

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2020.11.013

污水处理厂尾水导流工程中氮元素的变化规律

牛浩¹, 李婷婷², 陆宇¹, 刘成²

(1. 宿迁市水利局, 江苏 宿迁 223800; 2. 河海大学 环境学院, 江苏 南京 210098)

摘要: 宿迁市污水处理厂的导流工程是保障南水北调东线工程调水水质的重要举措,但传输过程中污水水质的变化规律尚未明确,其对最终出水水质的影响亦未可知。因此,调查了近3年来8座污水处理厂出水水质的变化,在明确其存在典型水质问题的基础上,利用试验模拟污水输配过程,探究混合时间、初始浓度、温度、初始生化比等因素对输送过程中总氮、硝态氮、氨氮的影响,并确定其对总排口水质的影响。结果表明,混合时间、初始浓度、初始生化比对出水中的氮污染物浓度没有显著影响;温度对氨氮浓度的变化影响显著,温度升高,氨氮浓度呈现下降的趋势。高通量测序结果表明,随着输送距离的增加,导流管壁附着微生物的多样性增加,功能菌属的生物降解作用有利于氮的转化去除。

关键词: 污水处理厂; 尾水导流; 总氮; 氨氮

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)11-0075-06

Change of Nitrogen Elements in Tail Water Diversion Project of Wastewater Treatment Plant

NIU Hao¹, LI Ting-ting², LU Yu¹, LIU Cheng²

(1. Suqian Municipal Water Bureau, Suqian 223800, China; 2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: The tail water diversion project of wastewater treatment plant in Suqian is an important measure to ensure the water quality of the east route of South-to-North Water Transfer Project. However, the change rule of water quality in the transfer process is not clear, and its influence on the final effluent quality is also unknown. The change of effluent quality of eight wastewater treatment plants in the past three years were investigated. On the basis of defining the typical water quality problems, the wastewater diversion and transportation process was simulated by laboratory experiments. Then, effects of mixing time, initial concentration, temperature and initial biochemical ratio on total nitrogen, nitrate nitrogen and ammonia nitrogen in the transportation process were explored, and influence of nitrogen variation on water quality of the main outlet was finally determined. Mixing time, initial concentration and initial biochemical ratio had no significant effect on nitrogen concentration in effluent. Temperature had a significant influence on the change of ammonia nitrogen concentration, and the concentration of ammonia nitrogen decreased with the increase of temperature. The microbial community composition was analyzed by high-throughput sequencing. The diversity of wall-attached microorganisms increased with the transportation distance, and biodegradation of the functional bacteria was beneficial to the transformation and removal of nitrogen.

Key words: wastewater treatment plant; tail water diversion; total nitrogen; ammonia nitrogen

宿迁市污水处理厂尾水的导流工程是改善南水北调东线调水水质的重要举措^[1]。导流工程采用管道传输的方式,利用尾水提升泵站将城区污水厂的污水导流引至新沂河进行排放,避免直接排入中运河,影响调水水质。为了保证新沂河水质,设计中明确规定导流管道总排口的出水水质需要满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中一级A的排放要求。然而在尾水的输配过程中,污水处理厂出水需要经过长达14 h的管道输送,可能会导致部分水质指标出现一定程度的变化,从而影响到排口水质。宿迁市8座污水处理厂出水水质的检测结果显示,总氮是超标几率最高的水质指标,其所含的氨氮、硝态氮是水体富营养化的主要诱因之一^[2]。

国内市政污水总氮、氨氮等含氮类指标的年际变化较大,但其对尾水在输配过程中水质变化的影响尚未有明确的结论。因此,分析污水处理厂水质变化规律、模拟污水厂尾水的输配过程、探究含氮污染物在输配过程中的变化规律及其影响因素显得十分必要。

1 试验材料与方法

1.1 试验材料

试验仪器:电热恒温鼓风干燥箱、水浴恒温振荡器、恒温水浴锅、电子天平、Milli-Q超纯水仪、pH计、溶解氧测定仪、浊度仪、超声波清洗器、数控多功能消解仪、高压灭菌器、电子万用炉、紫外-可见分光光度计。

1.2 试验方法

收集宿迁市8座污水处理厂近3年的水质指标数据,并进行详尽的整理分析,8座污水处理厂的分布如图1所示。污水处理厂的输配管道基本信息如表1所示。

在水下20~30 cm处取样后,立即放入装有冰块的保温箱保存,并尽快运往实验室进行水质分析。将各污水厂尾水水样加入锥形瓶中振荡,振荡时间由各污水厂尾水在长距离输水管道的流动距离和尾水流速推算获得,取最远端污水厂的输配时间“14 h”为试验最长反应时间。调节恒温振荡箱温度为5、15、30℃,对于同一污水厂水样,用多个锥形瓶在振荡箱中振荡,分别在0、2、4、6、10、14 h取出1个锥形瓶,测定水质指标,分别于2018年10月、11月、12月至宿迁调研。



图1 污水厂分布示意

Fig. 1 Distribution of wastewater treatment plants

表1 污水厂输配管道基本信息

Tab. 1 Basic information of transportation pipeline of wastewater treatment plants

污水厂	流量/ ($10^4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	管段流 量/($10^4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	管径/ mm	管段长 度/km	流速/ ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
耿车	1.5	1.5	500	2.3	0.88
苏宿	6.5	8	1 000	11.1	1.18
富春紫光	8.5	16.5	1 400	2.1	1.24
新源	2	18.5	1 400	4.2	1.38
宿豫	2.5	21	1 500	3.8	1.38
城南	3	24	1 200(双管)	4.9	1.23
张家港	1.5	25.5	1 200(双管)	15.0	1.30
宏信	2.5	28	1 400(双管)	2.1	1.05

1.3 检测分析项目及方法

TN采用过硫酸钾氧化法测定, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用紫外分光光度法测定, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定,pH值采用便携式pH计测定,DO采用便携式溶解氧仪测定,浊度采用便携式浊度计测定,色度采用便携式色度仪测定。

在运行1年的导流管中,分别取管道前、中、后部管壁上附着的生物膜,并立即在-20℃下储存,直到送往MJ生物技术有限公司(中国上海),依照Illumina MiSeq平台的标准测试方法进行高通量测序。利用引物27F(5'-AGAGTTTGTAT-CMTGGCCTCAG-3')和519R(5'-GWATTCCGG-CKGCTG-3')扩增16S rRNA基因的V1-V3区,这

两个区系对细菌中发现的保守序列有特异性。每个PCR样品的扩增子被标准化为等物质的量,并在Ramaciotti基因组学中心(UNSW)的MiSeq平台上使用 2×300 bp 碱基序列进行测序。

2 结果与讨论

2.1 污水排放现状及风险评估

将各污水厂提供的水质历史资料和现场调研取得的水样水质指标数据进行整理,分析结果表明TN污染问题突出,氨氮波动较大。其中宏信污水厂为工业污水厂,TN排放浓度超过一级A标准3倍以上,其余各污水厂TN均控制在一级A标准以内。值得注意的是,富春紫光、苏宿污水厂在1月份TN浓度接近标准限值,尾水混合后TN超标的风险很高。张家港、宏信、苏宿污水厂的氨氮浓度均出现了超标现象。从全年的分布情况来看,污水厂氨氮浓度在低温条件下明显升高,因此在温度较低时尾水混合后氨氮超标风险也随之增加。故本试验以时间、温度、初始浓度为变量,探究输配过程中氮的浓度变化。

2.2 水质和混合条件对氮浓度的影响

2.2.1 混合时间对氮浓度的影响

导流起始端到终端混合时间为14 h,结果表明,各污水厂总氮浓度的波动较小,其中宏信污水厂的变化幅度较大,最大变化率为15%。然而SPSS分析结果表明,相关性并不显著($P > 0.05$),即振荡时间对各污水厂总氮浓度的变化没有明显影响。随着混合时间的增加,各污水厂氨氮浓度基本呈下降的趋势,其中新源污水处理厂的氨氮浓度最低下降至初始浓度的40%(见图2)。此外,对浓度变化率和振荡时间的相关性进行分析发现,相关性为显著相关($P < 0.05$)。各污水厂氨氮浓度随着振荡时间而降低,这与实际现象一致。硝态氮浓度在14 h的振荡时间内有上升趋势,但大多数污水厂的硝态氮浓度变化不大。SPSS分析结果表明,振荡时间对各污水厂出水中硝态氮的浓度没有明显影响,即相关性并不显著($P > 0.05$)。

结合总氮、氨氮的变化情况,推测氨氮在振荡过程中会转化为硝态氮,故氨氮浓度降低,硝态氮浓度升高^[2-3]。由于氨氮初始浓度与硝态氮相比较低,氨氮的变化对于其自身影响较显著,而对于硝态氮的影响并不显著。故认为在输配过程中污染物浓度无超标风险。

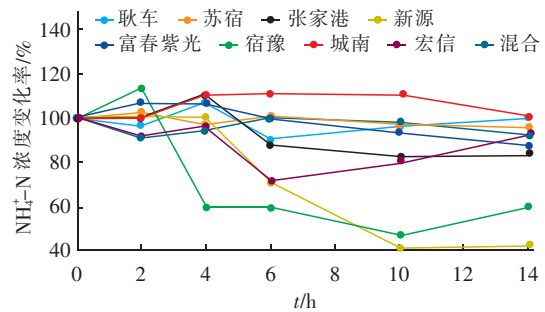


图2 氨氮的变化

Fig. 2 Change of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$

2.2.2 温度对氮浓度的影响

采用响应面法分析振荡时间和温度对污染物去除率的交互作用,以宏信污水处理厂为例,确定污染物初始浓度,以总氮去除率为响应值(Y),温度(A)和振荡时间(B)为变量,使用Design Expert建立模型,回归模型方程见式(1)。

$$Y = 0.5548 - 0.2873A - 0.0484B + 0.0628AB - 1.6235A^2 - 0.0985B^2 \quad (1)$$

以氨氮去除率为响应值(Y),温度(A)和振荡时间(B)为变量的回归模型方程见式(2)。

$$Y = 7.3651 + 8.0905A + 4.189B + 3.1666AB + 20.0575A^2 - 8.9691B^2 \quad (2)$$

图3为振荡时间和温度对TN去除率和氨氮去除率的交互作用。

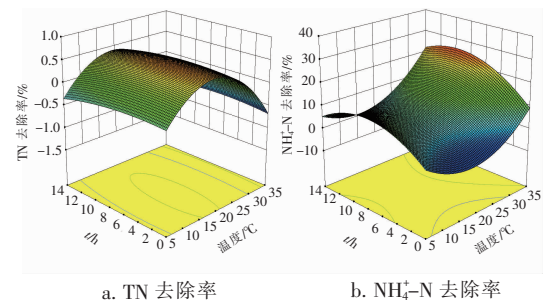


图3 振荡时间和温度对TN去除率和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率的交互作用

Fig. 3 Interaction of oscillation time and temperature on TN and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal rates

从图3(a)可以看出,总氮去除率随着温度的增加呈现先增加后减小的趋势。采用 F 检验法对模型各项系数进行显著性检验,结果见表2。可知,在温度和振荡时间的交互作用下总氮去除率没有显著差异($P > 0.05$),说明温度、振荡时间对总氮去除率的变化无显著影响。

表2 回归模型方差分析

Tab.2 Variance analysis of regression model

项 目	TN 去除率					NH ₄ ⁺ - N 去除率				
	平方和	自由度	均方	F 值	P 值	平方和	自由度	均方	F 值	P 值
模型	1.54	5	0.31	2.67	0.045 9	627.32	5	125.46	2.61	0.040 4
温度(A)	0.28	1	0.28	2.39	0.148 1	218.44	1	218.44	4.55	0.054 4
时间(B)	0.02	1	0.02	0.15	0.702 7	132.15	1	132.15	2.75	0.123 1
AB	0.01	1	0.01	0.08	0.788 5	22.03	1	22.03	0.46	0.511 2
残差	1.38	12	0.12			576.66	12	48.06		

由图3(b)可以看出,温度和振荡时间显著影响了 NH₄⁺ - N 去除率。 F 检验法的结果显示,在设计的试验范围内, A 对 NH₄⁺ - N 去除率的 P 值约为 0.05,且 A 在模型回归方程中系数为正,因此可以判断温度升高和氨氮去除率呈正相关关系。响应面模型显示,温度升高,氨氮去除率随时间增加明显。故本试验认为,在温度较低的冬季应当注意氨氮浓度的变化。

2.2.3 初始浓度对氮浓度的影响

改变污染物初始浓度,以总氮去除率和氨氮去除率为研究对象,探究可能引发的生态危害。当温度为 30 ℃ 时,以总氮和氨氮的去除率为响应值(Y),污染物初始浓度(A)和振荡时间(B)为变量,污染物初始浓度和振荡时间对 TN 和 NH₄⁺ - N 去除率的交互作用如图4所示。可以看出,TN 去除率和氨氮去除率随污染物初始浓度和振荡时间的变化呈现不同的变化趋势。

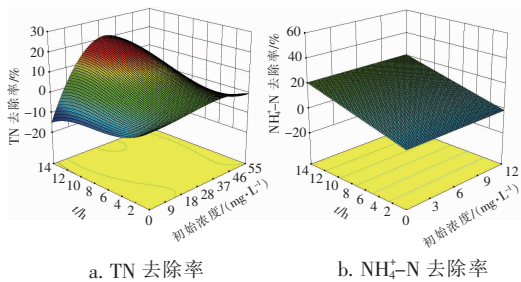


图4 污染物初始浓度和振荡时间对 TN 去除率和 NH₄⁺ - N 去除率的交互作用

Fig.4 Interaction of initial concentration of pollutants and oscillation time on TN and NH₄⁺ - N removal rates

采用 F 检验法对模型各项系数进行显著性检验。结果表明,随着振荡时间的变化,初始浓度对 TN 去除率没有显著影响。氨氮去除率受初始浓度的影响不大,但受振荡时间的影响较大, F 检验显示显著性指数 < 0.05 ,回归模型方程见式(3)。

$$Y = 9.9938 - 0.0318A + 11.2066B \quad (3)$$

其中, B 在回归模型中的系数为正,说明随着振荡时间的增加氨氮去除率升高,与之前的结论一致。从双因素交互角度分析,初始浓度和振荡时间的交互项在模型中系数为 0,说明随着振荡时间的变化,改变初始浓度对氨氮去除率的影响不显著。

2.2.4 可生化性对氮浓度的影响

生活污水与工业污水的处理水量会随季节发生改变,污水厂近几年的水质资料表明,夏季的 BOD₅/COD 值为 0.23 ~ 0.65,平均值为 0.47;NH₄⁺ - N/TN 值为 0.4 ~ 0.7,平均值为 0.57。冬季的 BOD₅/COD 值为 0.12 ~ 0.42,平均值为 0.24;NH₄⁺ - N/TN 值为 0.2 ~ 0.6,平均值为 0.37。可见,夏季水体的可生化性略高于冬季,故分析了不同 BOD₅/COD 在输配过程中的变化以及可能对污染物浓度产生的影响,结果如图5所示。

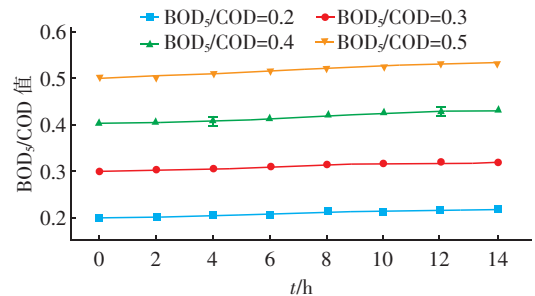


图5 输配过程中可生化性的变化

Fig.5 Change of biochemical property during transportation process

从图5可以看出,可生化性在污水厂尾水输送过程中未发生明显变化。与管网输送过程中总氮含量的微小降低和氨氮含量的增高相对比,可以初步推断污水厂尾水的可生化性会影响水中氨氮的转化,较高的可生化性有利于向氨氮的转化。这是由于在较高可生化有机物含量条件下,异养微生物的同化作用较强,从而导致部分氮元素同化为微生物

菌体组成部分,并且导致有机氮氧化为氨氮。然而由于污水厂尾水可生化性相对较低,其对尾水导流输送过程中氮转化的影响相对有限,不会导致氮含量及形态的显著变化。

2.3 细菌群落分析

2.3.1 生物多样性

选取 46 766 条有效序列,覆盖度在 99.8% 以上,可以较好地反映样本的真实性。群落丰富度和多样性评估结果见表 3(A、B、C 分别为沿输送过程的前、中、后段)。

表 3 生物多样性分析

Tab.3 Diversity indices of microbial communities

项 目	OTU 数	覆盖度指数	Shannon 指数	Chao 指数
A	394	0.998 558	3.515 180	342.062 5
B	418	0.998 640	3.749 140	379.750 0
C	437	0.998 477	3.850 908	382.125 0

从表 3 可以看出,导流管道尾部(C)的 OTU 数最多,Shannon 指数和 Chao 指数最大,即随着输送距离的增加,微生物的多样性显著增加。分析原因可知,导流管道开始部分输送的水质易受某单一水质指标的影响,随着输送距离的增加,导流污水量增加,不同水质的污水混合之后形成稀释效应,水中微生物更加多样^[4]。

2.3.2 生物群落结构

图 6 为生物群落结构在门水平和属水平的相对丰度变化。可以看出,在门水平上,变形菌门(*Proteobacteria*)、拟杆菌门(*Bacteroidetes*)为优势菌门,分别占 45%~60%、20%~24%。变形杆菌属于革兰氏阴性细菌,包括多种代谢种类的细菌,其中大部分细菌在营性或专性厌氧环境中生活。本试验模拟污水管道运行,管内溶解氧较高,可形成兼性有氧的环境,有利于变形菌的生长。此外,在活性污泥中,变形菌门和拟杆菌门是最丰富的门,在有机物降解和碳循环中起着重要作用^[5]。同时,芽单胞菌门(*Gemmatimonadetes*)、厚壁菌门(*Firmicutes*)、放线菌门(*Actinobacteria*)、绿菌门(*Chlorobi*)均随着输送过程有所增加,这与生物多样性增加是一致的。硝化菌的检出也解释了氮浓度的转化,氨氮浓度减少,硝态氮浓度增加,然而硝化螺旋菌门相对丰度略有降低,这可能是在污水输送过程中微厌氧环境不利于其生长。当温度升高时,氨氮浓度进一步降低,这是由于硝化菌对环境条件敏感。因此,适宜的温度有

利于提高生物活性,进而促进氮污染物的转化。

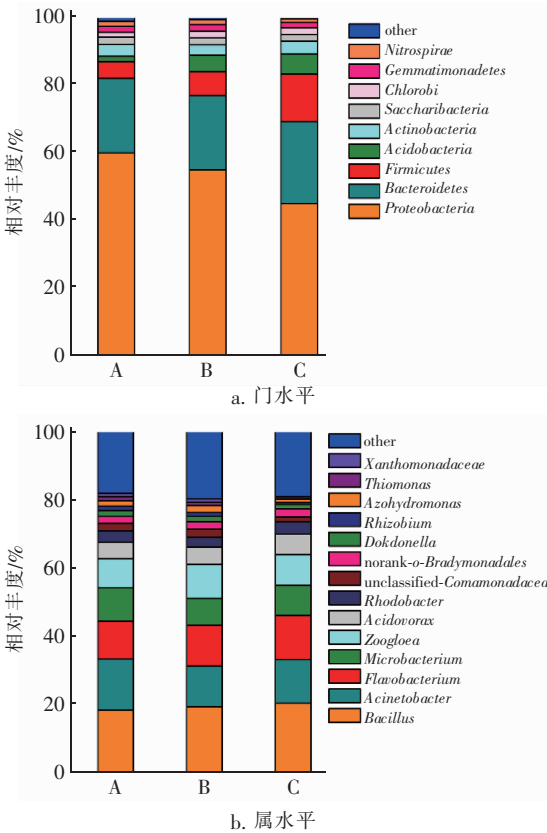


图 6 生物群落结构在门水平和属水平的相对丰度变化
Fig.6 Abundance change of microbial community structure at phylum level and genus level

从图 6(b)可以看出,芽孢杆菌属(*Bacillus*)和不动杆菌属(*Acinetobacter*)含量相对较高,属于优势菌群。黄杆菌(*Flavobacterium*)、嗜酸菌(*Acidovorax*)、红杆菌(*Rhodobacter*)的相对丰度均显著升高。其中黄杆菌属的细菌为直杆状,属于严格好氧反硝化菌^[6]。嗜酸菌(*Acidovorax*)、红杆菌(*Rhodobacter*)为反硝化菌^[7],在反应器中占有一定优势。试验还检测到生丝微菌(*Hyphomicrobium*),它是一种能氧化铁和锰的细菌,分布于淡水环境和输水管道中,在水净化过程中起着重要作用^[8]。在污水输送过程中,总氮浓度随混合时间的增加而降低,推测是由于管道中反硝化菌群结构的改变。同样,王宝宝^[9]发现,管道中污水水质沿程发生变化,氮类污染物(TN)沿程的平均去除率为 12%,其变化主要是在生物作用下水中有机氮转化为氨氮,以及反硝化作用下 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转变为 N_2 。

3 结论

污水厂出水中总氮和氨氮浓度波动较大,为易

超标污染物。温度对氨氮的影响显著,对其余污染物去除率的影响较小。污水输配过程中,随着温度和混合时间的增加,氨氮浓度显著降低。污水经过污水管网后,管网内壁微生物的作用会进一步降低污水中氮污染水平。因此,在污水厂尾水输配过程中,氮元素并没有明显的恶化趋势,在尾水达标情况下可确保最终排口满足排放要求。

参考文献:

- [1] 张英歌. 南水北调对宿迁辖区水上安全的影响及对策[J]. 中国海事,2013(5):40-41.
Zhang Yingge. The impact of South-to-North Water Division to the water safety of Suqian area and the relevant strategy[J]. China Maritime,2013(5):40-41 (in Chinese).
- [2] 任武昂. 城市污水输送、处理过程中氮组分的迁变特性及转化规律研究[D]. 西安:西安建筑科技大学,2015.
Ren Wu'ang. The Study of Migration Characteristics and Transformation Discipline of Nitrogen Compounds in the Transportation and Treatment Process of Urban Wastewater[D]. Xi'an:Xi'an University of Architecture and Technology,2015(in Chinese).
- [3] 杨柯瑶. 城市污水管网氮类营养物的迁变规律[D]. 西安:西安建筑科技大学,2016.
Yang Keyao. Nitrogen Nutrients Transformation in Sewer Networks[D]. Xi'an:Xi'an University of Architecture and Technology,2016(in Chinese).
- [4] Phalakornkule C, Nuchdang S, Khemkhao M, et al. Effect of freeze-thaw process on physical properties, microbial activities and population structures of anaerobic sludge[J]. J Biosci Bioeng,2017,123(4):474-481.
- [5] Du B B, Wang R F, Yang Q X, et al. Impact of tetracycline on the performance and abundance of functional bacteria of a lab-scale anaerobic-aerobic wastewater treatment system[J]. Biochem Eng J,2018,138:98-105.
- [6] Zhu Y J, Wang Y Y, Jiang X X, et al. Microbial community compositional analysis for membrane bioreactor treating antibiotics containing wastewater[J]. Chem Eng J,2017,325:300-309.
- [7] Meng F G, Gao G H, Yang T T, et al. Effects of fluoroquinolone antibiotics on reactor performance and microbial community structure of a membrane bioreactor[J]. Chem Eng J,2015,280:448-458.
- [8] 张锡辉,王爽,王慧,等. 水厂处理工艺中的微生物群落结构特征研究[J]. 中国给水排水,2007,23(13):36-40.
Zhang Xihui, Wang Shuang, Wang Hui, et al. Characteristics of microbial community structures in water treatment process[J]. China Water & Wastewater,2007,23(13):36-40(in Chinese).
- [9] 王宝宝. 城市污水管网水质变化特性与生物演替规律研究[D]. 西安:西安建筑科技大学,2014.
Wang Baobao. Characteristics of Water Quality Variation and Biotic Succession in Sewer Networks[D]. Xi'an:Xi'an University of Architecture and Technology,2014 (in Chinese).



作者简介:牛浩(1984-),男,江苏宿迁人,硕士,工程师,主要研究方向为水环境治理。

E-mail:281993324@qq.com

收稿日期:2019-12-12