

韩小蒙, 郭恰, 宋姗姗, 等. 再生水输送过程中余氯与铁离子对微生物界面性质的影响[J]. 净水技术, 2026, 45(6): 148-156.

Han X M, Guo Q, Song S S, et al. Effect of residual chlorine and iron ions on microbial interfacial properties during reclaimed water delivery [J]. Water Purification Technology, 2026, 45(6): 148-156.

再生水输送过程中余氯与铁离子对微生物界面性质的影响

韩小蒙, 郭恰, 宋姗姗*, 吴俊

(上海城市水资源开发利用国家工程中心有限公司, 上海 200082)

摘要 【目的】再生水利用是缓解水资源短缺的重要途径, 管道输送过程的水质稳定性是保障再生水安全应用的关键。使用最为广泛的铸铁管道可能释放铁离子, 并与余氯共同影响微生物行为, 但是相关机制尚不清晰。因此, 本文的目的是阐明余氯与铁离子对微生物的协同作用机制。【方法】所采用的方法是考察余氯、 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 单独及耦合作用下再生水微生物的活性、表面性质及胞外聚合物(EPS)的变化, 并通过黏附试验揭示了腐蚀初期微生物与铁表面的作用过程。【结果】余氯降低了微生物活性, 使三磷酸腺苷(ATP)含量降至反应前的 $34.5\% \pm 1.4\%$, Fe^{2+} 通过消耗部分余氯缓解了抑制作用, 而 Fe^{3+} 则因改变微生物界面性质增强抑制效果。余氯还破坏了细胞表面功能基团, 使 Zeta 电位升高, Fe^{3+} 存在时电位进一步上升, 更为接近 0。余氯还增加了细胞表面疏水性, Fe^{2+} 或 Fe^{3+} 存在时能够在一定程度上恢复细胞表面的亲水性。此外, 余氯对 EPS 组分具有降解作用, Fe^{2+} 能减弱该效应并保留较多有机组分。在微生物与铁表面黏附过程中, 余氯降低了微生物的附着能力, 而且 Fe^{3+} 与余氯共存时黏附面积最低。【结论】再生水输送过程中, Fe^{3+} 存在有利于余氯对微生物的抑制作用并减少了微生物的初期黏附。本文从微生物界面性质角度为再生水输送过程中水质安全控制提供了新思路。

关键词 再生水; 微生物; 余氯; 铁离子; 界面性质; 黏附

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)06-0148-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.06.017

Effect of Residual Chlorine and Iron Ions on Microbial Interfacial Properties during Reclaimed Water Delivery

Han Xiaomeng, Guo Qia, Song Shanshan*, Wu Jun

(Shanghai Urban Water Resources Development and Utilization National Engineering Center Co., Ltd., Shanghai 200082, China)

Abstract [Objective] Reclaimed water utilization is an important approach to alleviate water shortages, while the stability of water quality during pipeline transportation is the key to ensuring its safe application. Cast iron, the most widely used pipe material, may release iron ions that interact with residual chlorine and jointly influence microbial behavior. However, the underlying mechanisms remain unclear. Therefore, the aim of this paper is to elucidate the synergistic mechanisms of residual chlorine and iron ions from the perspective of microbial interfacial properties. [Methods] The methods used in this paper were to systematically investigate the effects of residual chlorine, Fe^{2+} and Fe^{3+} on the activity, surface properties and extracellular polymeric substances (EPS) of reclaimed water microorganisms. Furthermore, microbial adhesion to iron surfaces during the initial stage of corrosion was examined. [Results] Residual chlorine significantly reduced microbial activity, lowering adenosine triphosphate (ATP) content to $34.5\% \pm 1.4\%$ compared to the value before treatment. Fe^{2+} alleviated this inhibition by consuming part of the residual chlorine, whereas Fe^{3+} enhanced the inhibitory effect by altering microbial interfacial properties. Residual chlorine also disrupted functional groups on the cell surface, leading to an increase in Zeta potential. In the presence of Fe^{3+} , the potential further increased and approached zero. Moreover, residual chlorine enhanced cell surface hydrophobicity, while Fe^{2+} or Fe^{3+} partially restored the hydrophilicity. Residual chlorine degraded EPS components, whereas Fe^{2+} mitigated this effect and preserved more organic fractions. During microbial adhesion

[收稿日期] 2025-08-29

[基金项目] 上海市自然科学基金面上项目(23ZR1421200)

[作者简介] 韩小蒙(1988—), 女, 博士研究生, 研究方向为污水处理与资源化利用, E-mail: ydxqhx@126.com。

[通信作者] 宋姗姗(1993—), 女, 硕士研究生, 研究方向为再生水回用, E-mail: songss_nerc@126.com。

to iron surfaces, residual chlorine reduced adhesion capacity. The co-presence of Fe^{3+} and residual chlorine resulted in the lowest adhesion area. [**Conclusion**] Presence of Fe^{3+} can enhance the inhibitory effect of residual chlorine on microorganisms and suppress their initial adhesion onto iron during reclaimed water transportation process. Overall, this paper provides new insights into water quality control during reclaimed water transportation from the perspective of the properties of microbial interfaces.

Keywords reclaimed water; microorganisms; residual chlorine; iron ion; interfacial property; adhesion

再生水是污水经无害化处理达到特定水质标准,可用于工业生产、市政杂用、生态补水、农业灌溉等途的水源。再生水利用可以同时破解水资源短缺、水环境污染和水生态破坏等问题,是推动水资源可持续利用、社会高质量发展的重要途径^[1-2]。根据住房和城乡建设部的《城乡建设统计年鉴》,2023年我国城市再生水利用量达到193亿 m^3 ,为10年前的6倍。国家发展改革委等十部委联合出台的《关于推进污水资源化利用的指导意见》指出:2025年我国缺水城市污水再生利用率将达到25%以上,京津冀地区将达到35%以上,2035年将形成系统、安全、环保、经济的污水资源化利用格局。可见,未来我国再生水利用将会得到更快发展。

再生水管道输送是实现再生水利用的重要环节。针对我国城市再生水的研究^[3-4]显示,再生水管道长度或密度是影响其利用率的主要因素之一。铸铁管道是再生水输配常用管材,据统计我国45%的再生水管道为铸铁材质,占比最高^[5]。相比于饮用水,再生水中有机物和无机离子浓度更高,更易发生铸铁管道腐蚀^[6-7]。腐蚀初期铁在氧浓度差、代谢产物等作用下失去电子形成 Fe^{2+} ,生物膜中的铁氧化菌等微生物将 Fe^{2+} 氧化成 Fe^{3+} ,然后沉淀、脱水后形成腐蚀产物^[8]。可见腐蚀过程尤其是腐蚀初期存在 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 离子释放。此外,在再生水输送过程中,余氯是维持水质生物稳定性的重要因素。有研究^[9]显示:次氯酸钠(NaClO)可以明显减少铸铁管道生物膜中的生物量,在菌群方面减少了变形菌门(*Proteobacteri*)的相对丰度、增加了厚壁菌门(*Firmicutes*)的相对丰度。但是再生水中的复杂组分也可能与余氯发生相互作用。Ren等^[10]研究显示,生物可同化碳与余氯在管道生物膜控制过程中存在阈值效应,当余氯质量浓度低于2 mg/L时,生物膜中的生物量受生物可同化碳浓度影响,当余氯质量浓度高于2 mg/L时提高余氯浓度可强化对生物膜的抑制。Chen等^[11]研究了饮用水输送过程中颗粒态铁组分在余氯作用下对消毒副产物形成过程

的影响,并发现四氧化三铁(Fe_3O_4)可以促进三卤甲烷等消毒副产物的生成。但是目前尚未有研究关注铁离子和余氯共同作用下再生水中微生物界面性质的变化。

基于此,本文对比了余氯、 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 作用下微生物活性以及电位、接触角等指标的变化,以及胞外聚合物(EPS)的特性。从而反映了再生水输送过程中微生物的抑制效果、表面电荷性质、亲疏水性等,以揭示不同条件下微生物的界面性质。并且探索了腐蚀初期,微生物在余氯和铁离子作用下在铁片表面的黏附过程。从而系统地阐明了余氯和铁离子共同作用下的微生物行为,为再生水管道输送过程中水质安全提供了理论支持。

1 试验材料和方法

1.1 试验步骤

1.1.1 微生物与余氯、铁离子的接触试验

使用0.45 μm 滤膜过滤污水处理厂二沉池出水以收集出水微生物,然后将滤膜剪碎置于超纯水中,旋流震荡使微生物颗粒重悬于超纯水中,形成微生物质量浓度为10 mg/L的试验再生水。在试验开始前配制二氯化铁(FeCl_2)和三氯化铁(FeCl_3)溶液以避免 Fe^{2+} 或 Fe^{3+} 发生水解沉淀。在试验再生水中分别加入 NaClO 溶液、 NaClO 和 FeCl_2 溶液、 NaClO 和 FeCl_3 溶液,同时以试验再生水作为对照组,各组编号及相应的浓度如表1所示。结合《城市污水再生利用 工业用水水质》(GB/T 19923—2024)和《城市污水再生利用 城市杂用水水质》(GB/T 18920—2020)对铁离子浓度限值的规定,以及文献^[12]中管道铁离子释放浓度,本试验设置铁离子质量浓度为0.2 mg/L。此外,根据上述再生水标准和《室外排水设计标准》(GB 50014—2021),综合考虑余氯的出厂浓度和末端浓度,本文设置余氯质量浓度为2 mg/L。

1.1.2 EPS与余氯、铁离子的接触试验

将上述步骤收集的出水微生物重悬于 NaCl 溶液中,微生物质量浓度同样为10 mg/L。按文献方法使

用超声方式提取 EPS^[13],并分别加入与上述反应条件相同的余氯和铁离子溶液,各组编号如表 1 所示。

表 1 试验样品编号及相应的反应条件

Tab. 1 Numbers of Test Samples and Corresponding Reaction Conditions

样品组别	试验组分与反应条件	样品组别	试验组分与反应条件
S	微生物	E	EPS
S/Cl	微生物加入 2 mg/L NaClO	E/Cl	EPS 加入 2 mg/L NaClO
S/Cl/Fe ²⁺	微生物加入 2 mg/L NaClO 和 0.45 mg/L FeCl ₂ (其中 Fe ²⁺ 0.2 mg/L)	E/Cl/Fe ²⁺	EPS 加入 2 mg/L NaClO 和 0.45 mg/L FeCl ₂ (其中:Fe ²⁺ 质量浓度为 0.2 mg/L)
S/Cl/Fe ³⁺	微生物加入 2 mg/L NaClO 和 0.58 mg/L FeCl ₃ (其中 Fe ³⁺ 0.2 mg/L)	E/Cl/Fe ³⁺	EPS 加入 2 mg/L NaClO 和 0.58 mg/L FeCl ₃ (其中:Fe ³⁺ 质量浓度为 0.2 mg/L)

1.1.3 微生物与铁片的黏附试验

为考察初期腐蚀时,不同反应条件下微生物与铁表面的黏附过程,将相同粗糙度的铁片使用乙醇清洗、干燥后分别浸泡在 S 组、S/Cl/组、S/Cl/Fe²⁺ 组和 S/Cl/Fe³⁺ 组中。在浸泡不同时间后取出铁片,干燥后拍摄照片并进行图像处理。在反应结束后将附着微生物的铁片冷冻干燥,进行 X 射线光电子能谱(XPS)测试。

1.2 测试及分析方法

微生物活性以腺嘌呤核苷三磷酸(ATP)含量表征,按照检测试剂盒(G8230, Promega, 美国)说明书将试剂与样品混合后,使用多功能酶标仪(Synergy 2, Bio Tek, 美国)测试。微生物的 Zeta 电位使用 Zeta 分析仪(Zetasizer Nano ZS90, Malvernpanalytical, 英国)进行测试。当测试微生物接触角时,按照文献方法首先将样品抽滤在滤膜上,然后放置在琼脂平板培养基上使其湿度相同,最后使用接触角仪(SL200KS, KINO, 美国)进行测试^[14]。分别使用荧光分光光度计(F-7000, Hitachi, 日本)和粒度仪(Zetasizer Nano ZS90, Malvernpanalytical, 英国)测试 EPS 的激发-发射矩阵(EEM)和粒径。XPS 指标使用 X 射线光电子能谱仪(K-Alpha, Thermo Scientific, 美国)进行测试。

照片使用 Image J 软件进行图像比例分析。XPS 测试结果使用 Avantage 软件进行分峰处理。

2 结果和讨论

2.1 余氯与铁离子作用下微生物活性变化

ATP 是微生物代谢过程中重要的能量传递物质,因此可以用来表征水系统中微生物的活性和数量^[15]。图 1 为不同反应条件下再生水微生物的 ATP 含量变化,以原始状态下微生物即 S 组的 ATP 响应值作为 100% 对照组。可见,与余氯反应后即

S/Cl 组的 ATP 含量下降至原始状态的 34.5% ± 1.4%。当有 Fe²⁺ 存在时,S/Cl/Fe²⁺ 组的 ATP 含量略微高于 S/Cl 组,当有 Fe³⁺ 存在时,S/Cl/Fe³⁺ 组的 ATP 含量则低于 S/Cl 组。这可能是因为 Fe²⁺ 可以被余氯氧化消耗一部分消毒剂,对再生水微生物起到了一定保护作用^[16]。而 Fe³⁺ 则由于其正电位较高,对携带负电荷的微生物起到了电中和作用,减少了其与负电荷的次氯酸根之间的斥力,从而有更强的抑菌作用。陈梦娜^[17] 的研究同样显示,投加 FeCl₃ 等絮凝剂可以强化过氧乙酸对大肠杆菌的去除效率。此外,余氯和 EPS 反应过程中 Fe²⁺ 和 Fe³⁺ 发挥的作用也不同,使得 EPS 对微生物细胞的保护效应不同。上述机理将在 2.2 小节进行深入讨论。

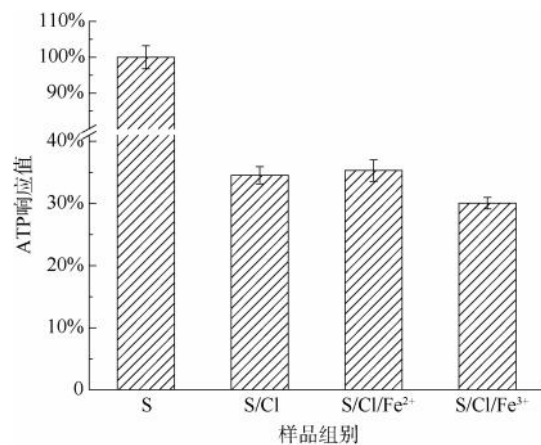


图 1 不同反应条件下再生水微生物 ATP 含量变化
Fig. 1 Variations in ATP Contents of Microorganisms in Reclaimed Water under Different Reaction Conditions

2.2 余氯与铁离子作用下微生物界面性质变化

2.2.1 微生物 Zeta 电位和接触角

图 2 显示 S 组样品 Zeta 电位为 (-28.2 ± 1.9) mV, S/Cl 组样品的 Zeta 电位则向 0 值移动,升高至 (-15.7 ± 2.3) mV。Xian 等^[18] 同样发现,细菌经过 0.5~2.0 mg/L 氯消毒后,Zeta 电位呈现升高

趋势。这可能是氧化剂可以破坏微生物细胞表面的羟基、氨基和磷酸基等功能基团^[19], 因此改变了其表面电荷电位。当 Fe^{3+} 存在时, S/Cl/ Fe^{3+} 组的 Zeta 电位进一步向 0 值移动, 升高至 $(-13.2 \pm 2.4) \text{ mV}$ 。文献^[20] 显示, 在膜生物反应器中, 活性污泥与 NaClO 反应后 Zeta 电位会由 -19.8 mV 上升至 -14.26 mV , 加入 Fe^{3+} 后会进一步上升至 -8 mV 。在污泥调理脱水时, 耦合投加 NaClO 和 Fe^{3+} 同样会使污泥 Zeta 电位升高^[21]。因此推测, 在再生水输送过程中, 余氯和 Fe^{3+} 一方面破坏微生物细胞, 造成其表面负电荷减少, 另一方面 Fe^{3+} 本身正电位较高且生成了带正电荷的水解产物, 从而使 S/Cl/ Fe^{3+} 组的 Zeta 电位最接近中性。这可能会影响微生物之间的絮凝过程, 从而影响其在铁质管壁的黏附行为。

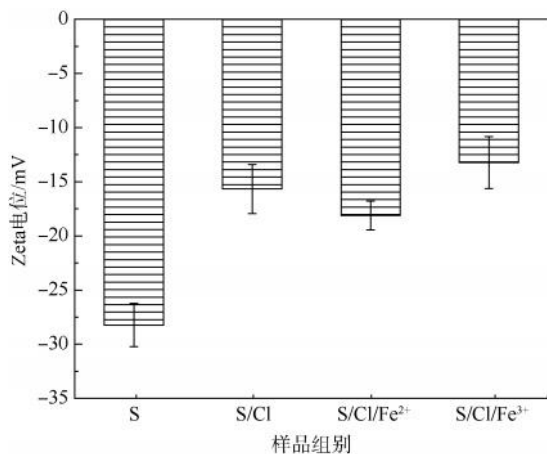


图2 不同反应条件下再生水微生物 Zeta 电位变化
Fig. 2 Variations in Zeta Potential of Microorganisms in Reclaimed Water under Different Reaction Conditions

图3显示了不同样品中微生物接触角的变化。S组、S/Cl组、S/Cl/ Fe^{2+} 组和 S/Cl/ Fe^{3+} 组微生物的接触角分别为 $(74.8 \pm 6.8)^\circ$ 、 $(84.3 \pm 3.0)^\circ$ 、 $(74.3 \pm 5.4)^\circ$ 和 $(69.2 \pm 3.0)^\circ$, 均为亲水性。但是 S/Cl 组相比于 S 组接触角增加, 反映了余氯使微生物细胞表面疏水性增强。这可能是因为余氯攻击细胞表面的糖类中的羟基、蛋白质中的氨基和不饱和键, 造成部分极性官能团被破坏, 减少了表面亲水性位点^[19, 22]。Li 等^[23] 和 Ai 等^[24] 的研究也同样显示, 氧化物会攻击污泥细胞 EPS 中的亲水组分, 切断蛋白质中半胱氨酸中的 S—S 键, 暴露出隐藏的疏水基团, 这与本文现象一致。当 Fe^{2+} 存在时, 一方面, 其还原作用消耗了一部分余氯; 另一方面, Fe^{2+} 与 EPS

形成络合物, 帮助恢复了微生物表面结构。这一作用在后文得到了验证。而 Fe^{3+} 可能生成水解产物氢氧化铁 $[\text{Fe}(\text{OH})_3]$, 形成富含羟基的亲水组分, 从而增强了微生物的亲水性, 使接触角降低。不同样品组之间的接触角差异可能会进一步对其在铁表面的吸附性能造成影响, 这在后续 2.3 小节将展开更为深入地讨论。

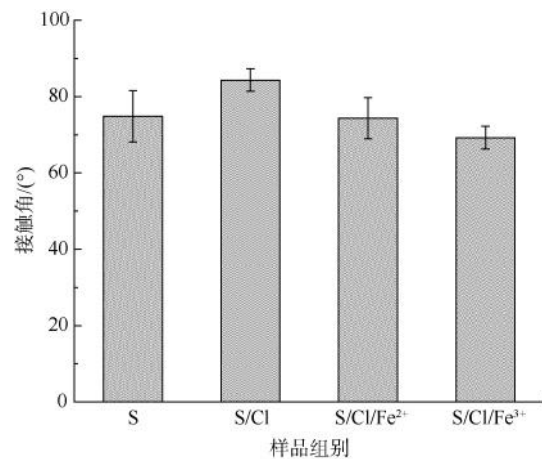


图3 不同反应条件下再生水微生物接触角变化
Fig. 3 Variations in Contact Angle of Microorganisms in Reclaimed Water under Different Reaction Conditions

2.2.2 微生物 EPS 性质

EPS 通常包括蛋白质、糖类、核酸和脂类等组分, 是微生物絮体的重要组成结构, 对微生物细胞起到保护作用, 同时对微生物与环境之间的界面作用具有直接的影响^[25]。因此, 本文对 EPS 的组分和粒径进行了测试。图4展示了 EPS 与余氯和铁离子接触后 EEM 的变化。由图4(a)可知, 原始 EPS 中含有溶解性微生物代谢产物(IV区)、酪氨酸(I区)和芳香族蛋白质(II区), 其中: 溶解性微生物代谢产物的谱峰位于激发波长(E_x)/发射波长(E_m) = $280 \text{ nm}/320 \text{ nm}$; 酪氨酸谱峰位于 $E_x/E_m = 250 \text{ nm}/280 \text{ nm}$; 芳香族蛋白质谱峰位于 $E_x/E_m = 230 \text{ nm}/330 \text{ nm}$ ^[26], 其峰强分别为 1 018、3 766 和 1 291。图4(b)的 E/Cl 组结果显示, EPS 与余氯反应后, 溶解性微生物代谢产物峰和芳香族蛋白质峰基本消失, 酪氨酸峰强值也降低至 1 720, 反映了余氯对 EPS 有明显的氧化分解作用。图4(c)和图4(d)显示, E/Cl/ Fe^{2+} 组和 E/Cl/ Fe^{3+} 组在铁离子存在的条件下, 溶解性微生物代谢产物峰和芳香族蛋白质峰也基本消失, 而酪氨酸峰强值分别下降至 2 658 和

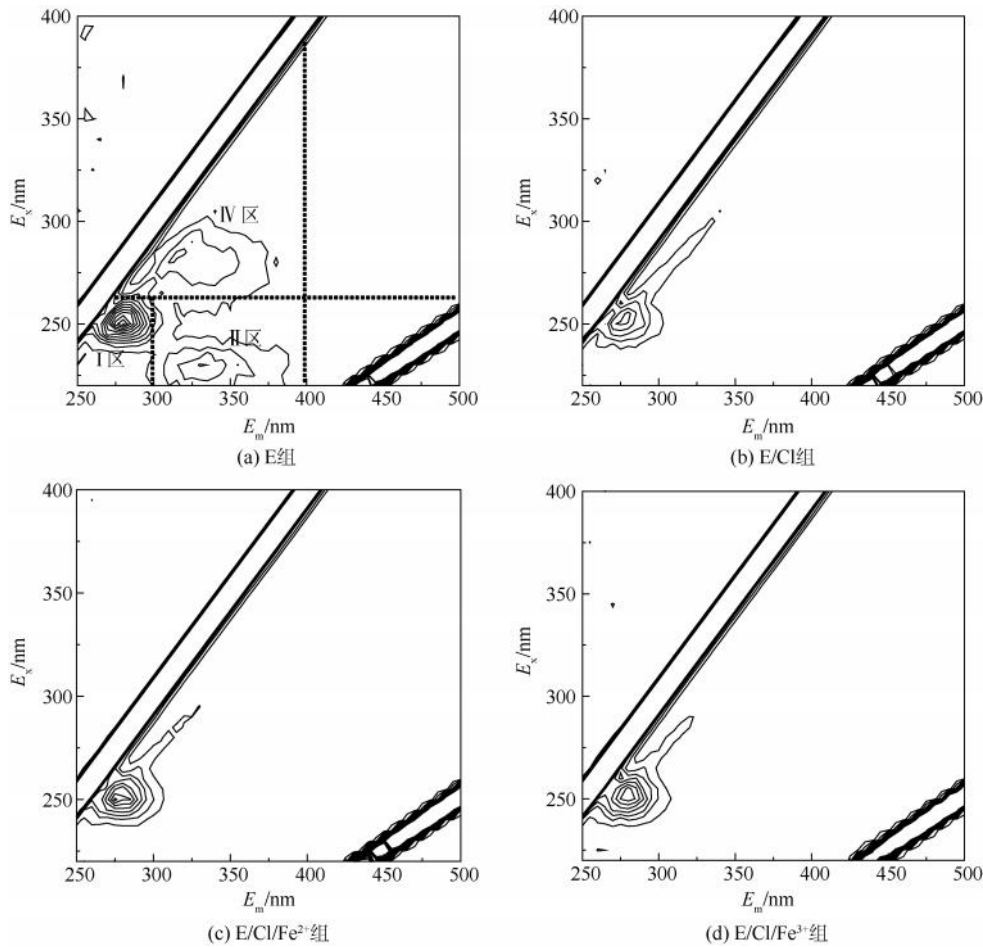


图 4 不同反应条件下 EPS 的 EEM 变化

Fig. 4 Variations in EEM of EPS under Different Reaction Conditions

2 489。这反映了当 Fe^{2+} 存在时, EPS 和余氯反应后剩余的有机组分含量高于 E/Cl/ Fe^{3+} 组,这可能是因为 Fe^{2+} 易于被余氯氧化,因此与 EPS 反应的余氯减少。此外,这也部分解释了图 1 的试验结果,即 E/Cl/ Fe^{2+} 组剩余有机物较多,对细胞的保护作用较强,因此 S/Cl/ Fe^{2+} 组微生物活性较高。

图 5 显示了不同反应条件下 EPS 的粒径变化。可以看出 E/Cl 组样品粒径与 E 组较为接近,而 E/Cl/ Fe^{2+} 组和 E/Cl/ Fe^{3+} 组样品粒径明显增加。一方面,铁离子易于和 EPS 中的蛋白质、糖类组分发生配位结合^[27],降低体系排斥力,促进了 EPS 胶体的聚集,使 EPS 粒径增加;另一方面,Li 等^[23] 和 Ai 等^[24] 的研究均显示,氧化剂会分解 EPS 中的亲水组分,暴露出隐藏的疏水基团,而 Fe^{3+} 能够促使胶体颗粒重新聚集,其中色氨酸的 C=O 基团在铁离子与 EPS 的结合中发挥主要作用,这改变了蛋白质二级结构中的 β 折叠和 α 螺旋,从而影响了 EPS 粒径。

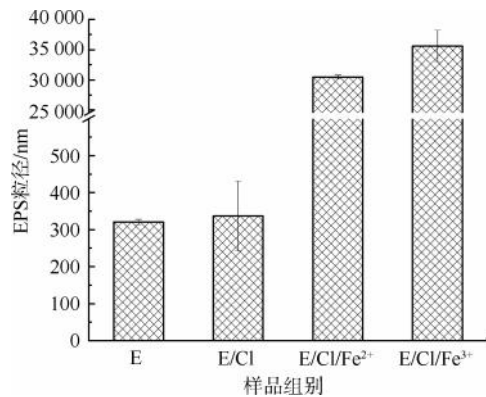


图 5 不同反应条件下 EPS 的粒径

Fig. 5 Variations in Particle Diameters of EPS under Different Reaction Conditions

2.3 余氯与铁离子作用下微生物在铁表面的黏附过程

2.3.1 微生物的黏附面积

图 6 显示了再生水微生物与余氯和铁离子反

应后在铁表面的黏附情况。一般认为,管壁生物膜的形成包括 5 个阶段,初期微生物细胞黏附在表面,固定附着后进行增殖从而使生物膜变厚^[28]。本文重点关注微生物与铁表面的初期接触过程,因此考察了 0~6 h 的黏附面积变化。可

以看出,随着时间增加,各组在铁表面的黏附面积均增加。而且 S 组黏附区域较为分散,而 S/Cl/Fe²⁺组和 S/Cl/Fe³⁺组黏附区域较为集中,这可能是由于 Fe²⁺和 Fe³⁺的絮凝作用,微生物团聚后黏附在铁表面。

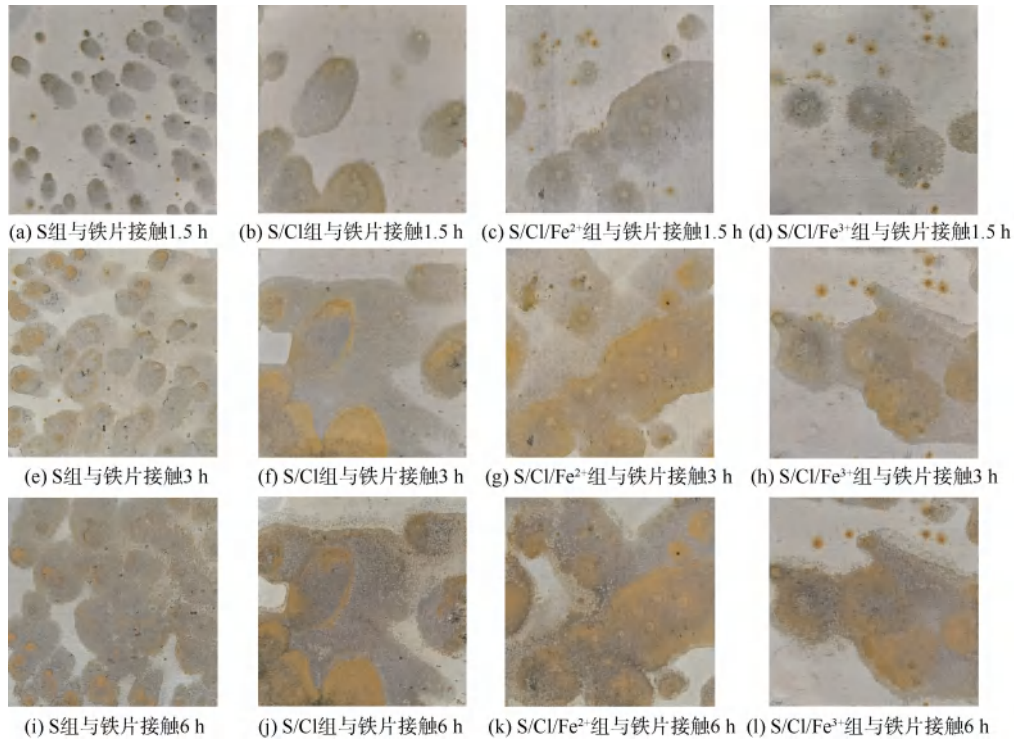


图 6 不同反应条件下再生水微生物与铁片接触不同时间后的照片

Fig. 6 Photographs of Iron Sheet Contacting with Microorganisms in Reclaimed Water under Different Reaction Conditions

为进一步精确反映黏附面积的变化,图 7 统计了黏附区域在铁片总面积中所占的比例。当接触时间为 1.5 h 时,S 组、S/Cl 组、S/Cl/Fe²⁺组的黏附面

积较为接近,而 S/Cl/Fe³⁺组的黏附面积比例较低仅为 22.0%。当接触时间为 3.0 h 时,S/Cl 组、S/Cl/Fe³⁺组的黏附面积低于 S 组。当接触时间为 6.0 h

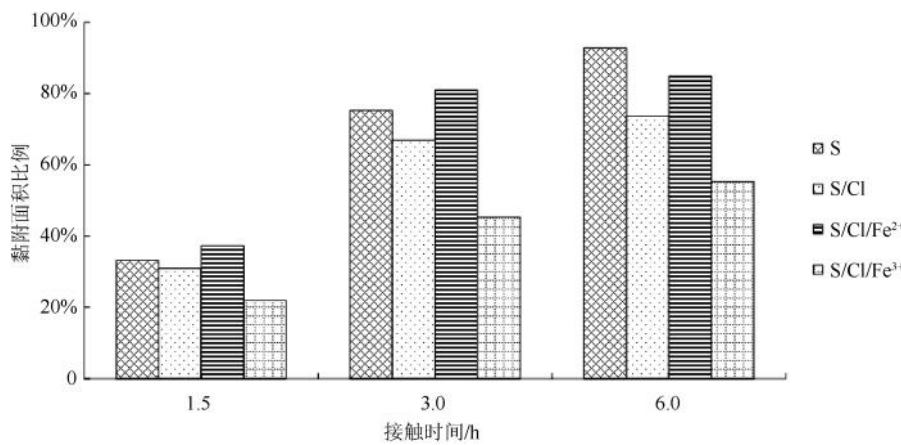


图 7 不同反应条件下再生水微生物与铁片接触不同时间后的黏附面积

Fig. 7 Variations in Contact Area of Microorganisms in Reclaimed Water under Different Reaction Conditions

时,S/Cl组、S/Cl/Fe²⁺组和 S/Cl/Fe³⁺组的黏附面积分别为 73.7%、84.9% 和 55.3%,均低于 S 组的 92.7%。可以看出,S 组较易黏附在铁表面。相比于 S 组,S/Cl 组可以减少吸附面积的原因主要是余氯造成微生物细胞死亡,因此失去黏附能力^[29]。S/Cl/Fe³⁺组在各接触时间的黏附面积均最低,其原因可能是一方面铁片测试接触角为 77.3°,相比于其他组 S/Cl/Fe³⁺组的接触角与铁片差异最大,界面自由能较高,不易黏附;另一方面 EPS 易于吸附在材料表面,会促进微生物细胞与材料的黏附^[30],而 S/Cl/Fe³⁺组的 EPS 含量低于 S/Cl/Fe²⁺组,因此黏附面积低于后者;此外,由图 6 可知,S/Cl/Fe³⁺组微生物存在团聚趋势,这可能也是其黏附面积较小的原因之一。

2.3.2 微生物与铁的作用机理

为了深入理解不同反应条件下再生水微生物在铁表面的黏附过程,本节进一步对铁表面进行了 XPS 分析。图 8 对 Fe 2p 谱图进行了峰值拟合,包

括 Fe(II) 峰、Fe(III) 峰和卫星峰^[11]。其中:S 组 Fe(II) : Fe(III) 为 0.37 : 0.63; S/Cl 组 Fe(II) : Fe(III) 为 0.31 : 0.69; S/Cl/Fe²⁺ 组 Fe(II) : Fe(III) 为 0.29 : 0.71; S/Cl/Fe³⁺ 组 Fe(II) : Fe(III) 为 0.34 : 0.66。在 718 eV 附近的卫星峰反映了各样品均吸附了生物膜^[31]。由图 8(a)可知,S 组铁表面的 Fe(II) 组分占比为 0.37%,是各组中占比最高的,这可能是由于微生物黏附和腐蚀初期造成铁表面 Fe²⁺ 释放或 Fe²⁺ 氧化物沉积。图 8(b)中 S/Cl 组的 Fe(II) 组分比例下降,结合前文数据推测这可能是因为余氯造成微生物死亡、黏附量下降,因此铁表面释放的 Fe(II) 组分减少。图 8(c)和图 8(d)相比,S/Cl/Fe²⁺ 组的铁表面 Fe(II) 组分在 Fe(II) 和 Fe(III) 总量中的占比少于 S/Cl/Fe³⁺ 组,可能是因为余氯在水中快速将 Fe²⁺ 氧化为 Fe³⁺,另外 Fe³⁺ 水解生成 Fe(OH)₃ 等产物,因此沉积在铁表面的 Fe(III) 组分占比较高。

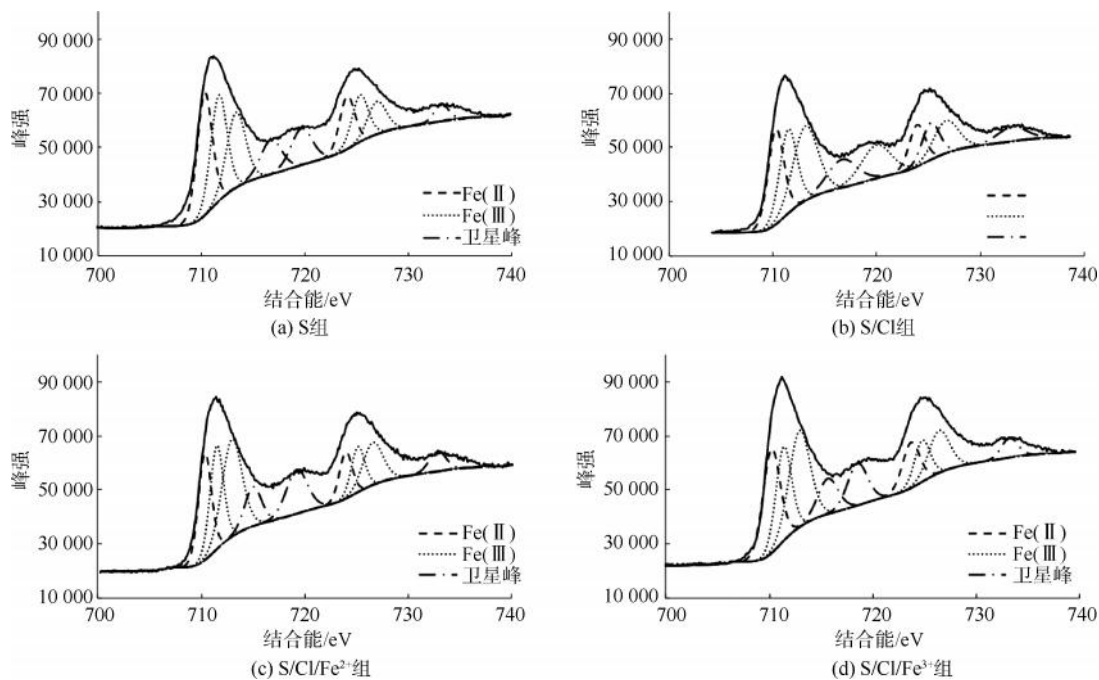


图 8 不同反应条件下再生水微生物与铁片接触后的 XPS 图谱

Fig. 8 XPS Spectra of Microorganisms in Reclaimed Water under Different Reaction Conditions

3 结论

(1)余氯对再生水微生物活性具有显著抑制作用,使 ATP 含量下降至反应前的 34.5% ± 1.4%。Fe²⁺ 消耗了一部分余氯,因此 S/Cl/Fe²⁺ 组的 ATP 含量略微高于 S/Cl 组。S/Cl/Fe³⁺ 组的 ATP 含量则低于 S/Cl 组。

(2)余氯破坏了微生物表面的功能基团,导致 Zeta 电位从 (-28.2 ± 1.9) mV 升高至 (-15.7 ± 2.3) mV。S/Cl/Fe³⁺ 组的 Zeta 电位进一步向零值移动,升高至 (-13.2 ± 2.4) mV,最接近 0 值。而且余氯使微生物的接触角增加,疏水性增强。Fe²⁺ 与 Fe³⁺ 则在一定程度上恢复了微生物的亲水性。

(3)余氯对 EPS 中的溶解性微生物代谢产物和芳香族蛋白质有明显的氧化分解作用, Fe^{2+} 可减弱这种分解效应并保留较多有机组分。 Fe^{2+} 与 Fe^{3+} 均会促使 EPS 发生絮凝反应, 粒径增大。

(4)不同反应条件下再生水微生物在铁表面的黏附行为不同, 余氯降低了微生物的附着能力, 而 S/Cl/ Fe^{3+} 组在不同时间的黏附面积均最低。XPS 图谱表明 S 组铁表面的 Fe(II) 组分占比最高。本文使用黏附面积表征了微生物与铁表面的初期作用, 未来将继续研究长期作用下生物膜厚度的变化。

参考文献

- [1] 胡洪营. 聚焦矛盾 精准施策 全面提升污水资源化利用水平 [J]. 给水排水, 2021, 47(2): 1-3.
Hu H Y. Focusing on key issues and precise measures to comprehensively upgrade wastewater utilization [J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 47(2): 1-3.
- [2] 张应华. 中国再生水利用的时空格局与驱动机制 [J]. 环境科学, 2026, 47(5): 2950-2963.
Zhang Y H. Spatiotemporal patterns and driving mechanisms of reclaimed water utilization in China [J]. Environmental Science, 2026, 47(5): 2950-2963.
- [3] Zhang T, Guna A, Yu W, et al. The recycled water use policy in China: Evidence from 114 cities [J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 344: 131038. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.131038.
- [4] Zheng J, Liu J, Ma T, et al. An SEM-REM-based study on the driving and restraining mechanisms and potential of reclaimed water utilization in China [J]. Water, 2021, 14(1): 52. DOI: 10.3390/w14010052.
- [5] Yang G, Gong M, Zheng X, et al. A review of microbial corrosion in reclaimed water pipelines: Challenges and mitigation strategies [J]. Water Practice and Technology, 2022, 17(3): 731-748.
- [6] Lee H, Rasheed U, Kong M. A Study on the comparison of corrosion in water supply pipes due to tap water (TW) and reclaimed water (RW) [J]. Water, 2018, 10(4): 496. DOI: 10.3390/w10040496.
- [7] Xu X, Liu S, Smith K, et al. An overview on corrosion of iron and steel components in reclaimed water supply systems and the mechanisms involved [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 276: 124079. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.124079.
- [8] Wang H, Hu C, Hu X, et al. Effects of disinfectant and biofilm on the corrosion of cast iron pipes in a reclaimed water distribution system [J]. Water Research, 2012, 46(4): 1070-1078.
- [9] Zhang H, Tian Y, Kang M, et al. Effects of chlorination/ chlorine dioxide disinfection on biofilm bacterial community and corrosion process in a reclaimed water distribution system [J]. Chemosphere, 2019, 215: 62-73. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.09.181.
- [10] Ren X, Zhang S, Wu M, et al. Effect and influence mechanism of biofilm formation on the biological stability of reclaimed water [J]. Science of The Total Environment, 2024, 906: 167735. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.167735.
- [11] Chen Y, Zhang B, Zhang P, et al. Synergistic effects of trace sulfadiazine and corrosion scales on disinfection by-product formation in bulk water of cast iron pipe [J]. Environmental Pollution, 2024, 341: 122866. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.122866.
- [12] Zhuang Y, Qin X, Shi B. Interface hydrogen bonding dominated perfluorooctanoic acid (PFOA) accumulation by iron particles in drinking water pipes [J]. Chemosphere, 2023, 312: 137211. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.137211.
- [13] Han X, Wang Z, Zhu C, et al. Effect of ultrasonic power density on extracting loosely bound and tightly bound extracellular polymeric substances [J]. Desalination, 2013, 329: 35-40. DOI: 10.1016/j.desal.2013.09.002.
- [14] Cai Y, Yu C, Zhong S, et al. Roughness-controlled cell-surface interactions mediate early biofilm development in drinking water systems [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2023, 11(3): 110101. DOI: 10.1016/j.jece.2023.110101.
- [15] Chen W S, Abkar L, Mohseni M. Evaluating ATP testing for distribution system monitoring: Comparison to HPC, impact of chlorine quenching, and hold time dependency [J]. Journal of Biological Engineering, 2024, 18(1): 63. DOI: 10.1186/s13036-024-00446-z.
- [16] Li K, Yang M, Peng J, et al. Rapid control of black and odorous substances from heavily-polluted sediment by oxidation: Efficiency and effects [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2019, 13(6): 87. DOI: 10.1007/s11783-019-1171-y.
- [17] 陈梦娜. 絮凝剂联合过氧乙酸去除水体中抗生素抗性细菌和抗性基因的效应与机制 [D]. 陕西: 西北农林科技大学, 2024.
Chen M N. Removal of antibiotic resistant *Escherichia coli* and its associated antibiotic resistance genes from water by flocculants in conjunction with peracetic acid [D]. Shaanxi: Northwest A&F University, 2024.
- [18] Xian X, Luo C, Lian G, et al. Cyanobacteria in late lag and exponential phases suit different pre-chlorination and coagulation strategies [J]. Environmental Pollution, 2025, 366: 125427. DOI: 10.1016/j.envpol.2024.125427.
- [19] Dziubakiewicz E, Hryniewicz K, Walczyk M, et al. Study of charge distribution on the surface of biocolloids [J]. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces, 2013, 104: 122-127. DOI:

10. 1016/j. colsurf. 2012. 11. 018.
- [20] Sabouhi M, Torabian A, Bozorg A, et al. A novel convenient approach toward the fouling alleviation in membrane bioreactors using the combined methods of oxidation and coagulation [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, 33: 101018. DOI: 10. 1016/j. jwpe. 2019. 101018.
- [21] 潘伟亮, 张汛, 李姣妮, 等. 次氯酸盐氧化耦合 FeCl₃ 絮凝调节改善污泥脱水[J]. *化工进展*, 2024, 43(6): 3450-3458.
- Pan W L, Zhang X, Li J N, et al. Hypochlorite oxidation coupled with FeCl₃ flocculation to improve sludge dewatering [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2024, 43(6): 3450-3458.
- [22] Xing X C, Li T, Bi Z H, et al. Destruction of microbial stability in drinking water distribution systems by trace phosphorus polluted water source[J]. *Chemosphere*, 2021, 275: 130032. DOI: 10. 1016/j. chemosphere. 2021. 130032.
- [23] Li Y F, Wang D B, Xu Q X, et al. New insight into modification of extracellular polymeric substances extracted from waste activated sludge by homogeneous Fe(II)/persulfate process [J]. *Chemosphere*, 2020, 247: 125804. DOI: 10. 1016/j. chemosphere. 2019. 125804.
- [24] Ai J, Wang Z Y, Dionysiou D D, et al. Understanding synergistic mechanisms of ferrous iron activated sulfite oxidation and organic polymer flocculation for enhancing wastewater sludge dewaterability [J]. *Water Research*, 2021, 189: 116652. DOI: 10. 1016/j. watres. 2020. 116652.
- [25] Flemming H C, Wingender J. The biofilm matrix [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2010, 8(9): 623-633.
- [26] 唐玉霖, 吴梦怡, 孙天晓, 等. NaClO/Fe²⁺ 强化含藻污泥脱水性能与机理研究[J]. *同济大学学报(自然科学版)*, 2021, 49(9): 1226-1233.
- Tang Y L, Wu M Y, Sun T X, et al. NaClO/Fe²⁺ coagulation to improve dewatering performance of algaecontaining sludge and mechanism investigation [J]. *Journal of Tongji University (Natural Science)*, 2021, 49(9): 1226-1233.
- [27] Yang P, Li D D, Zhang W J, et al. Study of sludge conditioning using organic acids chelated ferrous ion catalyzed NaClO oxidation: Evolution of extracellular polymeric substances and floc structure[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 280: 111757. DOI:10. 1016/j. jenvman. 2020. 111757.
- [28] Liu S, Gunawan C, Barraud N, et al. Understanding, monitoring, and controlling biofilm growth in drinking water distribution systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(17): 8954-8976.
- [29] Wang R D, Zhou K, Mou J Y, et al. Formation and characteristics of viable nonculturable *Vibrio parahaemolyticus* induced by sodium hypochlorite [J]. *Food Bioscience*, 2025, 64: 105902. DOI:10. 1016/j. flbio. 2025. 105902.
- [30] 靳军涛, 管运涛. 再生水管壁菌株胞外聚合物提取及腐蚀性研究[J]. *环境科学与技术*, 2017, 40(6): 78-82.
- Jin J T, Guan Y T. Extraction methods and corrosion characterization of extracellular polymeric substances from strain attached on the reclaimed wastewater pipelines [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 40(6): 78-82.
- [31] 滕飞, 管运涛, 李莎莎, 等. 生物膜对给水铸铁管腐蚀结垢的影响[J]. *环境科学*, 2009, 30(2): 396-401.
- Teng F, Guan Y T, Li S S, et al. Effect of biofilm on the corrosion and fouling of cast iron pipe for water supply [J]. *Environmental Science*, 2009, 30(2): 396-401.

(上接第 139 页)

- the pretreatment of industrial wastewater by iron-carbon micro-electrolysis process [J]. *Industrial Water Treatment*, 2017, 37(7): 5-9.
- [16] 邵启运, 蒋志辉, 袁东日, 等. 不锈钢产品生产废水零排放工程实例[J]. *工业水处理*, 2021, 41(7): 152-156.
- Shao Q Y, Jiang Z H, Yuan D R, et al. Project example of zero-discharge treatment of stainless-steel production wastewater [J]. *Industrial Water Treatment*, 2021, 41(7): 152-156.
- [17] 张金梅. 混凝沉淀处理生活污水的实验研究[J]. *绿色科技*, 2022, 24(8): 100-102.
- Zhang J M. Experimental research on treatment of domestic sewage by coagulation and sedimentation [J]. *Journal of Green Science and Technology*, 2022, 24(8): 100-102.
- [18] 侯金财. A/O-MBR 生物脱氮工艺试验研究[D]. 湘潭: 湘潭大学, 2013.
- Hou J C. Researches on the biological denitrification process by anoxic/aerobic membrane bioreactor [D]. Xiangtan: Xiangtan University, 2013.
- [19] 呼永锋, 王坤, 曹孟京, 等. A/O+MBR 工艺在分散式污水处理工程中的应用[J]. *水处理技术*, 2022, 48(1): 150-152, 156.
- Hu Y F, Wang K, Cao M J, et al. Application of A/O+MBR process in decentralized wastewater treatment project [J]. *Technology of Water Treatment*, 2022, 48(1): 150-152, 156.