度在 0 ~ 3 mg/L 波动,呈无规律状态,各氮素之间的比例时大时小.

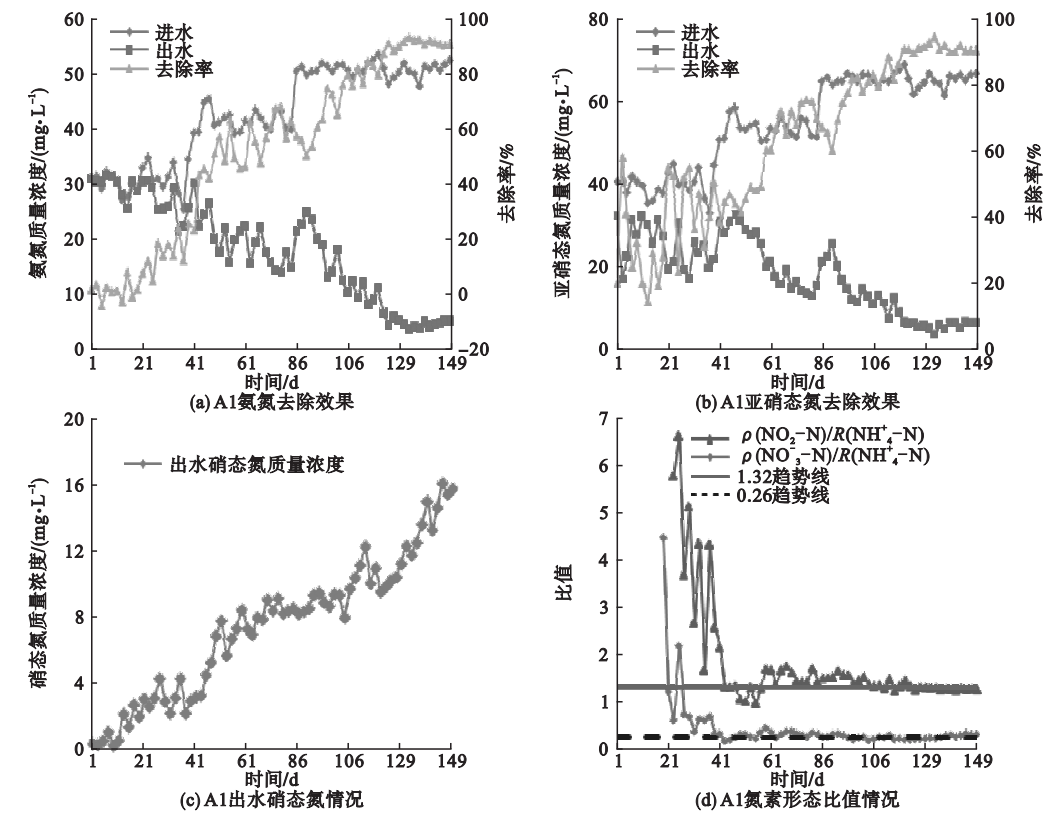


图2 弹性填料反应器的脱氮效果

Fig. 2 Nitrogen removal of reaction with elastic filler

A1 在启动中期(41 ~ 127 d), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率持续升高, 且增幅明显, 第 87 天时, 去除率已经分别达到 67.96%、75.55%。从第 86 天开始, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的进水质量浓度由 40 mg/L 提升到 50 mg/L, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的进水质量浓度由 50 mg/L 提高到 65 mg/L。由图 2 可以看出, 在启动中期由于进水基质浓度的提高, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率分别由原来的 67.96%、75.55%, 降到 50.33% 和 59.98%, 经过 9d 运行, 两者的去除率才分别恢复到 74.75% 和 77.67%。到第 120 天, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率均达到了 85%, 去除率增长缓慢, 两者的出水质量浓度均在 6 mg/L 以下。在此期间, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的出水质量浓度开始缓慢上升, 由 3.17 mg/L 提高到 12.33 mg/L, 各氮素之间的比例也开始趋于平稳。设 R 为去除量, P 为生成量, $R(\text{NO}_2^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 由初始的 2.15

降到 1.33, $P(\text{NO}_3^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 由 0.35 降到 0.24。从第 69 天开始可以观察到 A1 内的部分污泥开始出现棕红色, 可以推断, 装置内已出现厌氧氨氧化反应。随着装置的运行, 厌氧氨氧化菌越来越多, 厌氧氨氧化反应开始占主导地位。

装置 A1 在启动后期(128 ~ 149 d), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率稳定均保持在 90% 以上, 且无明显增幅, 两者的出水质量浓度分别能保证在 5 mg/L、7 mg/L 以下。各氮素之间的比例趋于不变, $R(\text{NO}_2^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 1.29 左右, $P(\text{NO}_3^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 0.30 左右。装置内厌氧氨氧化反应明显, 可以明显观察到装置内的污泥呈红色。经过 149 d 的运行, 投加弹性填料的 A1 启动成功。

2.2 火山岩反应器的脱氮效果

经过 129 d 的运行, 装有火山岩的装置 A2 运行效果如图 3 所示。

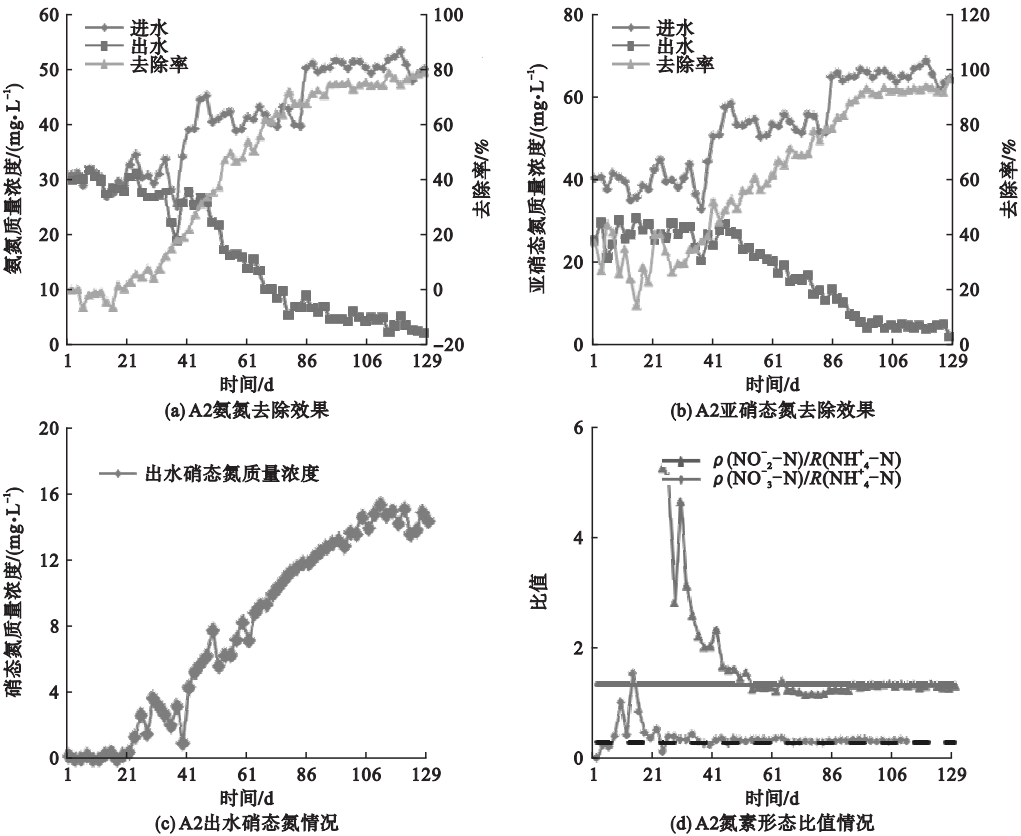


图3 火山岩反应器的脱氮效果

Fig. 3 Nitrogen removal of reactor with volcanic rock

A2 的启动初期时间为 35 d. 在第 1 ~ 15 天, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的进水质量浓度与出水质量浓度基本持平, 从第 15 天开始, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 开始出现缓慢的去除, 前 30 d $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率平均为 2.38%. 从运行的第 1 天开始, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 就有一定的去除, 去除率时高时低, 平均去除率为 23.49%, 从第 31 天开始, 两者去除率开始呈上升的趋势. 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度均在 4 mg/L 以下.

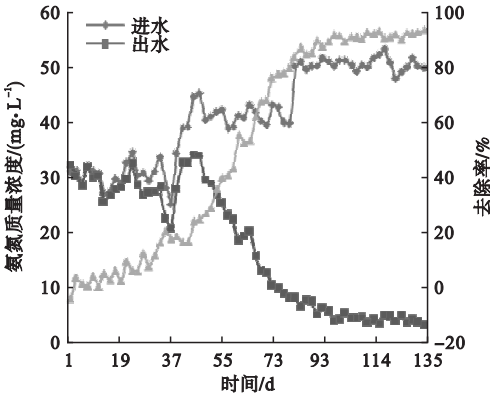
A2 的启动中期 (36 ~ 96d), 时间相比 A1 来说, 缩短了 26 d. 在此期间, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率稳定增长, 且在增长的过程中, 随着进水基质浓度的增加, 去除率无明显降低. 从第 58 天开始, 就可以观察到装置内的小部分污泥变为红色, 此时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率分别为 57.94% 和 56.51%, 出水质量浓度分别为 15.92 mg/L 和 23.92 mg/L. 可以推断出, 装置内已经出

现厌氧氨氧化反应. 到第 86 天, 增加进水基质浓度时, 两者去除率依旧稳定在 80% 左右. 到中期末尾时, 出水当中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 分别可以达到 4.79 mg/L、5.67 mg/L 和 13.29 mg/L, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率可达到 90.75% 和 91.50%. 在该阶段 $R(\text{NO}_2^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 1.35, $P(\text{NO}_3^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 0.31, 分别接近于理论值的 1.32 和 0.26.

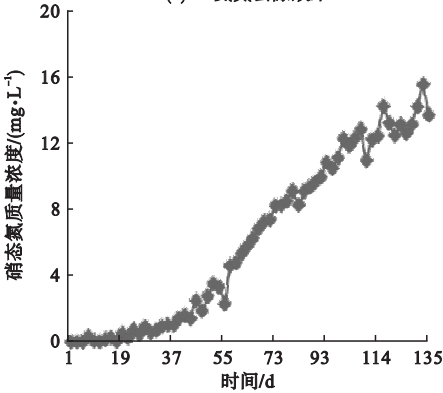
A2 的启动后期 (97 ~ 129 d), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率由 88.36% 提高至 95.70%, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率由 86.11% 提高到 94.33%. 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的质量浓度分别可以达到 2.4 mg/L、2.5 mg/L 和 14.21 mg/L. 装置内的红色越来越明显, $R(\text{NO}_2^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 1.31, $P(\text{NO}_3^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 0.30, 说明厌氧氨氧化反应占据主导地位, 装置启动成功.

2.3 陶粒反应器的脱氮效果

经过 135 d 的运行,装有陶粒的装置 A3

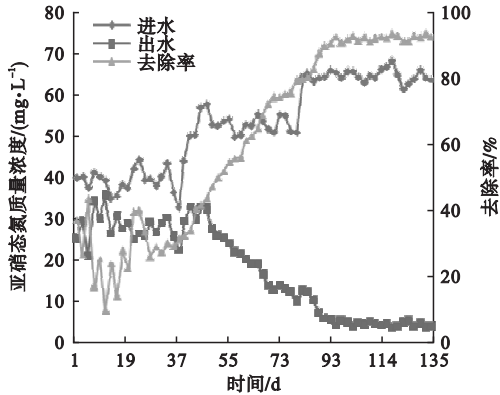


(a) A3 氨氮去除效果

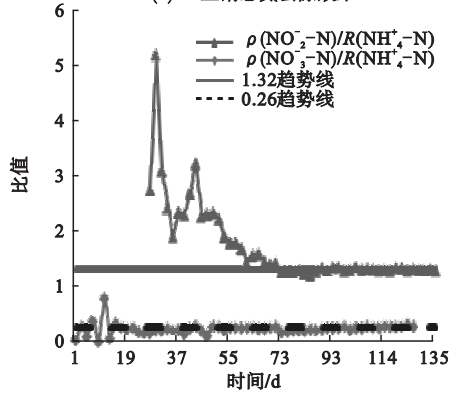


(c) A3 出水硝态氮情况

运行效果如图 4 所示。



(b) A3 亚硝态氮去除效果



(d) A3 氮素形态比值情况

图 4 陶粒反应器的脱氮效果

Fig. 4 Nitrogen removal of reactor with ceramisite

A3 的启动初期与 A1 和 A2 相似,初期运行的第 1 ~ 40 天, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率平均为 3.11%, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率为 21.03%,出水的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度最大值为 3.72 mg/L。出水从第 45 天开始, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除率开始稳步上升。

A3 的启动中期(46 ~ 92d)与 A2 相似,在增加进水基质浓度时,去除率没有明显的降低,只是增幅变缓。在该阶段中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率由 11.62% 提高到 90.06%,出水质量浓度由 34.06 mg/L 降低到 7.31 mg/L; $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率由 27.69% 提高至 86.11%,出水质量浓度由 32.55 mg/L 降低到 7.48 mg/L; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的出水质量浓度由 1.89 mg/L 提高到 9.72 mg/L。在该阶段 $R(\text{NO}_2^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 1.57, $P(\text{NO}_3^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 0.25。

A3 在启动后期(93 ~ 135 d)的去除率稳中有变,基本稳定。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率由 87.79% 提高至 94.99%,平均去除率为 93.48%,出水质量浓度为 3.7 mg/L; $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率基本维持在 93.79% 左右,出水质量浓度为 4 mg/L 左右; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的出水质量浓度为 15.66 mg/L。 $R(\text{NO}_2^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 1.30, $P(\text{NO}_3^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 0.27,基本符合理论值。厌氧氨氧化菌富集效果良好,到第 135 天时,成功启动了该装置。

2.4 启动过程分析

装置 A1、A2、A3 分别经过了 149 d、129 d、135 d 成功启动,均取得了良好的厌氧氨氧化脱氮效果。在启动初期,3 个装置虽经历不同时间完成启动,但是表现出来的规律基本一致,均是 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果不好,

还会偶尔出现去除率为负值的现象, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除率则是忽高忽低,去除效果极其不稳定的现象,主要原因是在进水中不含有机物,异养微生物的生长受到有机物限制,开始进入内源呼吸阶段,逐渐解体、死亡,有一定量的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 释放到水中,而且此时装置内的填料还只能吸附相当少的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,从而导致了 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的出水浓度高于进水的现象.由于污泥存还在反硝化细菌,他们利用污泥中残存的有机物及其他微生物裂解死亡产生的碳源和电子进行反硝化,因此在该阶段中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 会存在一定的去除率.此阶段即为ANAMMOX活性迟滞阶段,也就是文中的启动初期阶段.

在启动中期污泥中残存的底物被彻底消耗殆尽,反硝化作用得到抑制,依靠特定的基质的厌氧氨氧化菌开始出现, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 开始同时得到去除,去除率稳步增长.随着时间的积累,反应器内厌氧氨氧化反应逐渐取代反硝化作用成为主导.此时的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除效果优于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,因此 $R(\text{NO}_2^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 一般高于1.32,待反应稳定之后该值在A1中为1.33,A2为1.35,A3为1.57.在3个反应装置中,A2的 $P(\text{NO}_3^- - \text{N})/R(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 高于0.26,可能是由于中期刚开始时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率过低,而且一部分的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 被水中的溶解氧所氧化,所以该值会高于0.26;A1和A3的 $P(\text{NO}_3^- - \text{N})/R(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 低于0.26,这可能是反应器内在中期刚开始的时候仍存在反硝化作用,导致 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的生成量过低.另外,与A2,A3不同的是,在该阶段增加进水基质浓度时,A1的去除率明显下降,低于之前水平,经过10 d的运行才慢慢恢复,所以,A2和A3的抗缓冲能力要优于A1.该阶段为ANAMMOX活性表现阶段,即文中的启动中期.

在启动后期,厌氧氨氧化作用在运行中

处于优势地位,基本没有反硝化作用,3组反应器中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 均开始得到稳定去除; $R(\text{NO}_2^- - \text{N})/R(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 在1.32附近波动, $P(\text{NO}_3^- - \text{N})/R(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 比值也在0.26附近,此阶段即为ANAMMOX活性稳定阶段,即文中启动后期完成阶段.

3 结 论

(1)在避光、厌氧、进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 质量浓度分别为30~50 mg/L和40~70 mg/L、温度为 $(35 \pm 1)^\circ\text{C}$ 、pH值为7.8~8.2、水力停留时间为48 h的条件下,经过近150 d连续运行,3个装置都可以启动成功并进入稳定运行阶段.

(2)在启动后期,填入弹性填料装置的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率91.53%, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率为91.42%;填入火山岩的装置的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率为96.09%, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率为96.51%;填入陶粒的装置的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率为93.48%, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率为92.79%.

(3)在整个启动过程中,填入火山岩和陶粒的装置表现基本稳定,填入弹性填料的装置在提高进水基质浓度时表现出了波动的迹象.弹性填料相较火山岩和陶粒来讲,亲水性和吸附性较不理想,截留细菌的能力也相对要弱,所以在运行的过程中才会出现去除率的波动的状况.

参考文献

- [1] 任瑞丽,乔龙.水体富营养化及其防治[J].韶关学院学报(自然科学版),2014,35(4):60-63.
(REN Ruili,QIAO Long. On water eutrophication and its control measures. [J]. Journal of Shaoguan university (natural science),2014,35(4):60-63.)
- [2] 金苗,任泽,史建鹏,等.太湖水体富营养化中农业面污染源的影响研究[J].环境科学与技术,2010,33(10):106-119.
(JIN Miao,REN Ze,SHI Jianpeng,et al. Im-

- fact of agriculture non-point source pollution in eutrophic water body of taihu lake[J]. Environmental science & technology, 2010, 33(10):106-119.)
- [3] 徐春彦, 高建峰, 彭涛. 水体中氨氮污染治理研究进展[J]. 山西化工, 2012, 32(1): 62-64.
(XU Chunyan, GAO Jianfeng, PENG Tao. Research progress of treatment of ammonia-nitrogen pollution in water[J]. Shanxi chemical industry, 2012, 32(1): 62-64.)
- [4] 李滨丹, 吴宁. 探讨汽车尾气污染危害与对策[J]. 环境科学与管理, 2009, 34(7): 174-177.
(LI Bindan, WU Ning. Discuss pollution and countermeasure of the car exhaust[J]. Environmental science and management, 2009, 34(7): 147-177.)
- [5] 张丽娟, 马友华, 王桂苓, 等. 农业面源污染中农田氮污染危害及其防治措施[J]. 农业环境与发展, 2010(4): 48-52.
(ZHANG Lijuan, MA Youhua, WANG Guiling, et al. Agricultural non-point source pollution in farmland nitrogen pollution harm and prevention measures[J]. Environment and development in agriculture, 2010(4): 48-52.)
- [6] SCHMIDT I, SLIEKERS O, SCHMID M, et al. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater[J]. FEMS microbiology reviews, 2003, 27: 481-492.
- [7] VOLCKE E I P, LOCCUFIER M, VANROLLEGHEM P A, et al. Existence, uniqueness and stability of the equilibrium points of a SHARON bioreactor model[J]. Process control, 2006, 16(10): 1003-1012.
- [8] RUZI G, JEISON D, CHAMY R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration[J]. Water research, 2003, 37(6): 1371-1377.
- [9] 丁爽, 唐崇俭, 郑平, 等. 厌氧氨氧化工艺脱氮机理和抑制因素的研究进展[J]. 化工进展, 2010, 29(9): 1754-1759.
(DING Shuang, TANG Chongjian, ZHENG Ping, et al. Progress in anaerobic ammonia oxidation biological nitrogen removal mechanism and inhibitory factors[J]. Chemical industry and engineering progress, 2010, 29(9): 1754-1759.)
- [10] de GRAAFF M S, ZEEMAN G, TEMMINK H, et al. Long term partial nitrification of anaerobically treated black water and the emission of nitrous oxide[J]. Water research, 2010, 44(7): 2171-2178.
- [11] GANIGUE R, LOPEZ H, RUSCALLEDA M, et al. Operational strategy for a partial nitrification-sequencing batch reactor treating urban landfill leachate to achieve a stable influent for an anammox reactor[J]. Journal of chemical technology and biotechnology, 2008, 83(3): 365-371.
- [12] 周莉, 李正魁, 王易超, 等. 纯种氨氧化菌短程反硝化特性[J]. 环境工程学报, 2013, 7(4): 1219-1224.
(ZHOU Li, LI Zhengkui, WANG Yichao, et al. Shortcut denitrification characterization of immobilized AOB[J]. Chinese journal of environmental engineering, 2013, 7(4): 1219-1224.)
- [13] CHUNG J, SHIM H, LEE Y W, et al. Comparison of influence of free ammonia and dissolved oxygen on nitrite accumulation between suspended and attached cells[J]. Environmental technology, 2005, 26(1): 21-33.
- [14] SHIMAMURA M, NISHIYAMA T, SHINYA K, et al. Another multiheme protein, hydroxylamine oxidoreductase, abundantly produced in an anammox bacterium besides the hydrazine oxidizing enzyme[J]. Journal of bioscience and bioengineering, 2008, 105(3): 243-248.
- [15] 杨洋, 左剑恶, 沈平, 等. 温度、pH值和有机物对厌氧氨氧化污泥活性的影响[J]. 环境科学, 2006, 27(4): 691-695.
(YANG Yang, ZUO Jiane, SHEN Ping, et al. Influence of temperature, pH value and organic substance on activity of anammox sludge[J]. Environmental science, 2006, 27(4): 691-695.)
- [16] JOSS A, SALZGEBER D, EUGSTER J, et al. Full-Scale nitrogen removal from digester liquid with partial nitrification and anammox in one SBR[J]. Environmental science & technology, 2009, 43(14): 5301-5306.
- [17] LINDSAY M R, WEBB R I, STROUS M, et al. Cell compartment in planctomycetes: novel types of structural organization for the bacterial cell[J]. Archives of microbiology, 2001, 75(6): 413-429.
- [18] CEMA G, SZATKOWSKA B, PLAZA E, et al. Nitrogen removal rates at a technical-scale pilot plant with the one-stage partial nitrification/anammox process[J]. Water science & technology, 2006, 54(8): 209-217.