

生物沥浸改性后污泥基生物炭对 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的吸附

伍荣军^{1,2,3}, 张 军^{1,2,3}, 王晟亦^{1,2,3}, 王敦球^{1,2,3}

(1. 桂林理工大学 环境科学与工程学院, 广西 桂林 541004; 2. 桂林理工大学 广西环境污染控制理论与技术重点实验室, 广西 桂林 541004; 3. 桂林理工大学 岩溶地区水污染控制与用水安全保障协同创新中心, 广西 桂林 541004)

摘 要: 为探索利用生物沥浸改性后污泥基生物炭去除废水中 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的可行性, 以生物沥浸改性后污泥为原料制备生物炭, 并测定了该材料的性能和吸附特性。通过单因素试验研究了 pH 值、生物炭投加量对吸附 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 性能的影响, 并利用吸附动力学和热力学来揭示吸附机制。试验结果表明, 经生物沥浸改性后污泥基生物炭的重金属含量降低; 吸附 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的最佳 pH 值分别为 5、6, 最佳生物炭投加量均为 2 g/L; 其对 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的吸附均能较好地符合准二级动力学方程和 Langmuir 等温线模型, 在 25、35、45 °C 三种温度下对 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的饱和吸附量分别为 30.68、39.95、43.93 mg/g 和 19.82、28.58、32.29 mg/g, 吸附过程均主要以物理吸附为主, 且为吸热过程。

关键词: 污泥基生物炭; 生物沥浸; 吸附; 重金属

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)01-0080-07

Adsorption of Pb^{2+} and Cd^{2+} by Bioleaching Modified Sludge-based Biochar

WU Rong-jun^{1,2,3}, ZHANG Jun^{1,2,3}, WANG Sheng-yi^{1,2,3}, WANG Dun-qiu^{1,2,3}

(1. College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 2. Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 3. Collaborative Innovation Center for Water Pollution Control and Water Safety in Karst Area, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China)

Abstract: Biochar was prepared from sludge modified by bioleaching in order to explore the feasibility of removing Pb^{2+} and Cd^{2+} from wastewater, and the material characteristics and adsorption properties were measured. The effects of pH and biochar dosage on the adsorption properties of Pb^{2+} and Cd^{2+} were studied by single-factor experiments, and the adsorption mechanism was revealed by adsorption kinetics and thermodynamics experiments. The results showed that the heavy metal content of sludge-based biochar decreased after modified by bioleaching. The optimal pH of Pb^{2+} and Cd^{2+} adsorbed by biochar was 5 and 6, respectively, and the optimal dosage of biochar was 2 g/L for both heavy metal ions. The adsorption of Pb^{2+} and Cd^{2+} was in good agreement with the quasi-second order kinetic equation and Langmuir isotherm model. The saturated adsorption capacities of Pb^{2+} were 30.68

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51868011、51638006); 广西科技重大专项(桂科 AA18118013); 广西自然科学基金资助项目(2016GXNSFAA380005); “广西特聘专家”专项经费资助项目
通信作者: 张军 E-mail: zjun@glut.edu.cn

mg/g (25 °C), 39.95 mg/g (35 °C) and 43.93 mg/g (45 °C), and the saturated adsorption capacities of Cd^{2+} were 19.82 mg/g (25 °C), 28.58 mg/g (35 °C) and 32.29 mg/g (45 °C), respectively. The adsorption process was mainly physical adsorption and endothermic process.

Key words: sludge-based biochar; bioleaching; adsorption; heavy metal

城镇污水处理厂产生的污泥中包含重金属、病原菌和持久性有机物等有毒有害物质,若污泥不加处理而直接排放将会对周边环境造成二次污染^[1]。目前,针对城市污泥的处理技术主要有厌氧消化和堆肥、干化及焚烧等,虽然其处理效果较好,但存在污染大、成本高等缺陷^[2]。热解技术能减少污泥体积、清除污泥中的病原体,还能将有机物转化为生物炭、生物燃料和生物油等,是一种非常具有应用前景的污泥处理技术^[3]。

生物炭是生物质在温度为 300 ~ 700 °C、缺氧条件下形成的富碳固体物质,具有孔隙结构良好、比表面积大和高度芳香化等优点^[4]。通常裂解后的生物炭比原有生物质结构具有更高的比表面积,如稻秆炭化后形成的生物炭,其比表面积为 288.10 m²/g,是原材料的 1 029 倍^[5]。此外,生物炭具有高度芳香化的结构,表面含有羧基、酚羟基、羰基、酸酐等含氧基团,可影响生物炭的吸附特性和稳定性^[6]。与其他生物炭相比,污泥基生物炭具有更丰富的阳离子交换量和表面吸附位点,可更有效地去除废水中的重金属。已有研究表明,污泥基生物炭对 Cd^{2+} 的吸附能力和速率明显高于活性炭,其吸附量超过活性炭 10 倍^[7]。尽管污泥基生物炭可较好地吸附水体中的重金属离子,但仍存在自身重金属滤出的风险,因此在一定程度上限制了其在实际工程中的应用潜力^[8]。

针对上述问题,笔者以城市污泥为原料,采用生物沥浸预处理的污泥制备生物炭,并研究用于吸附去除废水中重金属离子(Pb^{2+} 、 Cd^{2+})的可行性,包括分析生物沥浸改性后制备所得污泥基生物炭的形貌、表面特征及重金属含量的变化,进行吸附条件、吸附动力学和热力学试验,明确所制备的生物炭去除 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的最佳反应条件和吸附机制。

1 材料与方法

1.1 生物沥浸试验

供试污泥取自桂林市某污水处理厂的污泥浓缩池,其含水率为 98%。往 1 L 血清瓶中加入 500 mL 污泥,以 6 g/L 的 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为底物,在摇床中于

180 r/min、25 °C 的条件下振荡培养,直至污泥 pH 值稳定降低至 2 ~ 3,作为接种菌液。取 30 mL 污泥菌液加入到 300 mL 新鲜污泥中,加入 6 g/L 的 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$,并在相同的振荡条件下培养,直至 pH 值稳定下降至 2 ~ 3 后,用同样的方法再进行一次富集培养,当 pH 值下降至 2 ~ 3 并稳定后,停止沥浸过程,并采集沥浸后的污泥作为原料,用于生物炭的制备。

1.2 生物炭的制备

将生物沥浸前后的污泥分别置于离心管中,并置于转速为 4 000 r/min 的高速离心机中离心 10 min,弃去上清液,再将污泥放入冷冻干燥机内干燥 24 h,直至污泥含水率低于 10% 后取出,研磨过 100 目尼龙筛(0.15 mm)。取过筛后的污泥样品与秸秆,按照秸秆添加比为 20% 混合放入瓷舟中,将瓷舟放入管式真空炉的进样管中热解,并以 N_2 为保护气氛, N_2 流量为 300 mL/min,以 15 °C/min 的升温速率升温至 500 °C,煅烧时间为 2 h。煅烧结束后,冷却、研磨、过 100 目尼龙筛(0.15 mm),取过筛后的生物炭保存备用。

1.3 分析方法

采用 EPA3050b 的方法对生物炭样品进行 $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ 体系的消解,所得消解液采用电感耦合等离子体发射光谱仪测定 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 含量。利用扫描电子显微镜进行生物炭的微观形貌观察。采用比表面积及孔径分析仪测定生物炭的比表面积、总孔容积及孔径。采用傅里叶红外光谱仪(FTIR)分析生物炭的表面基团。以 X 射线衍射分析仪考察样品微晶体结构,采用 X 射线光电子能谱仪分析所测物质的价态。

1.4 试验方法

1.4.1 吸附试验

pH 值的影响:称取 0.100 0 g 改性后污泥基生物炭于 100 mL 聚乙烯离心管中,分别加入 50 mL 不同 Pb^{2+} 或 Cd^{2+} 浓度的溶液,用 NaOH 和 HCl 调节溶液 pH 值,在 25 °C、180 r/min 的条件下进行吸附试验,反应时间为 24 h。

生物炭投加量的影响:分别称取改性后污泥基生物炭 0.020 0、0.050 0、0.100 0、0.150 0、0.200 0、0.250 0、0.300 0、0.350 0、0.400 0 g 置于 100 mL 的聚乙烯离心管中,加入 50 mL 初始浓度为 30 mg/L 的 Pb^{2+} 或 Cd^{2+} 溶液,相应的生物炭投加量为 0.4、1、2、3、4、5、6、7、8 g/L,分别调节初始 pH 值至 5 (Pb^{2+}) 或 6 (Cd^{2+}),在 25 °C、180 r/min 条件下进行吸附试验,反应时间为 24 h。

1.4.2 吸附动力学和吸附热力学分析

吸附动力学:称取 0.100 0 g 改性后污泥基生物炭进行吸附试验,吸附反应时间分别为 0.25、0.50、0.75、1、2、3、4、5、6、8、10、12、15、18、21、24、27、30、36、48 h,其他试验条件与 1.4.1 节中不同生物炭投加量试验的条件相同。利用准一级动力学方程、准二级动力学方程、Bangham 动力学方程和 Elovich 动力学方程进行拟合。

吸附热力学:称取 0.100 0 g 改性后污泥基生物炭放于 100 mL 塑料离心管中,在 25、35 和 45 °C 条

件下,加入 50 mL 初始浓度分别为 2、5、10、20、30、40、50、60、80、100、120、150、200、300、400 和 500 mg/L 含有 Pb^{2+} 或 Cd^{2+} 的溶液,进行吸附试验,试验条件与 1.4.1 节中不同生物炭投加量试验条件相同。利用 Langmuir 和 Freundlich 吸附等温线模型进行拟合。

为了研究吸附机理,利用 Freundlich 吸附等温线方程和 Langmuir 吸附等温线方程分析不同温度下吸附自由能、吸附焓变以及吸附熵变。

2 结果与讨论

2.1 生物炭的基本特征

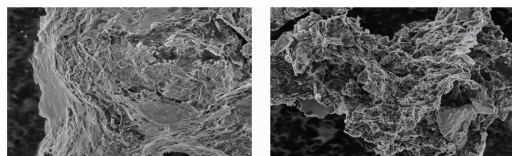
与未经沥浸预处理所制备的污泥基生物炭相比,经过生物沥浸预处理后所制得的污泥基生物炭中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 含量大幅度下降(见表 1),分别下降了 68%、82%、57%、51%、33%、64%、38%、82%,并且其含量均符合《农用污泥污染物控制标准》(GB 4284—2018)中 A 级污泥产物的限值。

表 1 未经沥浸预处理和经沥浸处理制备的污泥基生物炭中重金属含量

Tab.1 Heavy metal content in sludge-based biochar prepared without and with leaching pretreatment $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

项 目	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
未沥浸	21.52 ± 1.28	7.95 ± 0.38	278.95 ± 32.56	383.42 ± 63.06	0.06 ± 0.01	84.15 ± 11.22	95.99 ± 5.76	1 386.99 ± 33.58
沥浸	6.82 ± 0.29	1.45 ± 0.08	119.98 ± 8.26	186.39 ± 14.58	0.04 ± 0.00	30.17 ± 1.82	59.04 ± 4.51	247.14 ± 22.31

与未沥浸预处理所制备的污泥基生物炭相比,经生物沥浸预处理污泥所制备的生物炭表面粗糙,具有一定数量、不同规则的多孔空隙,如图 1 所示。可见,污泥经生物沥浸预处理有利于增大生物炭与溶质的接触面积,提高吸附重金属的能力。



a. 污泥基生物炭

b. 生物沥浸改性污泥基生物炭

图 1 生物炭的 SEM 照片

Fig.1 SEM photos of biochar

与未生物沥浸相比,生物沥浸预处理能够有效提高污泥基生物炭的比表面积和总孔容积(见表 2),沥浸后污泥基生物炭的比表面积、总孔容积分别为未沥浸污泥基生物炭的 3.3 倍和 1.9 倍,但平均孔径下降了 43%。这可能与生物沥浸过程中嗜酸性硫杆菌作用和施氏矿物有关^[9]。嗜酸性硫杆菌具有较小的尺寸,其取代异养菌后可能造成有机

质在热解过程中更容易产生疏松的孔隙;施氏矿物中含有较多的结合水,在高温下释放,进一步加剧了污泥基生物炭孔隙的扩大。

表 2 生物炭的比表面积及孔径测定结果

Tab.2 Measurement results of specific surface area and pore diameter of biochar

项 目	比表面积/ ($\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)	总孔容积/ ($\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$)	平均孔径/nm
未沥浸	7.798	0.021	10.802
沥浸	25.798	0.039	6.146

与未沥浸处理相比,生物沥浸后污泥基生物炭主要特征吸收峰的位置基本不变,但部分特征峰的强度发生了较小的变化,如图 2 所示。可知,污泥基生物炭表面主要的 3 个特征峰出现在 1 019 ~ 1 023、1 623 ~ 1 634、3 429 ~ 3 435 cm^{-1} 处,依次代表无机矿物 Si—O—Si 的 Si—O 对称伸缩振动峰,羟基、羧基、内酯基中的 C=O 和 C=C 伸缩形成的峰,酚基的 O—H 伸缩形成的峰^[10-11]。相比污泥基生物炭,生物沥浸改性污泥基生物炭在 1 023 cm^{-1} 处具有相同强度的吸收峰,但在 1 623 cm^{-1} 处吸收

峰强度略有下降。一方面是由于污泥经过生物沥浸预处理后,污泥中原有的物质成分发生了一些变化;另一方面,生物沥浸需要以亚铁离子作为能源物质,可能使得污泥基生物炭在制备过程中铁元素与羟基、羧基结合。同时,生物沥浸改性污泥基生物炭在 $3\,435\text{ cm}^{-1}$ 处吸收峰的强度也发生了相应的减弱,可能是由于污泥经过生物沥浸预处理后生成了施氏矿物,这当中包含较多的结合水,在热解过程中污泥中的结合水发生脱离,导致氢键结合的O—H逐渐断裂^[12]。

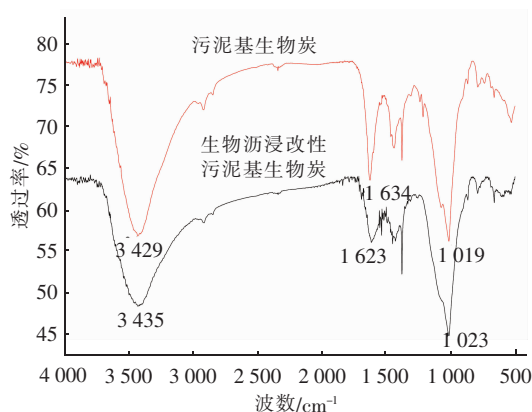
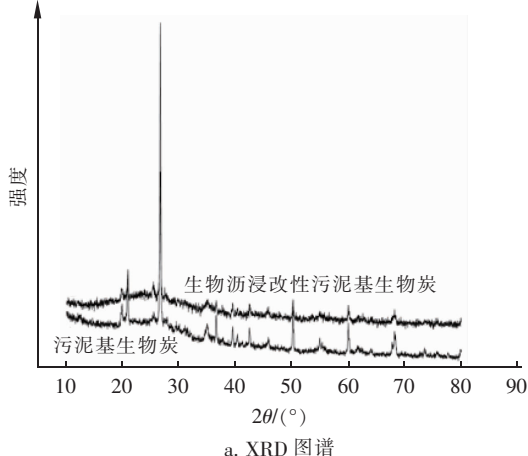


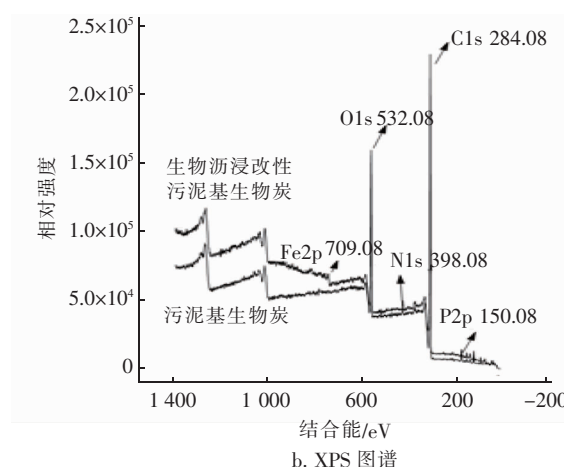
图2 生物炭的FTIR图谱

Fig. 2 FTIR profile of biochar

污泥基生物炭和生物沥浸改性污泥基生物炭的晶型结构基本一致,均属于无定形晶体结构。同时 $2\theta = 34.9^\circ$ 处明显出现铁氧化物的特征峰,说明原污泥经过生物沥浸后在高温下煅烧,脱氢和脱氧后被炭化,剩余的氧可能使生物沥浸时底物中的铁被还原。生物沥浸改性污泥基生物炭上存在结合能为 709.08 eV 的 $Fe2p$ 峰值(见图3)。说明生物沥浸对污泥进行了改性,使得亚铁离子附着在污泥基生物炭上,且主要以 Fe_2O_3 的形式存在。



a. XRD 图谱



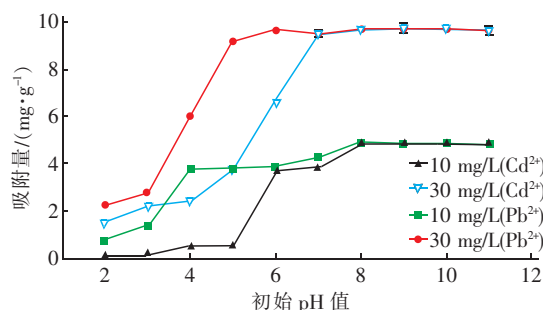
b. XPS 图谱

图3 生物炭的XRD和XPS图谱

Fig. 3 XRD and XPS profile of biochar

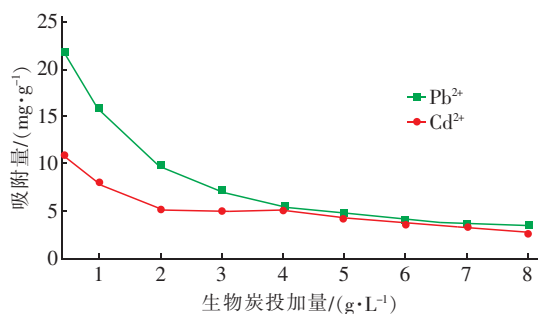
2.2 吸附试验

图4为溶液初始pH值对生物沥浸改性污泥基生物炭吸附 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的影响。

图4 溶液初始pH值对生物沥浸改性污泥基生物炭吸附 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的影响Fig. 4 Effect of initial pH on adsorption of Pb^{2+} and Cd^{2+} by bioleaching modified sludge-based biochar

从图4可以看出,随着初始pH值的增加,生物沥浸改性污泥基生物炭对 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的吸附量先增加后趋于稳定,最适初始pH值分别为5和6。这是因为生物炭表面存在羟基、羧基等含氧官能团,在pH值较低条件下,溶液中存在大量的 H^+ 离子可能会造成生物炭表面质子化,从而使得溶液中的 H^+ 与 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 形成竞争吸附关系,导致吸附剂与 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的结合效率变低。当溶液pH值不断上升后,导致生物炭表面的电势密度降低,促使生物炭表面带负电荷, Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 与生物炭表面的静电斥力减小,使得生物炭与 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的结合率增加,去除率快速上升。

生物炭投加量对吸附 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的影响如图5所示。

图5 生物炭投加量对吸附 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的影响Fig. 5 Effect of biochar dosage on adsorption of Pb^{2+} and Cd^{2+}

从图5可以看出,当生物炭浸改性污泥基生物炭投加量由0.4 g/L增加到2 g/L时,对 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的吸附量急剧减小;将投加量继续增大至8 g/L时, Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的吸附量下降缓慢。分析原因,随着污泥基生物炭投加量的增加,可供 Pb^{2+} 、 Cd^{2+}

附着的生物炭表面的活性位点不断增多,随着吸附反应的推进,使得剩余溶液中 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的浓度降低,传质吸附动力降低^[13],不利于 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的吸附。因此,为了更好地减少因投加量较大发生颗粒聚团的现象和运行成本,在试验中选取2 g/L为生物炭的最佳投加量。

2.3 吸附动力学及吸附热力学

2.3.1 吸附动力学

以准一级动力学、准二级动力学、Bangham动力学和Elovich动力学方程,对 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 吸附动力学进行拟合,结果见表3(k 为速率常数)。可知,相比准一级动力学、Bangham动力学和Elovich动力学方程,准二级动力学的 R^2 更接近于1,并且由准二级动力学方程计算出的理论吸附量(q_m)与实际吸附量($q_{e,exp}$)非常接近。因此,生物炭浸改性后污泥基生物炭对 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的吸附均符合准二级动力学。

表3 吸附动力学方程拟合参数

Tab. 3 Fitting parameters of adsorption kinetic equation

项 目	浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$q_{e,exp}/$ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	准一级动力学模型			准二级动力学模型			Bangham 动力学模型		Elovich 动 力学模型	
			R^2	$k_1/$ min^{-1}	$q_m/$ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	R^2	$k_2/(\text{g} \cdot$ $\text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1})$	$q_m/$ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	R^2	k_3	R^2	k_4
Pb^{2+}	30	10.63	0.865	0.002	8.03	0.998	0.236 0	10.69	0.671	0.951	0.888	0.014
	100	30.11	0.868	0.002	26.23	0.981	0.000 7	30.07	0.916	1.316	0.939	0.326
Cd^{2+}	30	9.98	0.844	0.003	8.03	0.998	0.236 0	9.69	0.991	0.951	0.671	0.014
	100	33.52	0.859	0.002	26.23	0.980	0.000 7	33.27	0.986	1.316	0.916	0.326

2.3.2 吸附热力学

采用Langmuir吸附等温线方程和Freundlich吸附等温线方程对 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 吸附热力学进行拟合,结果如表4所示(K_L 、 n 为吸附常数, K_f 为与吸附容量有关的常数)。可以看出,Langmuir吸附等温线方程拟合的相关系数 R^2 更接近于1,因此,相比于Freundlich吸附等温线方程,生物炭浸改性污泥基生

物炭对 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的吸附过程更符合Langmuir吸附等温线方程。说明生物炭浸改性污泥基生物炭对 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的吸附更倾向于单分子层吸附,在吸附温度为25、35和45℃的条件下,达到吸附平衡后对 Pb^{2+} 的饱和吸附量分别为30.68、39.95、43.93 mg/g,对 Cd^{2+} 的饱和吸附量分别为19.82、28.58、32.29 mg/g。

表4 Langmuir与Freundlich吸附等温线模型参数

Tab. 4 Parameters of Langmuir and Freundlich adsorption isotherm model

项 目	温度/ ℃	$q_{e,exp}/$ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	Langmuir 吸附等温线模型			Freundlich 吸附等温线模型		
			R^2	$K_L/$ ($\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$)	$q_m/$ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	R^2	K_f	n
Pb^{2+}	25	30.68	0.995	0.086	30.84	0.887	17.279	6.089
	35	39.95	0.999	0.236	39.96	0.877	19.033	6.325
	45	43.93	0.999	0.282	43.95	0.850	24.201	6.298
Cd^{2+}	25	19.82	0.996	0.040	35.84	0.891	17.283	6.194
	35	28.58	0.999	0.061	38.93	0.880	19.031	6.389
	45	32.29	0.999	0.082	47.95	0.853	24.012	6.258

在25℃条件下,生物沥浸改性污泥基生物炭对Pb²⁺、Cd²⁺的饱和吸附量明显高于郑凯琪等^[11]在升温速率为5℃/min、热解温度为500℃条件下制备的污泥基生物炭,其对Pb²⁺、Cd²⁺的饱和吸附量分别为污泥基生物炭的2倍和14倍,见表5。这可能是由于本试验的升温速率较快,从而使得污泥基生物炭产生了较多的分裂结构,从而提高了生物炭的比表面积,这为其吸附溶液中的Pb²⁺、Cd²⁺提供了较多的吸附位点。

表5 不同条件下制备的生物炭对Pb²⁺、Cd²⁺的吸附效果
Tab.5 Adsorption effect of Pb²⁺ and Cd²⁺ by prepared biochars under different conditions

生物炭	重金属	饱和吸附量 $q_{e,exp}/(mg \cdot g^{-1})$	来源
生物沥浸 预处理污泥	Pb ²⁺	30.68	本试验
	Cd ²⁺	19.82	
污泥	Pb ²⁺	14.39	文献[11]
	Cd ²⁺	1.45	
小麦秸秆	Pb ²⁺	50.00	文献[14]
	Cd ²⁺	5.95	
H ₂ SO ₄ 活化杏核	Pb ²⁺	21.38	文献[15]

在不同温度下吸附自由能、吸附焓变和吸附熵变如表6所示。可以看出,在25、35、45℃的条件下,ΔG⁰>0,表明Pb²⁺和Cd²⁺在生物沥浸改性污泥基生物炭上的吸附是非自发进行的,温度升高则标准吉布斯自由能减小,说明温度升高不利于吸附的进行。标准焓变ΔH⁰>0,说明此吸附为吸热反应。一般当ΔH⁰<40 kJ/mol时,为物理吸附;当84 kJ/mol<ΔH⁰<420 kJ/mol时,为化学吸附^[16]。因此,生物沥浸改性污泥基生物炭吸附Cd²⁺和Pb²⁺是以物理吸附为主。

表6 吸附热力学参数

Tab.6 Parameters of adsorption thermodynamic

项 目	温度/ ℃	lnK _L	ΔG ⁰ / (kJ·mol ⁻¹)	ΔH ⁰ / (kJ·mol ⁻¹)
Pb ²⁺	25	-2.453 8	6.082 6	47.2
	35	-1.445 0	3.702 1	
	45	-1.264 9	3.345 7	
Cd ²⁺	25	-3.213 4	7.965 4	27.9
	35	-2.789 0	7.145 2	
	45	-2.506 9	6.631 1	

3 结论

① 生物沥浸预处理污泥所制备的生物炭,其重金属含量低、表面粗糙且有不同规则的多孔空隙。

② 生物沥浸改性污泥基生物炭吸附水中Pb²⁺和Cd²⁺均受溶液初始pH值和投加量的影响。生物炭对Pb²⁺和Cd²⁺的吸附量随着pH值的增大呈现先上升后趋于稳定的趋势,吸附Pb²⁺和Cd²⁺的最佳pH值分别为5和6;污泥基生物炭的投加量与Pb²⁺和Cd²⁺的吸附量均呈负相关,最佳生物炭投加量均为2 g/L。

③ 生物沥浸改性污泥基生物炭对Pb²⁺和Cd²⁺的吸附过程均符合准二级动力学方程。Langmuir吸附等温线模型能较好地描述生物沥浸改性污泥基生物炭对Pb²⁺和Cd²⁺的吸附过程。在吸附温度为25、35和45℃条件下,对Pb²⁺的饱和吸附量分别为30.68、39.95和43.93 mg/g,对Cd²⁺的饱和吸附量分别为19.82、28.58和32.29 mg/g,二者的吸附过程均属于吸热过程,且以物理吸附为主。

参考文献:

[1] Li X M, Ke Z S, Dong J Z. PCDDs and PCDFs in sewage sludges from two wastewater treatment plants in Beijing, China[J]. Chemosphere, 2011, 82(5): 635-638.

[2] 王刚. 国内外污泥处理处置技术现状与发展趋势[J]. 环境工程, 2013, 31(S1): 530-533.

Wang Gang. Present status of treatment and disposal techniques of sludge at home and abroad [J]. Environmental Engineering, 2013, 31(S1): 530-533 (in Chinese).

[3] Shen T T, Tang Y Y, Lu X Y, et al. Mechanisms of copper stabilization by mineral constituents in sewage sludge biochar[J]. J Clean Prod, 2018, 193: 185-193.

[4] Li H B, Dong X L, da Silva E B, et al. Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications[J]. Chemosphere, 2017, 78: 466-478.

[5] 简敏菲, 高凯芳, 余厚平. 不同裂解温度对水稻秸秆制备生物炭及其特性的影响[J]. 环境科学学报, 2016, 36(5): 1757-1765.

Jian Minfei, Gao Kaifang, Yu Houping. Effects of different pyrolysis temperatures on the preparation and characteristics of bio-char from rice straw [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, 36(5): 1757-1765 (in Chinese).

[6] Regmi P, Moscoso J L G, Kumar S, et al. Removal of copper and cadmium from aqueous solution using switchgrass biochar produced via hydrothermal carbonization process [J]. J Environ Manage, 2012,

- 109:61 – 69.
- [7] Chen T, Zhang Y X, Wang H T, *et al.* Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge[J]. *Bioresour Technol*, 2014, 164:47 – 54.
- [8] Chen T, Zhou Z Y, Xu S, *et al.* Adsorption behavior comparison of trivalent and hexavalent chromium on biochar derived from municipal sludge[J]. *Bioresour Technol*, 2015, 190:388 – 394.
- [9] Zhu J Y, Gan M, Zhang D, *et al.* The nature of Schwertmannite and Jarosite mediated by two strains of *Acidithiobacillus ferrooxidans* with different ferrous oxidation ability[J]. *Mater Sci Eng*, 2013, 33 (5) : 2679 – 2685.
- [10] Rechberger M V, Kloss S, Rennhofer H, *et al.* Changes in biochar physical and chemical properties: Accelerated biochar aging in an acidic soil[J]. *Carbon*, 2017, 115: 209 – 219.
- [11] 郑凯琪, 王俊超, 刘姝彤, 等. 不同热解温度污泥生物炭对 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的吸附特性[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(12): 7277 – 7282.
- Zheng Kaiqi, Wang Junchao, Liu Shutong, *et al.* Adsorption characteristic of Pb^{2+} and Cd^{2+} with sludge biochars derived at different pyrolysis temperatures[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10 (12): 7277 – 7282 (in Chinese).
- [12] 高凯芳, 简敏菲, 余厚平, 等. 裂解温度对稻秆与稻壳制备生物炭表面官能团的影响[J]. *环境化学*, 2016, 35(8): 1663 – 1669.
- Gao Kaifang, Jian Minfei, Yu Houping, *et al.* Effects of pyrolysis temperatures on the biochars and its surface functional groups made from rice straw and rice husk [J]. *Environmental Chemistry*, 2016, 35 (8) : 1663 – 1669 (in Chinese).
- [13] 张双圣, 刘汉湖, 张双全, 等. 污泥吸附剂的制备及其对含 Pb^{2+} 模拟废水的吸附特性研究[J]. *环境科学学报*, 2011, 31(7): 1403 – 1412.
- Zhang Shuangsheng, Liu Hanhu, Zhang Shuangquan, *et al.* Lead adsorption properties of a sludge adsorbent prepared from sludge and coal [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31 (7) : 1403 – 1412 (in Chinese).
- [14] 刘莹莹, 秦海芝, 李恋卿, 等. 不同作物原料热裂解生物质炭对溶液中 Cd^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附特性[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(1): 146 – 152.
- Liu Yingying, Qin Haizhi, Li Lianqing, *et al.* Adsorption of Cd^{2+} and Pb^{2+} in aqueous solution by biochars produced from the pyrolysis of different crop feedstock [J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2012, 21 (1) : 146 – 152 (in Chinese).
- [15] Mouni L, Belkhiri L, Zouggaghe F, *et al.* Removal of Pb(II) from aqueous solution by adsorption using activated carbon developed from *Apricot stone*: equilibrium and kinetic [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2014, 52 (34/36): 6412 – 6419.
- [16] 周守勇, 赵宜江, 薛爱莲, 等. 盐泥吸附剂对直接染料的平衡吸附行为和热力学性质研究[J]. *环境工程学报*, 2009, 3(8): 1414 – 1418.
- Zhou Shouyong, Zhao Yijiang, Xue Ailian, *et al.* Adsorption and thermodynamics of direct dyes on salt sludge adsorbents[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2009, 3(8): 1414 – 1418 (in Chinese).



作者简介: 伍荣军(1991 –), 男, 广西全州人, 硕士研究生, 研究方向为固体废弃物资源化利用。

E – mail: wurj_glut@163.com

收稿日期: 2019 – 07 – 01