

赵军辉, 张卫民, 聂家璇, 等. PRB 活性介质-改性沸石对污染地下水中氨氮去除的试验[J]. 净水技术, 2026, 45(5): 81-91.

Zhao J H, Zhang W M, Nie J X, et al. Experiment of PRB activated media-modified zeolite for ammonia nitrogen removal in contaminated groundwater [J]. Water Purification Technology, 2026, 45(5): 81-91.

PRB 活性介质-改性沸石对污染地下水中氨氮去除的试验

赵军辉^{1,2}, 张卫民^{1,2,3,*}, 聂家璇^{1,2}, 彭惠靖^{1,2}

(1. 东华理工大学地下水污染成因与修复江西省重点实验室, 江西南昌 330013; 2. 东华理工大学水资源与环境工程学院, 江西南昌 330013; 3. 东华理工大学自然资源部环鄱阳湖区域矿山环境监测与治理重点实验室, 江西南昌 330013)

摘要 【目的】氨氮是导致地下水污染的主要污染物之一, 为了有效地去除污染地下水中氨氮, 开发经济有效的可渗透反应墙 (PRB) 介质材料对其去除具有重要意义。【方法】本文通过比较优化沸石改性工艺的不同改性条件, 获得性能最优的改性沸石, 进而采用静态批次试验考察其对氨氮的吸附性能, 同时利用扫描电子显微镜-能量色散 X 射线光谱 (SEM-EDS)、X 射线衍射 (XRD) 分析其物理化学性质, 结合吸附模型拟合探讨吸附机制, 最后通过 PRB 动态柱试验探究其动态吸附特性。【结果】0.5 mol/L NaCl 改性得到的沸石 (NaZ) 对氨氮的吸附效果最佳。NaZ 是由很多棒状材料堆叠而成的 Na 型沸石材料, 改性引入 Na⁺, 有利于其对氨氮吸附。反应后 NaZ 中 Na⁺ 含量降低, 表明离子交换是发生吸附作用的机制之一。室温 (25 ℃) 下, 溶液初始氨氮质量浓度为 5 mg/L 时, NaZ 吸附氨氮最佳条件为: 溶液 pH 值为 6、材料投加质量浓度为 3 g/L、反应时间为 120 min, 此时 NaZ 对氨氮的去除率为 90.98%。吸附过程更符合准二级动力学和 Langmuir 等温线模型, 即吸附过程以化学吸附、表面均匀的单层吸附模式为主导。在不同水力负荷条件 [0.33、0.66、1.32 mL/(cm²·min)] 下, 动态柱试验结果表明: 系统耗竭时间随水力负荷增加而缩短, 分别为 1440、960、480 h; 相应的氨氮吸附容量分别为 8.92、9.56、8.36 mg/g。【结论】NaZ 作为 PRB 的反应介质, 对处理污染地下水中的氨氮具有良好的效果。

关键词 可渗透反应墙 (PRB) 静态批次试验 NaCl 改性沸石 (NaZ) 氨氮 地下水污染

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1009-0177(2026)05-0081-11

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.05.011

Experiment of PRB Activated Media-Modified Zeolite for Ammonia Nitrogen Removal in Contaminated Groundwater

Zhao Junhui^{1,2}, Zhang Weimin^{1,2,3,*}, Nie Jiaxuan^{1,2}, Peng Huijing^{1,2}

(1. Jiangxi Key Laboratory of Groundwater Pollution Causes and Remediation, East China University of Technology, Nanchang 330013, China;

2. School of Water Resources and Environmental Engineering, East China University of Technology, Nanchang 330013, China;

3. Key Laboratory of Mining Environment Monitoring and Governance in the Poyang Lake Region, Ministry of Natural Resources, East China University of Technology, Nanchang 330013, China)

Abstract [Objective] Ammonia nitrogen is one of the primary pollutants causing groundwater contamination. Developing cost-effective permeable reactive barrier (PRB) media materials is crucial for efficiently removing ammonia nitrogen from polluted groundwater. [Methods] This paper optimized the zeolite modification process by comparing different modification conditions, yielding the optimal modified zeolite. Its adsorption performance toward ammonia nitrogen was then evaluated through static batch experiments. At the same time, scanning electron microscope-energy dispersive X-ray spectroscopy (SEM-EDS) and X-ray diffraction (XRD) analysis examined its physicochemical properties, and adsorption mechanisms were explored by combining adsorption model

[收稿日期] 2025-07-30

[基金项目] 2023 年度江西省研究生创新专项资金项目 (YC2023-B210); 自然资源部环鄱阳湖区域矿山环境监测与治理重点实验室项目 (MEMI-2023-13)

[作者简介] 赵军辉 (1999—), 男, 研究方向为水文地质, E-mail: 3358317637@qq.com。

[通信作者] 张卫民 (1965—), 男, 教授, 研究方向为水文地质、地下水污染控制与修复等, E-mail: wmzhang@ecut.edu.cn。

fitting. Finally, dynamic adsorption characteristics were investigated via PRB dynamic column tests. [Results] Zeolite modified with 0.5 mol/L NaCl (NaZ) exhibited the highest adsorption efficiency for ammonia nitrogen. NaZ was a Na-type zeolite material composed of stacked rod-like structures; the introduction of Na^+ through modification enhanced ammonia nitrogen adsorption. The reduced Na^+ content in NaZ post-reaction suggested ion exchange as one adsorption mechanism. At room temperature (25 °C) with an initial ammonia nitrogen mass concentration of 5 mg/L, the optimal adsorption conditions for NaZ were determined as follows: solution pH value of 6, material dosage of 3 g/L, and reaction time of 120 min. Under these conditions, NaZ achieved a removal rate of 90.98% for ammonia nitrogen. The adsorption process better conformed to pseudo-second-order kinetics and the Langmuir isotherm model, indicating that the adsorption process was dominated by chemical adsorption and a uniformly distributed monolayer adsorption mode on the surface. Under different hydraulic loading conditions [0.33, 0.66, 1.32 mL/(cm²·min)], dynamic column test result indicated that the system exhaustion time shortens with increasing hydraulic loading, being 1 440, 960, 480 h, respectively; the corresponding adsorption capacities for ammonia nitrogen were 8.92, 9.56, 8.36 mg/g, respectively. [Conclusion] NaZ, as a reaction medium in PRB, demonstrates excellent performance in treating ammonia nitrogen in contaminated groundwater.

Keywords permeable reactive barrier (PRB) static batch test NaCl modified zeolite (NaZ) ammonia nitrogen groundwater pollution

随着现代化进程加速推进,工农业生产活动与城市扩张引发的多源污染排放已对生态环境系统产生显著影响。工业源、农业面源及生活污染物的迁移扩散导致的水体污染问题日益严峻^[1]。其中,氨氮作为典型的水污染物^[2-3],其环境风险尤为突出。根据《第二次全国污染源调查公报》,2017年我国水污染排放的总氮质量为304.14万t,氨氮质量为96.34万t,且仍呈上升趋势^[4]。其中,矿区在爆破、选矿/洗矿、浸出等^[5]工艺中易产生铵源渗漏,导致地下水出现严重的氨氮污染。据实地调查,江西省上饶市某煤矿废弃矿山地下水中氨氮质量浓度达到了2.74 mg/L,超《地下水质量标准》(GB/T 14848—2017)Ⅲ类水排放标准4倍多。某有色金属矿区水体氨氮质量浓度在0.5~5.0 mg/L,大部分地区氨氮已严重超标^[6]。水体中过量的氨氮会导致藻类的疯狂生长和溶解氧的减少,最终导致富营养化并对水生生态系统造成危害^[7-8]。因此开发高效经济的氨氮去除技术已成为当前水污染治理领域有待解决的关键科学问题。

目前,地下水氨氮污染治理技术主要分为异位修复^[9]和原位修复^[10]两大类。其中,可渗透反应墙(PRB)作为一种原位修复技术,通过在地下放置反应介质材料,直接拦截污染物羽流,提供通过反应介质的流动路径,并将污染物转化为环境可接受的形式,以达到屏障梯度下的修复浓度目标^[11]。该技术因其环境友好、修复效率高、成本低等优势,已成为地下水原位修复领域的研究热点。PRB主要由反应介质材料组成,目前用于去除氨氮的反应介质按

作用机理可分为生物处理类、化学沉淀类、物理吸附类、离子交换类等^[12]。其中离子交换类材料通过吸附材料表面的活性阳离子与水中铵根离子(NH_4^+)发生可逆的交换反应,从而实现氨氮的选择性去除^[12]。常用离子交换材料有沸石^[13-14]、高岭土^[15]、陶粒^[16]、氧化锰^[17]等。

天然沸石(NZ)是广泛使用的无毒且经济的PRB反应介质材料,并且其独特的晶体骨架结构使其对氨氮污染物表现出高选择性离子交换能力^[18-19],从而具备优异的氨氮吸附性能^[20]。Wang等^[21]评估了天然斜发沸石从污水污泥渗滤液中去除氨氮的效果,得出最大吸附容量为1.74 mg/g。闫智杰等^[22]使用NZ对10 mg/L氨氮进行批次吸附试验,得出在最佳条件下其去除率可达80.38%,吸附容量为0.75 mg/g。沸石矿物材料已被广泛用来去除水中氨氮,但通常情况下NZ对氨氮的吸附量较少,因此在实际应用中更多会利用相关的改性手段来提升NZ对氨氮的吸附性能。Huo等^[23]采用NaCl和FeCl₃联合改性天然斜发沸石,模拟再生废水中氨氮和磷酸盐吸附的试验,结果表明,改性沸石具有较强的吸附性能和较高的去除率,其对氨氮的最大吸附容量达2.04 mg/g。仇铭坤等^[24]使用高温改性和NaCl改性相结合的方式对天然斜发沸石进行改性试验得出,改性沸石对氨氮的最大吸附量为5.94 mg/L;鲁秀国等^[25]采用硝酸银溶液对NZ进行改性并考察了NZ改性前后对氨氮的吸附效果,改性后其最大吸附容量达19.75 mg/g。

为了有效地去除污染地下水中氨氮,本试验通

过不同改性条件制备了系列改性沸石,筛选出最优改性产物 NaCl 改性沸石 (NaZ)。采用静态批次试验,系统考察了 NaZ 在不同投加量、反应时间、pH 及初始浓度条件下的吸附特性,结合动力学和等温吸附模型拟合分析,并辅以表征手段阐明其吸附机理。进一步开展了以 NaZ 为反应介质的 PRB 动态柱试验,验证其对氨氮的持续去除效能。该试验为地下水中氨氮污染的治理修复提供了技术储备。

1 材料与方法

1.1 仪器与材料

仪器主要有实验室纯水系统 (Smart-Q30)、电子天平 (AR2140)、恒温鼓风干燥箱 (DGG-9070B)、气浴恒温振荡器 (SHZ-82A)、pH 计 (QH-40d)、紫外分光光度计 (HACH, DR5000)、电动搅拌器 (D-8401WZ)、扫描电子显微镜 (TESCAN MIRA LMS)、X 射线衍射仪 (日本 Rigaku SmartLab SE)、蠕动泵。

试验用到 H_2SO_4 、HCl、NaOH、KOH、KCl、NaCl、 NH_4Cl 、酒石酸钾钠 ($KNaC_4H_4O_6 \cdot 4H_2O$) 等化学试剂均为分析纯试剂。

1.2 改性沸石的制备

本试验使用的沸石购于河南同德环保科技有限公司。将沸石破碎至 0.25~0.50 mm,使用去离子水反复清洗后,置于烘箱烘干后密封备用。分别称取 10 g 处理后的沸石,投入盛有 200 mL 不同浓度 (0.1、0.2、0.5、1.0、1.5 mol/L) 的 H_2SO_4 、HCl、NaOH、KOH、KCl、NaCl 溶液的锥形瓶中,在 25 °C、250 r/min 条件下恒温振荡 12 h。结束后使用去离子水反复清洗材料 3 次,后将其置于烘箱中恒温烘干,密封保存备用,得到不同的改性沸石。

1.3 静态批次试验

量取 100 mL 初始质量浓度为 5 mg/L 的氨氮模拟水 (由 2.969 4 g NH_4Cl 固体溶于水中,后定容于 1 L 容量瓶中,充分摇匀,制得的 1 g/L 氨氮标准储备液配制) 或实际废水 (采于江西省上饶市某煤矿废弃矿山水) 置于 100 mL 聚对苯二甲酸乙二醇酯 (PET) 瓶中,使用 0.1 mol/L HCl 与 NaOH 调节模拟水 pH,称取 0.3 g 改性沸石加入瓶中 (即投加质量浓度为 3 g/L),在 25 °C、250 r/min 条件下,恒温振荡一段时间后,使用《水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法》(HJ 535—2009) 检测剩余氨氮的浓度,选出沸石改性的最佳条件及最佳反应条件。

1.4 动态柱试验

PRB 动态模拟柱试验装置由有机玻璃制成,柱体总长为 200 mm,内径为 20 mm (图 1)。动态柱两端填充 1~2 mm 玻璃珠作为缓冲层 (X 层),中部为改性沸石反应介质层 (Y 层),用于出水浓度监测。试验流程如图 1 所示,采用蠕动泵控制水力负荷,使模拟污染地下水自下而上依次通过 X-Y-X 层,最终出水收集于废液桶,试验通过控制不同水力负荷来开展。

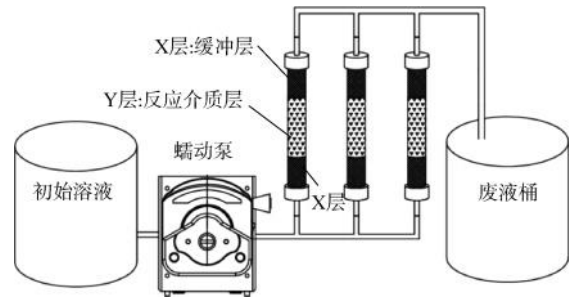


图 1 PRB 动态模拟柱试验装置流程

Fig. 1 Flow of Test Setup of PRB Dynamic Simulation Column

2 结果与讨论

2.1 改性条件对沸石吸附氨氮性能的影响

如图 2 所示,不同的改性条件会直接影响沸石对氨氮的吸附效果。相较于 NZ,碱改性的沸石对氨氮的吸附效果明显降低,而经酸改性的沸石对氨氮的吸附效果则变化不明显,经盐改性的沸石对氨氮的吸附效果有所提升。在不同盐改性体系中,NaCl 改性沸石的吸附性能优于 KCl。当盐溶液浓度增加时,改性沸石的氨氮吸附能力随之提高并最终趋于稳定。试验结果表明,采用 0.5 mol/L NaCl 溶液改性的沸石性能最优,其氨氮吸附量和去除率分别达

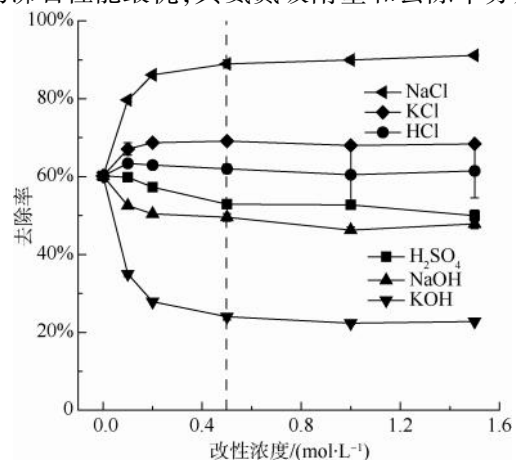


图 2 不同改性条件的沸石对氨氮的去除效果对比

Fig. 2 Comparison of Ammonia Nitrogen Removal Efficiency among Zeolites with Different Modification Conditions

到 1.48 mg/g 和 88.94%, 较 NZ 提高了 0.48 mg/g 和 28.94%, 故选用 NaZ 进行后续试验。

2.2 表征分析

2.2.1 X 射线衍射(XRD)

图 3 为 NZ 和 NaZ 的 XRD 分析图。NZ 在 2θ 为 9.843° 、 11.159° 、 22.293° 、 22.431° 、 22.749° 、 26.006° 、 29.960° 、 30.065° 分别对应 (020)、(200)、(330)、(400)、(240)、(222)、(151)、(440) 晶面的衍射峰, 这与标准卡片 Clinoptilolite-Ca (PDF #01-089-7538) 相吻合, 证明试验使用的沸石为斜发沸石。NZ 和 NaZ 的衍射峰出现的位置角度基本保持一致, 表明经过 NaCl 改性的沸石仍然保持原有的晶体结构, 但是衍射峰强度有所改变。NaZ 在 2θ 为 22.271° 、 25.975° 、 28.092° 、 30.037° 、 31.994° 位置的衍射峰强度有所降低, 这与 Na 型沸石标准图谱 Clinoptilolite-Na (PDF#01-080-0464) 相吻合, 这是改性使得沸石中一些矿物杂质的减少的原因^[26]。

2.2.2 扫描电子显微镜-能量色散 X 射线光谱 (SEM-EDS)

图 4 为 NZ 和吸附氨氮前后的 NaZ 的微观形貌

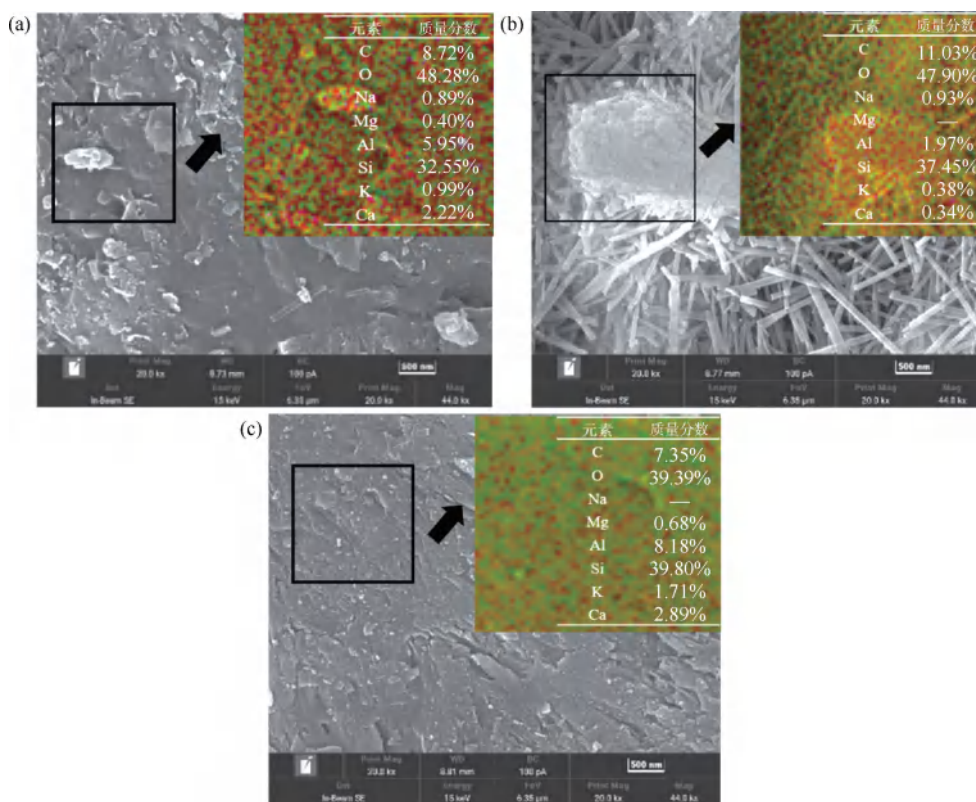


图 4 (a) NZ 的 SEM-EDS 图; (b) 吸附前和 (c) 吸附后 NaZ 的 SEM-EDS 图

Fig. 4 (a) SEM-EDS Images of NZ; SEM-EDS Images of NaZ (b) before and (c) after Adsorption

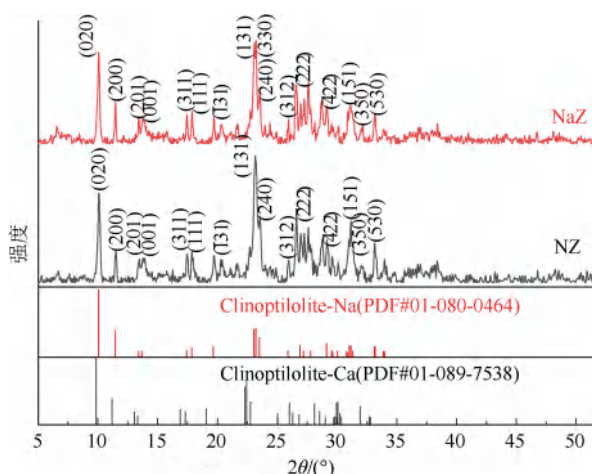


图 3 NZ 和 NaZ 的 XRD 图

Fig. 3 XRD Image of NZ and NaZ

分析图。试验使用的 NZ 为不规则的块状结构材料, 表面粗糙, 附着有大小不一的块状颗粒, 同时无序分布着空隙与通道 [图 4(a)]。由图 4(b) 可知, NaZ 表面更为粗糙, 密集存在着更小颗粒状附着, 此外颗粒表面分布着大量长短不一的棒状结构, 这可能是沸石中原有离子充当改性助剂使得钠盐结晶变形所导致^[27], 这些棒状结构杂乱无序的堆叠在一起

形成大量空隙与通道,为水中的氨氮提供了大量的吸附点位。由图 4(c)可知,吸附氨氮后的 NaZ 表面较吸附前更为光滑,沟壑与凹槽被填平,同时被片状结构层层覆盖,无法观察到明显的空隙与通道,此时材料已经达到饱和状态。

由图 4 中 NZ 和吸附氨氮前后的 NaZ 的 EDS 面扫描的元素含量占比可知,NaZ 包含的主要元素为 C、O、Al、Si、Ca 等,与 NZ 表面元素类型基本相似。但 Mg、Al、K、Ca 元素含量有所减少,Na、C、Si 的含量有所增加。沸石的阳离子交换容量(CEC)反映其通过表面带负电位点(如去质子化含氧基团)与 NH_4^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 等阳离子进行交换或结合的能力^[28],该指标以 cmol/kg 为单位,表示每千克沸石所能结合的可交换阳离子总量。本文利用《森林土壤阳离子交换量的测定》(LY/T 1243—1999)中的方法测定改性前后沸石的 CEC 值。结果显示,NZ 的 CEC 为 13.3 cmol/kg ,NaZ 的 CEC 为 22.1 cmol/kg ,表明改性后有效提高了沸石的 CEC 值。结合 EDS 中 K、Ca 和 Mg 含量减少的现象,可推断 NaCl 改性过程中 Na^+ 置换了沸石中离子半径较大的 K^+ 以及水合离子半径较大的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 。这些半径较大的离子易堵塞沸石通道^[29],因此 NaCl 改性在将其置换清除的同时,也有效疏通了孔道结构,使原本被占据的交换位点得以释放并由 Na^+ 接管,从而使得 CEC 提高,而 CEC 值是影响沸石吸附氨氮的重要原因^[30-31]。吸附氨氮后的 NaZ 表面未能检出明显的 N 元素,这可能是因为在进行元素分析前需要烘干,高温导致材料表面的 N 发生脱附。此外,吸附氨氮后的 NaZ 表面 Na 元素质量分数从 0.93% 降低至检测限以下,这是由于 Na^+ 所在的吸附位点被 NH_4^+ 所占据,表明 NaZ 吸附氨氮主要依靠 Na^+ 通过离子交换作用吸附溶液中的 NH_4^+ ^[32]。

2.3 影响因素

2.3.1 投加量和 pH 对 NaZ 吸附氨氮性能的影响

图 5(a)为 NaZ 分别在模拟水和实际废水环境下投加量对其吸附氨氮的影响图。随着投加量的增加,去除率呈现上升趋势,且上升趋势慢慢减缓,而吸附量随着 NaZ 投加量的增加持续减少。这是因为溶液中氨氮的量一定时,增加 NaZ 的投加量,NaZ 与水中氨氮的接触面积增大,提供的吸附点位增多,使得氨氮去除率上升。当投加质量浓度达到 3 g/L

(模拟水)、 6 g/L (实际废水)时,此时溶液中大部分的氨氮已经被吸附,继续增加投加量,去除率变化不明显。此时,吸附量分别为 1.49 、 0.77 mg/g ,去除率分别为 89.99% 、 92.68% 。此后继续加入吸附剂会导致单位质量的 NaZ 利用率降低,使得 NaZ 吸附量下降。综合考虑,选择 3 g/L 作为后续模拟水试验 NaZ 的投加质量浓度。

如图 5(a)所示,NaZ 在实际废水中的氨氮吸附效果不及模拟水条件。对实际废水样品的离子检测表明,其中含有 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+ 、 HCO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 、 F^- 及 NH_4^+ 等多种离子成分。值得注意的是, SO_4^{2-} 、 Ca^{2+} 和 Zn^{2+} 的质量浓度分别达到 571.30 、 141.00 mg/L 和 5.18 mg/L ,存在严重超标现象,这些高浓度竞争离子被认为是抑制 NaZ 吸附性能的关键因素^[33]。同时,废水中存在的有机物和微生物等复杂组分也会对吸附过程造成干扰^[30]。尽管在实际水体环境中 NaZ 的氨氮去除率有所下降,但其仍表现出一定的吸附能力,显示出在复杂水质条件下具备实际应用的潜力。图 5(b)为 pH 对 NaZ 吸附氨氮的影响图。试验结果表明,NaZ 对氨氮的吸附容量随溶液 pH 的升高呈先增大后减小的趋势,当 pH 值=6 时其值达到最大(吸附量为 1.51 mg/L ,去除率为 90.42%)。沸石作为铝硅酸盐矿物,溶液 pH 对其结构稳定性有较大影响。过酸过碱条件下沸石都会发生溶解,在过酸条件下,沸石骨架中的 Al 元素易发生溶出^[34];在强碱环境下,Si 元素更易溶解^[35]。这 2 种情况都会导致沸石结构破坏,从而降低其吸附性能。中性条件(pH 值=5~8)下沸石的溶解度最低,这解释了该 pH 范围内吸附效果较为稳定的现象。具体作用机制可归纳为:pH 值<5 时,NaZ 表面带正电荷,与带正电荷的 NH_4^+ 发生静电斥力作用[图 5(c)],同时,溶液中存在大量的 H^+ ,由于 H^+ 的半径比 NH_4^+ 小,所以会优先进入沸石的孔隙发生离子交换反应,形成竞争吸附,使得去除效果较差;在 pH 值=5~8 时,NaZ 中的 Na^+ 与 NH_4^+ 发生离子交换,表现出稳定的去除效果;pH 值>8 时,随着水中 OH^- 离子的增加, NH_4^+ 在水中的存在形态逐步转换为 NH_3 (溶解态),与沸石的吸附引力作用减弱,导致去除率降低[图 5(d)],另外,静电斥力也是导致去除率降低的原因之一。综上,选择 pH 值=6 为后续试验的最佳 pH 值。

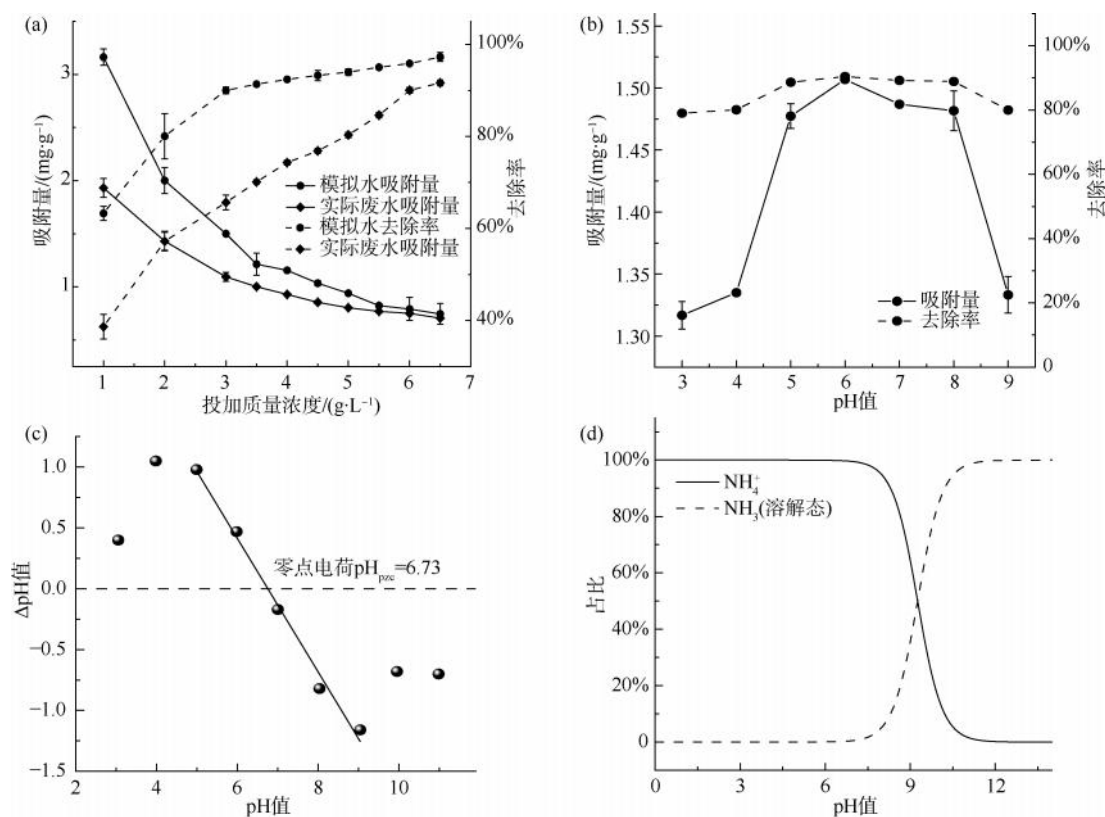


图5 (a) 投加量对 NaZ 吸附氨氮的影响; (b) 溶液 pH 值对 NaZ 吸附氨氮的影响; (c) NaZ 的 PZC 图谱; (d) 不同 pH 值下氨氮的种类分布

Fig. 5 (a) Effect of Dosage on NaZ Adsorption of Ammonia Nitrogen; (b) Effect of Solution pH Value on NaZ Adsorption of Ammonia Nitrogen; (c) PZC Mapping of NaZ; (d) Species Distribution of Ammonia Nitrogen at Different pH Values

2.3.2 反应时间与初始浓度对 NaZ 吸附氨氮性能的影响

图 6(a) 为反应时间与初始浓度对 NaZ 吸附氨氮性能影响图。从反应时间上看,随着反应时间的增加,NaZ 对氨氮的去除率不断上升,并最终趋于稳定。在反应初期(0~60 min),由于材料表面存在大量吸附点位,且溶液中高氨氮浓度表现出较强的传质驱动力^[36],使得反应迅速进行。60~120 min 时,低初始质量浓度(如 5 mg/L)体系因吸附位点逐渐饱和及溶液残余氨氮浓度降低,吸附速率明显减缓;而高浓度体系由于仍维持较高的浓度梯度,吸附量继续增长。最终,各体系在 120~300 min 相继达到吸附平衡。其中,初始氨氮质量浓度为 5 mg/L 时,NaZ 对氨氮的吸附量及去除率分别为 1.51 mg/L 及 90.98%。为保证吸附完全,后续试验反应时间均设定为 180 min。

随着初始氨氮浓度的升高,去除率呈现明显的下降趋势。氨氮初始浓度较低时,NaZ 表面的吸附

点位充足,基本实现了对氨氮完全吸附。当氨氮初始质量浓度为 1 mg/L 时,达到最大去除率为 98.96%。而随着氨氮浓度的不断增加,吸附驱动力也随之提高,材料表面的吸附点位可以被充分利用,使得 NaZ 吸附量不断升高,但由于吸附点位有限,材料吸附达到饱和,所以去除率不断降低。当氨氮初始质量浓度为 500 mg/L 时,NaZ 达到最大吸附容量为 12.60 mg/g。

为进一步解释 NaZ 对氨氮的吸附机理,在水相吸附中,可以使用各种动力学反应模型来数学描述本征动力学吸附常数,从而建立有效吸附所需的接触时间^[37],本文采用准一级动力学模型和准二级动力学模型进行拟合[图 6(b),表 1]。拟合结果显示,准二级动力学模型($R^2=0.9932$)更符合 NaZ 对氨氮的吸附,其理论平衡吸附量($Q_{e,cal}=1.6109$ mg/g)与实测值($Q_e=1.5069$ mg/g)高度吻合。这表明 NaZ 对氨氮的吸附主要以化学吸附为主,且受表面活性位点数量控制^[38]。

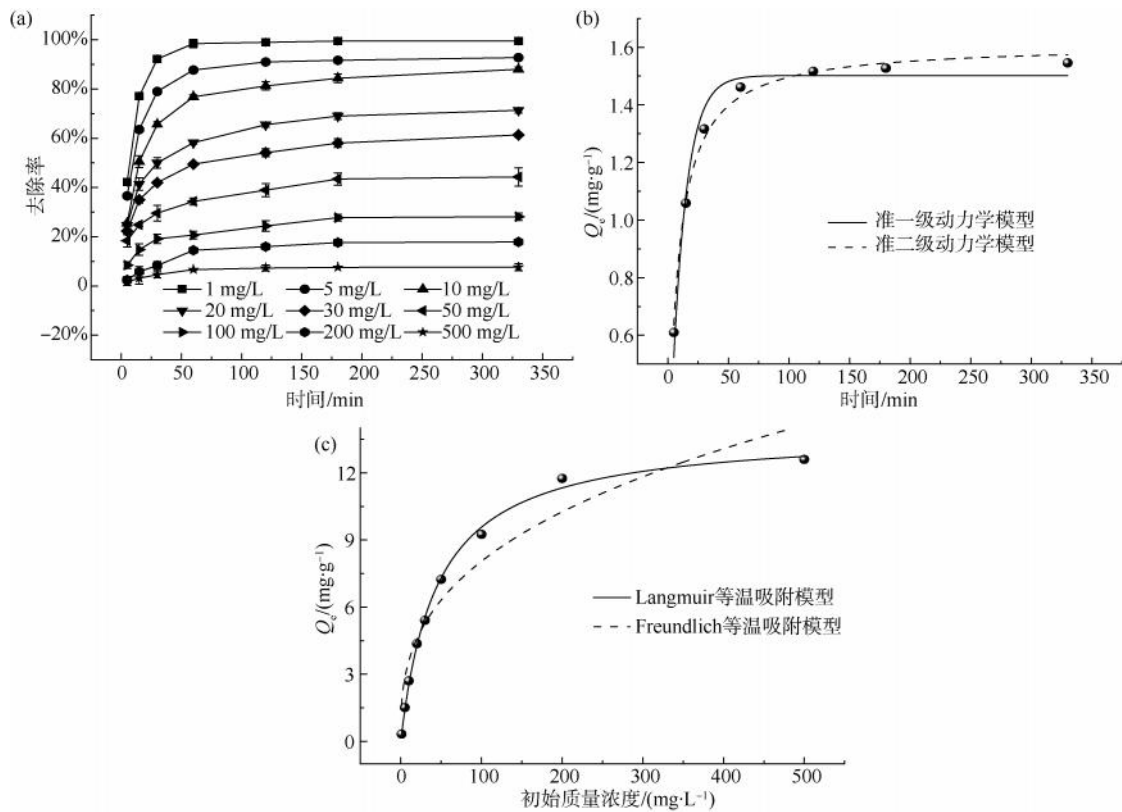


图 6 (a) 反应时间及浓度对 NaZ 吸附氨氮性能的影响; (b) NaZ 吸附氨氮的动力学模型拟合曲线; (c) NaZ 吸附氨氮的等温线模型拟合曲线

Fig. 6 (a) Effect of Reaction Time and Initial Concentration on NaZ Adsorption of Ammonia Nitrogen; (b) Kinetic Model Fitting Curve for NaZ Adsorption of Ammonia Nitrogen; (c) Isotherm Model Fitting Curve for NaZ Adsorption of Ammonia Nitrogen

表 1 NaZ 吸附氨氮的吸附等温模型参数

Tab. 1 Adsorption Isotherms Parameters of NaZ Adsorption of Ammonia Nitrogen

模型	公式	参数	数值
准一级动力学模型	$Q_t = Q_e(1 - e^{-K_1 t})$ (1)	$Q_{e,cal}/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$ $K_1/(\text{min}^{-1})$	1.501 9 0.085 6
准二级动力学模型	$Q_t = \frac{K_2 Q_e^2 t}{1 + K_2 Q_e t}$ (2)	$Q_{e,cal}/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$ $K_2/[\text{g} \cdot (\text{mg} \cdot \text{min})^{-1}]$	1.610 9 0.080 9
Langmuir 等温吸附模型	$Q_e = \frac{Q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e}$ (3)	$Q_{\max}/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$ $K_L/(\text{L} \cdot \text{mg}^{-1})$	13.879 1 0.222 0
Freundlich 等温吸附模型	$Q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}}$ (4)	$K_F/(\text{L} \cdot \text{mg}^{-1})$ n	1.603 2 0.350 3

注: $Q_{e,cal}$ —理论平衡吸附量; K_1 —准一级动力学模型的吸附速率常数; K_2 —准二级动力学模型的吸附速率常数; K_L —Langmuir 等温常数; Q_{\max} —最大单层覆盖容量; C_e —溶液中吸附质的平衡浓度; K_F —吸附量 $1/n$ 相关的 Freundlich 等温常数; n —与吸附强度有关的 Freundlich 等温线常数; Q_e —吸附平衡时的吸附量, mg/g; Q_t —反应 t 时刻时的吸附量, mg/g; 上述 4 个模型的拟合相关系数分别为 0.971 6、0.993 2、0.997 2、0.918 1。

吸附等温线可用于从根本上了解吸附物与吸附剂的相互作用,同时描述吸附行为,以及特定条件下

的吸附效率和容量^[37],本文利用 Langmuir 和 Freundlich 等温线模型对 NaZ 去除氨氮的过程进行

拟合[图 6(c),表 1]。拟合曲线的相关系数 R^2 均大于 0.90,说明这 2 个模型都能较好地描述 NaZ 吸附氨氮的等温线过程。表 1 中 Langmuir 模型对 NaZ 吸附过程拟合的最大单层覆盖容量 Q_{\max} 为 13.879 1 mg/g。其中 Langmuir 模型比 Freundlich 模型拟合方程的相关系数 R^2 大(0.997 2>0.918 1),说明 NaZ 吸附氨氮机理更接近 Langmuir 吸附等温线模型的形式,即为表面均匀吸附且以单层吸附为主^[4]。

试验结果表明,NaZ 对氨氮表现出较优秀的吸附能力。对比已有文献报道,包括 NaCl 和 FeCl₃ 联合改性沸石^[23]、乙二胺四乙酸(EDTA)改性沸石^[39]、高温 NaCl 改性沸石^[24]、功能化沸石柱^[40]、NaOH 热改性沸石^[41]等,其最大吸附容量分别为 2.04、2.19、5.94、7.95、9.21 mg/g,均低于 NaZ 的 12.60 mg/g。这一优势意味着在实际应用中可采用更少的材料达到相同处理效果,从而有效降低制备与运输成本。

2.4 动态吸附效果分析

通过静态批次试验初步考察了改性沸石对氨氮的吸附性能,但静态试验未能考虑水力负荷等动态参数,导致试验结果与实际工程应用存在差异^[42]。因此,采用 PRB 动态模拟柱试验考察了反应介质材料的动态吸附特性,试验初始氨氮质量浓度仍为

5 mg/L。试验结果表明(图 7),随着水力负荷增大,动态模拟柱穿透曲线向左平移,穿透时间变短,到达穿透点的时间分别为 768、384、168 h,而耗竭点时间分别为 1 440、960、480 h。表 2 数据进一步显示,水力负荷增加导致氨氮去除率下降。这是由于吸附剂表面单位面积只能提供一定的吸附位点时,提高水力负荷使得氨氮污染物与改性沸石有效接触时间减少,缩短改性沸石对氨氮的有效吸附时间,使得 PRB 动态模拟柱在数值越高的水力负荷环境下越先达到穿透点与耗竭点。

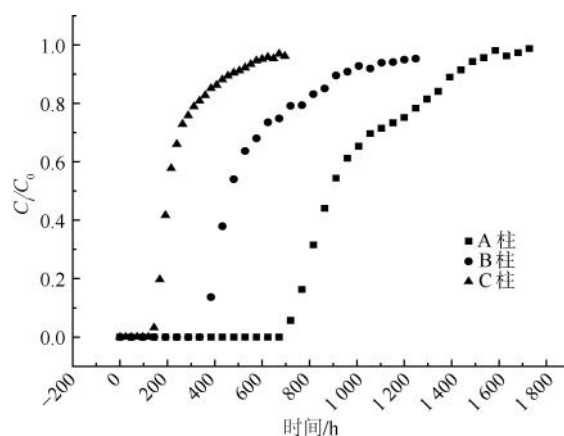


图 7 水力负荷对 PRB 动态模拟柱吸附氨氮影响的穿透曲线
Fig. 7 Penetration Curve of Effect of Hydraulic Load on PRB Dynamic Simulated Column Adsorption of Ammonia Nitrogen

表 2 水力负荷对 PRB 动态模拟柱吸附氨氮影响的穿透曲线参数

Tab. 2 Penetration Curve Parameters of Effect of Hydraulic Load on PRB Dynamic Simulated Column Adsorption of Ammonia Nitrogen

柱号	$Q/(mL \cdot cm^{-2} \cdot min^{-1})$	t_{total}/h	m/g	q_{total}/mg	$q_{eq}/(mg \cdot g^{-1})$	V_{eff}/L	m_{total}/mg	R_e
A	0.33	1 440	34.46	307.48	8.92	89.85	964.8	68.43%
B	0.66	960	36.07	345.16	9.56	119.80	1 036.8	57.62%
C	1.32	480	36.77	307.41	8.36	119.80	1 152.0	51.31%

注: Q —动态柱柱内的流量; t_{total} —柱试验吸附平衡的总时间; m —柱内反应介质的干重; q_{total} —动态柱试验最大吸附量; q_{eq} —动态柱试验单位吸附量; V_{eff} —到吸附终点时流量总体积; m_{total} —动态柱中吸附污染物质量; R_e —去除率。

3 结论

本文利用酸碱盐对 NZ 进行了改性并对其改性条件进行了优选,并考察了最优改性条件制备的 NaZ 在各种影响因素下(投加量、溶液 pH、反应时间、初始氨氮浓度)对氨氮的吸附效果,基于静态试验结果,进一步开展 PRB 动态柱试验,验证 NaZ 对氨氮的持续去除效能。结果如下。

(1)经 0.5 mg/L NaCl 溶液改性的 NaZ 对氨氮吸附效果最佳。NZ 经 NaCl 改性成功引入 Na⁺,Na⁺通过离子交换替代了 NZ 表面具有较大半径的金属

阳离子,改性后的 NZ 为表面存在大量杂乱堆叠的棒状结构的介孔 Na 型沸石,改性后沸石晶体结构未发生变化。NaZ 吸附氨氮后材料表面 Na⁺的含量明显降低,表明 NaZ 吸附氨氮过程中 Na⁺的离子交换作用占主导地位。

(2)室温(25 ℃),5 mg/L 氨氮溶液在 pH 值为 6、投加质量浓度为 3 g/L 和反应时间为 120 min 时吸附效果最佳,此时 NaZ 对氨氮的吸附量及去除率分别为 1.51 mg/g 及 90.98%。NaZ 吸附氨氮的过程更符合准二级动力学模型和 Langmuir 等温线吸

附模型,即吸附过程以离子交换的化学吸附、表面均匀吸附的单层吸附模式为主导。

(3) 在不同水力负荷条件 [0.33、0.66、1.32 mL/(cm²·min)] 下,动态柱试验结果表明:系统耗竭时间随水力负荷增加而缩短,分别为 1 440、960、480 h;相应的氨氮吸附容量分别为 8.92、9.56、8.36 mg/g。

(4) NaZ 作为 PRB 的反应介质,对处理污染地下水中的氨氮具有良好的效果。

参考文献

- [1] Xu J, Xu M, Zhao Y X, et al. Spatial-temporal distribution and evolutionary characteristics of water environment sudden pollution incidents in China from 2006 to 2018[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 801: 149677. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149677.
- [2] Yang J, Yang R H, He C H, et al. Novel insights into ammonia nitrogen removal: TiO₂-based photocatalysts and potential of intimate coupling biodegradation[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2025, 13(2): 115962.
- [3] 吕晓建, 魏文侠, 周爱红, 等. 组合式人工湿地系统去除垃圾填埋场地下水氨氮污染试验研究[J]. *科学技术与工程*, 2015, 15(27): 210-214.
- Lü X J, Wei W X, Zhou A H, et al. Experimental study on removal of landfill site ammonia nitrogen pollution to groundwater in combinationally constructed wetlands[J]. *Science Technology and Engineering*, 2015, 15(27): 210-214.
- [4] Zhao Q H, Long C H, Jiang Z Y, et al. Highly stable natural zeolite/montmorillonite hybrid microspheres with green preparation process for efficient adsorption of ammonia nitrogen in wastewater[J]. *Applied Clay Science*, 2023, 243: 106787. DOI: 10.1016/j.clay.2022.106787.
- [5] 曲志超, 曹耕硕. 废弃矿区氨氮污染及其空间分布情况研究[J]. *科技资讯*, 2024, 22(10): 189-191.
- Qu Z C, Cao G S. Research on ammonia nitrogen pollution and its spatial distribution in abandoned mining areas[J]. *Science & Technology Information*, 2024, 22(10): 189-191.
- [6] 史淑艳. 有色金属矿区水体污染现状及湿地植物治理方法研究[J]. *环境科学与管理*, 2025, 50(5): 178-183.
- Shi S Y. Current situation of water pollution in non-ferrous metal mining areas and wetland plant treatment methods [J]. *Environmental Science and Management*, 2025, 50(5): 178-183.
- [7] Zhang Z H, Zhao L L, Chen J R, et al. Ultra-strong adsorption of ammonia nitrogen from low-temperature and complex systems by Prussian blue analogue [J]. *Separation and Purification Technology*, 2025, 355: 129700. DOI: 10.1016/j.seppur.2024.129700.
- [8] 冯楚惟, 康淑荷, 陆丽娜, 等. 大孔树脂纯化史密斯桉叶总黄酮及其抗氧化和抑制亚硝化活性分析[J]. *食品工业科技*, 2025, 46(24): 221-230.
- Feng C W, Kang S H, Lu L N, et al. Purification of total flavonoids from eucalyptus Smith leaf with macroporous resin and analysis of its antioxidant and nitrosation inhibitory activities[J]. *Science and Technology of Food Industry*, 2025, 46(24): 221-230.
- [9] Zhou Y J, Hou T R, Zhou B. The removal of organic pollutants and ammonia nitrogen from high-salt wastewater by the electrochlorination process and its mechanism[J]. *Separations*, 2024, 11(12): 353.
- [10] Liu W, Lü J W, Peng J X, et al. Potential risks of *in-situ* microbial remediation of uranium-contaminated groundwater: Uranium release and remigration [J]. *Applied Radiation and Isotopes*, 2025, 222: 111847. DOI: 10.1016/j.apradiso.2025.111847.
- [11] Singh R, Chakma S, Birke V. Performance of field-scale permeable reactive barriers: An overview on potentials and possible implications for *in-situ* groundwater remediation applications[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 858: 158838. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.158838.
- [12] Adam M R, Othman M H D, Abu Samah R, et al. Current trends and future prospects of ammonia removal in wastewater: A comprehensive review on adsorptive membrane development[J]. *Separation and Purification Technology*, 2019, 213: 114-132. DOI: 10.1016/j.seppur.2018.12.030.
- [13] Tabassum S. Efficient ammonia nitrogen removal from groundwater sources using natural Clinoptilolite: Multi-stage Series Micro-adsorption Columns [J]. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 2025; 1 - 16. DOI: 10.1080/01932691.2025.2483906.
- [14] 李卉, 韩占涛, 李雄光, 等. 活化沸石吸附水中氨氮影响因素及动力学研究[J]. *科学技术与工程*, 2017, 17(31): 170-176.
- Li H, Han Z T, Li X G, et al. Influence and kinetic of ammonia nitrogen adsorption on activated zeolite[J]. *Science Technology and Engineering*, 2017, 17(31): 170-176.
- [15] Feng L Y, Qiu T S, Liu C. Study on adsorption of ammonia nitrogen by sodium-modified Kaolin at calcination temperature [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30(43): 97063-97077.
- [16] Lü Y, Hu N Y, Yang S W, et al. Preparation of ceramsite adsorbent and its influencing factors on ammonia nitrogen adsorption: A review [J]. *Materials Today Communications*, 2024, 41: 110522. DOI: 10.1016/j.mtcomm.2024.110522.
- [17] Zhou H Y, Ou L M. Adsorption of ammonia nitrogen in wastewater by tailing loaded manganese oxide material [J].

- Inorganic Chemistry Communications, 2022, 144: 109886. DOI: 10.1016/j.inoche.2022.109886.
- [18] Zhang X, Wang B M, Chang J. Effect of Na^+ and Ca^{2+} treatment concentrations on natural zeolite for lead adsorption behavior and solidification mechanism in highly alkaline environments [J]. Chemical Engineering Journal, 2025, 503: 158434. DOI: 10.1016/j.cej.2024.158434.
- [19] Hu X, Zhang L P, An Y Y, et al. Simultaneous removal of manganese and ammonium nitrogen from mine water using sodium hexametaphosphate modified natural zeolite loaded by 3D MnO_x [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2024, 12(3): 112509.
- [20] Irma M, Foo K Y, Susilawati S, et al. Advancements in zeolite and zeolite-based sorbents: Modification strategies in mitigating nitrogen-containing pollutants from water and wastewater [J]. Inorganic Chemistry Communications, 2025, 172: 113715. DOI: 10.1016/j.inoche.2024.113715.
- [21] Wang Y Q, Liu S J, Xu Z, et al. Ammonia removal from leachate solution using natural Chinese clinoptilolite [J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 136(3): 735-740.
- [22] 闫智杰, 崔建国, 李红艳, 等. 天然沸石提质处理污水厂低浓度氨氮的实验研究 [J]. 现代化工, 2021, 41(S1): 129-133.
- Yan Z J, Cui J G, Li H Y, et al. Experimental study on treatment of low concentration ammoniacal nitrogen in sewage treatment plant by natural zeolite [J]. Modern Chemical Industry, 2021, 41(S1): 129-133.
- [23] Huo H X, Lin H, Dong Y B, et al. Ammonia-nitrogen and phosphates sorption from simulated reclaimed waters by modified clinoptilolite [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 229: 292-297. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2012.06.001.
- [24] 仇铭坤, 杨红薇, 杜明阳, 等. 改性沸石对二级生化出水中氨氮的吸附特性 [J]. 环境工程学报, 2020, 14(4): 896-905.
- Zhang M K, Yang H W, Du M Y, et al. Adsorption characteristics of ammonia nitrogen in secondary effluent on modified zeolite [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(4): 896-905.
- [25] 鲁秀国, 盘贤豪, 郑宇佳. 改性及天然沸石对水中氨氮吸附性能的研究 [J]. 离子交换与吸附, 2020, 36(6): 520-529.
- Lu X G, Pan X H, Zheng Y J. Study on adsorption performance of modified and natural zeolite on ammonia nitrogen in water [J]. Ion Exchange and Adsorption, 2020, 36(6): 520-529.
- [26] Zhang H Y, Li A M, Zhang W, et al. Combination of Na-modified zeolite and anion exchange resin for advanced treatment of a high ammonia-nitrogen content municipal effluent [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2016, 468: 128-135. DOI: 10.1016/j.jcis.2015.10.006.
- [27] 刘焯, 何劲, 杨丽梅, 等. 不同晶形氯化钠结晶行为的研究 [J]. 中国井矿盐, 2023, 54(4): 37-39, 46.
- Liu Y, He J, Yang L M, et al. Research on crystallization technology of sodium chloride with different crystal forms [J]. China Well and Rock Salt, 2023, 54(4): 37-39, 46.
- [28] Wang H T, Krug L J, Li Z X, et al. Zeolite-induced enhancement of soil cation exchange capacity reduces nitrogen gaseous emissions and improves nitrate retention under urea fertilization [J]. Environmental Technology & Innovation, 2025, 40: 104567. DOI: 10.1016/j.eti.2025.104567.
- [29] 王程, 都扶岭, 于倩茹, 等. 酸/碱处理对天然沸石调湿性能的影响及其机理研究 [J]. 岩石矿物学杂志, 2025, 44(6): 1471-1479.
- Wang C, Du F L, Yu Q R, et al. Effect of acid/alkali treatment on the humidity-controlling properties of natural zeolites and its mechanism [J]. Acta Petrologica et Mineralogica, 2025, 44(6): 1471-1479.
- [30] 田雨, 胡克伟, 路明祥, 等. 天然沸石与几种改性沸石对 NH_4^+ 吸附解吸特性的研究 [J]. 中国农学通报, 2006, 22(1): 197-199.
- Tian Y, Hu K W, Lu M X, et al. Research on adsorption and desorption of NH_4^+ by natural zeolite and modified zeolite [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2006, 22(1): 197-199.
- [31] Huang H M, Yang L P, Xue Q, et al. Removal of ammonium from swine wastewater by zeolite combined with chlorination for regeneration [J]. Journal of Environmental Management, 2015, 160: 333-341. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.06.039.
- [32] Zhou H D, Wang C Y, Wang Q, et al. Efficiency, mechanism and application prospect of ammonium adsorption and desorption over a sodium-acetate-modified synthetic zeolite [J]. RSC Advances, 2024, 14(25): 17843-17854.
- [33] Zhou H Y, Ou L M. Adsorption of ammonia nitrogen in wastewater by tailing loaded manganese oxide material [J]. Inorganic Chemistry Communications, 2022, 144: 109886. DOI: 10.1016/j.inoche.2022.109886.
- [34] 武法东. 华北盆地东南部下石盒子组高岭岩的成因及研究意义 [J]. 煤田地质与勘探, 1991, 19(1): 6-10.
- Wu F D. Genetic analysis and its research significance of the kaolinitic rock in lower Shihezi formation of southeastern part, North China basin [J]. Coal Geology & Exploration, 1991, 19(1): 6-10.
- [35] 周小楷. 光合制氢尾液养分的吸附释放及控释性能实验研究 [D]. 郑州: 河南农业大学, 2023.
- Zhou X K. Experimental study on the adsorption release and controlled release performance of nutrients from photosynthetic hydrogen production tailing solution [D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2023.
- [36] 李立平, 邱焕彬, 李煜乾, 等. $\beta\text{-FeOOH}$ 对氯化锂溶液的吸附除杂研究 [J]. 化工技术与开发, 2025(1): 6-10, 65.
- Li L P, Qiu H B, Li Y Q, et al. Study on impurities removal of

- lithium chloride solution applied β -FeOOH as adsorbent [J]. Technology & Development of Chemical Industry, 2025(1): 6-10, 65.
- [37] Boussouga Y A, Joseph J, Stryhanyuk H, et al. Adsorption of uranium (VI) complexes with polymer-based spherical activated carbon[J]. Water Research, 2024, 249: 120825. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120825.
- [38] 王玉罡, 张卫民, 陈家鸿, 等. 钙铁基磷酸盐复合材料(CFP(CC))对U(VI)的吸附性能[J]. 材料导报, 2022, 36(14): 112-119.
Wang Y G, Zhang W M, Chen J H, et al. Adsorption performance of Ca/Fe-phosphate composites (CFP(CC)) on U(VI)[J]. Materials Review, 2022, 36(14): 112-119.
- [39] 郭美希, 薄雪, 李新程, 等. EDTA 改性沸石吸附氨氮特性及对稻田土壤微环境的影响[J/OL]. 吉林农业大学学报, 1-14 [2026-04-03]. <https://doi.org/10.13327/j.jjlau.2024.0533>.
Guo M, Bo X, Li X, et al. Characteristics of ammonia nitrogen adsorption by EDTA-modified zeolite and its effect on the microenvironment of paddy soil[J]. Journal of Jilin Agricultural University; 1-14. [2026-04-03]. <https://doi.org/10.13327/j.jjlau.2024.0533>.
- [40] Wang H B, Gui H, Yang W R, et al. Ammonia nitrogen removal from aqueous solution using functionalized zeolite columns[J]. Desalination and Water Treatment, 2014, 52(4/5/6): 753-758. DOI: 10.1080/19443994.2013.827316.
- [41] 黄添浩, 王趁义, 徐耀阳, 等. 改性绿沸石的制备及其吸附氨氮的性能研究[J]. 非金属矿, 2019, 42(2): 20-23.
Huang T H, Wang C Y, Xu Y Y, et al. Study on modification of green zeolite and its adsorption of ammonia nitrogen[J]. Non-Metallic Mines, 2019, 42(2): 20-23.
- [42] 陶永江. PRB 组合填料处理酸性老窑水的实验研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2023.
Tao Y J. Experimental study on the treatment of acid mine drainage by PRB combined filtration percolation[D]. Taiyuan: Taiyuan University of Technology, 2023.
-
- (上接第 80 页)
- synergic treatment system for Baijiu pits bottom wastewater and low C/N domestic sewage and analysis on its functional microbes [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(3): 1008-1018.
- [16] Shi Y F, Shen N L, Li Y W, et al. Characteristics of DOM in sewage treatment of 14 AAO processes[J]. Environmental Science, 2020, 742: 140654. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140654.
- [17] 于鹏, 秦立国. 高级氧化技术在难降解有机废水处理中的应用研究进展[J]. 中国资源综合利用, 2025, 43(3): 123-125.
Yu P, Qin L G. Research progress on the application of advanced oxidation processes in the treatment of refractory organic wastewater[J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2025, 43(3): 123-125.
- [18] 崔迎, 赵伟伟, 褚文玮. 臭氧+生物滤池组合工艺深度处理酿酒废水应用研究[J]. 水处理技术, 2015, 41(11): 100-102, 110.
Cui Y, Zhao W W, Chu W W. Combined process of ozonation-biofilter for advanced treatment of distilled spirit wastewater[J]. Technology of Water Treatment, 2015, 41(11): 100-102, 110.
- [19] 李圣斐. 微气泡臭氧非均相催化氧化工艺深度处理复糟酱香型白酒废水[D]. 郑州: 郑州大学, 2022.
Li S F. Advanced treatment of compound glutinous sauce-flavor liquor wastewater by microbubble ozone heterogeneous catalytic oxidation process[D]. Zhengzhou: Zhengzhou University, 2022.
- [20] Zhang Y C, Zhang H Q, Dong X W, et al. Effects of oxidizing environment on digestate humification and identification of substances governing the dissolved organic matter (DOM) transformation process[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2022, 16(8): 99.
- [21] 任武昂, 金鹏康, 石彦丽. 污水处理工艺过程中有机物特性研究[J]. 水处理技术, 2014, 40(11): 43-47.
Ren W A, Jin P K, Shi Y L. A study on the characteristics of organic matter in the process of wastewater treatment [J]. Technology of Water Treatment, 2014, 40(11): 43-47.