功能化 SY-MOF-1 材料的制备及其对土壤中铅的去除①

逄淑伟[1]，程全国[1]，赵勇[2]
（1.沈阳大学 环境学院，辽宁 沈阳 110044；2.辽宁中医药大学杏林学院 就业创业学院，辽宁 沈阳 110135）

摘　要：分别采用含有羟基、羧基、氨基等官能团的前驱体，成功制备出具有独特结构和性能的 SY-MOF-1 材料，研究了带有不同官能团的 SY-MOF-1 材料对土壤中铅去除效果的影响。结果表明，功能化 SY-MOF-1 材料表面官能团、比表面积和孔结构发生显著变化，为铅离子提供了更多吸附位点。将功能化 SY-MOF-1 材料应用于含铅土壤修复，吸附优化条件为：溶液 pH 值 6、反应温度25 ℃、反应时间 20 min，在此条件下，SY-MOF-1-AMP 对土壤中铅的吸附容量达到 146.5 mg/g。功能化 SY-MOF-1 材料对铅的吸附过程符合准二级动力学模型以及 Langmuir 等温吸附模型，表明吸附过程以化学吸附为主，且存在单层吸附特征。功能化 SY-MOF-1 材料在土壤铅污染修复方面表现出优异的性能，可为土壤铅污染的治理提供一种高效的材料和可行的技术方案，具有良好的应用前景。

关键词：吸附材料；金属有机框架材料；铅离子；土壤修复；吸附性能；动力学；单层吸附
中图分类号：TF111.3　　**文献标志码**：A　　doi：10.3969/j.issn.0253-6099.2026.03.027
文章编号：0253-6099(2026)03-0186-06

Preparation of Functionalized SY-MOF-1 Composites and Their Application in Lead Removal from Soil

PANG Shuwei[1], CHENG Quanguo[1], ZHAO Yong[2]
(1.*School of Environment, Shenyang University, Shenyang* 110044, *Liaoning, China*; 2.*School of Employment and Entrepreneurship, Xinglin College of Liaoning University of Traditional Chinese Medicine, Shenyang* 110135, *Liaoning, China*)

Abstract: SY-MOF-1 composites with distinctive structures and properties were successfully synthesized using precursors containing hydroxyl, carboxyl, amino and other functional groups. The effects of SY-MOF-1 composites with different functional groups on lead removal from soil were investigated. The results reveal that surface functional groups, specific surface area and pore structure of the functionalized all composites all change remarkably, providing abundant adsorption sites for lead ions. The functionalized SY-MOF-1 composites were used in the remediation of lead-contaminated soil, and the optimal adsorption conditions were determined as follows: solution pH of 6, reaction temperature of 25 ℃ and reaction time of 20 min. It is found that under such conditions, SY-MOF-1-AMP presents a higher adsorption capacity for lead in soil, reaching 146.5 mg/g. The adsorption process of lead onto functionalized SY-MOF-1 composites conforms to the pseudo-second-order kinetic model and Langmuir isothermal adsorption model, indicating that the adsorption is dominated by chemical adsorption and features monolayer adsorption. The functionalized SY-MOF-1 composites exhibit excellent performance in the remediation of lead-contaminated soil. It can serve as an efficient material and a feasible technical route for the treatment of lead-polluted soil, thus possessing promising application prospects.

Key words: absorbent; metal-organic framework material; lead ions; soil remediation; adsorption performance; dynamics; monolayer adsorption

随着工业化和城市化进程的加速，土壤重金属污染问题日渐严峻，其中铅(Pb)因其毒性大、难降解和易在生物体内积累等特性，对生态环境和人类健康构成了严重威胁[1]。因此，开发一种高效、环保的土壤

① **收稿日期**：2025-11-20
基金项目：国家自然科学基金面上项目(41571085)；辽宁省民办教育协会课题(LMJX2021358)；沈阳市教科工委课题(SDSZ-2021-141)
作者简介：逄淑伟(1979—)，山东青岛人，女，硕士，副教授，主要研究方向为环境科学与工程。E-mail：wuyanpeng666123@163.com
通信作者：程全国(1966—)，辽宁鞍山人，男，博士，教授，主要从事环境可持续发展与规划、环境风险管理领域的科研和教学工作。E-mail：chengqg2011@163.com

铅污染修复技术至关重要[2]。金属有机框架材料(MOFs)作为一种新兴的多孔材料,具有比表面积高、孔道结构可调和活性位点丰富等优点,在重金属吸附领域展现出巨大的应用潜力[3-4]。功能化 SY-MOF-1 材料("SY"表示沈阳大学,该材料与经典 MOF 材料 UiO-66 具有相同拓扑结构,由锆离子与对苯二甲酸配位形成)具有良好的热稳定性和化学稳定性,是一种理想的重金属吸附剂[5]。然而,原始 SY-MOF-1 在实际应用中存在对铅离子(Pb^{2+})选择性吸附能力有限、吸附容量不足等问题,限制了其在土壤铅污染修复中的应用[6]。

为了克服上述问题,采用引入特定的功能基团、掺杂其他金属离子或与其他材料复合等方式,可以显著改善 SY-MOF-1 的吸附性能[7-8]。例如,引入富含硫、氮等杂原子的功能基团,能够增强其对 Pb^{2+} 的亲和力;与具有高导电性或磁性的材料复合,不仅可以提高其吸附 Pb^{2+} 的效率,还便于后续的分离和回收。虽然目前已有一些关于功能化 SY-MOF-1 材料在水溶液中对 Pb^{2+} 吸附的研究报道,但将其应用于土壤中铅污染修复的研究相对较少。土壤是一个复杂的多相体系,其中的有机质、矿物质和微生物等会与 Pb^{2+} 发生复杂的相互作用,影响功能化 SY-MOF-1 材料对 Pb^{2+} 的去除效果。因此,深入研究功能化 SY-MOF-1 材料的制备方法及其在土壤环境相关溶液(如模拟土壤溶液)中对 Pb^{2+} 的去除机制具有重要的理论和实际意义。

本文制备了具有高效铅吸附性能的功能化 SY-MOF-1 材料,并探讨了溶液 pH 值、温度、吸附时间和起始 Pb^{2+} 浓度对功能化 SY-MOF-1 材料吸附性能的影响,分析了功能化 SY-MOF-1 材料吸附 Pb^{2+} 的动力学模型和等温吸附模型,以获得较优的土壤中铅去除效果,为土壤铅污染的修复提供新的材料和技术支持。

1　实验材料与方法

1.1　材料制备

1.1.1　功能化 SY-MOF-1 材料的制备

采用水热法制备系列功能化 SY-MOF-1 材料[9-10],具体制备步骤如下:

取 N,N-二甲基甲酰胺(DMF)50 mL,置于容器中,往容器中依次添加 0.36 g 2-氨基对苯二甲酸、0.45 g 氯化锆以及 5 mL 浓盐酸(调节剂),对此混合溶液进行 30 min 超声处理,促使各物质充分溶解。把混合溶液转移至高压反应釜,在 130 ℃下保温反应 24 h,然后自然冷却至室温。通过离心操作分离出固体产物,随后用甲醇对该固体产物洗涤 3 次,以去除可能残留的杂质。将洗涤后的固体产物放入烘箱,于 100 ℃下干燥 12 h,制备得到目标产物 SY-MOF-1-NH_2。

按照上述制备流程,分别采用 2-羟基对苯二甲酸、1,2,4-苯三甲酸和 2-磺酸对苯二甲酸单钠盐替换 2-氨基对苯二甲酸,制备得到产物 SY-MOF-1-OH、SY-MOF-1-COOH、SY-MOF-1-SO_3H。制备 SY-MOF-1-OH 时选用浓盐酸作为调节剂,制备 SY-MOF-1-COOH 时采用三氟乙酸作为调节剂[11],制备 SY-MOF-1-SO_3H 时使用甲酸作为调节剂[12]。

1.1.2　5-腺苷酸改性 SY-MOF-1-NH_2

SY-MOF-1-NH_2 具有稳定性强和易于改性的特点,本文对 SY-MOF-1-NH_2 进行功能化修饰。具体操作如下:在超声辅助下将 2 g SY-MOF-1-NH_2 和 1.2 g 5-腺苷溶解在甲醛(40 mL)和 DMF(60 mL)组成的混合溶液中,待分散后将其转移至三颈瓶中,并在 120 ℃下回流搅拌 48 h。反应结束后,经过离心分离、洗涤和干燥,制备得到目标产物,命名为 SY-MOF-1-AMP。

1.2　材料表征

采用 X 射线衍射仪(XRD,德国 Bruker D8 ADVANCE)测定材料的晶体结构;采用傅里叶变换红外光谱仪(FT-IR,美国 Thermo Scientific Nicolet iS20)表征材料的表面官能团组成情况;采用比表面积测试仪(BET,美国 Micromeritics ASAP 2460)表征材料的比表面积和孔结构。

1.3　土壤样品的预处理与铅含量测定

土壤样品采自辽宁省沈阳市某农田(0~20 cm 表层土),经风干、研磨后过筛,取-0.15 mm 土壤样品备用。土壤基本理化性质为:pH=6.8(水土比 2.5∶1)、有机质含量 18.6 g/kg、阳离子交换量 12.4 cmol/kg。主要共存金属离子(采用 ICP-AES 测定)为:Ca^{2+} 245 mg/kg、Mg^{2+} 89 mg/kg、Fe^{3+} 32 mg/kg、Mn^{2+} 8.5 mg/kg、Cu^{2+} 5.2 mg/kg、Zn^{2+} 6.8 mg/kg。

为排除实际土壤中复杂有机质和微生物的干扰,同时又能反映土壤溶液的基本离子环境,参照上述土壤浸提液的离子组成,用去离子水配制模拟土壤溶液。具体方法:称取 10.0 g 过筛土壤,加入100 mL去离子水,振荡 24 h 后离心(4 000 r/min,10 min),取上清液经 0.45 μm 滤膜过滤,测定其中 Pb^{2+} 背景浓度(本底值小于 0.05 mg/L)及其他主要离子浓度。根据测定结果,采用分析纯 $Pb(NO_3)_2$、$CaCl_2$、$MgSO_4$、$FeCl_3$、$MnSO_4$、$CuSO_4$、$ZnSO_4$ 等配制模拟土壤溶液,其中 Pb^{2+} 质量浓度按实验要求设定为 50~400 mg/L,其他离子浓度与土壤浸提液一致。溶液 pH 值用 0.1 mol/L HCl 或 NaOH 调节。

采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-AES,美国 PerkinElmer Optima 8000)测定溶液中 Pb^{2+} 浓度,检测限为 0.01 mg/L。

1.4 吸附实验

在一定初始 pH 值、温度、吸附剂用量、振荡速度条件下对不同 Pb^{2+} 浓度的土壤溶液进行吸附实验。吸附剂对 Pb^{2+} 的平衡吸附量和去除率的计算公式如下:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{W} \tag{1}$$

$$\eta = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100\% \tag{2}$$

式中:q_e 为平衡吸附量,mg/g;C_0 为起始 Pb^{2+} 质量浓度,mg/L;C_e 为吸附平衡时的 Pb^{2+} 质量浓度,mg/L;V 为溶液体积,L;W 为吸附剂质量,g;η 为去除率,%。

2 实验结果与讨论

2.1 材料表征

图 1 为 5 种功能化 SY-MOF-1 材料 XRD 图谱。由图 1 可知,功能化 SY-MOF-1 材料在 7.4°、8.6°、12.1°、17.1°、22.3° 和 25.8° 处出现特征峰,分别对应 SY-MOF-1 的(111)、(200)、(022)、(004)、(115)和(006)晶面,由于 SY-MOF-1 与经典 MOF 材料 UiO-66 具有相同的拓扑结构,上述特征衍射峰的位置及对应的晶面与文献报道[13]高度吻合,表明本文制备的功能化 SY-MOF-1 材料保留了与 UiO-66 一致的晶体结构。

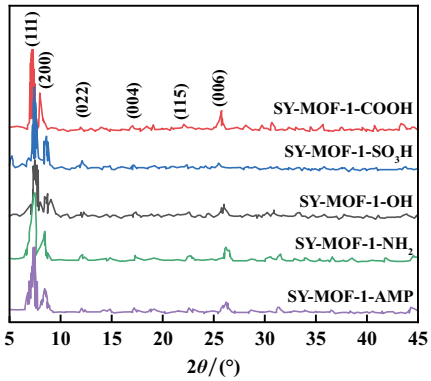


图 1 5 种功能化 SY-MOF-1 材料的 XRD 图谱

Fig. 1 XRD patterns of 5 kinds of functionalized SY-MOF-1 composites

5 种功能化 SY-MOF-1 材料的红外光谱图见图 2。由图 2 可知。位于 1 400 cm^{-1} 和 1 578 cm^{-1} 处的吸收峰对应羧基官能团分别进行对称和不对称伸缩振动[14]。而在 3 200~3 500 cm^{-1} 区间出现的特征峰对应—OH 的伸缩振动。SY-MOF-1-NH_2 和 SY-MOF-1-AMP 材料在 3 379 cm^{-1} 和 3 447 cm^{-1} 处出现的特征吸附峰分别是对称弯曲和 N—H 的不对称振动所致[15]。另外,1 257 cm^{-1} 处的特征吸附峰对应芳环碳和氮之间的伸缩振动。SY-MOF-1-OH 材料存在羟基官能团,使得原本在 3 200~3 500 cm^{-1} 处的吸收峰发生了蓝移现象。而 1 246 cm^{-1} 处出现的特征峰则是配体上 C—O 伸缩振动的结果。就 SY-MOF-1-SO_3H 材料而言,在 1 024 cm^{-1}、1 076 cm^{-1} 和 1 242 cm^{-1} 处出现的特征峰,分别对应 S═O 的伸缩振动、O═S═O 的对称伸缩振动以及—SO_3H 的伸缩振动[16]。对于 SY-MOF-1-COOH 材料,1 710 cm^{-1} 处的吸收峰对应游离羧基伸缩振动。红外光谱的分析结果与 XRD 图谱所呈现的结果相契合,进一步证实了功能化 SY-MOF-1 材料的成功制备。

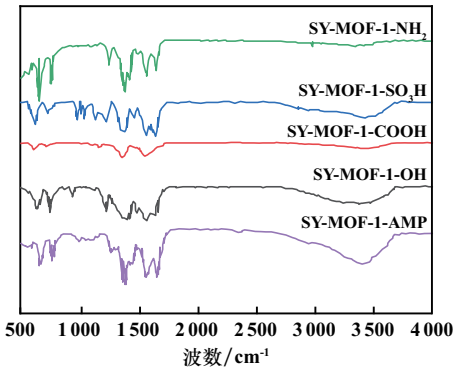


图 2 5 种功能化 SY-MOF-1 材料的红外光谱图

Fig. 2 FTIR spectra of 5 kinds of functionalized SY-MOF-1 composites

5 种功能化 SY-MOF-1 材料的孔特征如表 1 所示。表 1 结果显示,SY-MOF-1-SO_3H、SY-MOF-1-COOH 和 SY-MOF-1-OH 材料具有小的比表面积和孔体积,这主要是由于磺酸基、羧基和羟基相对于氨基体积更大,占据了更多空间。一般来说,比表面积越大,吸附容量越高。然而,吸附性能不仅仅取决于比表面积,还与孔结构、表面官能团等因素有关。

表 1 5 种功能化 SY-MOF-1 材料的孔特征

Table 1 Pore characteristics of 5 kinds of functionalized SY-MOF-1 composites

吸附剂	BET 比表面积/($m^2 \cdot g^{-1}$)	t-Plot 微孔体积/($cm^3 \cdot g^{-1}$)
SY-MOF-1-OH	873.5	0.297 4
SY-MOF-1-COOH	702.9	0.198 2
SY-MOF-1-SO_3H	783.1	0.127 3
SY-MOF-1-NH_2	1 147.2	0.394 7
SY-MOF-1-AMP	1 021.8	0.361 2

2.2　吸附实验

2.2.1　溶液 pH 值的影响

在反应温度 25 ℃、吸附剂用量 4 g/L、振荡速度 300 r/min、吸附时间 25 min、起始 Pb^{2+} 质量浓度 200 mg/L 条件下,溶液 pH 值对 Pb^{2+} 平衡吸附量的影响见图 3。由图 3 可知,5 种功能化 SY-MOF-1 材料对 Pb^{2+} 的平衡吸附量随着溶液 pH 值增大而增大。对于 5 种吸附剂,适宜的溶液 pH 值为 6。

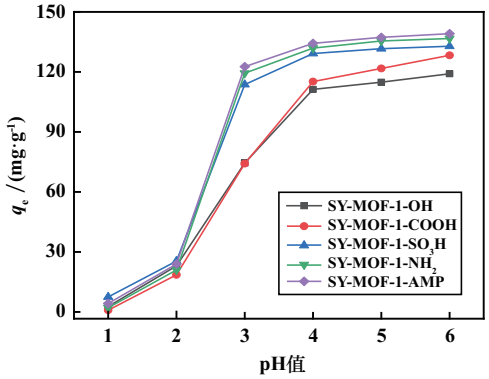


图 3　溶液 pH 值对 Pb^{2+} 平衡吸附量的影响

Fig. 3　Effect of solution pH on equilibrium Pb^{2+} loading

在溶液 pH 值为 4~6 的条件下各材料吸附平衡量由大到小依次为:SY-MOF-1-AMP > SY-MOF-1-NH_2 > SY-MOF-1-SO_3H > SY-MOF-1-COOH > SY-MOF-1-OH。氨基的存在提高了 SY-MOF-1 材料表面的极性和化学活性[17],增强其与 Pb^{2+} 的相互作用。而 5-腺苷酸改性 SY-MOF-1-NH_2 后,增加了其表面的官能团,氨基可以与材料表面的其他官能团协同作用,进一步提高了材料对 Pb^{2+} 的吸附能力。

2.2.2　反应温度的影响

溶液 pH 值 6,其他条件不变,反应温度对 Pb^{2+} 平衡吸附量的影响见图 4。由图 4 可知,随着反应温度升高,5 种功能化 SY-MOF-1 材料对 Pb^{2+} 的吸附效果变差。以SY-MOF-1-AMP为例,当反应温度由 25 ℃ 升至 45 ℃ 时,Pb^{2+} 平衡吸附量由 139.3 mg/g 减小至 98.6 mg/g。升高温度导致吸附量下降,说明吸附是一个放热过程,温度升高不利于吸附反应的进行。适宜的反应温度为 25 ℃。

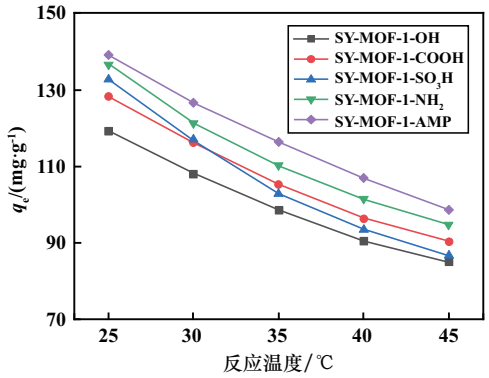


图 4　反应温度对 Pb^{2+} 平衡吸附量的影响

Fig. 4　Effect of temperature on equilibrium Pb^{2+} loading

2.2.3　吸附时间的影响

反应温度 25 ℃,其他条件不变,吸附时间对 Pb^{2+} 吸附量的影响见图 5。由图 5 可知,5 种功能化 SY-MOF-1 材料对 Pb^{2+} 的吸附量随着吸附时间延长而增大。前 10 min,功能化 SY-MOF-1 材料实现对 Pb^{2+} 的快速吸附,吸附量达到平衡吸附量的 82%以上。在吸附初期,溶液中 Pb^{2+} 浓度较高,吸附剂表面存在大量未被占据的活性位点,Pb^{2+} 能够迅速扩散到吸附剂表面并与之结合,因此吸附速率较快,吸附量快速增加。随着吸附时间延长,吸附剂表面的活性位点逐渐被占据,Pb^{2+} 的扩散阻力增大,吸附速率逐渐减慢,进入缓慢吸附阶段。吸附一定时间后,吸附剂表面的活性位点与溶液中的 Pb^{2+} 达到动态平衡,此时吸附量不再随时间增加而显著变化,吸附过程达到平衡。综合考虑吸附效率与时间成本,适宜的吸附时间是 25 min。

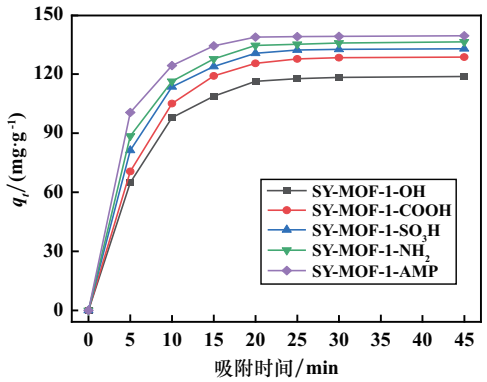


图 5　吸附时间对 Pb^{2+} 吸附量的影响

Fig. 5　Effect of adsorption time on Pb^{2+} loading

2.2.4　起始 Pb^{2+} 质量浓度的影响

吸附时间 25 min,其他条件不变,起始 Pb^{2+} 质量浓度对 Pb^{2+} 吸附量的影响见图 6。由图 6 可知,在 0~150 mg/L 范围内,随着起始 Pb^{2+} 质量浓度升高,5 种功能化 SY-MOF-1 材料对 Pb^{2+} 的平衡吸附量显著增加。因为较高的起始 Pb^{2+} 质量浓度提供更大的浓度梯度,形成更强的驱动力,促使 Pb^{2+} 更快地向功能化 SY-MOF-1 材料的表面和孔道扩散。此外,较高的起始 Pb^{2+} 质量浓度会使吸附达到平衡的时间延长。因为在高浓度下,需要吸附的 Pb^{2+} 数量较多,功能化 SY-MOF-1 材料的活性位点需要更长的时间才能被充分占据,吸附过程中的扩散和反应步骤也会更加复杂,从而导致达到平衡所需时间增加。结合吸附容量的提

升幅度与材料实际应用潜力,适宜的起始 Pb^{2+} 质量浓度为 200 mg/L。

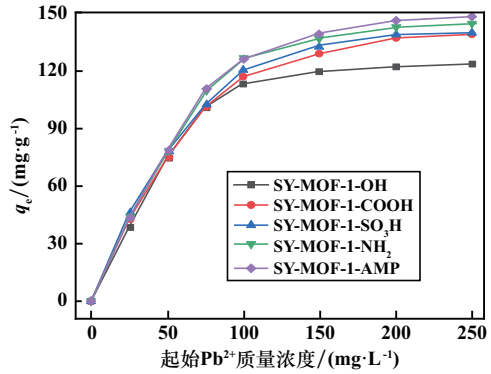


图 6 起始 Pb^{2+} 质量浓度对 Pb^{2+} 平衡吸附量的影响

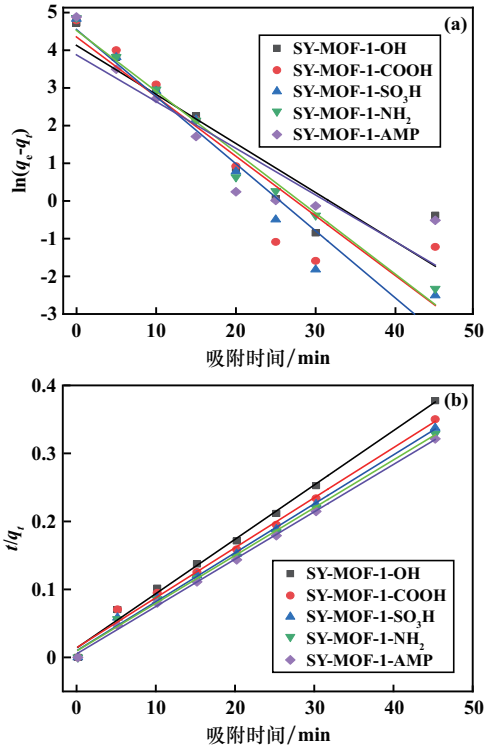
Fig. 6 Effect of initial Pb^{2+} mass concentration on equilibrium Pb^{2+} loading

2.2.5 优化条件实验

功能化 SY-MOF-1 材料吸附 Pb^{2+} 的优化条件为:吸附剂用量 4 g/L、反应温度 25 ℃、溶液 pH 值 6、起始 Pb^{2+} 质量浓度 200 mg/L、吸附时间 25 min。优化条件下,5 种功能化 SY-MOF-1 材料中 SY-MOF-1-AMP 具有最高的 Pb^{2+} 吸附量,为 146.5 mg/g。

2.3 吸附动力学

吸附动力学主要研究吸附过程中吸附质(即 Pb^{2+})在吸附剂(功能化 SY-MOF-1 材料)表面的吸附速率以及影响吸附速率的因素,它对于理解吸附机理、优化吸附工艺条件具有重要意义。功能化 SY-MOF-1 材料对水溶液中铅的吸附动力学过程主要包括 3 个步骤:外部扩散(Pb^{2+} 从溶液主体向吸附剂外表面扩散)、内部扩散(Pb^{2+} 在吸附剂孔道内扩散)以及吸附反应(Pb^{2+} 与吸附剂表面活性位点发生结合反应)。分别采用准一级和准二级动力学模型对 5 种功能化 SY-MOF-1 材料吸附 Pb^{2+} 进行拟合,线性拟合曲线如图 7 所示,5 种功能化 SY-MOF-1 材料吸附 Pb^{2+} 的动力学参数见表 2。由图 7 和表 2 可知,功能化 SY-MOF-1 材料吸附铅的过程中,准一级动力学模型拟合的线性相关系数较低(R^2 为 0.833~0.949),在吸附后期,吸附过程不仅受物理吸附控制,还可能涉及更复杂的化学吸附过程;准二级动力学模型拟合结果较好($R^2 \geqslant 0.992$),说明化学吸附在该吸附过程中起主导作用,可能是 Pb^{2+} 与功能化 SY-MOF-1 材料表面的官能团发生了化学键合,如离子交换、络合等反应。通过拟合准二级动力学模型,可获得理论平衡吸附量和吸附速率常数,对评估吸附剂性能及优化工艺有重要参考价值。



(a) 准一级动力学模型;(b) 准二级动力学模型

图 7 5 种功能化 SY-MOF-1 材料吸附 Pb^{2+} 的动力学线性拟合曲线

Fig. 7 Linear kinetic fitting curves of Pb^{2+} adsorption by 5 kinds of functionalized SY-MOF-1 composites

表 2 5 种功能化 SY-MOF-1 材料吸附 Pb^{2+} 的动力学参数

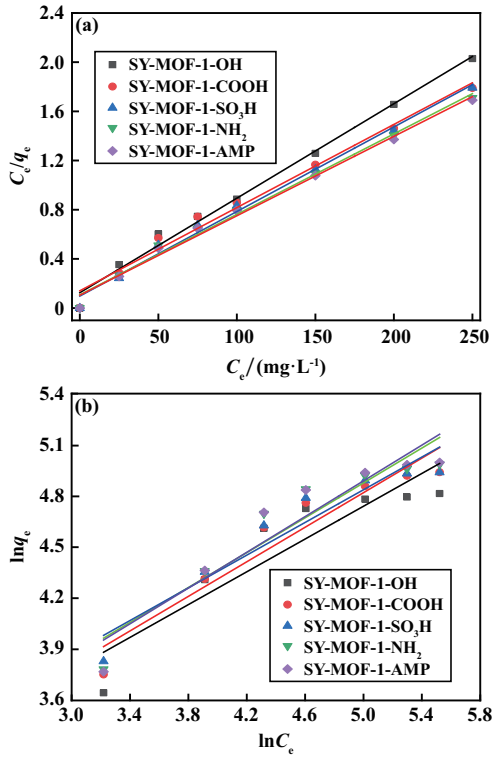
Table 2 Kinetic parameters of Pb^{2+} adsorption on 5 kinds of functionalized SY-MOF-1 composites

吸附剂名称	准一级动力学模型			准二级动力学模型		
	q_e	k_1	R^2	q_e	k_2	R^2
SY-MOF-1-OH	4.19	0.131 24	0.847	0.015 1	0.008 0	0.994
SY-MOF-1-COOH	4.41	0.159 58	0.849	0.015 3	0.007 4	0.992
SY-MOF-1-SO$_3$H	4.61	0.179 60	0.949	0.011 0	0.007 2	0.996
SY-MOF-1-NH$_2$	4.59	0.163 12	0.980	0.010 4	0.007 1	0.996
SY-MOF-1-AMP	3.93	0.124 94	0.833	0.006 3	0.007 0	0.999

2.4 吸附等温线

在研究功能化 SY-MOF-1 材料对铅的吸附性能时,等温吸附模型是理解吸附过程和吸附机制的重要工具。若功能化 SY-MOF-1 材料对 Pb^{2+} 的吸附符合 Langmuir 模型,则意味着功能化 SY-MOF-1 材料表面的活性位点对 Pb^{2+} 的吸附具有均一性,主要发生单层吸附。Freundlich 等温吸附模型则假设吸附是在非均匀表面上进行的多层吸附,吸附质分子之间存在相互作用。绘制了功能化 SY-MOF-1 材料对 Pb^{2+} 的吸附等温线,并分别采用 Langmuir 和 Freundlich 等温吸附模型进行拟合,结果如图 8 所示,相应的拟合参数如表 3 所示。根

据图 8 和表 3 的拟合结果可知,5 种材料的 Langmuir 等温吸附模型的相关系数($R^2 \geqslant 0.990$)均明显大于 Freundlich 等温吸附模型的相关系数(R^2 为 0.838~0.916),这表明 Langmuir 等温吸附模型可以更准确地描述 Pb^{2+}在功能化 SY-MOF-1 材料上的吸附过程。这一结果说明,功能化 SY-MOF-1 材料表面的活性位点分布较为均匀,对 Pb^{2+}的吸附以单层化学吸附为主。



(a) Langmuir 等温吸附模型;(b) Freundlich 等温吸附模型

图 8　5 种功能化 SY-MOF-1 材料吸附 Pb^{2+} 的热力学线性拟合曲线

Fig. 8　Linear thermodynamic fitting curves of Pb^{2+} adsorption by 5 kinds of functionalized SY-MOF-1 composites

表 3　Langmuir 和 Freundlich 等温吸附模型参数

Table 3　Langmuir and Freundlich isotherm adsorption model parameters

吸附剂名称	Langmuir 模型			Freundlich 模型		
	q_m	K_L	R^2	K_F	$1/n$	R^2
SY-MOF-1-OH	0.125 1	0.007 7	0.991	2.335 0	0.480 9	0.838
SY-MOF-1-COOH	0.140 5	0.006 8	0.990	2.284 3	0.506 9	0.916
SY-MOF-1-SO_3H	0.097 5	0.006 9	0.991	2.438 4	0.479 5	0.914
SY-MOF-1-NH_2	0.107 8	0.006 5	0.991	2.319 8	0.511 3	0.895
SY-MOF-1-AMP	0.104 7	0.006 5	0.990	2.267 8	0.524 1	0.898

3　结论

1) 通过水热法成功制备了功能化 SY-MOF-1 材料,不同官能团可以显著影响 SY-MOF-1 材料比表面积、孔结构和表面官能团。其中,SY-MOF-1-NH_2 和 SY-MOF-1-AMP 具有更优的比表面积和孔结构,可以为 Pb^{2+}提供更多的吸附位点,有利于 Pb^{2+}的扩散和吸附。

2) 在模拟土壤溶液铅去除实验中,反应温度 25 ℃、吸附剂用量 4 g/L、溶液 pH 值 6、起始 Pb^{2+}质量浓度 200 mg/L、吸附时间 25 min 的优化条件下,SY-MOF-1-AMP 对土壤中铅的吸附容量达到 146.5 mg/g,显示出其在土壤铅污染修复中的巨大潜力。

3) 吸附动力学研究结果表明,功能化 SY-MOF-1 材料对铅的吸附过程符合准二级动力学模型,说明化学吸附在吸附过程中起主导作用。等温吸附实验结果表明,吸附过程符合 Langmuir 等温吸附模型,表明吸附为单层吸附。

参考文献(References):

[1] 周迪,王梅,高学振,等. 铅污染农田土壤修复后的环境容量及风险演变[J]. 农业环境科学学报, 2024,43(11):2583-2594.
ZHOU Di, WANG Mei, GAO Xuezhen, et al. Soil environmental capacity and risk evolution of a typical Pb-contaminated farmland after remediation[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2024,43(11):2583-2594.

[2] 王霞霞,刘静霖, Zanariah Jasmani. 银杏叶生物炭基肥修复重金属污染土壤方法研究[J]. 矿冶工程, 2024,44(6):104-107.
WANG Xiaxia, LIU Jinglin, JASMANI Z. Remediation of heavy metal contaminated soil with ginkgo biloba biochar-based fertilizer[J]. Mining and Metallurgical Engineering, 2024,44(6):104-107.

[3] 邱志浩. MIL-53(Fe)在土壤 Sb(Ⅲ)污染修复中的应用研究[J]. 矿冶工程, 2024,44(2):124-130.
QIU Zhihao. Application of MIL-53(Fe) in remediation of Sb(Ⅲ)-contaminated soil[J]. Mining and Metallurgical Engineering, 2024,44(2):124-130.

[4] 谢林华,刘玉辉,李茹霞,等. 缺陷型巯基功能化 MOF 的制备及其重金属离子吸附性能[J]. 北京工业大学学报, 2024,50(10):1151-1161.
XIE Linhua, LIU Yuhui, LI Ruxia, et al. Preparing defective thiol-functionalized MOF for the removal of heavy metal ions[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2024,50(10):1151-1161.

[5] 杨赟,周向宇,刘子航,等. Al_2O_3@UiO-66 的制备及其吸附性能研究[J]. 化学与生物工程, 2024,41(11):44-50.
YANG Yun, ZHOU Xiangyu, LIU Zihang, et al. Preparation and adsorption performance of Al_2O_3@UiO-66[J]. Chemistry & Bioengineering, 2024,41(11):44-50.

[6] 李松荣,李明杰,柳文浩,等. 2,3,4-三羟基苯甲醛改性 UiO-66-NH_2 对铅离子的吸附性能研究[J]. 水处理技术, 2022,48(11):35-40.
LI Songrong, LI Mingjie, LIU Wenhao, et al. Study on adsorption performance of 2,3,4-trihydroxybenzaldehyde-modified UiO-66-NH_2 for lead ions[J]. Technology of Water Treatment, 2022,48(11):35-40.

(下转第 198 页)

removal of tin from tin-bearing iron concentrate by sulfidation roasting[J]. The Chinese Journal of Process Engineering, 2012, 12(6):957-961.

[2] HE J L, LI L, SUN Y X, et al. Tin separation and recovery using the successive conversion of the self-possessed sulfur from low-grade tin middling[J]. Separation and Purification Technology, 2025,356:129999.

[3] 徐志鹏,刘振鸿,李磊,等. 还原熔炼法回收低品位锡中矿中锡资源[J]. 中国有色冶金, 2024,53(1):68-80.
XU Zhipeng, LIU Zhenhong, LI Lei, et al. Recovery of tin resources from low-grade tin-bearing middling by reduction smelting process[J]. China Nonferrous Metallurgy, 2024,53(1):68-80.

[4] 郭辉. 重有色金属冶炼中砷的脱除与回收[J]. 世界有色金属, 2020(1):7.
GUO Hui. Removal and recovery of arsenic in heavy nonferrous metal smelting[J]. World Nonferrous Metals, 2020(1):7.

[5] YU Y, LI L, WANG J, et al. Phase transformation of Sn in tin-bearing iron concentrates by roasting with FeS_2 in CO-CO_2 mixed gases and its effects on Sn separation[J]. Journal of Alloys and Compounds, 2018,750:8-16.

[6] 昆明理工大学国土资源工程学院. “复杂多金属锡矿资源绿色低碳综合利用关键技术与产业化”取得重大进展[J]. 云南科技管理, 2024,37(3):68-69.
Faculty of Land and Resources Engineering, Kunming University of Science and Technology. Key technologies and industrialization for green and low-carbon comprehensive utilization of complex polymetallic tin ore resources have made significant progress[J]. Yunnan Science and Technology Management, 2024,37(3):68-69.

[7] 于勇. 含锡铁精矿硫化焙烧分离锡的基础研究[D]. 昆明:昆明理工大学, 2022.
YU Yong. Fundamental research on separation of tin from tin-bearing iron concentrate by sulfidation roasting[D]. Kunming: Kunming University of Science and Technology, 2022.

[8] WANG J, XU B, JIANG W, et al. Development of one-step process method to separate tin from tin-refining sulfur slag via vacuum sulfuration and volatilization[J]. Vacuum, 2023,212:112039.

[9] HE J L, LI L, XIAO Y, et al. Staged separation and recovery of As, Pb, Bi, and Zn from lead smelting dusts[J]. Separation and Purification Technology, 2025,354:129163.

[10] LI W, LIU W, JIAO F, et al. Comprehensive recovery of arsenic and valuable metals from lead smelting flue dust: Process optimization and mechanism investigation[J]. Separation and Purification Technology, 2025,353:128497.

[11] LIU J, HUANG S, CHEN K, et al. Recovering metallic Pb directly from lead smelting dust by NaOH-carbon roasting process[J]. Journal of Materials Research and Technology, 2020,9(3):2744-2753.

[12] 陈丽诗,李鹏程,伍美珍,等. 锡冶炼烟尘中锡、铟赋存形态及分离富集研究[J]. 矿冶工程, 2025,45(6):124-129.
CHEN Lishi, LI Pengcheng, WU Meizhen, et al. Occurrence state of tin and indium in tin smelting dust and corresponding separation method[J]. Mining and Metallurgical Engineering, 2025,45(6):124-129.

引用本文:王崇宇,王泽斌,李磊. 低品位锡中矿与铅冶炼烟尘协同焙烧高效脱除砷研究[J]. 矿冶工程, 2026,46(3):192-198.
WANG Chongyu, WANG Zebin, LI Lei. Efficient arsenic removal by co-disposal of low-grade tin middlings and lead smelting flue dust. Mining and Metallurgical Engineering, 2026,46(3):192-198.

(上接第191页)

[7] 郑颖欣,张媛文. MPPM 表面 UiO-66-SO_3H 的构建及其性能[J]. 武夷学院学报, 2024,43(9):7-12.
ZHENG Yingxin, ZHANG Aiwen. Construction and performance study of UiO-66-SO_3H on MPPM surface[J]. Journal of Nanping Teachers College, 2024,43(9):7-12.

[8] 袁近秋,吕章怡,梁宇宁,等. UiO-66-NH_2 的改性及其吸附 Cu^{2+} 性能[J]. 化工科技, 2024,32(4):44-48.
YUAN Jinqiu, LYU Zhangyi, LIANG Yuning, et al. Modification of UiO-66-NH_2 and adsorption properties of Cu^{2+}[J]. Science & Technology in Chemical Industry, 2024,32(4):44-48.

[9] JI Z C, SUN H Y, ZHU Y F, et al. Enhanced selective removal of lead ions using a functionalized PAMAM@ UiO-66-NH_2 nanocomposite: Experiment and mechanism[J]. Microporous and Mesoporous Materials, 2021,328:111433.

[10] MORCOS G S, IBRAHIM A A, EL-SAYED M M H, et al. High performance functionalized UiO metal organic frameworks for the efficient and selective adsorption of Pb (II) ions in concentrated multi-ion systems[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021,9(3):105191.

[11] YANG L, LIU T J, LI Z, et al. Adsorption of La^{3+} onto trifluoroacetic acid modified UiO-66-COOH: Adsorption mechanism and application[J]. Materials Chemistry and Physics, 2023,301:127535.

[12] JIANG H R, XUE C H, SUN W J, et al. Acid regulation of defective sulfonic-acid-functionalized UiO-66 in the esterification of cyclohexene with formic acid[J]. Catalysis Letters, 2023,153(3):836-849.

[13] ANDRADE P H M, HENRY N, VOLKRINGER C, et al. Iodine uptake by Zr-/Hf-based UiO-66 materials: The influence of metal substitution on iodine evolution[J]. ACS Applied Materials & Interfaces, 2022,14(26):29916-29933.

[14] WANG Y L, ZHANG S, ZHAO Y F, et al. UiO-66-based metal organic frameworks for the photodegradation of acetaminophen under simulated solar irradiation[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021,9(5):106087.

[15] HUANG Z, WANG C, ZHAO J L, et al. Adsorption behavior of Pd(II) ions from aqueous solution onto pyromellitic acid modified-UiO-66-NH_2[J]. Arabian Journal of Chemistry, 2020,13(9):7007-7019.

[16] OLORUNYOMI J F, LIU T Y, HO C K, et al. Imparting UiO-66 with fast cation exchange propertyvia sulfonating organic linkers for selective adsorption[J]. Separation and Purification Technology, 2021,260:118219.

[17] MORAL R, PAUL S. Understanding the role of solvent polarity and amino acid composition of cyclic peptides in nanotube stability[J]. Journal of Physical Chemistry B, 2025,129(14):3590-3603.

引用本文:逄淑伟,程全国,赵勇. 功能化 SY-MOF-1 材料的制备及其对土壤中铅的去除[J]. 矿冶工程, 2026,46(3):186-191.
PANG Shuwei, CHENG Quanguo, ZHAO Yong. Preparation of functionalized SY-MOF-1 composites and their application in lead removal from soil[J]. Mining and Metallurgical Engineering, 2026,46(3):186-191.