



空心类水滑石对重金属的吸附性能研究

崔国居¹, 李家亮²

(1. 中国石化胜利油田石油化工总厂, 山东东营 257000; 2. 山东理工大学化学化工学院, 山东淄博 255000)

[摘要] 重金属废水是一类难处理的废水, 对其进行有效处理一直是环境领域的研究热点。类水滑石(LDHs)因比表面积大、制备简单、环境友好等特性, 成为一类具有较高应用潜力的重金属吸附剂。制备了具有更多吸附位点的空心类水滑石(LDHs-H), 选取重金属离子 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 作为研究对象, 探究了初始重金属离子浓度、吸附时间、溶液 pH 和竞争离子等因素对 LDHs-H 吸附重金属离子的影响。结果表明, LDHs-H 对 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的等温吸附数据较好地拟合了 Freundlich 等温模型, 对 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 的等温吸附数据较好地拟合了 Langmuir 等温模型。准二级动力学模型较好地描述了 LDHs-H 对 4 种重金属离子的动力学吸附过程。LDHs-H 层板上的羟基与 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 反应生成沉淀是 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 去除的主要方式, 与 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 发生同晶替代和晶体生长是 LDHs-H 吸附 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 的主要机理。共存离子实验证明废水中常见离子几乎均不会影响 LDHs-H 对重金属离子的吸附, 且中性条件下 LDHs-H 对重金属离子具有较好的吸附效果。

[关键词] 空心类水滑石; 重金属; 废水处理; 吸附机理

[中图分类号] TQ424; X703.1 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2023)02-0142-06

Adsorption of heavy metals by hollow layered double hydroxides

CUI Guojū¹, LI Jialiang²

(1. Petrochemical General Plant, Shengli Oilfield, SINOPEC, Dongying 257000, China; 2. School of Chemistry and Chemical Engineering, Shandong University of Technology, Zibo 255000, China)

Abstract: As a kind of refractory wastewater, the effective treatment of wastewater containing heavy metals was a research hotspot in the field of environment. Layered double hydroxides (LDHs) is a kind of heavy metal adsorbent with high application potential due to its large specific surface area, simple preparation and environmental friendliness. Hollow layered double hydroxides (LDHs-H) with more adsorption sites were prepared and heavy metal ions such as Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} and Ni^{2+} were selected. The effects of initial heavy metal ion concentration, adsorption time, solution pH and competitive ions on the adsorption of heavy metal ions by LDHs-H were investigated. The results showed that the adsorption isotherms of LDHs-H for Cu^{2+} and Pb^{2+} well fitted with Freundlich model, and Langmuir model well described the isotherms of Zn^{2+} and Ni^{2+} . Kinetic data of the adsorption process of four heavy metals fitted pseudo-second-order model well. Hydroxyl groups on LDHs-H reacting with Cu^{2+} and Pb^{2+} to form precipitation was the main way to remove Cu^{2+} and Pb^{2+} , and substitution and crystal growth with Zn^{2+} and Ni^{2+} were the main mechanism for LDHs-H to fix Zn^{2+} and Ni^{2+} . Coexisting ions experiments showed that common ions in wastewater could not affect the adsorption effect of LDHs-H on heavy metals, and LDHs-H had good adsorption effect on heavy metals in neutral conditions.

Key words: hollow layered double hydroxides; heavy metals; wastewater treatment; adsorption mechanism

水体重金属污染是全球性问题, 一直受到世界各国的高度重视^[1-2]。重金属污染物是一类具有致畸性、致癌性和诱变性的危险废物, 可随水流迁移进入食物链并在生物体内积累, 最终危及人体健康^[3-4]。由于实际水体条件复杂多变, 有毒重金属离子的净化

仍然是一个严峻的挑战。因此, 探索合适的方法去除实际水体中的重金属离子具有重要意义。

层状双氢氧化物(LDHs)通常被称为类水滑石化合物或阴离子黏土^[5]。LDHs的化学式一般为 $[\text{M}^{2+}_{1-x}\text{M}^{3+}_x(\text{OH})_2]^{x+}(\text{A}^{n-})_{x/n} \cdot m\text{H}_2\text{O}$, 其中 M^{2+} 和 M^{3+} 是

二价和三价阳离子, A^n 是平衡电荷的层间阴离子^[6]。LDHs 因比表面积大、制备简单、环境友好等特性在吸附领域受到了广泛关注^[7], 然而有限的吸附位点限制了其吸附能力。

为改善 LDHs 的吸附效果, 本研究制备了具有更多吸附位点的空心类水滑石 (LDHs-H) 并用于吸附废水中的重金属离子 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} , 探究了初始重金属离子浓度、吸附时间、溶液 pH 和竞争离子等因素对 LDHs-H 吸附废水中重金属离子的影响, 并表征了吸附机理。

1 实验部分

1.1 LDHs-H 的制备

将 0.512 g $Mg(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ 和 0.375 g $Al(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ 分别溶于 40 mL 去离子水中, 然后将 40 mL 0.12 kg/L 的尿素溶液逐滴加入上述盐溶液; 超声 30 min 后, 将混合物转移到高压釜中, 密封, 于 120 °C 反应 10 h; 待反应釜自然冷却至室温后, 离心, 用去离子水洗涤, 80 °C 烘干, 即得 LDHs-H。另外, 在相同条件下, 在高压釜中 120 °C 反应 2 h 制备 LDHs 作为对照组。

1.2 重金属吸附实验

通过批次实验比较 LDHs 和 LDHs-H 对重金属离子 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 的吸附能力。将 40 mg 吸附剂和 50 mL 不同浓度的重金属离子溶液混合于 150 mL 锥形瓶中, 使用 0.1 mol/L 的 HCl 或 NaOH 调节 pH; 将锥形瓶放在 25 °C 恒温摇床上以 300 r/min 的速度振荡一定时间后, 离心 (5 000 r/min, 5 min), 取上层溶液检测剩余重金属离子的浓度, 并计算去除率。

此外, 本研究还考察了废水中其他常见离子, 如 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Na^+ 、 Cl^- 、 NO_3^- 和 PO_4^{3-} , 对重金属离子 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 去除效果的影响, 实验过程与吸附实验过程相同, 干扰离子投加量为 300 mg/L。

1.3 表征方法

采用日本 SU-8010 型扫描电子显微镜 (SEM) 对材料的形貌进行表征; 采用德国 Bruker D8 Advance X 射线衍射仪 (XRD) 在 Cu K α 辐射下对材料的晶型及结构进行表征; 采用 Micromeritics ASAP 2020 BET 系统对材料进行 N_2 吸附-脱附等温线测定。

2 结果与讨论

2.1 LDHs-H 的基本特征

图 1(a) 为 LDHs 和 LDHs-H 的 XRD 谱图。采用

氮气吸附-脱附等温实验分别测定了 LDHs 和 LDHs-H 的孔径分布和比表面积, 结果见图 1(b)。利用扫描电镜分析了 LDHs 和 LDHs-H 的表面形貌, 结果见图 1(c)~(d)。

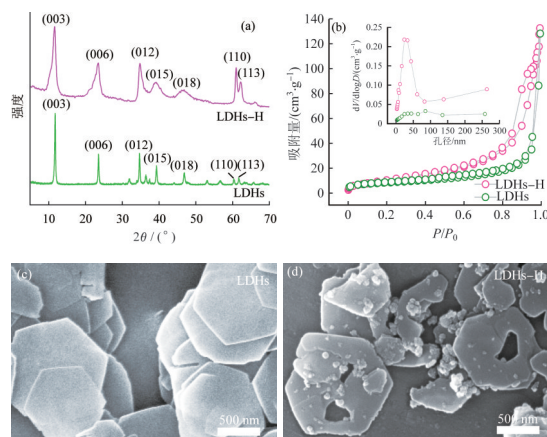


图 1 LDHs 和 LDHs-H 的 XRD(a)、氮气吸附-脱附等温线(b)和 SEM(c~d)

Fig. 1 XRD(a), N_2 adsorption-desorption isotherms(b) and SEM(c~d) of LDHs and LDHs-H

如图 1(a) 所示, $2\theta = 11.23^\circ$ 、 23.26° 、 35.19° 、 39.12° 、 46.96° 、 61.23° 和 61.97° 附近的衍射峰分别对应 LDHs 的 (003)、(006)、(012)、(015)、(018)、(110) 和 (113) 晶面, LDHs 和 LDHs-H 样品均具有典型的 LDHs 衍射峰 (JCPDS 89-0461), 同时也证明了样品具有良好的晶体结构。

BET 结果 [图 1(b)] 表明, 相比 LDHs, LDHs-H 具有更大的比表面积和良好的孔结构, LDHs-H 的比表面积 ($43.31 \text{ m}^2/\text{g}$) 和孔体积 ($0.089 \text{ cm}^3/\text{g}$) 均大于 LDHs 的比表面积 ($23.33 \text{ m}^2/\text{g}$) 和孔体积 ($0.034 \text{ cm}^3/\text{g}$)。

图 1(c) 中 LDHs 的形貌规则, 呈六边形晶体形态, 尺寸为 $800 \sim 1\,000 \text{ nm}$, 有典型的 LDHs 结构。图 1(d) 中, LDHs-H 层的中心存在孔洞, 但仍保留了 LDHs 的六边形纳米片结构, 变为空心六方纳米片。这是因为随着反应时间的延长, 体系中尿素分解产生了过量的 OH^- , LDHs 体系中的 $Al(OH)_3$ 转化为 AlO_2^- , 导致 LDHs 结构中心被蚀刻, 从而产生孔洞。

2.2 pH 对 LDHs-H 吸附性能的影响

在对废水进行处理时, 废水 pH 对整个吸附过程具有较大影响。因此, 探究不同 pH 下吸附剂对重金属离子的吸附效果具有重要意义。在重金属离子质量浓度为 300 mg/L 、吸附剂投加量为 0.8 g/L 、吸附时间为 12 h 的条件下, 分别调节溶液 pH 为 $1 \sim 13$, 考察

pH 对 LDHs-H 吸附 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 行为的影响, 结果见图 2。

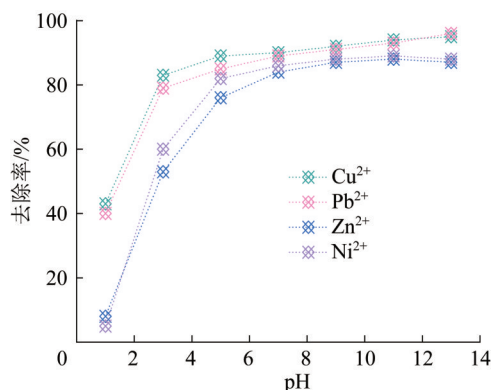


图 2 pH 对 LDHs-H 吸附 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 的影响

Fig. 2 Effects of pH on adsorption of Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} and Ni^{2+} by LDHs-H

从图 2 可以看到, 在酸性较高的条件下, 4 种重金属离子的去除率均较低, 这是由于在酸性条件下, LDHs 层板上的羟基发生质子化带正电荷, 对重金属离子的吸附产生较大影响。随着 pH 的增加, LDHs-H 对 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 的去除率先增大后趋于稳定, 在 pH=9 时达到最大, 随后几乎保持不变; 而 LDHs-H 对 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的去除率则随着 pH 的增加一直上升, 但上升趋势逐渐变缓。

2.3 吸附动力学

在重金属离子质量浓度为 300 mg/L、吸附剂投加量为 0.8 g/L、pH=7 条件下, 分别于反应 10 min、20 min、30 min、1 h、2 h、3 h、5 h、7 h 和 9 h 取样, 考察吸附时间对 LDHs-H 和 LDHs 吸附 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 行为的影响, 结果见图 3。LDHs 对 4 种重金属离子的去除具有相似的趋势, 吸附速率均在反应前 1 h 较快, 随后逐渐缓慢, 最终在 4 h 左右达到平衡。

利用准一级和准二级动力学模型〔式(1)和式(2)〕描述整个吸附过程〔8-9〕。LDHs-H 和 LDHs 对 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 的动力学拟合参数见表 1。

$$q_t = q_e (1 - e^{-k_1 t}) \quad (1)$$

$$q_t = \frac{q_e t}{(1/k_2 q_e) + t} \quad (2)$$

式中: q_t 、 q_e ——分别为 t 时刻和平衡时重金属离子的吸附量, mg/L;

k_1 ——准一级反应动力学速率常数, h^{-1} ;

k_2 ——准二级反应动力学速率常数, $\text{g}/(\text{mg} \cdot \text{h})$ 。

从表 1 可以看出, 对于 LDHs-H 和 LDHs 这 2 种

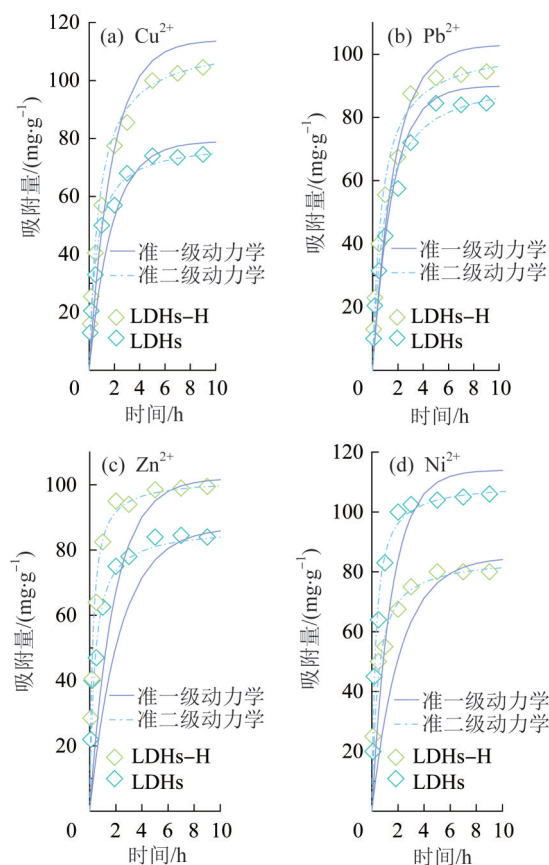


图 3 吸附时间对 LDHs-H 和 LDHs 吸附 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 行为的影响

Fig. 3 Effect of adsorption time on adsorption behavior of Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} and Ni^{2+} by LDHs-H and LDHs

吸附剂, 其吸附行为与准一级动力学模型的相关性 ($R^2 \leq 0.941$) 较差, 而与准二级动力学模型的相关性 ($R^2 = 0.995 \sim 0.999$) 较高, 且准二级动力学模型中吸附剂对重金属离子的理论吸附量与实验得到的实际吸附量更相近, 说明吸附过程受不同样品上有效活性位点数量控制, 化学吸附占主导地位。

2.4 等温吸附线

在吸附剂投加量为 0.8 g/L、pH=7、吸附时间为 12 h、温度为 25 °C 的条件下, 分别设定重金属离子的初始质量浓度为 50~1 000 mg/L, 考察了 LDHs-H 和 LDHs 对 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 的等温吸附行为, 结果见图 4。随着平衡质量浓度的不断增加, 吸附剂对 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附量一直增加, 而对 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 的吸附量则呈现先增加后基本保持不变的趋势, 不同的吸附趋势表明吸附剂与重金属离子之间存在不同的相互作用。

为进一步描述吸附过程, 阐明吸附机理, 采用

表 1 LDHs-H 和 LDHs 吸附 Cu²⁺、Pb²⁺、Zn²⁺ 和 Ni²⁺ 的动力学拟合参数

Table 1 Kinetic fitting parameters of adsorption for Cu ²⁺ , Pb ²⁺ , Zn ²⁺ and Ni ²⁺ by LDHs-H and LDHs								
重金属离子	吸附剂	$q_{e,exp}/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	准一级动力学			准二级动力学		
			k_1/h^{-1}	$q_{e,cal}/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	R^2	$k_2/(\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1})$	$q_{e,cal}/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	R^2
Cu ²⁺	LDHs-H	107.56	0.41	112.69	0.934	0.83	108.48	0.995
	LDHs	72.68	1.53	74.50	0.915	0.75	72.30	0.996
Pb ²⁺	LDHs-H	91.69	0.86	95.21	0.927	0.83	90.81	0.998
	LDHs	80.98	0.97	80.05	0.929	0.71	80.16	0.999
Zn ²⁺	LDHs-H	96.79	0.75	99.56	0.937	0.81	97.21	0.997
	LDHs	82.29	0.46	83.59	0.923	0.87	83.14	0.996
Ni ²⁺	LDHs-H	106.38	0.76	111.39	0.927	0.67	107.84	0.995
	LDHs	75.68	0.59	79.36	0.941	0.58	74.41	0.998

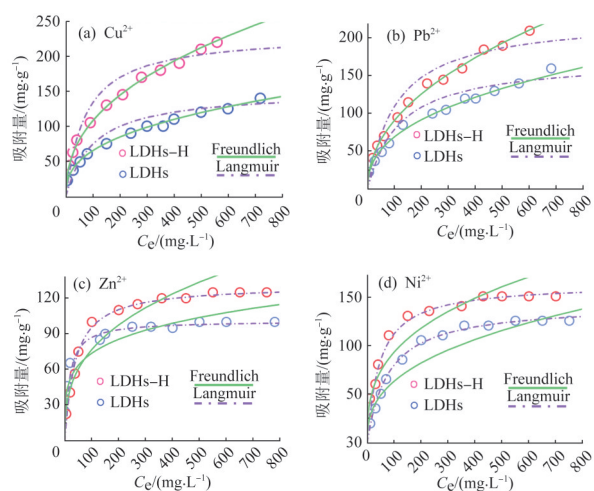


图 4 LDHs-H 和 LDHs 对 Cu²⁺、Pb²⁺、Zn²⁺ 和 Ni²⁺ 的等温吸附线

Fig. 4 The isothermal adsorption lines of LDHs-H and LDHs for Cu²⁺, Pb²⁺, Zn²⁺ and Ni²⁺

表 2 LDHs-H 和 LDHs 吸附 Cu²⁺、Pb²⁺、Zn²⁺ 和 Ni²⁺ 的等温吸附模型参数

Table 2 Parameters of isothermal adsorption model for Cu ²⁺ , Pb ²⁺ , Zn ²⁺ and Ni ²⁺ adsorbed by LDHs-H and LDHs							
重金属离子	吸附剂	Langmuir 模型			Freundlich 模型		
		$q_m/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$K_L/(\text{L}\cdot\text{mg}^{-1})$	R^2	$K_F/(\text{mg}^{1-1/n}\cdot\text{L}^{1/n}\cdot\text{g}^{-1})$	n	R^2
Cu ²⁺	LDHs-H	218.26	0.14	0.668	3.56	1.83	0.991
	LDHs	128.57	0.11	0.748	7.31	2.81	0.994
Pb ²⁺	LDHs-H	227.65	0.18	0.719	8.01	2.74	0.992
	LDHs	152.65	0.61	0.686	7.90	2.73	0.993
Zn ²⁺	LDHs-H	130.48	0.95	0.994	7.31	2.56	0.786
	LDHs	105.25	0.31	0.997	2.37	2.71	0.853
Ni ²⁺	LDHs-H	156.38	0.29	0.992	4.19	2.51	0.794
	LDHs	122.80	0.43	0.995	5.42	2.65	0.866

由表 2 可知,Cu²⁺ 和 Pb²⁺ 在 LDHs-H 上的吸附更符合 Freundlich 模型 ($R^2\geq 0.991$), Cu²⁺ 和 Pb²⁺ 在 LDHs-H 表面的非均相活性位点上发生多层吸附, LDHs-H 与 Cu²⁺ 和 Pb²⁺ 之间存在一定相互作用。Langmuir 模型能较好地描述 Zn²⁺ 和 Ni²⁺ 在 LDHs-H 上的吸附行为 ($R^2\geq 0.992$), 表明 LDHs-H 对 Zn²⁺ 和

Langmuir 和 Freundlich 等温模型[式(3)和式(4)]^{〔10-11〕} 对实验数据进行拟合,结果见表 2。

$$q_e = \frac{c_e K_L q_m}{1 + K_L c_e}$$
 (3)

$$q_e = K_F c_e^{1/n}$$
 (4)

式中: q_e ——吸附剂对重金属离子的平衡吸附量, mg/g;
 c_e ——重金属离子吸附平衡时的质量浓度, mg/L;
 K_L ——Langmuir 模型亲和性参数, L/mg;
 q_m ——Langmuir 模型理论最大吸附容量, mg/g;
 K_F ——Freundlich 模型亲和性参数, (mg^{1-1/n}·L^{1/n})/g;
 n ——Freundlich 模型线性常数。

Ni²⁺ 的吸附更符合均相活性位点上的单层吸附,且 LDHs-H 对 Zn²⁺ 和 Ni²⁺ 的最大吸附量(q_m)分别为 130.48 mg/g 和 156.38 mg/g,与实验结果(132.56 mg/g 和 153.89 mg/g)接近。此外,LDHs 对 Cu²⁺、Pb²⁺、Zn²⁺ 和 Ni²⁺ 等温吸附模型的拟合结果与 LDHs-H 相同。不同模型的拟合结果表明 LDHs-H 和 LDHs 对 4 种

重金属离子存在不同的吸附机理。

2.5 LDHs-H对重金属离子的吸附机理

为讨论LDHs-H对 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 的吸附机理,对吸附重金属离子后的LDHs-H进行了一系列表征,XRD结果如图5所示。

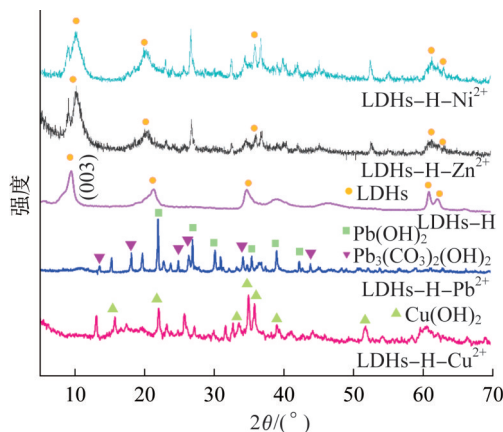


图5 LDHs-H吸附 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 后的XRD

Fig. 5 XRD patterns after adsorption of Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} and Ni^{2+} on LDHs-H

由图5可知,LDHs-H吸附 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 前后的XRD没有发生明显变化,说明反应后LDHs-H的结构保持不变且没有生成新物质。但与反应前相比,与 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 反应后,LDHs-H的(003)特征峰发生了左移,层间距由0.760 nm分别增加到0.812 nm和0.847 nm,表明LDHs-H与 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 之间存在一定的相互作用。与 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 反应后,LDHs特征峰消失的同时出现了一些新峰,说明在LDHs-H吸附 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 后LDHs的结构被破坏并生成了新的物相,且新生成的物相是 $\text{Cu}(\text{OH})_2$ 和 $\text{Pb}(\text{OH})_2$ 、 $\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$,说明LDHs-H对 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附过程是生成沉淀的过程。

图6为LDHs-H吸附 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 后的扫描电镜图。

由图6可知,LDHs-H吸附 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 后,形貌由原来的空心六方结构变为完整六方片状结构,且六方片相互交叉,没有生成其他结构;对应XRD可知,新生成的六方片状交叉结构为LDHs。由于与 Mg^{2+} (0.078 nm)具有相似的离子半径, Zn^{2+} (0.074 nm)和 Ni^{2+} (0.069 nm)的去除主要是通过发生同晶替代以及被用于空心晶体生长为六方片状结构。LDHs-H与 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 反应后,原先的空心六方片状结构消失并生成了明显的沉淀;结合XRD可知,LDHs-H与 Cu^{2+} 反应后,LDHs-H表面新生成了形状不规则的

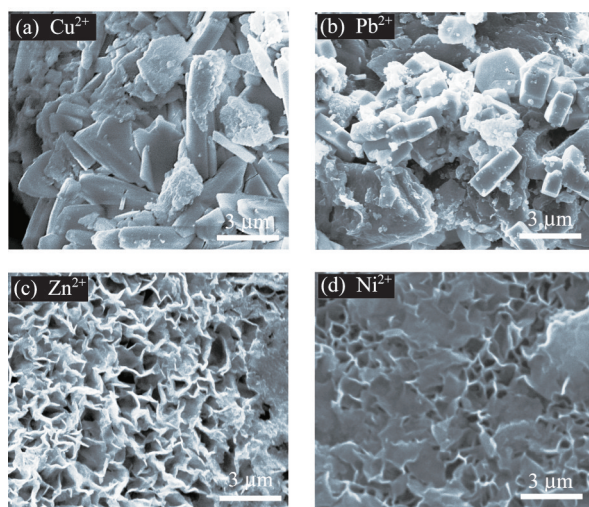


图6 LDHs-H吸附重金属离子后的SEM

Fig. 6 SEM of heavy metal ions adsorption by LDHs-H

$\text{Cu}(\text{OH})_2$ 棒状结构,与 Pb^{2+} 反应后则生成了明显的 $\text{Pb}(\text{OH})_2$ 、 $\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$ 块状结构。

因此,LDHs-H吸附 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 的机理为同晶替代及晶体生长,吸附 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的机理为与LDHs层板上的羟基反应生成沉淀。该吸附机理更好地解释了在碱性条件下 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 去除效果较好的原因。

2.6 共存离子影响

水环境中往往存在多种离子,共存离子是影响重金属离子去除的重要因素之一,它们会与重金属离子竞争吸附剂的吸附位点,因此探究不同共存离子对LDHs-H去除4种重金属离子的影响显得尤为重要。在吸附剂投加量为0.8 g/L、重金属离子质量浓度为300 mg/L、pH=7、吸附时间为12 h的条件下,分别投加300 mg/L的 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Na^+ 、 Cl^- 、 NO_3^- 和 PO_4^{3-} ,考察干扰离子对LDHs-H和LDHs吸附 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Ni^{2+} 行为的影响,并以相同条件下不添加重金属离子的实验作为对照组,结果见图7。

如图7所示,干扰阳离子 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Ca^{2+} 和 Na^+ 以及干扰阴离子 NO_3^- 、 Cl^- 和 PO_4^{3-} 对LDHs-H吸附4种重金属离子造成的影响均小于10%,表明当其他竞争离子与重金属离子共存时,LDHs-H对重金属离子仍具有较高的选择性。

3 结论

本研究成功合成了具有更多吸附位点的六方空心类水滑石LDHs-H。对于LDHs-H, Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的等温吸附线更符合Freundlich模型,Langmuir等温吸

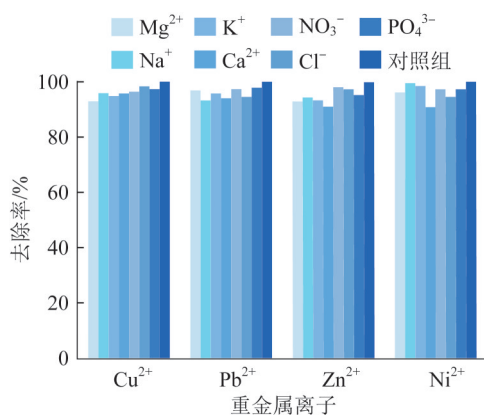


图7 竞争离子对LDHs-H吸附Cu²⁺, Pb²⁺, Zn²⁺和Ni²⁺的影响

Fig. 7 Effects of coexisting cations on adsorption of Cu²⁺, Pb²⁺, Zn²⁺ and Ni²⁺ by LDHs-H

附模型则更好地描述了Zn²⁺和Ni²⁺的吸附过程; LDHs-H对4种重金属的吸附动力学数据更符合准二级动力学模型,且吸附能在较短的时间内达到平衡。LDHs-H吸附Zn²⁺和Ni²⁺的机理为同晶替代及晶体生长,吸附Cu²⁺和Pb²⁺的机理为与LDHs层板上的羟基反应生成沉淀。竞争离子实验表明LDHs-H对重金属离子的吸附具有优先选择性,且在pH为7~10的范围内LDHs-H对重金属离子都具有较高的去除效率。

参考文献

- [1] CELIK A, BAKER D R, ARSLAN Z, et al. Highly efficient, rapid, and concurrent removal of toxic heavy metals by the novel 2D hybrid LDH-[Sn₂S₆][J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 426: 131696.
- [2] 马纁. 改性碳基吸附剂去除水中重金属和染料的研究[D]. 合肥: 中国科学技术大学, 2014.
MA Ying. Modified carbonaceous adsorbent for heavy metals and dye removal from the aqueous solution[D]. Hefei: University of Science and Technology of China, 2014.
- [3] FENG Xiaofang, LONG Runxuan, WANG Lingling, et al. A review on heavy metal ions adsorption from water by layered double hydroxide and its composites[J]. Separation and Purification Technology, 2022, 284: 120099.
- [4] 王秀莉, 尚玉俊, 宋丹丹. 新型吸附剂处理重金属废水的研究进展[J]. 工业水处理, 2014, 34(7): 5-9.
WANG Xiuli, SHANG Yujun, SONG Dandan. Research progress in a new type of adsorbents for removing heavy metals from wastewater[J]. Industrial Water Treatment, 2014, 34(7): 5-9.
- [5] DENG Lin, SHI Zhou, PENG Xiaoxu. Adsorption of Cr(VI) onto a magnetic CoFe₂O₄/MgAl-LDH composite and mechanism study[J]. RSC Advances, 2015, 5(61): 49791-49801.
- [6] 刘喜, 敖鸿毅, 刘剑彤. 铁改性竹炭去除水中的As(III)和As(V)[J]. 环境工程学报, 2012, 6(9): 2958-2962.
LIU Xi, AO Hongyi, LIU Jiantong. Removal of As(III) and As(V) from water by iron-modified bamboo charcoal[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2012, 6(9): 2958-2962.
- [7] HATAMI H, FOTOVAT A, HALAJNIA A. Comparison of adsorption and desorption of phosphate on synthesized Zn-Al LDH by two methods in a simulated soil solution[J]. Applied Clay Science, 2018, 152: 333-341.
- [8] IFEBAJO A O, OLADIPO A A, GAZI M. Efficient removal of tetracycline by CoO/CuFe₂O₄ derived from layered double hydroxides[J]. Environmental Chemistry Letters, 2019, 17(1): 487-494.
- [9] WANG Yunqi, ZHOU Peng, WANG Qingguo, et al. Fullerol mediated enhancement of chloramphenicol degradation in Fe(III)/H₂O₂ system by accelerating Fe(III)/Fe(II) cycle via a non-photochemical pathway[J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 402: 126176.
- [10] ZHONG Jinping, ZENG Yikui, ZHANG Mingyuan, et al. Toluene oxidation process and proper mechanism over Co₃O₄ nanotubes: Investigation through in situ DRIFTS combined with PTR-TOF-MS and quasi in situ XPS[J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 397: 125375.
- [11] ZOU Yidong, WANG Xiangxue, AI Yuejie, et al. Coagulation behavior of graphene oxide on nanocrystalline Mg/Al layered double hydroxides: Batch experimental and theoretical calculation study[J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(7): 3658-3667.

[作者简介] 崔国居(1970—), 高级工程师。E-mail: jcqnxz@126.com。通讯作者: 李家亮, 博士, 教授。E-mail: lijialiang@sdut.edu.cn。

[收稿日期] 2022-12-09(修改稿)