

原水输送管道生物净水效能

杨艳玲, 张 达, 李 星, 相 坤, 刘扬扬

(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, 100124 北京)

摘 要: 为提高长距离输水管道输送水质, 研究原水输送管道生物净水效能的形成过程, 采用实验室配水, 利用管道模拟反应器模拟原水输送管道, 连续检测进、出水水质以及生物膜中微生物的数量随时间的变化。结果表明: 原水输送管道生物净水效能的形成过程中, 氨氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)和有机物等的去除均是先逐渐增大后趋于稳定, 且稳定值相比最大值稍有下降; 管道模拟反应器在运行 45 d 后生物膜达到稳定, 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率稳定在 75% 左右, 出水亚硝酸氮($\text{NO}_2^- - \text{N}$)质量浓度稳定在 0.02 mg/L 左右; 输水管道中, 氨氧化菌(AOB)相比亚硝化细菌(NO)是优势菌种; 管道模拟反应器对 UV_{254} 和浊度的去除率均稳定在 30% 左右; 管道模拟反应器对正磷酸盐(PO_4^{3-})的去除率维持在 13.64%~38.78%。

关键词: 原水; 输水管道; 生物膜; 净水效能

中图分类号: TU991

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2014)10-0106-04

Biological purification efficiency in raw water delivery pipelines

YANG Yanling, ZHANG Da, LI Xing, XIANG Kun, LIU Yangyang

(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering,
Beijing University of Technology, 100124 Beijing, China)

Abstract: Study on formation process of biological purification efficiency in raw water delivery pipelines was beneficial to improve water quality in long distance raw water delivery pipes. Using simulated pipeline reactors to simulate water situation in raw water delivery pipelines, and water samples were prepared in laboratory. The influent and effluent water quality, the microorganisms in the biofilm is continuously monitored. Results show that the ammonia nitrogen ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) and organic matter removal are stabilized after a gradual increase in first, and stable value decreases slightly compared to the maximum in the formation process of biological purification efficiency. Biofilm grow on polyethylene slides in simulated pipeline reactor and then harvest within 45 days, the removal rate of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ remains stable at 75%. Nitrite nitrogen ($\text{NO}_2^- - \text{N}$) effluent concentration remains stable at 0.02 mg/L. Ammonia oxidizing bacteria (AOB) is dominant strain compared to nitrite oxidizing bacteria (NOB) in raw water delivery pipes. Removal rate of UV_{254} and turbidity are about 30%, and orthophosphate (PO_4^{3-}) removal rate ranges from 13.64% to 38.78%.

Keywords: raw water; water delivery pipes; biofilm; purification

研究发现, 输水管道^[1]在长期运行过程中会附着生长微生物形成生物膜, 生物膜的生物作用能够在一定程度上净化输送水质^[2], 其中重要的两种生物作用是好氧硝化细菌的硝化作用和微生物

对有机物的降解作用。目前有关硝化作用的研究大都集中在供水管道, 研究结果表明, 在供水管道发生硝化作用会引起氯胺的衰减、pH 和碱度的降低、异养菌(HPC)数量的增加和亚硝酸氮($\text{NO}_2^- - \text{N}$)的积累等一系列水质问题^[3-6]。但发生在输水管道则不同, 硝化细菌将氨氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)氧化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和硝酸氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$)后能有效降低原水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度^[7]。活性微生物能降解水中一些有机物, 从而使原水中有机物含量降低。

收稿日期: 2013-12-27.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51178003); 北京市自然科学基金资助项目(8122013).

作者简介: 杨艳玲(1964—), 女, 教授, 博士生导师;

李 星(1963—), 男, 教授, 博士生导师.

通信作者: 杨艳玲, yangyanling@bjut.edu.cn.

朱永娟等^[2]以广州南部供水工程的长距离输水管道为研究对象, 结果表明, 输水管道中 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 COD 和 TOC 含量均下降; 曲志军等^[8]研究了原水在管道输送中的变化规律, 结果表明原水在输送过程中, 浊度、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和有机物均明显降低。

目前有关输水管道生物净水作用的研究主要集中在管道中水质的变化, 有关生物净水作用形成过程的研究鲜有报道。目前, 我国地表水源富营养化问题较严重, 研究并充分利用长距离输水管道内生物膜的生物净水效能提高输送水质, 有利于降低水厂处理成本以及提高供水水质。本文采用实验室配水的方式模拟水源水, 采用管道模拟系统模拟原水输送管道, 通过连续检测进水、出水水质和生物膜中微生物数量, 系统地研究了输水管道生物净水效能的形成过程, 以期调控和优化其生物净水效能提供理论和技术支持。

1 实验

1.1 实验装置与方法

实验装置如图 1 所示, 管道模拟反应器有效容积为 1.0 L, 进水流量为 8 mL/min, 水力停留时

表 1 实验水质

浊度/ NTU	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_2^--\text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	DO/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	UV ₂₅₄ / cm^{-1}	$\rho(\text{PO}_4^{3-})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
1.05~1.31	0.373~0.547	0.011~0.019	1.482~1.554	7.28~7.68	0.013~0.016	0.074~0.110

1.3 分析项目与方法

浊度的测定采用浊度仪, NH_4^+-N 的测定采用纳氏试剂比色法, NO_2^--N 的测定采用 N-(1-萘基)乙二胺光度法, NO_3^--N 的测定采用紫外分光光度法, DO 的测定采用在线溶解氧仪, UV₂₅₄ 的测定采用紫外分光光度计, 正磷酸盐 (PO_4^{3-}) 的测定采用钼锑抗分光光度法, 氨化菌 (AOB) 和亚硝化细菌 (NOB) 的测定采用 3 管 MPN 稀释培养计数法, HPC 的测定采用菌落计数法。

生物膜水样的制备: 采用灭菌棉签沿相同方向擦拭挂片挂膜面 5~6 次后放入盛有 10 mL 解析液的试管中, 然后将试管置于超声波清洗器 (昆山市超声仪器有限公司生产的 KQ-500B 型, 超声电功率为 500 W, 工作频率为 40 kHz) 作用 20 min。

2 结果与讨论

2.1 硝化作用形成过程

2.1.1 NH_4^+-N 及 NO_2^--N 随时间的变化

实验期间管道模拟反应器中 NH_4^+-N 和

间为 2 h, 安装 20 个聚乙烯 (PE) 材质挂片绕中心轴以转速 80 r/min 旋转, 以模拟实际原水输送管道中水流的剪切作用。此外安装有在线溶解氧 (DO) 探头, 保证各参数的实时在线监测。在管道模拟反应器运行后, 定期检测进、出水水质以及挂片生物膜上微生物数量。

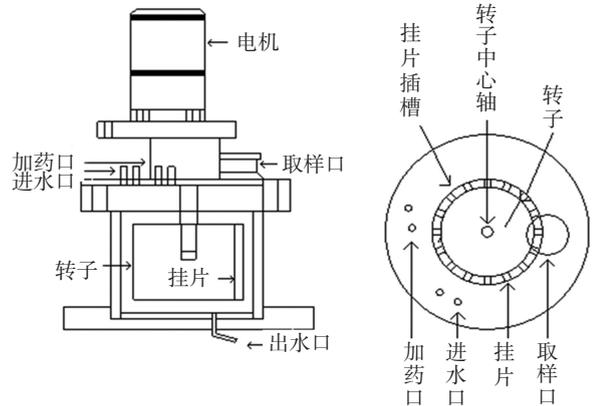


图 1 管道模拟反应器装置

1.2 实验水样

采用市政自来水, 结合需要配制的原水水质, 酌情添加适量生活污水、氯化铵及腐殖酸配制实验水样。实验期间原水水温为 18 °C, 水质情况见表 1。

NO_2^--N 随时间的变化分别见图 2、3。

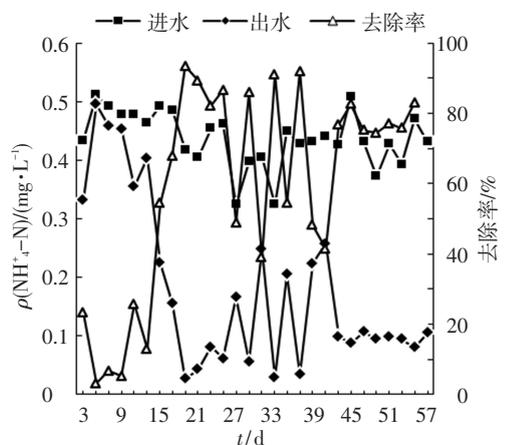


图 2 NH_4^+-N 随时间的变化

由图 2 可见, 随着管道模拟反应器运行时间的延长, NH_4^+-N 去除率呈现先增大后逐渐趋于稳定的变化趋势, 在运行 19 d 后达到最大值 93%, 并在运行 43 d 附近趋于稳定 (75% 左右)。由于硝化细菌呈对数生长, 存在适应期、对数生长期和稳定期 3 个阶段, 整个实验期间管道模拟反应器对 NH_4^+-N 的去除率呈跳跃式增长。

由图 3 可见,随着管道模拟反应器运行时间的延长,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 质量浓度先逐渐升高后降低,最终趋于稳定,在运行 17 d 后积累量达到最大值 0.596 mg/L,之后随着生物膜的不断成熟, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累量逐渐降低,并在运行 35 d 后趋于稳定,基本稳定在 0.02 mg/L 左右。

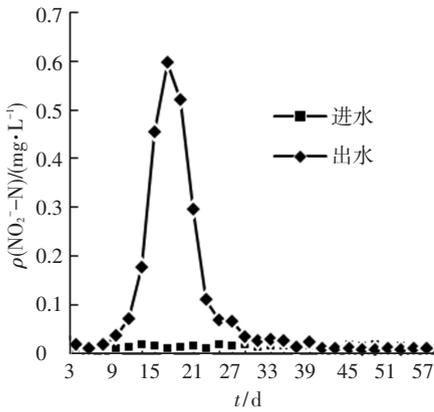


图 3 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 随时间的变化

2.1.2 生物膜中 AOB 和 NOB 的变化

AOB 将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 氧化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, NOB 将 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 氧化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, 可通过 AOB 和 NOB 数量的变化直接反映硝化作用过程^[9]. 实验期间管道模拟反应器生物膜中 AOB 和 NOB 数量检测结果见表 2.

表 2 生物膜中 AOB 和 NOB 数量

t/d	数量/(MPN · cm ⁻²)	
	AOB	NOB
8	0.4	-
15	15.4	1.9
25	92.6	15.4
35	61.7	9.9
45	43.2	5.6
57	40.1	5.9

由表 2 可见,生物膜中 AOB 和 NOB 的数量均是先增加后降低,最后趋于稳定,管道模拟反应器运行初期,生物膜中 AOB 和 NOB 数量相近,反应器内没有出现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累;随着运行时间的延长, AOB 的增长速率大于 NOB,从第 9 天开始管道模拟反应器内出现了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累,生物膜中 AOB 数量明显高于 NOB 数量,说明 AOB 和 NOB 不同的生长速率造成了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累,之后随着生物膜的成熟,生物膜中 AOB 数量均高于 NOB 数量,说明在原木输送管道中, AOB 在与 NOB 的竞争中占优势,且 AOB 相比 NOB 是优势菌种,这与已有研究结果一致^[10-12].

2.2 有机物降解作用形成过程

2.2.1 UV_{254} 随时间的变化

UV_{254} 与 TOC、DOC 和 COD 等之间均有一定的

相关性^[13-14],在水质监测中可以将 UV_{254} 作为反映有机物含量的指标,间接反映水体中有机物污染程度.实验期间管道模拟反应器中 UV_{254} 随时间的变化见图 4.可以看出,活性微生物降解了水体中部分有机物,管道模拟反应器出水 UV_{254} 含量整体呈下降趋势,先逐渐降低后趋于稳定,且在运行 45 d 后对 UV_{254} 的去除率达到稳定(30%左右).

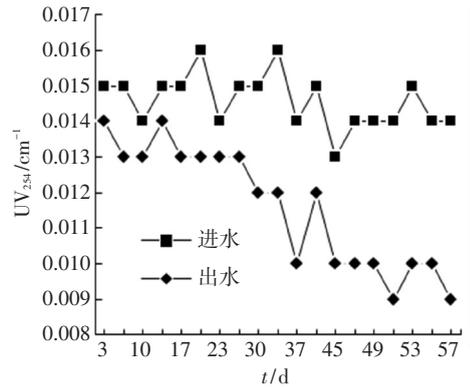


图 4 UV_{254} 随时间的变化

2.2.2 生物膜中 HPC 数量的变化

HPC 相比细菌总数能更好地反映活性微生物的数量^[15],本实验采用 HPC 数量的变化反映生物膜中微生物的生长状况.实验期间管道模拟反应器生物膜中 HPC 数量检测结果见表 3.可以看出,管道模拟反应器在运行初期,生物膜中 HPC 数量较少,因为处于此阶段的微生物虽然活性较高、繁殖速度较快,但附着生长性能较弱.随着管道模拟反应器运行时间的延长,附着态微生物数量增加,使得其生物膜中 HPC 数量逐渐升高,且在运行 25 d 后达到最大值 $1.6 \times 10^5 \text{ CFU/cm}^2$.但由于微生物种群的更替,生长周期更长且更适应附着生长的微生物成为生物膜中活性微生物的主要组成部分,而微生物总量不再增加,导致管道模拟反应器生物膜中 HPC 数量降低.随着微生物种群的进一步更替,管道模拟反应器生物膜内的活性微生物数量达到最适宜附着性微生物生长的稳定状态,且在运行 45 d 后其生物膜中 HPC 数量达到稳定,在 $1.1 \times 10^5 \text{ CFU/cm}^2$ 左右.

表 3 生物膜中 HPC 数量

t/d	HPC 数量/(10 ⁴ CFU · cm ⁻²)
8	2.9
15	5.7
25	16.0
35	8.0
45	1.1
57	9.9

2.3 浊度去除变化

已有研究表明,浊度可间接反映水中微生物的数量,可通过控制水中浊度有效控制微生物的数量^[15]。图 5 为管道模拟反应器出水浊度随时间的变化。可以看出,管道模拟反应器出水浊度整体呈下降趋势,对浊度的去除率呈现先增加后逐渐趋于稳定的变化趋势,且呈跳跃增长。管道模拟反应器在运行 45 d 后生物膜达到稳定,对浊度的去除率稳定在 30% 左右。

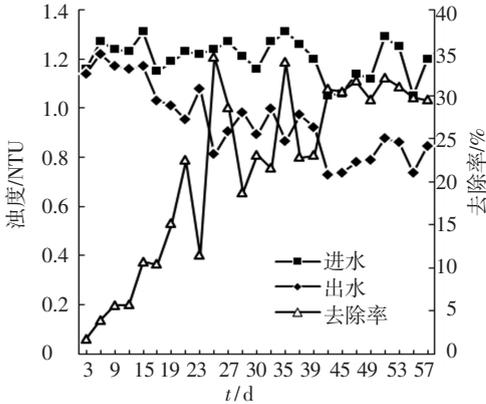


图 5 浊度随时间的变化

原因是挂膜初期,微生物高活性、快速的繁殖速度以及较弱的附着生长性能使得水中悬浮微生物较多,出水浊度较高;随着运行时间的延长,附着态微生物增加,浊度的去除率增加,但此阶段生物膜还未完全成熟稳定,故悬浮菌的增加以及生物膜的脱落导致了浊度去除率的跳跃式增长;生物膜达到成熟稳定后,生物膜内微生物数量达到最适于附着态微生物的稳定状态,故对浊度的去除率基本保持稳定。

2.4 PO_4^{3-} 去除变化

PO_4^{3-} 是容易被细菌直接吸收利用的磷源^[16],本实验采用出水 PO_4^{3-} 的变化反映对磷的去除效果。管道模拟反应器出水 PO_4^{3-} 随时间的变化见图 6。可以看出,管道模拟反应器出水 PO_4^{3-} 质量浓度有一定程度的降低,在运行 19 d 后,对 PO_4^{3-} 的去除率达最大值 42.45%,之后随着运行时间的延长,对 PO_4^{3-} 的去除率维持在 13.64%~38.78%。原因是磷是微生物生长所必须的元素,且生物除磷主要靠聚磷菌完成,聚磷菌在厌氧状态下释放磷,在好氧状态下吸收磷^[17],因此,必须为聚磷菌提供厌氧/好氧或厌氧/缺氧的交替环境才能实现生物除磷^[18]。而本实验中,管道模拟反应器在较高 DO 条件下挂膜运行,一直未发生厌氧状况,故对 PO_4^{3-} 的去除率不高。

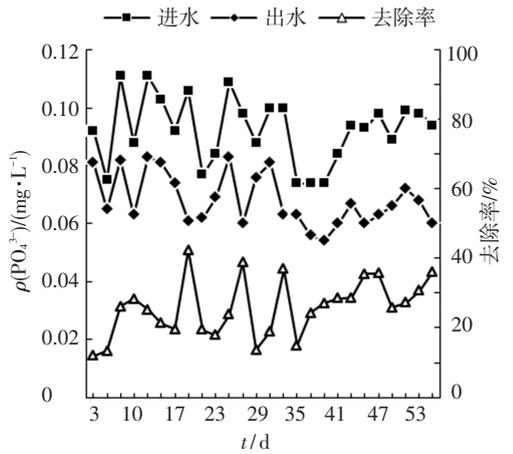


图 6 PO_4^{3-} 随时间的变化

3 结 论

1) 原水输送管道生物净水效能的形成过程中, NH_4^+-N 和有机物等的去除均是先逐渐增大后趋于稳定,且稳定值相比最大值稍有下降。

2) 管道模拟反应器运行 45 d 后生物膜达到稳定,对 NH_4^+-N 的去除率稳定在 75% 左右,出水 NO_2^--N 质量浓度稳定在 0.02 mg/L 左右;在输水管道中,AOB 相比 NOB 是优势菌种。

3) 至生物膜稳定,管道模拟反应器对 UV_{254} 、浊度、 PO_4^{3-} 的去除率分别稳定在约 30%、30% 和 13.64%~38.78%。

参 考 文 献

- [1] 陈涌城, 张洪岩. 长距离输水工程有关技术问题的探讨[J]. 给水排水, 2002, 28(2): 1-4.
- [2] 朱永娟, 杨艳玲, 李星, 等. 长距离输水管道微生物存在水平及水质变化规律[J]. 中国给水排水, 2012, 28(21): 34-36.
- [3] KIRMEYER G J, ODELL H J, JACANGELO A W, et al. Nitrification occurrence and control in chloraminated water systems [M]. Denver, CO: the Foundation and American Water Works Association, 1995.
- [4] SKADSEN J. Effectiveness of high pH in controlling nitrification [J]. American Water Works Association Journal, 2002, 94 (7): 73-84.
- [5] ODELL L H, KIRMEYER G J, WILCZAK A, et al. Controlling nitrification in chloraminated systems [J]. American Water Works Association Journal, 1996, 8 (7): 86-98.
- [6] WILCZAK A, JACANGELO J G. Occurrence of nitrification in chloraminated distribution systems [J]. American Water Works Association Journal, 1996, 8 (7): 74-85.

(下转第 116 页)