

分类号：
学 号：20212010038

密 级：公开
单位代码：10759

石河子大学

硕 士 学 位 论 文



菱铁矿填充阳极强化电絮凝对水中砷的去除 效果及机理研究

学 位 申 请 人	于海涛
指 导 教 师	李俊峰
申请学位门类级别	工学硕士
学 科、专 业 名 称	农业工程
研 究 方 向	农业水土工程
所 在 学 院	水利建筑工程学院

中国·新疆·石河子
2024 年 5 月

分类号：
学号：20212010038

密级：公开
单位代码：10759

石河子大学

硕士学位论文



菱铁矿填充阳极强化电絮凝对水中砷的去除 效果及机理研究

学位申请人	于海涛
指导教师	李俊峰
申请学位门类级别	工学硕士
学科、专业名称	农业工程
研究方向	农业水土工程
所在学院	水利建筑工程学院

中国·新疆·石河子
2024年5月

**Study on Removal Effect and Mechanism of Arsenic in Water by
Enhanced Electrocoagulation with siderite filled anode**

A Dissertation Submitted to

Shihezi University

In Partial Fulfillment of the Requirements

for the Degree of

Master of Engineering

By

Yu Haotao

(Agricultural Soil and Water Environment)

Dissertation Supervisor: Prof. Li Junfeng

May, 2024

石河子大学学位论文独创性声明及使用授权声明

学位论文独创性声明

本人所呈交的学位论文是在我导师的指导下进行的研究工作及取得的研究成果。据我所知，除文中已经注明引用的内容外，本论文不包含其他个人已经发表或撰写过的研究成果。对本文的研究做出重要贡献的个人和集体，均已在文中作了明确的说明并表示谢意。

研究生签名：于海清

时间2024年5月5日

使用授权声明

本人完全了解石河子大学有关保留、使用学位论文的规定，学校有权保留学位论文并向国家主管部门或指定机构送交论文的电子版和纸质版。有权将学位论文在学校图书馆保存并允许被查阅。有权自行或许可他人将学位论文编入有关数据库提供检索服务。有权将学位论文的标题和摘要汇编出版。保密的学位论文在解密后适用本规定。

研究生签名：于海清

时间：2024年5月5日

导师签名：李俊峰

时间：2024年5月5日

摘要

为了有效解决传统的电絮凝工艺阳极损耗造成的电极不易于更换的问题, 本论文构建了菱铁矿填充阳极的电絮凝除砷体系, 探究了该体系对 As(III)的处理效果。采用单因素试验分析了水质参数及工艺参数对水中 As(III)去除率的影响, 并分析了装置的稳定性和优越性。结合单因素试验数据, 从中选取对 As(III)去除率作用最明显的三种因素, 采用响应曲面法分析了各因素之间的相互作用, 得到预测的最优操作参数。随后, 通过表征分析手段对在最优化操作参数下电絮凝反应产生的絮凝体的结构形态、元素组成进行了详细的分析。最终阐明了菱铁矿填充阳极的电絮凝体系去除 As(III)的机理, 得出以下结论:

(1) 单因素试验确定了菱铁矿填充阳极的电絮凝体系的主要影响因素。在初始 As(III)浓度为 400 $\mu\text{g/L}$, 电流强度为 30 mA, 溶液初始 pH 为 7, Na_2SO_4 浓度为 10 mM 时, 砷的去除率可以达到 $99.3 \pm 0.37\%$, 此时溶液中的剩余砷含量为 2.80 $\mu\text{g/L}$ 。其中对 As(III)去除率影响较明显的因素是: pH、电流强度、循环速率。

(2) 评价了菱铁矿填充阳极的电絮凝体系的稳定性及处理实际水的性能。菱铁矿填充阳极的电絮凝装置经过 6 次循环试验后, 去除率仍可以达到 $98.60 \pm 0.45\%$, 说明装置具有长期运行的稳定性。对真实地下水中砷 (50 $\mu\text{g/L}$) 的去除率达到 $96.48 \pm 0.27\%$, 出水砷浓度为 $1.76 \pm 0.14 \mu\text{g/L}$, 因此具有实际应用的有效性。

(3) 响应曲面法优化了菱铁矿填充阳极的电絮凝体系的操作运行参数。采用响应曲面分析法, 对 As(III)去除率影响最为显著的 3 个因素进行设计试验并进行多元回归拟合, 回归模型拟合程度良好, 可以预测回归方程相应回归值, 模型回归系数 $R^2=0.9892$, 调节后的 $R^2=0.9754$ (>0.8000), 说明方程可靠性较高。各因素的主次效应为: pH 值 $>$ 循环速率 $>$ 电流强度。二次项交互作用影响大小为电流强度与循环速率 $>$ pH 值与循环速率 $>$ pH 值与电流强度。模型预测的最优条件为: 电流强度为 30.682 mA, pH 值为 6.710、循环速率为 102.449 mL/min, 与实际值的相关性较好。

(4) 通过表征分析阐明了 As(III)的氧化途径及去除机理。反应中发生了 As(III)的氧化, 体系中 As(III)的氧化途径取决于直接电解、 $\cdot\text{O}_2$ 、 $\cdot\text{OH}$ 和 Fe(IV)氧化的综合结果。砷的去除机理主要存在两种: 一是 As(III)直接被纤铁矿 ($\gamma\text{-FeOOH}$)、磁铁矿 (Fe_3O_4) 等具有较强的吸附能力的絮凝体吸附去除; 二是 As(III)被氧化成 As(V), 再与纤铁矿等形成双配位络合物或砷酸铁而被去除。

综上所述, 菱铁矿填充阳极的电絮凝体系具有高效、低成本和良好的稳定性, 为电絮凝除砷技术提供了理论支撑。

关键词: 菱铁矿; 电絮凝; 砷; 影响因素; 机理探究

Abstract

To effectively address the defect of traditional electrocoagulation processes, where anode loss makes electrode replacement difficult, this thesis establishes an electrocoagulation arsenic removal system with a siderite-filled anode. The study explored the treatment effect on As(III) within this system. Through single-factor experiments, the impact of operational parameters on the removal rate of As(III) from water was investigated. Combining experimental data, several factors with the most significant effect on the removal rate of As(III) were selected from the single-factor experiments. Subsequently, the interaction between these significantly impactful factors was analyzed using the response surface methodology, leading to the prediction of optimal operating conditions. Thereafter, characterization methods were employed to analyze the structure and elemental composition of the flocs formed during electrocoagulation under the optimal operating parameters. The study explored the treatment effect on As(III) within this system. Through single-factor experiments, the impact of operational parameters on the removal rate of As(III) from water was investigated. Combining experimental data, several factors with the most significant effect on the removal rate of As(III) were selected from the single-factor experiments. Subsequently, the interaction between these significantly impactful factors was analyzed using the response surface methodology, leading to the prediction of optimal operating conditions. Thereafter, characterization methods were employed to analyze the structure and elemental composition of the flocs formed during electrocoagulation under the optimal operating parameters.

(1) Single-factor experiments identified the main influencing factors of the siderite-filled anode electrocoagulation system. Operational parameters of the siderite-filled anode electrocoagulation system were explored, revealing that under conditions of an initial As(III) concentration of 400 $\mu\text{g/L}$, a current intensity of 30 mA, an initial solution pH of 7, and a Na_2SO_4 concentration of 10 mM, the arsenic removal rate could reach $99.3 \pm 0.37\%$, leaving a residual arsenic concentration in the solution of 2.80 $\mu\text{g/L}$. The most significant factors affecting the As(III) removal rate were identified as pH, current intensity, and circulation rate.

(2) Stability of the siderite-filled anode electrocoagulation system and its performance in treating actual water. After six cycles of experiments, the residual concentration of arsenic in the effluent was $5.60 \pm 1.80 \mu\text{g/L}$, which complies with the concentration range specified by the World Health Organization. For the removal of As(III) from actual groundwater, the arsenic removal rate reached $96.48 \pm 0.27\%$. The valence state of arsenic in the effluent was As(V), with an arsenic concentration of $1.76 \pm 0.14 \mu\text{g/L}$.

(3) **The response surface methodology optimized the operational parameters of the siderite-filled anode electrocoagulation system.** Utilizing the response surface analysis method, in conjunction with single-factor experimental data, and conducting a factor level design for the three factors identified as having the most significant impact on the As(III) removal rate from the single-factor experiments, the optimal operational parameters for actual As(III) removal rate were obtained. The main effects relationship of factors on the arsenic removal rate in water was $\text{pH} > \text{circulation rate} > \text{current intensity}$. A regression equation model was subsequently established, predicting the optimal conditions to be a current intensity of 30.682 mA, pH of 6.710, and circulation rate of 102.449 mL/min.

(4) **Characterization analysis explored the oxidation pathways and removal mechanism of As(III).** It was found that the oxidation pathways of As(III) in the siderite-filled anode electrocoagulation system depend on the combined results of direct electrolytic oxidation, $\bullet\text{O}_2$ oxidation, and $\bullet\text{OH}$ and Fe(IV) oxidation. Moreover, two primary mechanisms exist for the removal of As(III) in the reaction: one is the direct adsorption and removal of As(III) by flocculants with strong adsorption capabilities, such as goethite ($\gamma\text{-FeOOH}$), magnetite (Fe_3O_4), and other highly active polyferric hydroxide complexes; the other is the oxidation of As(III) to As(V), which then forms bidentate complexes or ferric arsenate for removal.

In summary, the siderite-filled anode electrocoagulation system exhibits high efficiency, low cost, and good stability. It effectively addresses the drawbacks of electrode loss in traditional electrocoagulation processes and has a broad application prospect in the treatment of actual arsenic-containing water bodies.

Key words: Siderite; electrocoagulation; arsenic; influence factors; mechanism investigation

目录

摘要.....	I
ABSTRACT.....	II
第1章 绪论.....	1
1.1 研究背景.....	1
1.1.1 砷的来源.....	2
1.1.2 砷污染现状.....	3
1.2 国内外含砷水体水处理技术及进展.....	4
1.2.1 混凝法.....	4
1.2.2 吸附法.....	5
1.2.3 生物法.....	7
1.2.4 离子交换法.....	8
1.2.5 膜分离法.....	9
1.3 电絮凝法的研究进展.....	10
1.3.1 电絮凝法的简介.....	10
1.3.2 电絮凝工艺去除水中砷的研究现状.....	12
1.3.3 电絮凝工艺的优越性及局限性.....	12
1.4 菱铁矿的性质和应用.....	13
1.4.1 菱铁矿的性质.....	13
1.4.2 菱铁矿在水处理中的应用.....	14
1.5 研究目的及主要研究内容.....	15
1.5.1 研究目的及意义.....	15
1.5.2 研究内容.....	15
1.5.3 技术路线.....	17
第2章 材料与方法.....	18
2.1 试验装置.....	18
2.2 试验仪器及药品.....	19
2.2.1 试验仪器.....	19
2.2.2 试验试剂.....	20
2.3 试验设计.....	20
2.3.1 单因素试验.....	20

2.3.2 响应曲面试验设计.....	21
2.4 试验设计.....	22
2.4.1 试验方法.....	22
2.4.2 砷含量测定方法.....	22
2.4.3 铁含量测定方法.....	24
2.4.4 分析方法.....	25
2.5 表征分析.....	25
2.5.1 扫描电子显微镜 (SEM)	25
2.5.2 X 射线荧光分析 (XRF)	26
2.5.3 傅里叶变换红外光谱 (FTIR)	26
2.5.4 X 射线衍射 (XRD)	26
2.5.5 X 射线光电子能谱 (XPS)	26
2.5.6 电子自旋共振 (EPR)	26
第 3 章 菱铁矿填充阳极的电絮凝体系去除水中砷的影响因素分析	28
3.1 菱铁矿填充阳极的电絮凝体系的构建.....	28
3.2 电絮凝体系中主要水质参数的影响.....	29
3.2.1 初始 As(III)浓度的影响.....	29
3.2.2 初始 pH 值的影响.....	30
3.2.3 电解质浓度的影响.....	32
3.3 电絮凝体系中主要工艺参数的影响.....	33
3.3.1 电流强度的影响.....	33
3.3.2 蠕动泵循环速率的影响.....	34
3.3.3 最优操作参数下砷的去除情况.....	35
3.4 水体中共存含氧阴离子的影响.....	36
3.4.1 磷酸根 (PO_4^{2-}) 对去除水中砷的影响	36
3.4.2 硅酸根 (SiO_3^{2-}) 对去除水中砷的影响	37
3.5 水体中溶解性有机碳 (腐殖酸) 的影响.....	38
3.6 菱铁矿填充阳极的电絮凝体系长期运行的稳定性.....	39
3.7 对实际含砷地下水的研究.....	40
3.8 本章小结.....	41
第 4 章 响应曲面法对电絮凝体系去除水中砷的运行参数优化	43
4.1 结果分析.....	43
4.1.1 响应面设计及结果.....	43

4.1.2 实际砷去除率模型建立与分析.....	44
4.1.3 各因素的交互作用.....	47
4.1.4 验证试验结果.....	51
4.2 本章小结.....	51
第 5 章 菱铁矿填充阳极的电絮凝体系对水中砷的去除机理研究	53
5.1 絮凝体的表征分析.....	53
5.1.1 扫描电镜及 X 射线荧光光谱分析.....	53
5.1.2 傅里叶红外光谱分析.....	54
5.1.3 X 射线衍射光谱分析.....	55
5.1.4 X 光电子能谱分析.....	56
5.2 砷的氧化.....	58
5.3 在最优操作参数下砷的去除机理.....	61
5.4 本章小结.....	63
第 6 章 结论与展望	64
6.1 结论.....	64
6.2 展望.....	66
参考文献.....	67
致谢.....	79
作者简介.....	80

第1章 绪论

1.1 研究背景

我国部分偏远农村地区由于技术水平相对落后,经济发展受限的原因,至今仍面临饮用水水源不足的情况。地下水大部分农村地区主要的饮用水供水方式。在我国西北地区大部分都以地下水作为饮用水水源。然而我国地下水近一半均存在严重的水质问题。自从进入21世纪以来,我国的经济飞速发展,人口基数迅速增多,含砷矿物的冶炼,快速发展的工业,无一不在加剧水体中砷污染的影响,对生态环境和人体健康构成了严重威胁。

矿产的无节制开采、污水工业的恣肆排放、砷及其化合物的污染、砷及其化合物的交叉污染、砷及其化合物的利用,构成了全球1.4亿人类生命的重大威胁。砷的在自然环境中的暴露会严重影响到人体健康,对人体的皮肤、肝脏、膀胱、心血管、胃肠道、呼吸系统和神经系统产生负面的影响。据报道,在孟加拉国,数百万人患有皮肤癌或内部器官癌,造成五分之一的死亡^[1]。

我国是一个农业大国,地下水是农业发展中不容忽视的组成部分,是我国部分地区农业生产、工业发展、生活需要以及生态环境用水的重要来源,对于干旱或半干旱地区发挥着十分重要的作用,甚至是唯一的来源。今天,中国大部分农村和偏远地区仍然直接使用地下水和地表水作为日常饮用水。归因于矿石生物风化的作用、以及人类生产和生活的影响,致使自然水体中砷离子含量严重超标,从而威胁人体健康。传统的水处理技术由于地理的限制没有办法满足部分地区农村饮用水的处理,不能为农村人口提供安全、放心的饮用水。

砷污染问题目前在中国地下水中依然非常严峻。相比于发达地区,农村人口知识体系相对落后,水处理工艺的长期操作运行的可实现性较小。因此,开发出一种工艺易于管理,经济有效,工艺简便的农村饮用水处理装置是十分必要的。在这样严峻的背景下,这篇论文是以国家自然科学基金地区科学基金为依托的:《单井连续流“电絮凝+过滤”耦合同步除砷除氟机理及特性参数研究》(编号:52260002),以电絮凝去除水中的亚砷酸盐(As(III))为主要研究内容,围绕电絮凝除砷装置的构建,最优操作参数的确定,脱砷机理的阐述,实际操作能力的探究及其他影响因子的影响展开了系统的研究。

1.1.1 砷的来源

砷是一种对人体健康有致癌危险的类金属物质。自然界中的砷通常会存在于两种形态：有机砷和无机砷。砷是一种固体结晶，呈银灰色。其原子量为 74.90 amu，熔点为 817℃，沸点为 613℃。砷在 372℃ 下蒸汽压为 1mm Hg [2]。在自然环境中，砷普遍分布在大气、岩石、矿物、土壤、水和生物圈中[2]。

砷是一种具有独特化学性质的金属，位于元素周期表VA族。砷可以存在多种形式，如 0 价、-3 价、3 价和 5 价等。水体中大部分砷会以 As(III)和 As(V)这两种形态存在[3]。在化学性质上，砷呈现金属特性，具有金属光泽和善于传热导电的性质，同时也与磷具有相似的化学性质。但是由于其比较脆，易被捣碎成粉末，因此也常被称为半导体或类金属。砷在自然界中易于挥发，当被加热到 610℃时，就可以直接升华为气体的形式。砷在加热后会转化为气体，散发出难闻的蒜味。砷在自然环境中主要分布于硫化矿床，其化合物可以被用于处理和杀灭毒物，如杀灭细菌、病毒等。综合来看，砷是一种实用且复杂的金属元素，它的物理性质独特，能够适应不同的环境，并且有着广泛的应用前景[3]。

环境中的砷超标往往是由于自然和人为活动（如水泥制造、采矿活动、燃烧化石燃料、造纸）所造成的。这也导致砷能从地质层被释放到各种环境中（空气、水、土壤）中。存在于地下水中的砷含量不断增加，这也会导致饮用水中砷的增加，从而影响其在人体内的浓度和暴露时间，可能会导致人体出现严重的健康问题[4, 5]。根据世界卫生组织（WHO）的标准，含砷量为 10 μg/L 的浓度，是最大允许饮用的水中砷。在印度和孟加拉国，50 μg/L 被认为是饮用水中砷的可接受水平[6]。

砷一旦进入到人体，可能会对人体正常功能造成极大的损害[7]（包括中枢、呼吸系统、心血管系统、肠胃系统、免疫系统、生殖系统等），对几乎所有器官系统的健康都会有影响；在呼吸系统中，吸入 AsO_3 可导致粘膜、粘膜下和肺泡区出血。它还可能导致肺癌和肺结核。砷对于心血管系统的影响包括冠心病、高血脂、高血压的患病风险和血管损伤，严重时甚至会导致死亡[8]。砷的血液学作用可能会导致包括贫血、白细胞减少和红细胞生成抑制等血液疾病的发生。在胃肠道系统中，砷可以通过肝硬化、黄疸、癌症等影响正常的肝功能，甚至可以损害上皮细胞。免疫系统可能因为砷对于基因表达的有害影响而受到严重损害，还会由于葡萄糖耐量降低导致孕妇内分泌紊乱。砷对于甲状腺激素平衡、对糖皮质激素受体通路和视黄酸的影响，可能会通过生殖器官功能障碍、睾丸体重减轻、精子发生改变、激素分泌等途径引起生殖系统功能障碍。除此之外，由于砷有致突变性、致癌性、遗传毒性和酶抑制作用也会严重影响到人体健康[3]。

1.1.2 砷污染现状

在自然存在的水体中，砷的形态和价态往往会受到包括 pH、氧化还原电位 (Eh)、温度等一系列影响因素在内的诸多外部因素的影响。水体中的砷化物一般可分为两种形态：溶解态和颗粒态^[9]。溶解态砷多以离子或胶粒的形式存在，而颗粒状砷多指悬浮微粒中的砷，以及沉积物中的砷。在自然环境中，大多数研究者通常将这两种形式的砷划分开来，界定的标准是看它们是否可以通过 0.45 μm 的滤膜过滤。地下水中的砷化物一般以 AsO_4^{3-} 和 AsO_3^{3-} 的形式为主，或无机含氧阴离子形式存在，主要是甲基化砷化合物。在自然环境中，砷还可以通过氧化还原反应存在，常见的形态为 H_3AsO_3 和 H_2AsO_3 ^[10]。

砷污染可能会造成水体中其他元素和离子导致的污染。受砷污染的地下水几乎总是伴随着其他令人担忧的污染物^[11]。一些最常见的共污染物包括铁、锰和氟化物。实际上，金属氧化物尤其是铁和锰的氧化物是沉积物中能够结合砷的主要矿物^[12]；据报告，大多数受砷污染的地下水中存在铁、锰和氟化物的共同污染。当砷存在于浅层含水层时，也可能存在来自人为活动的共存污染物，如氨和致病菌^[13-15]。Nga 等人^[16]在评估红河三角洲（越南）八个独立位置的水井的地下水质量时，报告了所有样本中几种共污染物的集群。这些共污染物包括砷（高达 110 μg/L）、铁（高达 32 mg/L）、氨（高达 29 mg/L）和有机物（高达 12.60 mg/L 的溶解有机碳）^[16]。红河三角洲地下水含水层的高浓度氨和有机物以及全新世浅层冲积性质表明，农业径流、固体废物分解和未经处理的废水排放可能造成人为污染。

随着工业活动的不断发生、废水排放，农业，畜牧业等生产活动的不断发生，水体中砷污染越来越严重。其中，海水中的砷浓度在 1-2 mg/L 之间，而受砷污染的淡水水体中每升砷的含砷量多达数百微克到上千微克，这些都是砷污染后的产物。地下水中的砷含量通常受到含水层的矿物学特性的影响，含砷的含水层经过风化作用后会被释放至地下水中。

全球范围内遭受高砷水危害的国家和地区约有 70 多个。砷污染地下水在中国、印度、缅甸、巴基斯坦、孟加拉国、越南和老挝等多个国家和地区均有发现，砷浓度在 50 μg/L 以上，受砷污染对居民身体健康^[17]，危害十分严重。其中，孟加拉国是受砷污染最严重的地区，该国大约半数人口面临饮用水砷含量超标的风险^[18]。全球约有 4000 多个淡水系统需要采取缓解措施，以达到 WHO 关于饮用水供应的准则（10 μg/L）。这些系统大多数是地下水。来自地质源的砷迁移所造成的自然污染是大多数地下水中砷浓度过高（高达 1000 μg/L）的主要原因。但是，地下水砷污染并不是单纯由含水层的疏松沉积物质通过基岩或经风化搬运等方式释放到地下，而是由于地层中产生了地下水中的无机质砷源而造成的非人为污染^[19]。有研究表明，砷在地表-地下水交互界面的氧化次生富集的异常源自水圈，可循环进入地下水“再生”。这可解释全球高砷地下水冲洪积平原上

游地区无显著岩石圈砷异常的现象^[20]。人类活动，如采矿和相关过程，可以将砷的释放速度加快几个数量级。全球人口的增长、农业需求和地下水的过度开采均会导致含水层内砷的溶解^[21]。此外，还存在影响水资源和其他环境的人为砷污染源，例如：家禽和猪饲料添加剂、农药（甲基砷酸钠(NaMeHAsO_3)、二钠盐($\text{Na}_2\text{MeAsO}_2$)）、除草剂、木材处理剂（铬酸铜砷酸盐）、电子制造、牛饲料、维生素补充剂、药品、营养品、煤炭燃烧、香烟、油漆、染料、化妆品等。全球超过 60% 的人为砷排放来自煤炭燃烧，以及冶炼中所含的金属铜。在这种自然和人为因素的影响下，全球有超过 105 个国家和大约 2.02 亿多人正遭受着砷污染带来的困扰^[22]。

在中国，上世纪 60 年代首次被认识到，饮用砷含量超标的地下水对人类健康存在着巨大威胁。据统计，我国饮用砷污染地下可能造成的健康隐患约为 1960 万人^[23]。在我国，内蒙古、山西、吉林、安徽、江苏、湖北等地区仍然是公认的高砷地区^[24]。珠江三角洲是中国南方的一个人口密集的经济特区，自 20 世纪 90 年代末以来，珠江三角洲的快速发展也带来了近年来许多环境问题的增加。其中一个问题是高浓度的砷（地下水中高达 $300 \mu\text{g/L}$ ）^[25]。除此之外，新疆地区砷污染同样严峻^[26]，地源砷会导致微生物多样性和群落结构发生变化^[27]。另外由于微生物在还原性环境中加速了硫化物的还原作用，导致含砷铁或锰氧化物的溶解增强，石油开采区对地下水的需求增加，可能会提高地下水中砷的含量和流动性，有研究调查显示在新疆奎屯地区的地下水样调查显示，大多数高砷含量的样品都是在靠近油井的井中发现的，与此同时在油井中也检测到了高铁或高锰含量^[28]。

1.2 国内外含砷水体水处理技术及进展

水中砷的危害性以及它在国内外的污染现状，使越来越多的科研工作者意识到，寻求一种能够有效去除水体中砷的水处理技术是迫在眉睫的。为了去除水中的砷，各国政府和科研机构都在大力开展研究^[29]。目前已有的研究主要有以下几种方法可以去除水中的砷：混凝法、吸附法、生物法、离子交换法、膜分离法。下面将集中介绍这些水处理方法。

1.2.1 混凝法

水体中砷最常用的去除方法是将其沉淀为砷酸铁、砷酸钙或硫化砷。产生含钙沉淀的理想工作 pH 值为 10.50。常见的用于处理的化学药剂有：氧化钙（ CaO ）、氢氧化钙（ Ca(OH)_2 ）、氯化铁等。虽然据报道可达到的砷浓度为 $10 \mu\text{g/L}$ ，但通常低于 1mg/L 的浓度很难达到^[30]。此外，在其他类似条件下，需要使用氧化剂（如 Cl_2 、 NaOCl 或 H_2O_2 ）