

污水处理与回用

桑一叶, 许骐, 李魁晓, 等. 再生水输配距离对水质稳定性的影响[J]. 净水技术, 2025, 44(2): 86–94.

SANG Y Y, XU Q, LI K X, et al. Influence of diversion and distribution distance of reclaimed water on water quality stability [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(2): 86–94.

再生水输配距离对水质稳定性的影响

桑一叶¹, 许 騒^{2,3}, 李魁晓^{2,3}, 王 慰^{2,3}, 王 刚^{2,3}, 王浩楠^{2,4}, 郑晓英^{1,*}

(1. 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京工业大学, 北京 100124; 2. 北京城市排水集团有限责任公司, 北京 100022; 3. 北京市污水资源化工程技术研究中心, 北京 100124; 4. 北京北排科技有限公司, 北京 100124)

摘要 【目的】为分析输水距离与水质变化之间的关系, 【方法】以北京市一段长约为 20 km 的再生水输配管网为研究对象, 监测沿程的水质指标变化规律。【结果】随着输水距离的增加, 再生水管网中的总大肠菌群、粪大肠菌群和大肠埃希氏菌逐渐增加, 而余氯浓度逐渐降低, 微生物浓度与余氯浓度呈显著负相关($P<0.01$)。此外, 浑浊度和色度随着输水距离的增加逐渐升高, 分别增加 75.3% 和 6.9%, 有机物指标总有机碳(TOC)、化学需氧量(COD_{Cr})和紫外吸光度(UV₂₅₄)值逐渐下降。通过增加再生水厂内次氯酸钠投加浓度, 可以有效提高再生水输配管网中的余氯浓度, 从而提升水质的生物稳定性。【结论】建议将出厂水的游离余氯质量浓度控制在 0.45 mg/L 以上, 或总余氯质量浓度控制在 0.60 mg/L 以上, 可以保障再生水管网 8 km 输配距离内粪大肠菌群浓度低于 1 000 MPN/L, 同时不会对再生水补给的河道水环境造成明显影响。研究对再生水输配管网的管理和微生物控制具有一定的指导意义, 为提高再生水的水质稳定性和安全性提供了有益参考。

关键词 再生水 输配管网 水质变化 余氯 微生物

中图分类号: TU992 **文献标志码:** A **文章编号:** 1009-0177(2025)02-0086-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.02.010

Influence of Diversion and Distribution Distance of Reclaimed Water on Water Quality Stability

SANG YIYE¹, XU QI^{2,3}, LI KUIXIAO^{2,3}, WANG WEI^{2,3}, WANG GANG^{2,3}, WANG HAONAN^{2,4}, ZHENG XIAOYING^{1,*}

(1. Beijing Key Laboratory of Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China;

2. Beijing Drainage Group Co., Ltd., Beijing 100022, China;

3. Beijing Engineering Research Center of Wastewater Resource, Beijing 100124, China;

4. Beijing Beipai Science & Technology Co., Ltd., Beijing 100124, China)

Abstract [Objective] To analyze the relationship between distance of water diversion and variation in water quality, [Methods] this paper focused on a segment of approximately 20 km of reclaimed water transmission and distribution pipeline in Beijing, monitoring water quality indices along the pipeline. [Results] The results showed that total coliforms, fecal coliforms and *Escherichia coli* in the reclaimed water network gradually increased with the increasing distance of diversion, while the residual chlorine concentration decreased, and the microbial concentration was significantly negatively correlated with the residual chlorine concentration ($P<0.01$). In addition, turbidity and color gradually increased with increase in water diversion distance, showing an increase of 75.3% and 6.9% respectively. Meanwhile, organic matter indices such as total organic carbon (TOC), chemical oxygen demand (COD_{Cr}) and UV₂₅₄

[收稿日期] 2023-10-31

[基金项目] 国家重点研发计划(2023YFC3041300)

[作者简介] 桑一叶(1999—), 女, 硕士, 研究方向为再生水回用技术, E-mail: 15691816392@163.com。

[通信作者] 郑晓英, E-mail: zhengxiaoying@bjut.edu.cn。

gradually decreased. By increasing the dosage concentration of sodium hypochlorite within the reclaimed wastewater treatment plant, it was possible to effectively increase the residual chlorine concentration in the reclaimed water diversion and distribution pipeline, thereby enhancing the biological stability of water quality. [Conclusion] It is recommended to maintain a free residual chlorine mass concentration above 0.45 mg/L or a total residual chlorine mass concentration above 0.60 mg/L in effluent. This level of residual chlorine concentration could ensure that the concentration of fecal coliform bacteria within an 8 km reclaimed water distribution distance remains below 1 000 MPN/L, while also minimizing any significant impact on the water environment of the receiving river. The present study has significant implications for the management and microbial control of reclaimed water distribution networks, offering valuable insights to enhance the stability and safety of reclaimed water quality.

Keywords reclaimed water diversion and distribution network water quality change residual chlorine microorganism

北京市中心城区 11 座再生水厂每日可生产再生水水量为 423 万 m³, 出水水质执行北京市《城镇污水处理厂水污染物排放标准》(DB11/ 890—2012)B 标准, 其中再生水用于补给景观用水的水量不断增加。2023 年, 经过水泵和管网输送回用的再生水水量达到 5.04 亿 m³, 其中 85% 回用于河道、公园等景观环境。然而, 再生水中仍残留有机物、微生物等, 经过管网长距离的输送后, 主体水与管壁会发生一系列的物理、化学和生物反应, 造成部分水质指标升高, 再生水用户端水质存在超标的风险^[1]。

管网中一定浓度的余氯可以维持持续性消毒效果, 抑制微生物的复活和繁殖, 但如果余氯浓度过高, 会对再生水回用产生不利的影响, 如对水生生物产生毒害作用、增加消毒副产物浓度等^[2]。目前, 国内外许多学者已对再生水在输配管网中的水质变化规律展开研究。姜登岭等^[3]研究结果表明, 再生水输送过程中, 当总余氯质量浓度 < 0.5 mg/L 时, 异养菌总数(HPC)与可生化有机碳(AOC)浓度的关系显著, 维持输配管网中的余氯量和控制 AOC 水平成为确保再生水稳定的关键因素。研究者^[4-5]通过小试验发现, 通过控制出水游离余氯质量浓度为 0.2 mg/L、总余氯质量浓度为 0.5 mg/L, 可有效抑制再生水管网中异养微生物的再生和繁殖。目前, 大多数关于再生水输配过程水质规律以及微生物控制的研究都是基于小试验得出的结果, 难以有效指导实际生产过程中的运行调控。

本文以北京市某再生水厂配套补给景观环境的再生水输配管网为研究对象, 通过调控进入再生水管网中的余氯浓度, 探究在实际再生水输配管网中, 不同输送距离与微生物、余氯及常规水质指标的变化规律及其相关性, 为再生水管网末端的卫生学指标稳定达标提供有效保障。

1 材料与方法

1.1 再生水厂及管网

该再生水厂污水处理工艺采用改良厌氧/缺氧/好氧(AAO)活性污泥法, 再生水处理工艺采用“反硝化生物滤池-超滤膜-臭氧氧化-紫外消毒-次氯酸钠消毒”工艺。本研究中配套的再生水输配管网为研究对象, 监测的管网长约为 20 km, 管内为有压流, 流速约为 1 m/s。一号取样点为再生水厂的清水池进水, 二号~五号取样点为再生水泵房后不同输水距离处的河道补水口, 再生水输配管网为枝状管网, 主要用于景观用水补水, 随着输送距离的增加, 管网节点的水量逐渐降低。5 个取样点与再生水厂的距离、管径和管网材质等信息如图 1 所示。

1.2 监测方案与方法

1.2.1 样品采集

采样时间为 7 月—10 月。取样前 1 d 对采样瓶和取样器进行高温灭菌(105 °C, 30 min)处理, 每个取样点采集 2 份水样作为平行对照, 样品采集后置于 4 °C 保温箱内保存, 并于 2 h 内完成检测, 累计取样 20 次, 总计 200 个样品。

1.2.2 检测指标

检测指标包括 9 项常规水质指标: 总余氯、游离余氯、浑浊度、色度、pH、紫外吸光度(UV₂₅₄)、化学需氧量(COD_{Cr})、总有机碳(TOC)、溶解氧(DO)、总溶解固体(TDS)、氧化还原电位(ORP)。4 项微生物指标: 总大肠菌群、粪大肠菌群、大肠埃希氏菌, 总余氯、游离余氯、DO、TDS、ORP 为现场测定, 其余指标为实验室测定。

1.2.3 检测方法

(1) 常规指标

COD_{Cr} 的测定方法为《水质 化学需氧量的测定 重铬酸钾法》(HJ 828—2017); UV₂₅₄ 的测定方法为

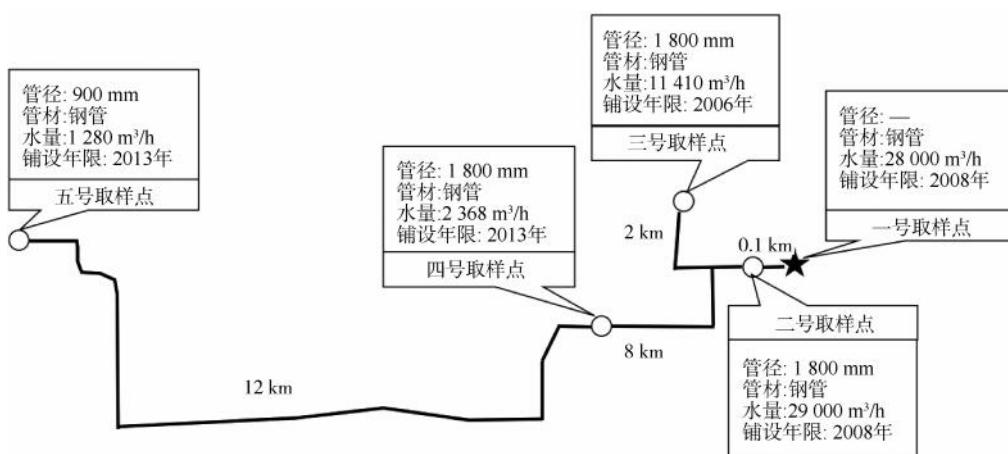


图 1 不同取样点管网基本信息

Fig. 1 Basic Information of Pipelines Network at Different Sampling Points

《水质 UV_{254} 的测定 紫外分光光度法》(DB37/T 4149—2020);色度的测定方法为《水质 色度的测定 稀释倍数法》(HJ 1182—2021);浑浊度的测定方法为《水质 浑浊度的测定》(GB/T 13200—1991);pH 的测定方法为《水质 pH 值的测定 电极法》(HJ 1147—2020);游离余氯、总余氯采用《水质 游离氯和总氯的测定 N,N-二乙基-1,4-苯二胺分光光度法》(HJ 586—2010);TDS、DO、ORP 采用哈希 HQ2100 便携式多参数通道分析仪测定。

(2) 微生物指标

总大肠菌群、大肠埃希氏菌、粪大肠菌群检测所用方法为《水质 总大肠菌群、粪大肠菌群和大肠埃希氏菌的测定 酶底物法》(HJ 1001—2018),使用科立得试剂(Colilert)、97孔定量盘(Quanti-Tray/2000)以及 Sealer Plus 程控定量封口机(IDEXX, Westbrook, US)测定。菌落总数采用 SimPlate 复合酶底物法(IDEXX, Westbrook, US)测定。

1.2.4 数据分析

使用 Origin 软件进行非线性函数拟合,SPSS 软件进行数据统计相关性分析。

2 结果与讨论

2.1 再生水管网初始水质分析

2.1.1 常规指标分析

再生水输配管网进水是再生水厂的总出水,对初始水质进行分析有助于明确再生水在管网输送过程中的变化情况,如表 1 所示。管网水中 pH 值、浑浊度、色度平均值分别为 7.53、0.39 NTU、5.69 度,总余氯质量浓度为 0.02~0.22 mg/L,游离氯质量浓

度为 0.02~0.06 mg/L,以上指标均符合《城市污水再生利用 景观环境用水水质》(GB/T 18921—2019)。有机指标中, COD_{Cr} 的质量浓度为 9.90~21.20 mg/L, UV_{254} 的浓度为 0.002~0.110。

表 1 再生水物理化学指标

Tab. 1 Physical and Chemical Indices of Reclaimed Water

水质参数	最大值	最小值	平均值
pH 值	8.12	6.92	7.53
浑浊度/NTU	0.54	0.25	0.39
色度/度	9.20	4.70	5.69
总余氯/(mg·L ⁻¹)	0.22	0.02	0.09
游离余氯/(mg·L ⁻¹)	0.06	0.02	0.04
TDS/(mg·L ⁻¹)	951	839	881
DO/(mg·L ⁻¹)	11.48	6.66	8.02
COD_{Cr} /(mg·L ⁻¹)	21.20	9.90	13.32
UV_{254}	0.110	0.002	0.050

注:总余氯和游离余氯统计数为 48, TDS 和 DO 统计数为 42, COD_{Cr} 统计数为 51, 其他水质参数统计数均为 50。

2.1.2 再生水微生物指标

如表 2 所示,再生水厂出水中,粪大肠菌群浓度平均值为 311 MPN/L,满足《城镇污水处理厂水污染物排放标准》(DB11/ 890—2012)B 标准和《城市污水再生利用 景观环境用水水质》(GB/T 18921—2019)观赏性景观环境用水≤1 000 MPN/L 的要求,但最大值为 984 MPN/L,存在超标的风险,为了控制再生水管网末端的水质,建议再生水厂出厂水粪大肠菌群浓度保持在较低水平,同时在输配管网中保证一定的余氯浓度,抑制微生物的复活和繁殖。

表 2 再生水微生物指标
Tab. 2 Microbiological Indices of Reclaimed Water

水质参数	最大值/ (MPN·L ⁻¹)	最小值/ (MPN·L ⁻¹)	平均值/ (MPN·L ⁻¹)	统计数
总大肠菌群	2.4×10^4	1.3×10^3	1.1×10^3	44
粪大肠菌群	984	155	311	44
大肠埃希氏菌	460	10	175	44
细菌总数	7.3×10^5	5.9×10^4	4.0×10^4	40

2.2 常规指标的变化规律

2.2.1 有机物变化规律

研究^[6]表明,水中有机物浓度对管网中微生物的复活和繁殖产生影响,有机物指标在一定程度上反映水质生物稳定性^[7]。其中,COD_{Cr}是指水样中能被强氧化剂氧化的还原性物质的量,即能被强氧化剂氧化的物质的氧当量,COD_{Cr}作为一种间接检测有机物的指标,其测定结果受水中的氯离子和还原性无机物等影响;TOC是指在950℃的高温下使水样中的有机物气化燃烧,生成CO₂,通过红外线分析仪,测定其生成的CO₂量,其值能直接反映水中的有机物含量;UV₂₅₄是指水中一些有机物在254 nm波长紫外光下的吸光度,反映水中天然存在的腐殖质类大分子有机物以及含碳碳双键和碳氧双键的芳香族化合物的含量。因此,选用COD_{Cr}、TOC和UV₂₅₄3项有机物指标来表征再生水管网中的有机物水平,有效避免单一指标的局限性。

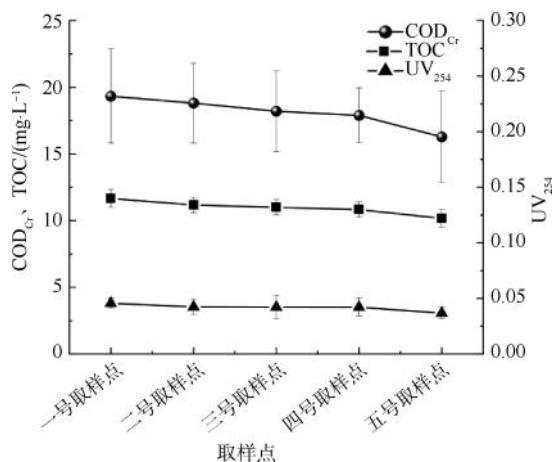


图2 COD_{Cr}、TOC 和 UV₂₅₄ 浓度随再生水管线距离变化规律

Fig. 2 Variation of COD_{Cr}, TOC, and UV₂₅₄ Concentrations with the Distance of Reclaimed Water Pipelines

如图2所示,随着输水距离的增加,管网中的COD_{Cr}、TOC和UV₂₅₄浓度呈下降趋势,表明这3种

指标之间存在一定的相关性,这与Ren等^[8]研究结果一致。在管网输配初始阶段,由于部分有机物和还原性物质与管网中的余氯发生了快速反应,导致管网水中COD_{Cr}含量呈下降趋势,去除率为15.8%。随输水距离的增加,经20 km的管线输送,管网水中TOC质量浓度从3.8 mg/L降低至3.0 mg/L,降幅达21%,UV₂₅₄浓度从0.140降至0.125。

进一步分析输配管网中有机物含量持续下降的原因:^①小分子有机物易与余氯反应而转化为CO₂和H₂O^[9];②微生物会利用残余的有机物作为营养物质进行生长和繁殖;③经过长距离输送中,有机物可能被吸附至管道内壁表面,导致管网内有机物浓度不断下降^[10]。

2.2.2 其他水质变化规律

TDS是指溶解在水里的无机物和有机物的总和^[11]。由图3(a)可知,随着再生水管网距离的增加,TDS质量浓度沿程有小幅增长,从出厂的902 mg/L到管网末梢处增加至910 mg/L。研究^[12]指出,在再生水管网输送的过程中,由于水质的混合、水力剪切等现象,使得管壁上的Ca²⁺、Mg²⁺等离子少量溶于主体水中,从而导致管网水中TDS浓度略微上升。此外,由于本研究中的管段敷设时间较长,可能存在管道腐蚀现象,进而影响管网水中TDS的波动^[13]。

DO的变化规律如图3(b)所示,随着输水距离的增加,再生水管网中的DO质量浓度从11.68 mg/L逐渐降低至7.31 mg/L。再生水在管网输送中属于密闭有压流输水过程,其DO无法得到补充,随着水龄的延长,水在管网中流动的过程中,部分DO会从水中释放。同时,好氧微生物依赖DO来完成有机物的氧化过程,以维持其生命活动^[12]。

浑浊度和色度作为感官指标可以反映水的基本状态,且水中浑浊度与微生物浓度密切相关^[14]。如图3(c)所示,出厂水浑浊度为0.39 NTU,随着输水距离的增加,到五号取样点时浑浊度上升至1.40 NTU。进一步分析浑浊度上升的原因,长距离输水管道中有机物含量充足,温度等因素满足细菌生长代谢的要求,同时输配管网使用一定时间后微生物和水中悬浮物等会在内壁沉积形成管垢,在微生物作用和水力冲刷下,会使主体水浑浊度升高^[15]。此外,钢管中的微粒之间存在电位差,这在水介质中形

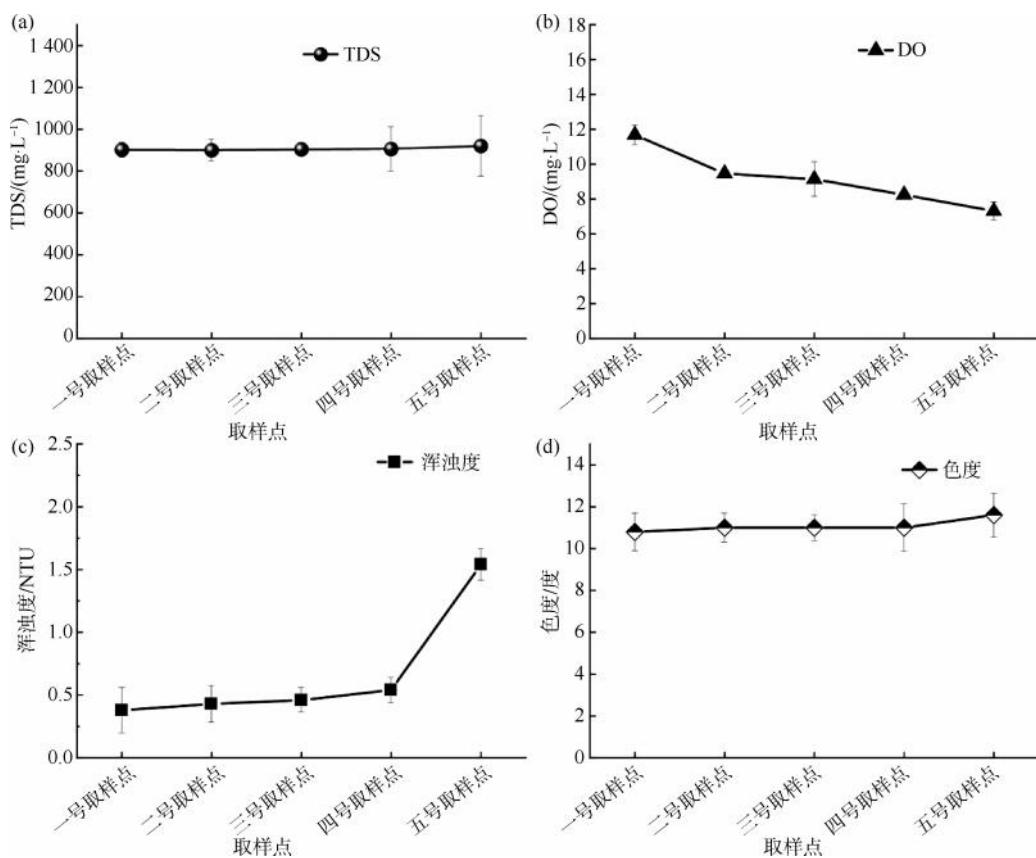


图 3 (a)浑浊度;(b)色度;(c)DO;和(d)TDS 浓度随再生水管线距离变化规律

Fig. 3 Variation Patterns of (a) Turbidity; (b) Color; (c) DO; and (d) TDS Concentration with Distance of Reclaimed Water Pipelines

成了许多微小原电池,导致钢管容易发生电化学腐蚀,从而增加了管网水中的浑浊度^[15]。

色度和浑浊度的变化趋势相似,呈现随输水距离增加而上升的趋势。从进水点到管网末梢,色度增加了 0.6 度,整体波动范围相对较小。Aggarwal 等^[16]研究结果表明,在低余氯浓度和低 DO 的条件下,管垢外层的三价铁可作为电子受体发生还原反应,此时会引起管垢中的铁氧化物还原,导致管垢变薄,稳定性下降,到达一定程度会引起管垢破裂,使得管网出水的浑浊度值和色度值均会显著增加^[17]。

2.3 微生物指标及余氯的变化规律

2.3.1 微生物浓度变化规律

经过再生水厂消毒工艺之后,部分受损的细菌可以进行自我修复^[18]。此外,残留的微生物也能利用水中的有机物再次生长繁殖,导致再生水管网末端存在微生物超标的风。2023 年 7 月—8 月,持续监测再生水输配过程中微生物与余氯浓度变化,结果如图 3 所示。

该再生水厂使用臭氧、紫外线和次氯酸钠 3 种消毒方式,其中臭氧投加量设定为 1~2 mg/L,紫外线剂量为 25 mJ/cm²,而次氯酸钠仅作为补充消毒措施,用以维持再生水输配过程中一定的余氯水平,形成持续性的消毒效果,因此其投加量较低,仅为 0.5 mg/L。如图 4(a)所示,在再生水输送至 8 km 处时,粪大肠菌群为 2 069 MPN/L,至管网末梢 20 km 处,粪大肠菌群增长到 10 818 MPN/L,相比初始值增加了约 2 个数量级,存在明显的微生物再生长现象。由图 4(c)可知,随着管线长度增加,余氯浓度逐渐降低,出水总余氯质量浓度从 0.50 mg/L 降至 0.05 mg/L,对总余氯与总大肠菌群、粪大肠菌群和大肠埃希氏菌进行皮尔逊(Pearson)相关性分析,相关系数分别为 -0.967、-0.953 和 -0.912($P < 0.01$)。

水中微生物的生长受温度、pH、DO 和营养物质等多种因素的影响,进一步分析该管段中微生物随输配距离增长的原因:①由于再生水中残余氨氮、有

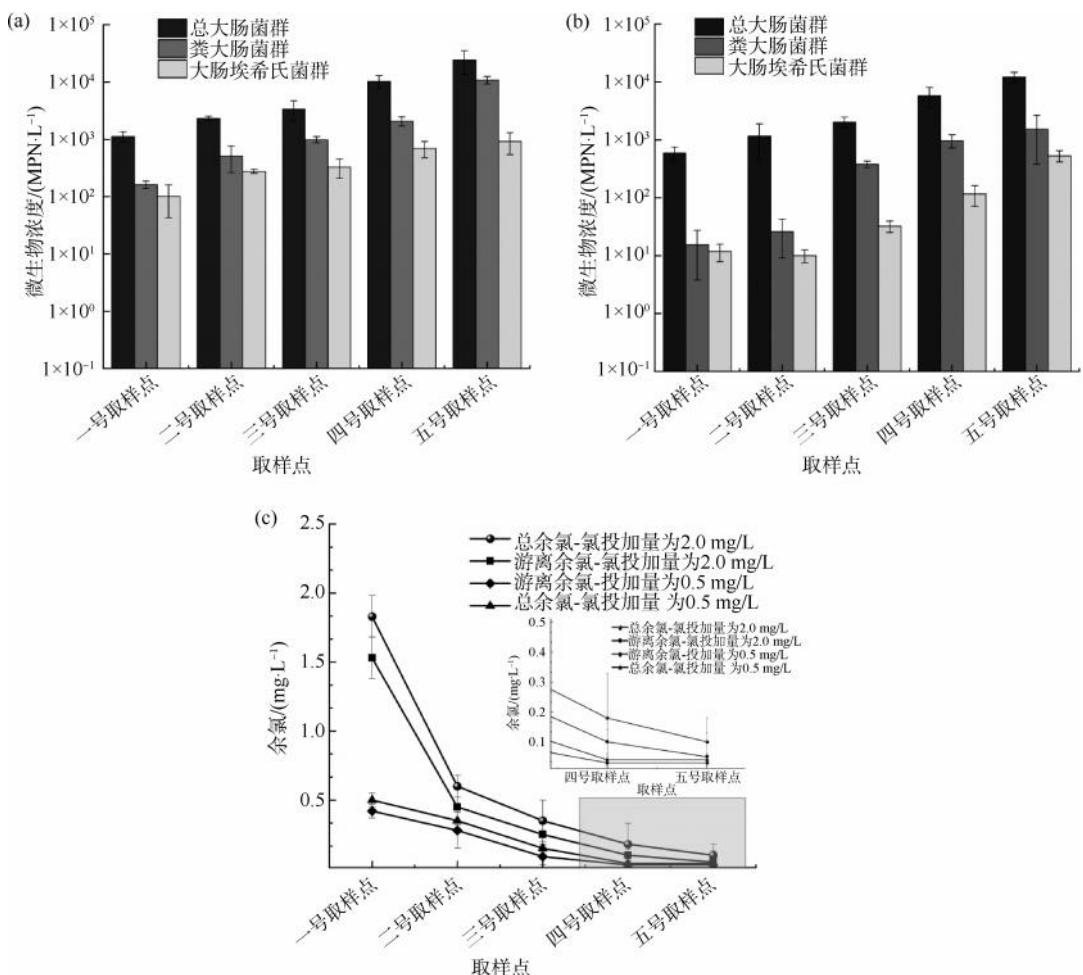


图 4 次氯酸钠投加量(a)0.5 mg/L;(b)2 mg/L时总大肠菌群、粪大肠菌群和大肠埃希氏菌随再生水管线距离变化规律;(c)总余氯和游离余氯浓度随再生水管线距离变化规律

Fig. 4 Sodium Hypochlorite Dosage (a) 0.5 mg/L; (b) 2 mg/L, Total Coliforms, Fecal Coliforms and *Escherichia coli*. Changed with Distance of Reclaimed Water Pipelines; (c) Concentration of Total Residual Chlorine and Free Residual Chlorine Varies with Distance of Reclaimed Water Pipelines

机物等与次氯酸钠发生反应,导致余氯在管网中快速衰减,无法有效抑制管网内细菌繁殖;②再生水厂内未被完全灭活的微生物在管网输配过程中存在复活现象^[18];③钢管在使用过程中会发生电化学腐蚀现象,管壁粗糙度、含水率和黏滞性增加,有利于有机物吸附在其表面,为微生物提供了良好的附着生长条件,促进细菌在管壁繁殖形成生物膜^[19],最终导致管网出水中粪大肠菌群未能完全满足再生水景观环境水质要求。因此,在输配水管道的设计上,应采取有效措施以增强再生水的流动性,缩短水力停留时间,提高水质安全性^[20]。

再生水厂提高次氯酸钠投加量至2 mg/L后,由图4(b)可知,出厂水粪大肠菌群的浓度平均值降低

至15.53 MPN/L,四号取样点(8 km)粪大肠菌群浓度降低53%,为971 MPN/L,满足《城市污水再生利用 景观环境用水水质》(GB/T 18921—2019)观赏性景观环境用水≤1 000 MPN/L的要求。因此,建议进入管网的再生水总余氯质量浓度控制在0.6 mg/L以上,或游离余氯质量浓度控制在0.45 mg/L,能够有效控制长约为8 km的再生水管网水中粪大肠菌群浓度,以满足景观回用标准。

然而,当提高出厂余氯浓度后,再生水在输配过程中余氯浓度下降速度也变快,出水平均总余氯质量浓度为1.82 mg/L,游离余氯质量浓度为1.53 mg/L,在三号取样点处(2 km),总余氯质量浓度降低至0.63 mg/L。需进一步验证余氯衰减规律,为

再生水厂调控提供参考依据。

2.3.2 再生水输配过程余氯衰减规律探究

再生水管网中微生物的二次生长现象与余氯的衰减直接相关^[21]。深入探究在不同次氯酸钠投加量下再生水管网中余氯的衰减规律,为再生水厂次氯酸钠消毒单元投加量提供参考。取实际再生水厂的总出水,控制次氯酸钠投加量,开展烧杯试验。控

制出水总余氯质量浓度分别 0.24、0.57、1.60、3.30 mg/L 和 7.10 mg/L,监测不同初始氯浓度条件下,总余氯和游离氯的衰减变化情况。

如表 3 所示,采用一级动力学模型可以较好拟合再生水管网中余氯的衰减变化规律,各次氯酸钠投加浓度下,拟合曲线的相关系数(*R*)均大于 0.95。

表 3 出厂水余氯衰减分析结果

Tab. 3 Analysis Results of Residual Chlorine Decay in Effluent

游离氯/(mg·L ⁻¹)	游离氯衰减方程	<i>R</i>	总氯/(mg·L ⁻¹)	总氯衰减方程	<i>R</i>
0.11	$y_a = 0.305 \cdot 6e^{-0.0182x}$ (1)	0.965 0	0.24	$y_1 = 0.218 \cdot 7e^{-0.0252x}$ (6)	0.977 7
0.48	$y_b = 0.460 \cdot 0e^{-0.0287x}$ (2)	0.985 9	0.57	$y_2 = 0.533 \cdot 8e^{-0.0045x}$ (7)	0.983 5
1.60	$y_c = 1.578 \cdot 3e^{-0.0394x}$ (3)	0.992 0	1.60	$y_3 = 1.463 \cdot 1e^{-0.0136x}$ (8)	0.962 7
2.50	$y_d = 2.450 \cdot 1e^{-0.0427x}$ (4)	0.985 0	3.30	$y_4 = 3.002 \cdot 6e^{-0.0186x}$ (9)	0.957 9
5.90	$y_e = 5.768 \cdot 2e^{-0.0505x}$ (5)	0.987 1	7.10	$y_5 = 6.624 \cdot 3e^{-0.0252x}$ (10)	0.964 5

由图 5 可知,当初始总余氯质量浓度小于 1 mg/L 时,5 h 内浓度变化不大,余氯衰减过程较为平缓。当初始总余氯质量浓度大于 1 mg/L 时,余氯衰减呈现明显的两段阶梯性变化:加氯后的前 2 h 内余氯衰减速度较快,这一现象可归因于次氯酸钠浓度越高,与水中还原性物质和有机物传质速率越高,反应速率越快^[21];在 2 h 后进入第二阶段,大部分易于与次氯酸钠反应的物质已被消耗,因此余氯衰减速率明显减缓^[22]。此外,利用一级动力学模拟余氯衰减速率,在初始氯投加量为 0.24、0.57、1.60、3.30 mg/L 和 7.10 mg/L 下,游离余氯衰减系数分别为 0.0182、0.0287、0.0394、0.0427、0.0505。表明初始氯浓度越高,余氯衰减速率越快。

3 结论

(1) 以北京市某段再生水管网为例进行水质监测与分析,管网进水各项指标均达到污水排放地方标准及观赏性景观环境用水标准,但管网出水中粪大肠菌群增加了约 2 个数量级,无法达到观赏性景观环境用水要求。

(2) 通过调控再生水厂内次氯酸钠投加量,提高管网内再生水的余氯浓度,结果表明,当进入管网的再生水中总余氯质量浓度控制在 0.6 mg/L 以上,或游离余氯质量浓度控制在 0.45 mg/L 以上,可使长约为 8 km 的再生水管网出水满足观赏性景观环境用水。

(3) 再生水输配管网内的余氯衰减规律符合一

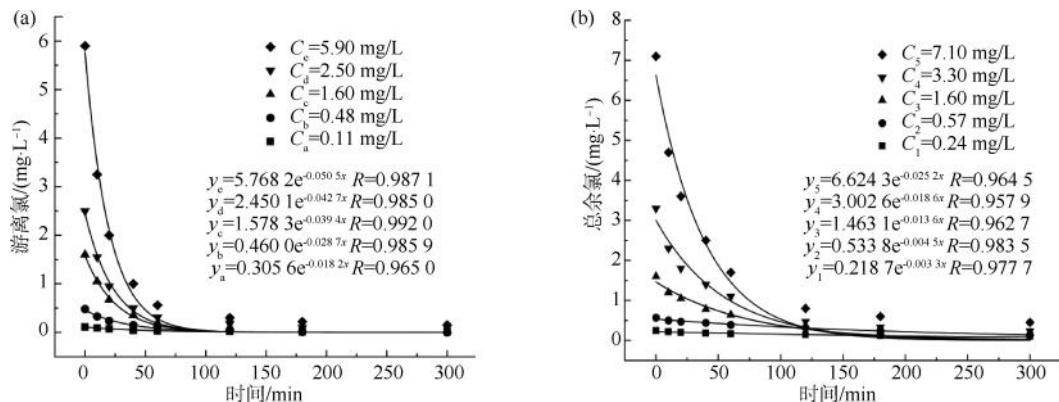


图 5 (a) 游离氯浓度和(b)总余氯浓度随时间变化关系

Fig. 5 (a) Free Chlorine Concentration and (b) Total Residual Chlorine Concentration as a Function of Time

级动力学模型,当初始氯质量浓度大于 1 mg/L 时,呈现明显的两段阶梯性变化,前 2 h 余氯衰减速率较快,之后衰减速率逐渐减缓,且初始氯浓度越高,余氯衰减速率越快。

参考文献

- [1] XU J, WEI D, WANG F, et al. Bioassay: A useful tool for evaluating reclaimed water safety [J]. Journal of Environmental Sciences, 2020, 88: 165–176. DOI: 10.1016/j.jes.2019.08.014.
- [2] 郭兴芳, 郑兴灿, 申世峰, 等. 谈《城市污水再生利用 景观环境用水水质》国家标准的修订[J]. 给水排水, 2020, 46(1): 45–50.
GUO X F, ZHENG X C, SHEN S F, et al. Revision of Water quality standard for scenic environment use-the reuse of urban recycling water [J]. Water & Wastewater Engineering, 2020, 46(1): 45–50.
- [3] 姜登岭, 曹国凭, 张树德, 等. 管网水中 AOC、MAP 与细菌再生长的关系研究[J]. 中国给水排水, 2006(7): 50–53.
JIANG D L, CAO G P, ZHANG S D, et al. Relationship between assimilable organic carbon microbially available phosphorus and bacterial regrowth in distribution system [J]. China Water & Wastewater, 2006(7): 50–53.
- [4] 王建森, 孙博, 曾思育, 等. 再生水管网水质特征及其影响因素研究[J]. 中国给水排水, 2016, 32(15): 80–84.
WANG J M, SUN F, CENG S Y, et al. Characterization of reclaimed water quality in distribution systems and its influencing factors [J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(15): 80–84.
- [5] 王怡, 范丽龑, 张超, 等. 再生水的生物稳定性研究[J]. 中国给水排水, 2014, 30(21): 71–74.
WANG Y, FAN L Y, ZHANG C, et al. Study on biostability of reclaimed water [J]. China Water & Wastewater, 2014, 30(21): 71–74.
- [6] CHEN Z, SHI Q, XU M, et al. Quantitative models and potential surrogates for rapid evaluation and surveillance of chlorine disinfection efficacy in reclaimed water [J]. Science of the Total Environment, 2023, 866: 161372. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.161372.
- [7] XU J, HUANG C, SHI X, et al. Role of drinking water biofilms on residual chlorine decay and trihalomethane formation: An experimental and modeling study [J]. Science of the Total Environment, 2018, 642: 516 – 525. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.363.
- [8] REN X, CHEN H. Effect of residual chlorine on the interaction between bacterial growth and assimilable organic carbon and biodegradable organic carbon in reclaimed water [J]. Science of the Total Environment, 2021, 752: 141223. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141223.
- [9] 侍路梦, 吴慧芳, 王玉敏, 等. 供水管网余氯衰减变化规律及模型研究[J]. 中国给水排水, 2020, 36(1): 52–57, 62.
SHI L M, WU H F, WANG Y M, et al. Decay pattern and model of residual chlorine in water supply network [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(1): 52–57, 62.
- [10] 娄孝飞, 王颖, 张海军, 等. 嘉兴市区河道水质变化趋势及影响因素分析[J]. 净水技术, 2020, 39(6): 67–72, 82.
LOU X F, WANG Y, ZHANG H J, et al. Analysis and Influencing factors of river water quality change trends in Jiaxing City [J]. Water Purification Technology, 2020, 39(6): 67–72, 82.
- [11] CAI M, ZHAO Z, SUN W, et al. Impact of pipeline materials on water quality stability of desalinated seawater in the pipeline network [J]. Desalination, 2023, 556: 116558. DOI: 10.1016/j.desal.2023.116558.
- [12] 李晴, 刘书明, 赵欣, 等. 不同深度处理工艺再生水中余氯衰减规律及溶解性有机物变化特性比较[J]. 环境科学学报, 2015, 35(8): 2387–2392.
LI Q, LIU S M, ZHAO X, et al. Comparison of residual chlorine decay in different reclaimed water and the relationship with the change in DOM [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(8): 2387–2392.
- [13] 张馨怡, 魏东斌, 杜宇国. 再生水水质稳定性评价指标与体系[J]. 环境科学, 2022, 43(2): 586–596.
ZHANG X Y, WEI D B, DU Y G. Evaluation parameters and system for reclaimed water quality stability [J]. Environmental Science, 2022, 43(2): 586–596.
- [14] 尤作亮, 徐洪福, 曲志军. 配水管网中水质变化规律及主要影响因素分析[J]. 给水排水, 2005, 31(1): 21–26.
YOU Z L, XU H F, QU Z J. Study on water quality fluctuation and influencing factors in water distribution network [J]. Water & Wastewater Engineering, 2005, 31(1): 21–26.
- [15] 李相宜, 赵蓓, 许皓, 等. 不同配水管管材对水质安全性影响研究[J]. 给水排水, 2023, 49(7): 14–21.
LI X Y, ZHAO B, XU H, et al. Analysis of the different water distribution pipe materials on water quality safety [J]. Water & Wastewater Engineering, 2023, 49(7): 14–21.
- [16] AGGARWAL S, GOMEZ-SMITH C, JEON Y, et al. Effects of chloramine and coupon material on biofilm abundance and community composition in bench-scale simulated water distribution systems and comparison with full-scale water mains [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(22): 13077–13088.
- [17] 刘莹, 于影, 石宝友, 等. 供水管网铁释放的影响因素相对重要性分析[J]. 环境科学, 2017, 38(12): 5090–5096.
LIU Y, YU Y, SHI B Y, et al. Relative importance of factors influencing iron release in drinking water distribution systems [J]. Environmental Science, 2017, 38(12): 5090–5096.

- [18] LIU H, SCHONBERGER K, KORSHIN G, et al. Effects of blending of desalinated water with treated surface drinking water on copper and lead release [J]. Water Research, 2010, 44 (14): 4057–4066.
- [19] 张锋, 俞周, 范继承, 等. 长距离输水管道输水过程中水质变化情况[J]. 中国给水排水, 2022, 38(15): 50–54.
- ZHANG F, YU Z, RUI J C, et al. Changes of water quality in long-distance pipelines during transmission [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(15): 50–54.
- [20] ZHANG X, LIN T, JIANG F, et al. Impact of pipe material and chlorination on the biofilm structure and microbial communities
- [J]. Chemosphere, 2022, 289: 133218. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.133218.
- [21] LANCIONI N, PARLAPIANO M, SGROI M, et al. Polyethylene pipes exposed to chlorine dioxide in drinking water supply system: A critical review of degradation mechanisms and accelerated aging methods [J]. Water Research, 2023, 238: 120030. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120030.
- [22] MAQBOOL T, ZHANG J, QIN Y, et al. Fluorescence moieties as a surrogate for residual chlorine in three drinking water networks [J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 411: 128519. DOI: 10.1016/j.cej.2021.128519.

(上接第 78 页)

- ZHOU Z. Study on the performance of ICPB technology for treatment of two typical odor compounds [D] Hangzhou: Zhejiang University, 2021.
- [6] 方华. 活性炭吸附 2-MIB 和 GSM 关键指标的识别及其强化研究[D]. 天津: 河北工业大学, 2021.
- FANG H. Study on the key indexes of activated carbon adsorption of 2-MIB and GSM and its strengthening [D]. Tianjin: Hebei University of Technology, 2021.
- [7] MATSUI Y, NAKAO S, TANIGUCHI T, et al. Geosmin and 2-methylisoborneol removal using superfine powdered activated carbon: Shell adsorption and branched-pore kinetic model analysis and optimal particle size [J]. Water Research, 2013, 47 (8): 2873–2880.
- [8] 李大鹏, 李伟光, 王铁民. 投加粉末活性炭去除原水中的嗅味[J]. 中国给水排水, 2004, 20(6): 44–46.
- LI D P, LI W G, WANG T M. Add powdered activated carbon to remove the smell in raw water [J]. China Water & Wastewater, 2004, 20(6): 44–46.
- [9] 梁景堂, 关怀宇, 吴旭龙, 等. 土霉味水库水应急处理[J]. 城镇供水, 2022(1): 45–48.
- LIANG J T, GUAN H Y, WU X L, et al. Emergency treatment of soil-mildew reservoir water [J]. City and Town Water Supply, 2022(1): 45–48.
- [10] 李玉仙, 樊康平, 顾军农, 等. 净水工艺对臭味物质的去除效果分析[J]. 水工业市场, 2008(5): 46–49.
- LI Y X, FAN K P, GU J N, et al. Analysis of the removal effect of odorous substances by water purification process [J]. Water-Industry Market, 2008(5): 46–49.
- [11] 郜玉楠, 李伟光, 白宇, 等. 生物活性滤池强化过滤去除饮用水中嗅味 [J]. 哈尔滨工业大学学报, 2008, 40(12): 1932–1936.
- GAO Y N, LI W G, BAI Y, et al. Taste and odor removal for drinking water by enhanced filtration in biological rapid filter [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2008, 40(12): 1932–1936.
- [12] SUMITOMO H. Biodegradation of 2-methylisoborneol by gravel sand filtration [J]. Water Science and Technology, 1992, 25 (2): 191–198.