



文章栏目：研究综述

DOI 10.12030/j.cjee.202103188

中图分类号 TU992

文献标识码 A

何强, 卢旺, 洪毅怡晖, 等. 铁盐在城市排水系统中的综合使用研究进展[J]. 环境工程学报, 2021, 15(10): 3167-3175.

HE Qiang, LU Wang, HONG Yiyihui, et al. Research progress of comprehensive use of iron salt in urban drainage system[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(10): 3167-3175.

铁盐在城市排水系统中的综合使用研究进展

何强, 卢旺, 洪毅怡晖, 刘杰妮, 皇甫小留[✉]

重庆大学, 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045

第一作者: 何强(1965—), 男, 博士, 教授。研究方向: 水污染控制规划和废水处理。E-mail: hq0980@126.com

✉通信作者: 皇甫小留(1986—), 男, 博士, 副教授。研究方向: 污水处理与资源化。E-mail: huangfuxiaoliu@126.com

摘要 对排水管网和污水处理厂的一体化管理, 可极大提升城市排水系统运行的高效性和安全性。作为厂网一体化运营理念的一部分, 铁盐的综合使用愈发受到关注。在城市排水系统中, 铁盐可在污水输送、污水处理及污泥处理过程中发挥作用。围绕铁盐的迁移转化路径、铁盐在污水输送和污水处理厂中的作用机制, 以及系统末端铁盐的回收这 4 个方面, 综述了城市排水系统中铁盐综合使用的研究进展。最后根据当前的研究现状, 总结了铁盐综合使用中面临的挑战并给出了相关建议, 并从厂网一体化铁盐自动加药控制和末端铁盐的进一步回收两方面进行了展望。

关键词 铁盐; 综合使用; 厂网一体化; 污水输送; 污水处理; 污泥处理

城市排水系统是指收集和處理城市污水和雨水的市政设施, 主要由排水管网和污水处理厂组成。随着城市化进程的推进, 城市排水系统规模不断扩大。截至 2019 年底, 我国城市排水管道总长度达 $74.4 \times 10^4 \text{ km}$, 建成区排水管道密度为 $9.27 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$, 城市污水日处理能力为 $19\ 171 \times 10^4 \text{ m}^3$ ^[1]。加之水环境问题日益严峻, 水行业中各种标准也随之提高, 城市排水系统的运行面临“体量大、标准严”的挑战, 随之造成排水管网运行维护成本的增加、污水处理环节药耗加大等问题。

混凝是饮用水处理中的重要环节^[2]。硫酸盐系絮凝剂是全球饮用水处理领域主要使用的药剂^[3]。饮用水生产中使用硫酸铝为絮凝剂, 会导致饮用水中含有较高浓度的 SO_4^{2-} , 并间接造成生活污水中 SO_4^{2-} 浓度的升高^[3]。而城市排水管道属于相对封闭的空间, 易形成厌氧环境。在厌氧条件下, 管壁生物膜和管道沉积物中的硫酸盐还原菌 (sulfate-reducing bacteria, SRB) 可将 SO_4^{2-} 还原成 S^{2-} , 进而水解形成 HS^- 和 H_2S ^[4-7]。气相 H_2S 扩散到排水管道壁面后会被硫化物氧化菌 (sulfide-oxidizing bacteria, SOB) 氧化成 H_2SO_4 , 最终导致管道腐蚀^[8-10]。化学药剂的投加是控制排水管道内硫化物的常用方法, 但普遍药耗量巨大, 且控制效果不一^[11-12]。仅在美国, 每年因硫化物引起排水管道腐蚀而投入的维护费用就高达上百亿美元^[13]。污水处理厂作为城市排水系统末端的设施, 日渐严格的排放标准造成厂内化学药剂使用量陡增, 从而极大地增加了运行成本。

铁盐作为一种常见的絮凝剂可用于排水管道腐蚀和异味管理^[11, 14]、污水处理厂化学除磷^[15-17], 以及污泥厌氧消化中 H_2S 的去除^[18]。以前针对铁盐絮凝剂在城市排水系统中的应用及研究主要集

收稿日期: 2021-03-27; 录用日期: 2021-07-06

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC1903203); 重庆市技术创新与应用发展专项(cstc2019jscx-tjsbX0002)

2 铁盐在污水输送中的作用

排水管网是现代城市最重要的基础设施之一，承担着污水输送的作用，但异味和腐蚀一直是其面临的两大问题，这主要与管道内产生的 H_2S 气体有关^[3, 11, 21]。 H_2S 气体在体积分数超过 0.5×10^{-6} 时，会产生难闻的气味；超过 10×10^{-6} 会引起刺激和恶心；超过 50×10^{-6} 会导致呼吸困难和眼睛损伤；超过 700×10^{-6} 则会致命^[22]。对于腐蚀问题，总硫化物质量浓度在 $0.1 \sim 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时会引发小范围的混凝土管道腐蚀，质量浓度达到 $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时，会发生严重的混凝土管道腐蚀^[23]。铁盐作为一种常用的化学药剂被投加到排水管道中控制硫化物，可达到缓解异味和减少管道腐蚀的目的^[14, 24-25]。

2.1 排水管道中硫的转化

排水管道中硫的转化主要包括以下 4 个过程^[9]：1) 硫化物的形成；2) H_2S 的挥发；3) 硫化物的化学和生物氧化；4) 硫化物的沉淀。

生活污水中硫的主要来源是 SO_4^{2-} ，饮用水处理过程中使用的硫酸盐系絮凝剂会间接增加污水中 SO_4^{2-} 的浓度^[3]。在厌氧条件下，管壁生物膜和管道沉积物中的 SRB 可将 SO_4^{2-} 还原成硫化物^[26-27]。硫化物的存在形式受酸碱度影响(见图 2)^[28]。由于生活污水的 pH 约为 7.0，故硫化物以 $\text{H}_2\text{S}(\text{aq})$ 和 HS^- 的形式存在于污水中^[29]。 $\text{H}_2\text{S}(\text{aq})$ 可通过气-液界面转移到气相中，气相中的 H_2S 扩散到管壁后可被生物膜中的 SOB 氧化为硫酸，从而侵蚀排水管道及其结构^[8-10]。液相中硫化物的转化分为 2 个方向：一部分通过化学和生物氧化转化成单质硫或硫酸盐^[30-31]；另一部分与污水中的铁、锌、铜等金属结合形成金属硫化物沉淀。

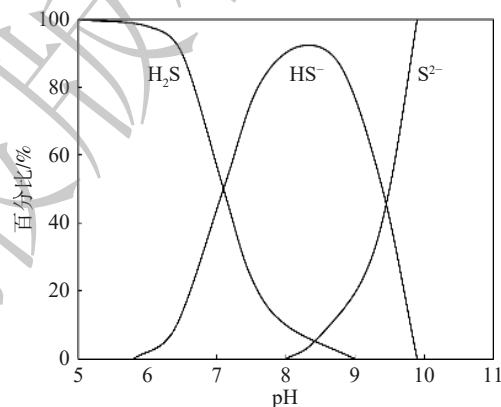


图 2 硫化物种类占比随 pH 变化规律

Fig. 2 Variation of sulfide species proportion with pH

2.2 铁盐控制硫化物的原理及优势

目前主要从以下 3 个方向进行硫化物的控制：1) 向排水管道注入氧气^[32]或投加硝酸盐^[11]提高氧化还原电位，改变管道内的厌氧条件，从而抑制 SRB 还原硫酸盐；2) 投加氢氧化钠^[33]或氢氧化镁^[34]等碱性物质提高污水的酸碱度，降低总硫化物中 $\text{H}_2\text{S}(\text{aq})$ 的占比，从而减少 H_2S 的挥发；3) 投加金属盐与硫化物形成沉淀或投加氧化剂将硫化物氧化，从而减少已生成的硫化物总量。

铁盐可氧化(式(1))和沉淀(式(2))污水中的硫化物，已被广泛用于控制排水管网中的硫化物^[11]。理论上， Fe^{3+} 在氧化硫化物的同时被还原成了 Fe^{2+} ，并与硫化物继续形成沉淀，因此， Fe^{3+} 比 Fe^{2+} 具有更强的硫化物控制能力。但式(1)的反应速率相对较慢，故当反应时间较短时，纯 Fe^{3+} 的控制效率并不高^[35]，反而是 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 混合投加具有更好的控制效率^[36]。另外，还有 2 点值得注意：1) 形成的硫化物沉淀是 FeS ，而非其他形式(如 Fe_3S_4)^[14, 35]；2) 污水中分子态硫化物 H_2S 不会与铁盐反应，且投加铁盐会水解降低污水酸碱度，造成 H_2S 含量升高，不利于硫化物的沉淀去除^[36-37]。



SUN 等^[20]发现，污水中总溶解性硫的质量浓度为 $20 \sim 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时，按 $[\text{Fe}]:[\text{S}]$ 为 1:1 的比例向实验室模拟排水管道中投加含铁饮用水混凝沉淀，能将出水硫化物质量浓度控制在 $0.7 \sim 2.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。实验中 Fe-S 反应动力学表明，延长反应时间可进一步降低硫化物质量浓度。FIRER 等^[14]的研究表

明, 为了将污水中的硫化物降低到 $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 需至少按 $[\text{Fe}]:[\text{S}]=1.3:1$ 投加亚铁盐, 或按 $[\text{Fe}]:[\text{S}]=0.9:1$ 投加混合铁盐。

另外, ZHANG 等^[38]的实验室研究表明, 与未投加 Fe^{3+} 的对照组相比, 长期投加 Fe^{3+} 的实验组中硫酸盐还原率最多降低了 60%, 且硫酸盐还原的最终产物也发生了改变, 硫化物仅占硫酸盐还原产物的 54%。ZHANG 等^[39]的另一项研究发现, 投加 Fe^{2+} 后管壁生物膜中硫元素含量明显增高, 表明 SRB 还原产物也发生改变。随后的研究表明^[40], 长期投加 Fe^{3+} 的反应器中, 管壁生物膜内的挥发性固体与总固体之比 (VSTS) 大幅降低, 且表征显示生物膜中铁和硫含量较高, 表明沉积在生物膜内的 FeS 可能是抑制 SRB 活性的原因。停止投加 Fe^{3+} 后, SRB 的还原活性在数周内缓慢恢复。

酸碱度对铁盐控制效率的影响是巨大的, 比如 pH 从 7.0 降到 6.5 时, 为使硫化物质量浓度同样控制到 $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 铁盐投加量增加了 2 倍^[14]。针对此问题, 有研究者利用电化学氧化铁的方法^[41-42], 在污水中原位生成 $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ 和 OH^- , 增加了污水的酸碱度, 从而提高了铁对硫化物的控制效率, 同时也极大地减少了 H_2S 的挥发。另有研究者通过投加高铁酸盐 (Fe(IV))^[43], 实现了对排水管道生物膜中微生物的灭活, 大幅降低了 SRB 的相对丰度, 从源头上减少了硫化物产生, 且此方法不受污水酸碱度的影响。

铁盐除了能较好地控制硫化物以外, 对排水管道中的甲烷^[38, 40, 42-43]和有机微污染物^[44-45]也有一定控制效果。与其他几种控制硫化物的方法相比, 在达到相当的控制效果的同时, 铁相关的控制方法在成本上具有不错的优势 (相关文献的结果见表 1)。若用含铁的饮用水混凝沉淀替代常规铁盐投加属于废物再利用, 仅会产生一部分运输成本。

表 1 不同化学药剂的硫化物控制成本
Table 1 Cost of sulfide control by different chemicals

化学药剂	剂量水平	药剂单价	质量分数	控制成本/ (10^{-6} 澳元 $\cdot\text{L}^{-1}$)	参考文献
氧气	$15.8 \sim 91.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$1.15 \text{ 澳元}\cdot\text{m}^{-3}$	0.995	12.8 ~ 74.0	[33]
硝酸盐	$1.33 \sim 15.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$1\ 010 \text{ 澳元}\cdot\text{m}^{-3}$	0.5	41.3 ~ 483.6	[33]
氢氧化钠	$11.4 \sim 28.6 \mu\text{L}\cdot\text{L}^{-1}$	$3.46 \text{ 澳元}\cdot\text{L}^{-1}$	0.5	39.6 ~ 99.1	[33]
氢氧化镁	$47.9 \sim 156.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$590 \text{ 澳元}\cdot\text{t}^{-1}$	0.58	48.7 ~ 159.3	[33]
铁盐	$3 \sim 47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$526 \text{ 澳元}\cdot\text{t}^{-1}$	0.42	10.9 ~ 170.6	[33]
电化学氧化铁	$(40 \sim 82) \times 10^{-6} \text{ kWh}\cdot\text{L}^{-1}$	$0.15 \text{ 澳元}\cdot(\text{kWh})^{-1}$ (电极成本 $19 \sim 37 \text{ 澳元}\cdot(\text{kWh})^{-1}$)	—	25.0 ~ 49.3	[42]
高铁酸盐	$180 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (实验室反应器试验, 每隔 4.5 d 投加一次)	$4 \text{ 澳元}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.99	20	[43]

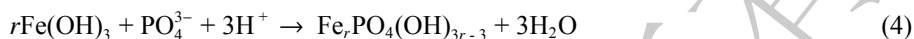
3 铁盐在污水处理厂中的再利用

向排水管网投加化学药剂导致的污水成分变化会对下游污水处理厂的运行产生多重影响^[11]。其中, 上游排水管网投加的铁盐更能在污水处理厂中被再次利用, 可分别在污水处理中实现化学除磷^[46]和污泥处理中控制 H_2S ^[47]。

3.1 铁盐在污水处理中的再利用

磷是引起水体富营养化的物质之一。为达到严格的排放标准, 污水处理中常通过投加金属盐来降低出水磷浓度。前文提到, 在污水输送过程中为控制硫化物而投加的铁盐, 最终会形成

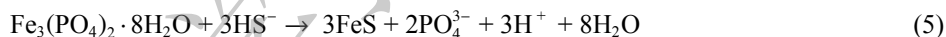
FeS 沉淀并随污水进入污水处理厂。在曝气池中, FeS 会被再次氧化而生成 Fe(OH)₃(反应见式 (3))^[48]。Fe(OH)₃ 随后可与磷酸盐结合形成羟基磷酸铁沉淀(反应见式 (4)), 用 Fe_rPO₄(OH)_{3r-3} 的通式表示^[49], 从而降低出水磷酸盐的浓度, 实现化学除磷。



GUTIERREZ 等^[46]发现, 向排水管道投加 Fe³⁺或 Fe²⁺以控制硫化物, 可明显改善下游污水处理厂的除磷效果, 除磷率(以 PO₄³⁻质量计)分别为每毫克 Fe³⁺或 Fe²⁺可分别去除 0.44 mg 或 0.37 mg 的 P。REBOSURA 等^[50-51]用同一套实验装置证明, 向排水管道反应器投加 FeCl₃ 或含 Fe³⁺的饮用水混凝沉淀使污水中铁浓度达到 10 mg·L⁻¹ 时, 既可有效降低排水管道中硫化物的浓度, 也有助于下游污水处理过程除磷, 同时还发现污泥的沉降性和脱水性有所增强。现场试验结果表明^[52-53], 排水管网中投加的 FeCl₂, 在污水处理厂内被有效再用于化学除磷, 其除磷效率与厂内直接投加明矾时相当。

3.2 铁盐在污泥处理中的再利用

剩余污泥作为污水处理的副产品, 在外运处置之前通常需要在厂内进行厌氧消化处理。这一过程可减少污泥的质量和体积, 并能产生沼气这类有价值的能源。沼气主要由甲烷和二氧化碳组成, 其中也混杂着具有异味和腐蚀性的 H₂S 气体。随剩余污泥一同进入厌氧消化池的羟基磷酸铁沉淀, 在厌氧条件下可被还原生成 Fe²⁺。Fe²⁺主要以蓝铁矿(Fe₃(PO₄)₂·8H₂O)的形式存在于消化污泥中^[54-55]。由于 FeS 的溶解度比蓝铁矿更低, 部分 Fe²⁺能从蓝铁矿中释放出来与环境中的硫化物结合(反应见式 (5)), 从而减少 H₂S 气体的生成。



GE 等^[47]的研究表明, 在排水管道中投加 FeCl₃ 并使铁的质量浓度(以铁元素质量计)达到 5~20 mg·L⁻¹ 时, 可实现下游所产沼气中 H₂S 的完全控制。另一项研究通过投加含铁饮用水混凝沉淀使排水管道中铁的质量浓度(以铁元素质量计)达到 10 mg·L⁻¹, 并发现下游厌氧消化池中的可溶性硫化物质量浓度(以硫元素质量计)降低了 (15.9±0.9) mg·L⁻¹^[51]。现场试验也进一步证明了排水管道中投加的铁盐能被再次利用于沼气中 H₂S 的控制^[52-53]。与此同时, 几乎所有的研究都表明铁盐或含铁混凝沉淀的投加不会对沼气的生产过程产生不利影响。

4 城市排水系统末端铁盐的回收和利用

综合使用策略大大减少了铁盐用量。为进一步优化铁盐的使用, 使其成为可循环的过程, 就必须实现城市排水系统末端铁盐的回收。

有研究表明, 无论是投加氯化铁还是含铁的饮用水混凝沉淀, 都有超过 90% 的铁结合在消化污泥的蓝铁矿中^[56]。在厌氧消化过程中, SRB 还原硫酸盐形成的硫化物会导致蓝铁矿中 Fe²⁺的释放, 但消化池中硫酸盐的浓度是有限的, 并不会消耗过多的蓝铁矿^[57]。REBOSURA 等^[50-51]的研究也证明了这一点。从实验过程中铁的质量平衡(见表 2)可以看出, 不管哪种铁盐投加方式, 最终用于去除硫化物的铁都少于消化污泥中总铁的 5%。这意味着绝大部分铁并未在污水和污泥处理过程中流失, 其回收前景是非常可观的。

以往针对蓝铁矿的研究大部分与磷回收相关, 回收的技术路线也是更侧重于磷的回收^[58]。而关于从蓝铁矿中回收铁的研究, 尚处于起步阶段。磁性分离技术(磁选)作为一种重要的物理选矿方法, 可利用不同矿物之间的磁性差异实现矿物质分离。由于蓝铁矿本身具有一定的顺磁性^[59], 理论上可通过磁选将其从消化污泥中分离出来。

SALEHIN 等^[56]通过插入钕磁铁(neodymium magnet)的方式, 回收了 (11±0.2)% 和 (15.3±0.08)%

表2 实验室模拟城市排水系统中各种反应器内铁的质量平衡
Table 2 Iron mass balance in the laboratory-scale urban drainage system

铁的存在形式	排水管道反应器		SBR反应器		厌氧污泥消化反应器		
	铁元素投加 质量浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	硫化物去除的 质量浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	磷去除的 质量浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	FeS的 氧化率	总铁质量 浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	硫化物去除的 质量浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	去除硫化物的 铁占比
$\text{FeCl}_3^{[50]}$	10	3.9 ± 0.4	3.5 ± 0.5	90%	777 ± 69	20.3 ± 0.3	4.6%
饮用水混凝沉淀 ^[51]	10	3.5 ± 0.1	3.1 ± 0.3	89%	670 ± 59	15.9 ± 0.9	4.2%

的消化污泥中的蓝铁矿。回收的蓝铁矿纯度为 $(70\pm 5)\%$ 和 $(49\pm 3)\%$ ，其分别对应于 FeCl_3 和含铁饮用水混凝沉淀这2种不同投加物的处理。对回收的蓝铁矿再进行碱处理，可从蓝铁矿中接近完全地(即 $(98\pm 0.3)\%$)分离出水铁矿(ferrihydrite)形式的铁。随后直接利用回收的水铁矿进行硫化物控制，其非常有效地将污水中可溶性硫化物浓度控制在远小于 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的水平。这种简单磁选的铁回收效率比较有限，但将回收的铁再利用时，其脱硫效率相当高，这可看作是城市排水系统铁盐回收再利用的开端。

5 建议

1) 基于污水输送过程中铁盐控制硫化物的机制，反应时间越长，FeS沉淀生成得越彻底，且铁盐对SRB的抑制作用越强。因此，建议铁盐投加点选在排水管网上游。这将延长铁盐在管道内的停留时间，充分发挥对硫化物的控制作用，进一步减少药剂使用量。

2) 投加含铁饮用水混凝沉淀可能会改变排水管道的水流条件，甚至造成低流速段管道的堵塞，也会显著增加进入厂内污水的化学需氧量和固体浓度，因此，应根据厂网的实际条件，合理使用饮用水混凝沉淀这种投加方式。

3) 有实验室试验结果表明，初沉池的存在会截留一部分进入生物池及后续单元的铁盐，影响铁盐的综合使用效率^[60]。未来的研究需在现场试验中权衡初沉池的各项利弊，给出具有实际指导意义的建议。

4) 已有研究者开发了基于排水管网中硫化物控制的铁盐自动加药方法^[61]，但为实现厂网一体化管理，完善铁盐综合使用策略，还需进一步探明铁盐投加后在管网中及下游污水处理厂内的反应机理，不断改进厂网集成模型，从而实现高精度、高稳定、高效率的一体化铁盐自动加药控制。

5) 关于城市排水系统末端铁盐的回收和利用的研究尚处于起步阶段，未来还需继续加大这方面的研究力度，以进一步提高铁盐的回收率，并用现场试验证明回收铁盐的再利用效果。

参考文献

- [1] 中华人民共和国国家统计局. 2020年中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2020.
- [2] MATILAINEN A, VEPSÄLÄINEN M, SILLANPÄÄ M. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review[J]. *Advances in Colloid and Interface Science*, 2010, 159(2): 189-197.
- [3] PIKAAR I, SHARMA K R, HU S, et al. Reducing sewer corrosion through integrated urban water management[J]. *Science*, 2014, 345(6198): 812-814.
- [4] SHARMA K R, YUAN Z, DE HAAS D, et al. Dynamics and dynamic modelling of H_2S production in sewer systems[J]. *Water Research*, 2008, 42(10/11): 2527-2538.
- [5] GUIASOLA A, DE HAAS D, KELLER J, et al. Methane formation in sewer systems[J]. *Water Research*, 2008, 42(6/7): 1421-1430.
- [6] LIU Y, SHARMA K R, NI B, et al. Effects of nitrate dosing on sulfidogenic and methanogenic activities in sewer sediment[J]. *Water Research*, 2015, 74: 155-165.
- [7] AI T, HE Q, XU J, et al. A conceptual method to simultaneously inhibit

- methane and hydrogen sulfide production in sewers: The carbon metabolic pathway and microbial community shift[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 246: 119-127.
- [8] WIENER M S, SALAS B V, QUINTERO-NÚÑEZ M, et al. Effect of H₂S on corrosion in polluted waters: A review[J]. *Corrosion Engineering, Science, and Technology*, 2006, 41(3): 221-227.
- [9] ZHANG L, DE SCHRYVER P, DE GUSSEME B, et al. Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: A review[J]. *Water Research*, 2008, 42(1/2): 1-12.
- [10] YOUSEFI A, ALLAHVERDI A, HEJAZI P. Accelerated biodegradation of cured cement paste by *Thiobacillus* species under simulation condition[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2014, 86: 317-326.
- [11] HVITVED-JACOBSEN T, VOLLERTSEN J, NIELSEN A H. Sewer Processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks[M]. Los Angeles: CRC Press, 2013.
- [12] JIANG G, SUN J, SHARMA K R, et al. Corrosion and odor management in sewer systems[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2015, 37(4): 33.
- [13] EPA. Hydrogen Sulfide Corrosion in Wastewater Collection and Treatment Systems[M]. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, 1991.
- [14] FIRER D, FRIEDLER E, LAHAV O. Control of sulfide in sewer systems by dosage of iron salts: Comparison between theoretical and experimental results, and practical implications[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 392(1): 145-156.
- [15] 季斌, 秦慧, 陈威, 等. 铁盐应用于污水协同除磷研究进展[J]. *水处理技术*, 2018, 44(2): 11-14.
- [16] LI R, WANG W, LI B, et al. Acidogenic phosphorus recovery from the wastewater sludge of the membrane bioreactor systems with different iron-dosing modes[J]. *Bioresour Technol*, 2019, 280: 360-370.
- [17] 董建威, 何强, 司马卫平. 含盐废水生物/化学除磷模型及除磷剂的强化效果[J]. *中国给水排水*, 2014, 30(21): 106-109.
- [18] CHARLES W, CORD-RUWISCH R, HO G, et al. Solutions to a combined problem of excessive hydrogen sulfide in biogas and struvite scaling[J]. *Water Science and Technology*, 2006, 53(6): 203-211.
- [19] BABATUNDE A O, ZHAO Y Q. Constructive approaches toward water treatment works sludge management: An international review of beneficial reuses[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2007, 37(2): 129-164.
- [20] SUN J, PIKAAR I, SHARMA K R, et al. Feasibility of sulfide control in sewers by reuse of iron rich drinking water treatment sludge[J]. *Water Research*, 2015, 71: 150-159.
- [21] WANG B, SIVRET E C, PARCSI G, et al. Reduced sulfur compounds in the atmosphere of sewer networks in Australia: Geographic (and seasonal) variations[J]. *Water Science and Technology*, 2014, 69(6): 1167-1173.
- [22] PARK K, LEE H, PHELAN S, et al. Mitigation strategies of hydrogen sulphide emission in sewer networks: A review[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2014, 95: 251-261.
- [23] HVITVED-JACOBSEN T, VOLLERTSEN J, MATOS J S. The sewer as a bioreactor: A dry weather approach[J]. *Water Science and Technology*, 2002, 45(3): 11-24.
- [24] PADIVAL N A, WEISS J S, ARNOLD R G. Control of *Thiobacillus* by means of microbial competition: Implications for corrosion of concrete sewers[J]. *Water Environment Research*, 1995, 67(2): 201-205.
- [25] NIELSEN A H, HVITVED-JACOBSEN T, VOLLERTSEN J. Kinetics and stoichiometry of sulfide oxidation by sewer biofilms[J]. *Water Research*, 2005, 39(17): 4119-4125.
- [26] SUN J, HU S, SHARMA K R, et al. Stratified microbial structure and activity in sulfide-and methane-producing anaerobic sewer biofilms[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2014, 80(22): 7042-7052.
- [27] BACHE D H, PAPAVASILOPOULOS E N. Viscous behaviour of sludge centrate in response to polymer conditioning[J]. *Water Research*, 2000, 34(1): 354-358.
- [28] CHURCHILL P, ELMER D. Hydrogen sulfide odor control in wastewater collection systems[J]. *Journal of New England Water Environment Association*, 1999, 33(1): 57-63.
- [29] YANG W, VOLLERTSEN J, HVITVED-JACOBSEN T. Anoxic sulfide oxidation in wastewater of sewer networks[J]. *Water Science and Technology*, 2005, 52(3): 191.
- [30] GADEKAR S, NEMAT I M, HILL G A. Batch and continuous biooxidation of sulphide by *Thiomicrospira* sp. CVO: Reaction kinetics and stoichiometry[J]. *Water Research*, 2006, 40(12): 2436-2446.
- [31] NIELSEN A H, VOLLERTSEN J, HVITVED-JACOBSEN T. Determination of kinetics and stoichiometry of chemical sulfide oxidation in wastewater of sewer networks[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(17): 3853-3858.
- [32] GUTIERREZ O, MOHANAKRISHNAN J, SHARMA K R, et al. Evaluation of oxygen injection as a means of controlling sulfide production in a sewer system[J]. *Water Research*, 2008, 42(17): 4549-4561.
- [33] GANIGUE R, GUTIERREZ O, ROOTSEY R, et al. Chemical dosing for sulfide control in Australia: An industry survey[J]. *Water Research*, 2011, 45(19): 6564-6574.
- [34] GUTIERREZ O, PARK D, SHARMA K R, et al. Effects of long-term pH elevation on the sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms[J]. *Water Research*, 2009, 43(9): 2549-2557.
- [35] NIELSEN A H, LENS P, VOLLERTSEN J, et al. Sulfide-iron interactions in domestic wastewater from a gravity sewer[J]. *Water Research*, 2005, 39(12): 2747-2755.
- [36] NIELSEN A H, HVITVED-JACOBSEN T, VOLLERTSEN J. Effects of pH and iron concentrations on sulfide precipitation in wastewater collection systems[J]. *Water Environment Research*, 2008, 80(4): 380-

- 384.
- [37] ZHANG L, VERSTRAETE W, DE LOURDES MENDOZA M, et al. Decrease of dissolved sulfide in sewage by powdered natural magnetite and hematite[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 573: 1070-1078.
- [38] ZHANG L, KELLER J, YUAN Z. Inhibition of sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms by ferric iron dosing[J]. *Water Research*, 2009, 43(17): 4123-4132.
- [39] ZHANG L, KELLER J, YUAN Z. Ferrous salt demand for sulfide control in rising main sewers: Tests on a laboratory-scale sewer system[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2010, 136(10): 1180-1187.
- [40] ZHANG L, DERLON N, KELLER J, et al. Dynamic response of sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms to ferric dosing[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2012, 138(4): 510-517.
- [41] LIN H, KUSTERMANS C, VAIPOULOU E, et al. Electrochemical oxidation of iron and alkalinity generation for efficient sulfide control in sewers[J]. *Water Research*, 2017, 118: 114-120.
- [42] PIKAAR I, FLUGEN M, LIN H, et al. Full-scale investigation of in-situ iron and alkalinity generation for efficient sulfide control[J]. *Water Research*, 2019, 167: 115032.
- [43] YAN X, SUN J, KENJIAHAN A, et al. Rapid and strong biocidal effect of ferrate on sulfidogenic and methanogenic sewer biofilms[J]. *Water Research*, 2020, 169: 115208.
- [44] KULANDAIVELU J, CHOI P M, SHRESTHA S, et al. Assessing the removal of organic micropollutants from wastewater by discharging drinking water sludge to sewers[J]. *Water Research*, 2020, 181: 115945.
- [45] KULANDAIVELU J, GAO J, SONG Y, et al. Removal of pharmaceuticals and illicit drugs from wastewater due to ferric dosing in sewers[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(11): 6245-6254.
- [46] GUTIERREZ O, PARK D, SHARMA K R, et al. Iron salts dosage for sulfide control in sewers induces chemical phosphorus removal during wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2010, 44(11): 3467-3475.
- [47] GE H, ZHANG L, BATSTONE D J, et al. Impact of iron salt dosage to sewers on downstream anaerobic sludge digesters: Sulfide control and methane production[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2013, 139(4): 594-601.
- [48] SCHIPPERS A, JRGENSEN B B. Biogeochemistry of pyrite and iron sulfide oxidation in marine sediments[J]. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 2002, 66(1): 85-92.
- [49] LUEDECKE C, HERMANOWICZ S W, JENKINS D. Precipitation of ferric phosphate in activated sludge: A chemical model and its verification[J]. *Water Pollution Research & Control Brighton*, 1988, 21(4/5): 325-337.
- [50] REBOSURA M, SALEHIN S, PIKAAR I, et al. A comprehensive laboratory assessment of the effects of sewer-dosed iron salts on wastewater treatment processes[J]. *Water Research*, 2018, 146: 109-117.
- [51] REBOSURA M, SALEHIN S, PIKAAR I, et al. Effects of in-sewer dosing of iron-rich drinking water sludge on wastewater collection and treatment systems[J]. *Water Research*, 2020, 171: 115396.
- [52] SALEHIN S, KULANDAIVELU J, REBOSURA M, et al. Opportunities for reducing coagulants usage in urban water management: The oxley creek sewage collection and treatment system as an example[J]. *Water Research*, 2019, 165: 114996.
- [53] KULANDAIVELU J, SHRESTHA S, KHAN W, et al. Full-scale investigation of ferrous dosing in sewers and a wastewater treatment plant for multiple benefits[J]. *Chemosphere*, 2020, 250: 126221.
- [54] WILFERT P, MANDALIDIS A, DUGULAN A I, et al. Vivianite as an important iron phosphate precipitate in sewage treatment plants[J]. *Water Research*, 2016, 104: 449-460.
- [55] WILFERT P, DUGULAN A I, GOUBITZ K, et al. Vivianite as the main phosphate mineral in digested sewage sludge and its role for phosphate recovery[J]. *Water Research*, 2018, 144: 312-321.
- [56] SALEHIN S, REBOSURA M, KELLER J, et al. Recovery of in-sewer dosed iron from digested sludge at downstream treatment plants and its reuse potential[J]. *Water Research*, 2020, 174: 115627.
- [57] CHEN Y, CHENG J J, CREAMER K S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(10): 4044-4064.
- [58] WU Y, LUO J, ZHANG Q, et al. Potentials and challenges of phosphorus recovery as vivianite from wastewater: A review[J]. *Chemosphere*, 2019, 226: 246-258.
- [59] FREDERICH S T, VON DOBENECK T, BLEIL U, et al. Towards the identification of siderite, rhodochrosite, and vivianite in sediments by their low-temperature magnetic properties[J]. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2003, 28(16/17/18/19): 669-679.
- [60] REBOSURA M, SALEHIN S, PIKAAR I, et al. The impact of primary sedimentation on the use of iron-rich drinking water sludge on the urban wastewater system[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 402(2): 124051.
- [61] GANIGUÉ R, JIANG G, LIU Y, et al. Improved sulfide mitigation in sewers through on-line control of ferrous salt dosing[J]. *Water Research*, 2018, 135: 302-310.

(责任编辑:靳炜)

Research progress of comprehensive use of iron salt in urban drainage system

HE Qiang, LU Wang, HONG Yiyihui, LIU Jieni, HUANGFU Xiaoliu*

Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, China

*Corresponding author, E-mail: huangfuxiaoliu@126.com

Abstract The integrated management of drainage network and sewage treatment plant has greatly improved the efficiency and safety of urban drainage system. As a part of plant-network integrated operation concept, the comprehensive use of iron salt has attracted more and more attention. In urban drainage systems, iron salt can play a role in sewage conveyance, sewage treatment and sludge treatment. This paper summarizes the research progress of comprehensive use of iron salt in urban drainage system from four aspects: the migration and transformation path of iron salt, the action mechanism of iron salt in sewage conveyance and sewage treatment plant, and the recovery of iron salt at the end of the system. Finally, according to the current research status, the challenges faced in the comprehensive use of iron salt are summarized, and the usage suggestions are given, and the research prospects are put forward on plant-network integrated automatic dosing control and terminal further recovery of iron salt.

Keywords iron salt; comprehensive use; plant-network integration; sewage conveyance; sewage treatment; sludge treatment