

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.05.003

浮床植物收割策略及资源化制取生物炭吸附重金属

魏海杉¹, 王 怡¹, 王文怀¹, 王 振¹, 高丽娟², 庄鹏宇²,
柴宝华², 丁 卓², 李文涛²

(1. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055; 2. 中国电建集团西北
勘测设计研究院有限公司, 陕西 西安 710065)

摘 要: 为了准确制定生态浮床植物收割策略并寻求收割后植物的资源化途径,首先监测浮床中不同植物的茎叶和根系中氮、磷含量的历时变化,然后将收割植物组织在高温限氧环境下裂解制备生物炭,用于废水中重金属的去除并解析其机理。结果表明,浮床植物中菖蒲和千屈菜的茎叶应在每年10月下旬—11月上旬进行收割,而鸢尾和铜钱草无需收割。另外,优选出菖蒲茎叶在400℃下裂解制取的生物炭用于去除废水中的重金属,其对 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Ni^{2+} 和 Mn^{2+} 的饱和吸附量分别可以达到256.189、52.538、49.141和43.463 mg/g,而且吸附过程符合单分子层吸附的Langmuir模型;除了吸附作用外,生物炭和重金属之间的阳离子 π 作用以及碱性条件下重金属的沉淀作用也有助于废水中重金属的去除。

关键词: 生态浮床植物; 收割策略; 资源利用; 生物炭; 吸附重金属

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)05-0017-07

Harvesting Strategy of Ecological Floating Bed Plants and Its Utilization to Prepare Biochar for Heavy Metals Adsorption

WEI Hai-shan¹, WANG Yi¹, WANG Wen-huai¹, WANG Zhen¹, GAO Li-juan²,
ZHUANG Peng-yu², CHAI Bao-hua², DING Zhuo², LI Wen-tao²

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. PowerChina Northwest Engineering Corporation Limited, Xi'an 710065, China)

Abstract: To accurately formulate the harvesting strategy of ecological floating bed plants and seek for the resource utilization method of the harvested plants, the changes of nitrogen and phosphorus contents in stems, leaves and roots of different plants in ecological floating bed were monitored first, and then the harvested plant tissues were pyrolyzed in high temperature and oxygen-limited environment to prepare biochar for removing heavy metals from wastewater, and the adsorption mechanism was eventually analyzed. The stems and leaves of *Calamus* and *Lythrum* should be harvested from late October to early November each year, while *Iris* and *Hydrocotyle vulgaris* did not need to be harvested. In addition, the biochar prepared by stems and leaves of *Calamus* pyrolyzed at 400℃ was selected to remove heavy metals from wastewater. The saturated adsorption capacities of Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} and Mn^{2+} reached 256.189 mg/g,

基金项目: 西安市科技局社会发展科技创新示范项目(20SFSF0011); 陕西省重点产业创新链(群)项目(2021ZDLSF05-4)
通信作者: 王怡 E-mail: wangyi1003@sina.com

52.538 mg/g, 49.141 mg/g and 43.463 mg/g, respectively, which conformed to the monolayer adsorption of Langmuir model. Except adsorption, the cationic π interaction between biochar and heavy metals and precipitation of heavy metals under alkaline conditions also contributed to the removal of heavy metals from wastewater.

Key words: ecological floating bed plant; harvesting strategy; resource utilization; biochar; heavy metal adsorption

生态浮床以其绿色经济、不额外侵占土地等优势,在水体修复中得到了大规模应用^[1-4]。植物作为浮床的重要组成部分,可通过主动吸收和根系附着生物膜的生物转化作用实现对水体中污染物的去除^[5-6]。然而,大部分植物在低温季节将进入生长停滞期或衰亡期,若不及时收割易导致水体二次污染^[7]。虽有研究表明应在植物衰亡期对枯萎植物进行收割,但何时收割、如何收割,仍不清楚。收割不及时或部分收割均存在二次污染的风险;收割过早则会削减浮床对水质的净化效果;而全株收割则会增加来年种植的经济成本。因此,为最大限度发挥浮床对水质的净化功能并有效避免二次污染,应针对不同植物制定相应的收割策略。

另一方面,景观水体面积的增加和浮床技术的推广使得水生植物数量与日俱增,而浮床植物收割后的出路成为浮床技术应用中亟需解决的问题^[8]。生物炭是生物质原料在高温限氧环境下制得的裂解产物,研究表明,许多农作物废弃物制备的生物炭对重金属有较强的吸附效果,但浮床植物制备生物炭及其对重金属的吸附研究鲜有报道^[9]。

鉴于此,笔者首先跟踪监测生态浮床中不同植物不同组织的氮、磷含量历时变化,然后将收割植物组织在不同温度下裂解制备不同种类的生物炭,最后探究优选生物炭对重金属的吸附潜力及机理,以期为浮床植物的收割管理及收割后植物的资源化利用提供参考。

1 材料和方法

1.1 浮床植物中氮、磷含量的监测

本部分试验在西安市某人工湖中进行,浮床植物为菖蒲、千屈菜、鸢尾和铜钱草,种植密度为10株/m²。试验历时600 d,水温变化范围为1.2~35.3℃。试验过程中每15 d分别采集3株不同类型的水生植物并测量其茎叶和根系组织内的全氮、全磷含量(样品经H₂SO₄-H₂O₂消煮后,分别采用奈氏

比色法和钒钼黄比色法测定全氮、全磷含量)。为研究植物茎叶和根系中氮、磷含量的季节变化规律,试验中未在植物进入衰亡期时收割,仅在菖蒲和千屈菜完全枯萎时收割茎叶,而由于铜钱草和鸢尾在整个试验中四季常绿,故未对其收割。

1.2 浮床植物生物炭的制备及表征

将收割的菖蒲和千屈菜茎叶清洗干净并用去离子水润洗,自然风干7 d后采用高速多功能粉碎机研磨成粉,置于105℃烘箱中烘干至恒质量并保持24 h,过60目筛网备用。称取一定量的不同生物质粉末在瓷坩埚内填满压实,加盖后置于马福炉中,分别在200、300、400、500、600和700℃下恒温限氧热解炭化2 h,制得12种生物炭。采用重量法测定生物炭制备时的损失率;将生物炭和去离子水以1:20的体积比混合并常温振荡2 h,然后测定不同生物炭的pH;使用扫描电子显微镜观察生物炭表面形貌及微观结构;通过傅里叶漫反射红外光谱仪分析生物炭表面官能团及化学键。

1.3 生物炭的优选

配制不同初始浓度的重金属溶液,其中Mn²⁺、Pb²⁺、Cu²⁺和Ni²⁺的初始浓度分别为10、10、5和5 mg/L,并采用0.1 mol/L的NaOH和HCl调节溶液初始pH为5.0±0.2;在150 mL三角瓶中分别加入不同的重金属溶液100 mL,投加50 mg不同种类的生物炭后,将其置于水浴恒温振荡培养箱中,在(25±0.5)℃、200 r/min条件下混合振荡24 h;将混合液于6 000 r/min下离心5 min,取其上清液经0.22 μm滤膜过滤后测定溶液中残余的重金属浓度。重金属浓度采用火焰原子吸收光谱仪测定,每组试验均设3组重复,取其均值作为试验结果。

1.4 优选生物炭对重金属的等温吸附试验

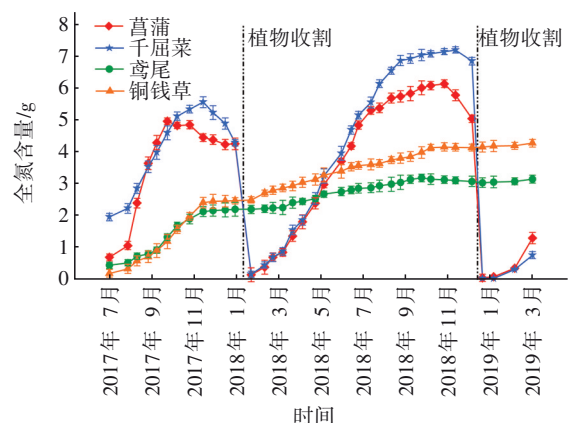
配制不同浓度梯度的重金属溶液,取100 mL放入三角瓶中,并投加50 mg 1.3节中优选出的生物炭,将其置于水浴恒温培养箱中,在(25±0.5)℃、

200 r/min 条件下混合振荡 24 h, 然后采用 1.3 节中的方法测定残余的重金属浓度。

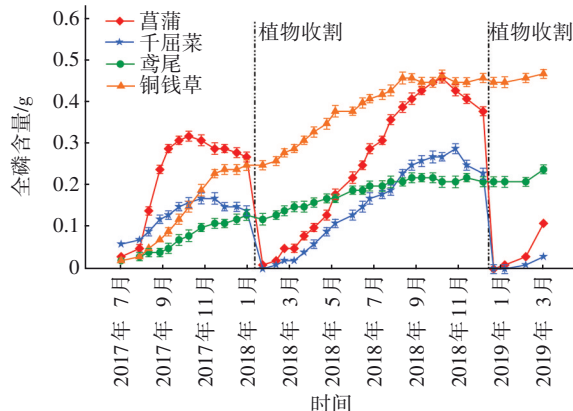
2 结果与讨论

2.1 浮床植物收割策略

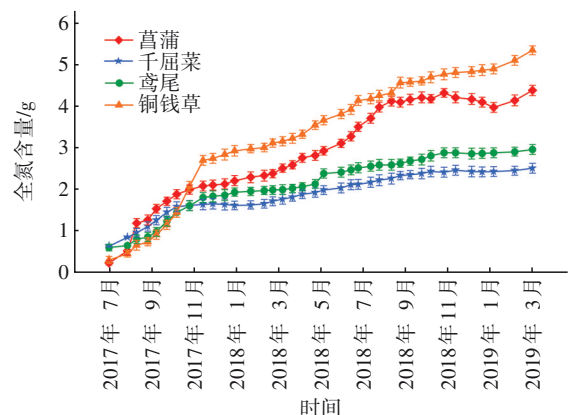
图1为生态浮床运行过程中单株植物茎叶以及根系组织内的氮、磷含量历时变化, 结合植物的生理习性、长势以及西安市气温变化等因素, 划分植物生长停滞期为11月一次年3月, 其余时间为植物生长旺盛期。



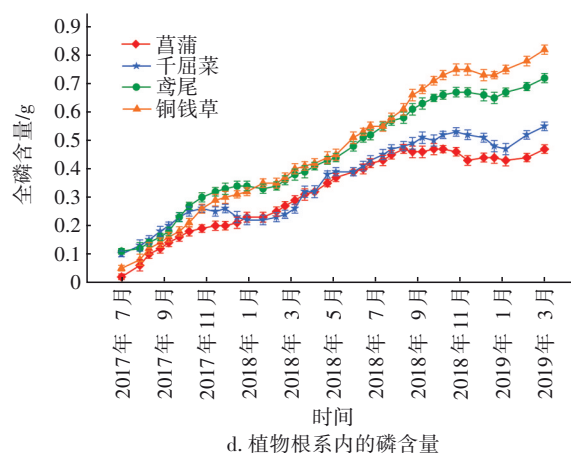
a. 植物茎叶内的氮含量



b. 植物茎叶内的磷含量



c. 植物根系内的氮含量



d. 植物根系内的磷含量

图1 运行过程中不同浮床植物茎叶和根系内氮、磷含量历时变化

Fig.1 Change of N and P content in stems and roots of different floating bed plants during operation

由图1(a)、(b)可知, 菖蒲和千屈菜茎叶中的氮、磷含量在生长旺盛期快速增加, 在停滞期先稳定后下降; 而鸢尾和铜钱草茎叶中的氮、磷含量全程稳定增加, 且在生长旺盛期增加速率更大。2017年和2018年, 单株菖蒲茎叶中的全氮含量均在11月上旬达到最大值(4.83和6.12 g), 全磷含量在10月下旬达到最大值(0.32和0.46 g); 而单株千屈菜茎叶中的全氮含量均在11月下旬达到最大值(5.54和7.18 g), 全磷含量在11月上旬达到最大值(0.17和0.29 g)。因此, 为避免二次污染, 应在每年10月下旬—11月上旬收割菖蒲和千屈菜茎叶。

由图1(c)、(d)可知, 4种水生植物单株根系中的氮、磷含量全程稳定增加, 且在生长旺盛期增加更快。菖蒲、千屈菜、鸢尾和铜钱草单株植物根系中的全氮含量初始值分别为0.22、0.62、0.59和0.29 g, 全磷含量初始值分别为0.02、0.10、0.11和0.05 g; 试验结束时, 4种水生植物单株根系中的全氮含量分别为初始值的19.95、4.05、5.02和18.48倍, 全磷含量分别为初始值的23.51、5.56、6.55和16.4倍。表明4种水生植物均适应性良好, 且以菖蒲和铜钱草根最为发达, 对水体中污染物去除的贡献最大。

综上, 为最大限度利用浮床净化功能、降低收割成本并避免二次污染, 应在每年10月下旬—11月上旬对菖蒲和千屈菜茎叶进行收割, 而鸢尾和铜钱草茎叶无需收割; 同时, 4种植物根系在低温季节仍有活性, 无需全株收割, 可保障浮床低温季节的净

化效率。

2.2 生物炭的表征及对重金属的吸附

2.2.1 生物炭的表征

① 不同生物炭的损失率和pH

表1为浮床中收割植物组织在不同裂解温度下制得生物炭的损失率及pH。可知,当裂解温度 $\leq 500\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,菖蒲茎叶制得生物炭的损失率随温度的上升而大幅增加;当裂解温度 $>500\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,损失率随温度的上升而增加较小。而千屈菜茎叶制得生物炭的损失率在 $200\sim 700\text{ }^{\circ}\text{C}$ 范围内随温度的上升而稳定增加。此外,除 $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ 外,菖蒲和千屈菜茎叶制得生物炭的pH均呈碱性,且前者更大。总之,浮床植物制取的生物炭损失率和pH随温度的上升而呈增加趋势,且菖蒲茎叶制得生物炭的损失率相对较小、pH较大,适合进一步资源化利用。

表1 不同温度下菖蒲和千屈菜茎叶制取生物炭的损失率和pH

Tab.1 Loss rate and pH of biochar production from stems of *Calamus* and *Lythrum* at different temperatures

项 目		损失率/%		pH	
		菖蒲茎叶	千屈菜茎叶	菖蒲茎叶	千屈菜茎叶
温度/ $^{\circ}\text{C}$	200	19.83	11.72	6.53	4.95
	300	56.40	55.02	9.12	8.02
	400	61.84	63.39	10.96	9.35
	500	70.54	71.96	11.15	10.09
	600	73.85	78.53	11.26	10.86
	700	75.81	86.30	11.33	11.25

② 不同生物炭的表面特征

图2为菖蒲和千屈菜茎叶在不同温度下制得生物炭的SEM照片。

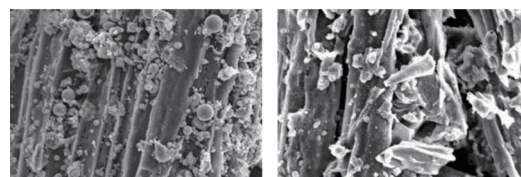
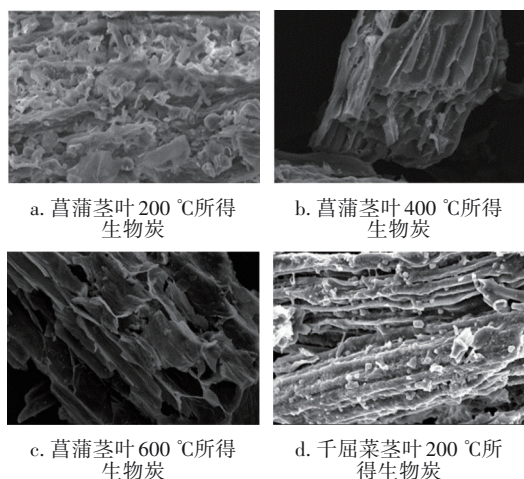


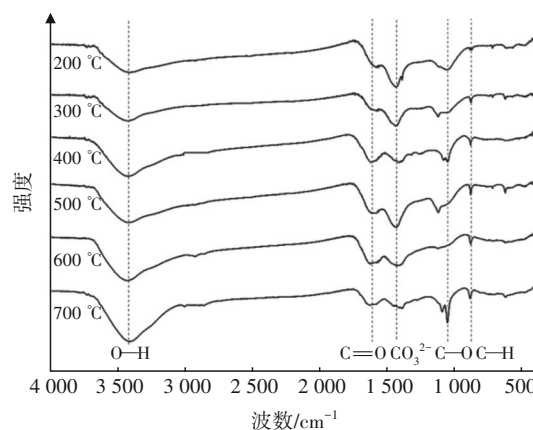
图2 不同生物炭的SEM照片

Fig.2 SEM pictures of different biochars

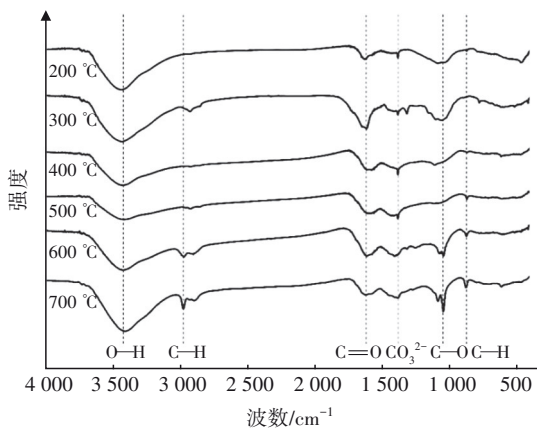
由图2可知,不同生物炭的表面形貌差异较大。相较于千屈菜茎叶制得的生物炭的管束结构,菖蒲茎叶制得的生物炭呈片状、多层结构,而且表面疏松多孔,孔壁较薄,孔道更为丰富。此外,菖蒲和千屈菜茎叶在 $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下制得的生物炭为相对密实的团聚结构,表面附着大量碎片和颗粒,孔穴和孔道较少;随着裂解温度的上升,生物质中的纤维素和半纤维素成分被热解,生物炭表面坍塌,壁厚减小,孔穴和孔道增加,比表面积增大,从而可以增强其吸附性能^[10]。

③ 不同生物炭的红外光谱

不同生物炭的FT-IR光谱如图3所示。可知,本研究中不同生物炭的红外光谱出峰位置相近,但峰强和峰面积存在一定差异。生物炭在 $3\ 600\sim 3\ 200\text{ cm}^{-1}$ 处存在较宽吸收峰,表明其含有大量羟基官能团; $2\ 870\sim 2\ 930\text{ cm}^{-1}$ 处的吸收峰由饱和烃基伸缩振动引起; $1\ 750\sim 1\ 500\text{ cm}^{-1}$ 处的吸收峰由羰基伸缩振动引起; $1\ 500\sim 1\ 000\text{ cm}^{-1}$ 内两个吸收峰分别由 CO_3^{2-} 和C—O键拉伸振动引起; $900\sim 670\text{ cm}^{-1}$ 处的吸收峰是由芳香结构中的C—H键弯曲振动引起^[11-12]。总之,随着温度的上升,生物炭结构中含氧官能团和C—H键吸收峰的峰强及峰面积总体呈增加趋势。



a. 菖蒲茎叶制得的生物炭



b. 千屈菜茎叶制得的生物炭

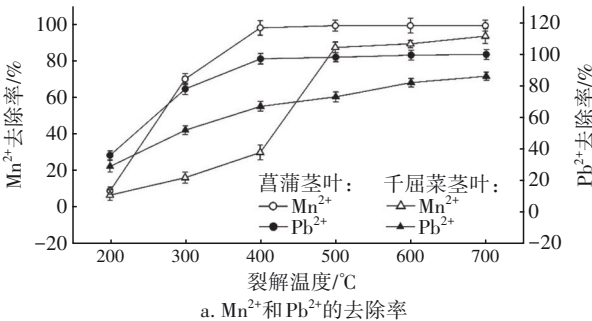
图3 不同生物炭的FT-IR光谱

Fig.3 FT-IR spectrometers of different biochars

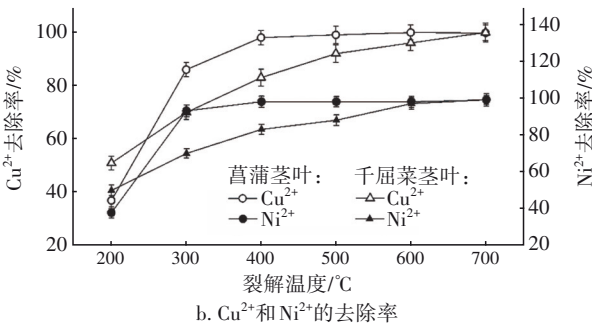
2.2.2 生物炭对重金属的去除效果

不同生物炭对模拟废水中重金属的去除率如图4所示。可知,随着裂解温度的上升,生物炭对重金属的去除率均呈先快速增加、后缓慢增加并逐渐趋于平稳的趋势。当 Mn^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Ni^{2+} 的初始浓度分别为10、10、5和5 mg/L,生物炭投加量为0.5 g/L时,菖蒲茎叶在400 °C制得的生物炭对以上重金属的去除率分别可达到98.32%、97.65%、98.26%和98.11%;而千屈菜茎叶在400 °C制得的生物炭对重金属的去除率分别为30.26%、67.51%、82.69%和83.15%。随着裂解温度持续增加,菖蒲茎叶制得的生物炭基本可实现对模拟废水中各重金属的完全去除;而千屈菜茎叶制得的生物炭对重金属的去除率虽也相应增加,但总体小于菖蒲茎叶制得的生物

炭。因此,浮床中收割的菖蒲和千屈菜茎叶制得的生物炭对重金属均有较强的吸附效果,但综合考虑能耗、损失率、重金属去除效果等因素,优选菖蒲茎叶400 °C下制得的生物炭用于去除废水中的重金属。



a. Mn^{2+} 和 Pb^{2+} 的去除率



b. Cu^{2+} 和 Ni^{2+} 的去除率

图4 不同生物炭对模拟废水中重金属的去除率

Fig.4 Removal rate of heavy metals in simulated wastewater by different biochars

2.3 生物炭对重金属的等温吸附特性及机理

2.3.1 生物炭对重金属的等温吸附特性

采用Langmuir和Freundlich模型模拟2.2节优选出的生物炭对不同重金属的等温吸附特性,结果见表2。

表2 菖蒲茎叶在400 °C下制得的生物炭对模拟废水中不同重金属的等温吸附模型参数

Tab.2 Isothermal adsorption model parameters of different heavy metals in simulated wastewater by biochar prepared from *Calamus* stem at 400 °C

项 目	Langmuir等温吸附模型			Freundlich等温吸附模型		
	R^2	$b/(L \cdot mg^{-1})$	$Q_m/(mg \cdot g^{-1})$	R^2	$k/[mg \cdot g^{-1} \cdot (mg \cdot L^{-1})^{-1/n}]$	$n/(g \cdot L^{-1})$
Mn^{2+}	0.990	0.079	43.463	0.927	10.643	3.484
Pb^{2+}	0.991	0.009	256.189	0.925	27.978	3.167
Cu^{2+}	0.975	0.027	52.538	0.924	5.598	2.404
Ni^{2+}	0.978	0.038	49.141	0.908	9.005	3.237

注: b 为经验吸附平衡常数; Q_m 为饱和吸附量; k 和 n 为表征吸附过程的经验系数。

由表2可知,Langmuir和Freundlich等温吸附模型均能较好地拟合该生物炭对4种重金属的吸附过程,且Langmuir模型($R^2 \geq 0.975$)的拟合效果优于Freundlich模型($R^2 \geq 0.908$),这表明菖蒲茎叶在400 °C下制得的生物炭对模拟废水中 Mn^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cu^{2+}

和 Ni^{2+} 的吸附过程以单分子层吸附为主,即生物炭表面分布着大量吸附能力相等的吸附位点,每个吸附位点只吸附一个分子且与被吸附分子间无相互作用力^[13]。另外,优选生物炭对不同重金属的饱和吸附量大小顺序为: $Pb^{2+} > Cu^{2+} > Ni^{2+} > Mn^{2+}$,对应吸附

量分别为256.189、52.538、49.141和43.463 mg/g。刘立等^[14]研究发现,花生壳生物炭对溶液中 Pb^{2+} 的吸附量可达49.32 mg/g;安强等^[15]研究表明,碱改柚子皮生物炭对溶液中 Mn^{2+} 的吸附量为25.59 mg/g;王棋等^[16]发现牛粪生物炭对溶液中 Cu^{2+} 和 Ni^{2+} 的最大吸附量分别可达31.72和19.64 mg/g。综上,浮床收割的菖蒲茎叶在400℃下裂解制得的生物炭对 Mn^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Ni^{2+} 的等温吸附符合Langmuir模型,且饱和吸附量大于相关研究报道。

2.3.2 生物炭对重金属的去除机理

图2中生物炭的SEM照片表明,随着裂解温度的升高,生物炭壁厚减小,孔穴和孔道增加,比表面积增大,从而保障了生物炭对重金属的吸附性能。同时,由图3中生物炭的FT-IR光谱可知,生物炭结构中含氧官能团和C—H键吸收峰的峰强及峰面积随裂解温度的升高而增加,表明高温裂解促进了交联和缩聚反应的发生,使得生物炭结构中生成了 π 共轭芳香结构,强化了生物炭的阳离子 π 作用对重金属的去除;而羟基和C—H可提供 H^+ ,促进了生物炭与重金属之间发生离子交换反应,进一步强化了生物炭对重金属的吸附^[17]。此外,当裂解温度>200℃时,不同生物炭的pH均呈碱性,且pH随裂解温度的上升而呈增加趋势,这也有利于沉淀作用对模拟废水中重金属的去除。因此,本研究中生物炭的吸附作用和阳离子 π 作用,以及碱性条件下重金属的沉淀作用均有助于模拟废水中重金属的去除,从而使得菖蒲茎叶在400℃下裂解制得的生物炭对重金属的饱和吸附量大于相关研究报道。

3 结论

① 为最大限度利用浮床净化功能并避免二次污染,应在每年10月下旬—11月上旬收割菖蒲和千屈菜茎叶,而鸢尾和铜钱草四季常绿,无需收割。

② 综合考虑制得生物炭的能耗、损失率、pH及对重金属的去除效果等,宜选用菖蒲茎叶在400℃下制得的生物炭去除废水中的 Mn^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Ni^{2+} 等重金属。

③ 优选出的生物炭对 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Ni^{2+} 和 Mn^{2+} 的等温吸附符合Langmuir模型,饱和吸附量分别为256.189、52.538、49.141和43.463 mg/g,显著高于相关研究报道。

④ 本研究中生物炭对重金属的去除机理包

括生物炭对重金属的吸附作用、生物炭的阳离子 π 作用,以及碱性条件下重金属的沉淀作用。

参考文献:

- [1] 王文怀,王怡,韦存智,等.水绵强化浮床净化再生水补给的景观水体效果[J].中国给水排水,2018,34(21):59-63.
WANG Wenhui, WANG Yi, WEI Cunzhi, et al. Effect of enhanced *Spirogyra* floating bed on purification of landscape water supplied with reclaimed water [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(21): 59-63 (in Chinese).
- [2] 张玲玲,刘立早,张玉平,等.不同增氧条件下强化生态浮床净化养殖水体的效果[J].中国给水排水,2020,36(17):69-74.
ZHANG Lingling, LIU Lizao, ZHANG Yuping, et al. Purification efficiencies of aquaculture water by enhanced floating treatment wetlands under different aeration conditions [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(17): 69-74 (in Chinese).
- [3] 戴谨微,陈盛,曾歆花,等.复合型生态浮床净化污水厂尾水的效能研究[J].中国给水排水,2018,34(3):77-81.
DAI Jinwei, CHEN Sheng, ZENG Xinhua, et al. Treatment of tail water from wastewater treatment plant by integrated ecological floating-bed [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(3): 77-81 (in Chinese).
- [4] 杨非,王建清,张亚平,等.农田排水河道的生态修复工程设计与实际效果[J].中国给水排水,2018,34(18):95-99.
YANG Fei, WANG Jianqing, ZHANG Yaping, et al. Design and effects of ecological restoration project of a farmland drainage river [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(18): 95-99 (in Chinese).
- [5] PAVLINERI N, SKOULIKIDIS N T, TSIHRINTZIS V A. Constructed floating wetlands: a review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis [J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 308: 1120-1132.
- [6] 张择瑞,李卫华,胡淑恒,等.不同植物净化富营养化水体的效果和群落分析[J].中国给水排水,2021,37(7):78-84.
ZHANG Zerui, LI Weihua, HU Shuheng, et al. Effect of different plants on purification of eutrophic water bodies and community analysis [J]. China Water &

- Wastewater, 2021, 37(7): 78–84 (in Chinese).
- [7] WANG W H, WANG Y, SUN L Q, *et al.* Research and application status of ecological floating bed in eutrophic landscape water restoration [J]. Science of the Total Environment, 2020, 704: 135434.
- [8] TAN B C, HE H, GU J, *et al.* Effects of nutrient levels and light intensity on aquatic macrophyte (*Myriophyllum aquaticum*) grown in floating-bed platform [J]. Ecological Engineering, 2019, 128: 27–32.
- [9] LIU L Q, HUANG Y J, ZHANG S Q, *et al.* Adsorption characteristics and mechanism of Pb(II) by agricultural waste-derived biochars produced from a pilot-scale pyrolysis system [J]. Waste Management, 2019, 100: 287–295.
- [10] PARSA M, NOURANI M, BAGHDADI M, *et al.* Biochars derived from marine macroalgae as a mesoporous by-product of hydrothermal liquefaction process: characterization and application in wastewater treatment [J]. Journal of Water Process Engineering, 2019, 32: 100942.
- [11] 朱鹤, 周超, 王钦, 等. Fe₃O₄磁性纳米氧化石墨烯制备及对汞(II)的吸附[J]. 水处理技术, 2018, 44(1): 48–54.
- ZHU He, ZHOU Chao, WANG Qin, *et al.* Synthesis of Fe₃O₄ magnetic graphene oxide nanocomposite and its adsorption for mercury (II) [J]. Technology of Water Treatment, 2018, 44(1): 48–54 (in Chinese).
- [12] 黄兆琴, 胡林潮, 程德义, 等. 化学老化后稻壳生物炭理化性质的改变及微观结构表征[J]. 环境化学, 2019, 38(8): 1735–1744.
- HUANG Zhaoqin, HU Linchao, CHENG Deyi, *et al.* Characterization of physicochemical properties and microstructure of rice husk-derived biochar after chemical aging [J]. Environmental Chemistry, 2019, 38(8): 1735–1744 (in Chinese).
- [13] WANG L, WANG Y J, MA F, *et al.* Mechanisms and reutilization of modified biochar used for removal of heavy metals from wastewater: a review [J]. Science of the Total Environment, 2019, 668: 1298–1309.
- [14] 刘立, 赵美花, 张朝升, 等. 花生壳生物炭对Pb²⁺和Cu²⁺的吸附及影响因素分析[J]. 中国给水排水, 2018, 34(17): 58–62.
- LIU Li, ZHAO Meihua, ZHANG Chaosheng, *et al.* Analysis of performance and influencing factors of Pb²⁺ and Cu²⁺ adsorption by peanut shell biochar [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34 (17): 58–62 (in Chinese).
- [15] 安强, 朱胜, 缪乐, 等. 碱改柚子皮生物炭对水体中Mn(II)的动态吸附研究[J]. 重庆大学学报, 2021, 44(6): 96–108.
- AN Qiang, ZHU Sheng, MIAO Yue, *et al.* The dynamic adsorption of Mn (II) in water by alkali modified pomelo peel biochar [J]. Journal of Chongqing University, 2021, 44(6): 96–108 (in Chinese).
- [16] 王棋, 王斌伟, 谈广才, 等. 生物炭对Cu(II)、Pb(II)、Ni(II)和Cd(II)的单一及竞争吸附研究[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2017, 53 (6): 1122–1132.
- WANG Qi, WANG Binwei, TAN Guangcai, *et al.* Single and competitive adsorption of Cu(II), Pb(II), Ni(II) and Cd(II) onto biochar [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2017, 53 (6): 1122–1132 (in Chinese).
- [17] 熊静, 王蓓丽, 刘渊文, 等. 生物炭去除土壤重金属的研究进展[J]. 环境工程, 2019, 37 (9): 182–187.
- XIONG Jing, WANG Beili, LIU Yuanwen, *et al.* Research progress in removal effect of biochar on heavy metal in soil [J]. Environmental Engineering, 2019, 37 (9): 182–187 (in Chinese).
-
- 作者简介:**魏海杉(1995–),男,陕西咸阳人,硕士研究生,研究方向为景观水体修复及污水再生利用。
- E-mail:**1307750350@qq.com
- 收稿日期:**2021-04-26
- 修回日期:**2021-05-10

(编辑:刘贵春)