

不同温度下制备的椰壳生物炭对水中Cu(II)的吸附研究

彭碧媛, 高良敏*

安徽理工大学, 地球与环境学院, 安徽 淮南

收稿日期: 2021年12月9日; 录用日期: 2022年1月14日; 发布日期: 2022年1月21日

摘要

化工业的快速兴起, 使含有农药、油漆以及化肥等有害废水和废渣大量排放, 导致环境中的铜污染进一步恶化。因此, 要降低和消除环境中过量的金属铜, 吸附是一种行之有效的技术手段。生物炭因其制备费用低, 吸附性能好以及对环境友好等特点而被广泛研究使用。本实验以我国海南省来源广泛的椰壳作为原材料, 分别在500°C、600°C和700°C条件下制备生物炭(分别记为T500、T600和T700)。利用三种温度制备的椰壳生物炭研究不同初始浓度、生物炭投加量、溶液初始pH值以及吸附时间等因素对水中Cu(II)的吸附特征。研究结论如下: 1) 三种温度下制备的椰壳生物炭对水中Cu(II)都具有较好的吸附效果, 在相同条件下, 三种生物炭的吸附能力: T700 > T600 > T500。2) 在水中Cu(II)初始浓度为60 mg/L, 投加量为0.2 g, pH为4, 吸附时间为3 h时, T700的最大吸附量达到8.6833 mg/g。

关键词

椰壳, 生物炭, Cu(II), 吸附

Study on the Adsorption of Cu(II) in Water by Coconut Shell Biochar Prepared at Different Temperatures

Biyuan Peng, Liangmin Gao*

School of Earth and Environment, Anhui University of Science & Technology, Huainan Anhui

Received: Dec. 9th, 2021; accepted: Jan. 14th, 2022; published: Jan. 21st, 2022

*通讯作者。

文章引用: 彭碧媛, 高良敏. 不同温度下制备的椰壳生物炭对水中 Cu(II)的吸附研究[J]. 环境保护前沿, 2022, 12(1): 27-37. DOI: 10.12677/aep.2022.121004

Abstract

With the rapid development of chemical industry, large amounts of harmful waste water and waste residue including pesticides, paint and chemical fertilizers are discharged, which leads to further deterioration of copper pollution in the environment. Therefore, adsorption is an effective technique to reduce and eliminate excess metal copper in the environment. Among them, because of its low preparation cost, good adsorption performance and environmental friendly and so on, biochar is widely studied and used. In this experiment, a wide range of coconut shells from Hainan Province was selected as raw material to prepare the biochar respectively at the temperature of 500°C, 600°C and 700°C (recorded as T500, T600 and T700). The effect of the initial concentration of the solution, the dosing of biochar, pH value and adsorption time factors on adsorption of Cu(II) in water by biochar was studied. Research conclusion shows that: 1) The coconut shell biochars prepared at the three temperatures all have good adsorption effect on Cu(II) in water. Under the same conditions, the adsorption capacity of the three biochars is: T700 > T600 > T500. 2) When the initial concentration of solution is 60 mg/L, the dosage is 0.2 g, pH is 4 and the adsorption time is 3 h, the maximum adsorption capacity of T700 is 8.6833 mg/g.

Keywords

Coconut Shell, Biochar, Cu(II), Adsorption

Copyright © 2022 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

化工业的快速兴起, 导致含有化肥、农药的废水和废渣大量排放, 加重了环境中的铜污染。铜污染在环境中难以用生物进行降解, 因此当铜污染一旦沿着食物链不断富集, 进入人体, 造成体内铜含量超标, 就会对人体产生不良影响。因此, 降低和消除环境中过量的铜成为了必然的趋势。当前, 去除废水中过量铜离子的常见方法有吸附法、电解法、离子交换法和膜分离法等[1] [2] [3] [4] [5], 但这些处理方法在操作费用、处理成本和效果等方面均有各自的优势和不足。诸多方法相比, 用生物炭吸附重金属铜是一种有效的技术手段, 能够减轻甚至消除铜产生的危害。生物炭的材料来源一般为农林废弃物。因此, 将生物炭作为新的吸附材料有非常好的应用前景。生物炭具有丰富的孔隙度, 比表面积大以及带有许多特殊的官能团, 如-OH、-COOH、 NH_4^+ 以及芳香酸类, 因此, 生物炭具有非常好的吸附性能和抗分解性能。生物炭由于含有许多以氧化物、碳酸化合物或者氢氧化物形式存在的矿物元素, 这些物质有很强的溶解性且溶于水后呈现碱性, 因此, 生物炭也呈现出碱性[6] [7] [8] [9]。采用不同种类的生物材料制炭, 其生成品的孔隙度、比表面积以及表面带电荷量等方面都有较大不同[10]。此外, 热解温度对生物炭性质也有较大影响, 通常生物炭的产率随裂解温度升高而降低, 而其他的成分, 例如灰分、比表面积、孔隙度等却是随温度升高而升高[11] [12] [13] [14]。

张继义等[15]研究在 200°C、300°C、400°C、500°C 下利用小麦秸秆热解制备生物炭, 并分析其对污水中 Cu^{2+} 的吸附效果。结果表明, 当秸秆炭化温度增加时, 秸秆内部孔隙增加, 提高了生物炭的比表面积, 从而增加了对 Cu(II) 的吸附量。唐行灿等[16]利用玉米秸秆在不同温度(200°C、350°C、700°C)下制备

生物炭(BC200、BC350、BC700)吸附 Cu^{2+} , 探讨在不同初始浓度、吸附时间、不同 pH 条件下对铜的吸附性能。结果表明, 随着炭化温度的增加, 炭中灰分含量和炭的 pH 也在增加。这三种生物炭对 Cu^{2+} 的吸附能力: $\text{BC500} > \text{BC700} > \text{BC200}$; 拟合得到的 BC200、BC350、BC700 的最大吸附量分别为 17.1、30.6、27.2 mg/g。蒋艳艳[17]研究小麦秸秆炭、花生壳炭、木炭、活性炭 4 种生物炭在不同浓度、不同吸附时间、不同 pH 值、不同投加量对水溶液中重金属 Cu^{2+} 的吸附特征。结果发现小麦秸秆炭、花生壳炭和活性炭对 Cu^{2+} 的吸附在 10 h 后达到平衡; 生物炭用量 8 g/L, 溶液初始 pH 为 6, 小麦秸秆炭、花生壳炭对水中 Cu^{2+} 的去除率分别为 96.12% 和 92.10%。谢超然等[18]研究了在温度 298.15 K、pH 3~6 条件下, 核桃青皮生物炭吸附 Cu^{2+} 在 20 min 内即可达到吸附平衡, 核桃青皮炭最佳投加量为 0.15 g/L, 最大吸附量为 153.846 mg/g。Gong R. M.、Annadurai G. 等国外学者分析出花生壳[19]、陈皮[20]、榛子[21]等为原材料制备生物炭并对其吸附性能进行了初步的研究。Saito 等[22]分析得出生物炭径越小, 则比表面积越大, 吸附效果越好。大多数生物炭呈现碱性, 因此溶液的 pH 值对于生物炭的吸附效果影响较大, 刘进阁[23]研究结果表明溶液 pH 越小, 生物炭吸附重金属效果就越好, 另外, 吸附时间对炭吸附量也有较大影响, 在短时间内, 吸附量呈递增趋势[24]。

综上所述, 利用生物炭作为吸附材料处理含铜废水, 所需成本较低, 处理装置易于操作, 出水水质优良, 易于回收再利用等特点, 在处理含铜工业废水方面具有现实意义。其次, 用于制炭的材料丰富, 且多为农业废弃物, 因此降低了资源的浪费。在环境问题日益严重的今天, 寻找环境友好型的处理废水中铜离子的方法成为了研究的热点, 而生物炭正是作为一种绿色无污染的资源, 不仅能高效地净化废水中的重金属, 而且不会对环境造成污染。本课题旨在将农林废弃物资源化并为生物炭处理废水中 Cu^{2+} 提供理论依据, 也为热带地区重金属污染水体的修复与防治提供技术支持。因此, 将生物炭作为新型重金属吸附剂处理废水中的 Cu^{2+} 具有现实意义。同时椰壳为我国热带地区丰富的农业废弃物, 因此将椰壳“变废为宝”合理利用也成为一难题。椰壳拥有非常丰富的纤维, 且学者对于椰壳制成生物炭, 并用于吸附重金属的研究较少。为增加对椰壳资源化的处理, 本文通过在不同温度下限温热解炭化椰壳制备生物炭, 研究其对水中 $\text{Cu}(\text{II})$ 的吸附影响, 以便为农业废弃物处理废水中重金属提供理论依据。

2. 材料与方法

2.1. 生物炭制备方法

笔者选用海南来源丰富的农林废弃物椰壳为原材料, 将其洗净后烘干, 然后敲碎至大小 $1 \text{ cm} \times 1 \text{ cm}$ 后置于 100 mL 坩埚内, 用锡箔纸密封置于马弗炉中, 采用限氧升温碳化法进行制备: 先 30 min 升温至 330°C , 恒温 60 min, 再以每 $10^\circ\text{C}/\text{min}$ 速率分别升温至 500°C 、 600°C 和 700°C , 恒温 150 min, 冷却至室温后取出, 分别标记为 T500、T600、T700。然后用研钵研磨均匀, 再过 100 目标准检验筛, 成品贮存于干燥的样品袋中, 待用。

2.2. 试验仪器

电子精密天平(GH-200)、隔膜真空泵(SHZ-D(III))原子吸收光谱仪(PinAAcle 900T)、气浴恒温振荡器(THZ-9213)、酸度计(DELTA320)、马弗炉(JHZ-10-12)、程序控温器(AI-708P)、电热鼓风干燥箱(GZX-9246MBE)。

2.3. 试验方法

2.3.1. 生物炭产率

椰壳生物炭产率的测定: 称取部分洗净烘干后的椰壳, 放入马弗炉中, 进行限氧高温炭化, 直到炭

化程序结束。当炉内温度降低至常温时, 从中取出成品, 称取产物的质量。计算不同温度下制备的椰壳炭产率。

炭化产率计算公式为:

$$\text{炭化产率}(\%) = \frac{\text{热解后椰壳炭质量}}{\text{热解前椰壳质量}} \times 100 \quad (1)$$

本实验生物炭炭化产率如表 1 所示。

Table 1. Carbonization yield of coconut shell charcoal

表 1. 椰壳生物炭炭化产率

椰壳生物炭	500℃	600℃	700℃
炭化产率(%)	36.38	32.1	30.62

由表 1 可知, 椰壳炭的产率与热解温度有关。随着炭化温度的增加, 椰壳炭的产率逐渐降低, 同时产率下降的幅度也在逐渐减小。表明生物质材料到炭化后期较难热解, 这与其他学者所做的研究结果一致。如罗煜等[13]研究报道了芒草热解温度在 350℃时, 生物炭的产率为 47%, 而热解温度达到 700℃时, 生物炭产率则降到了 28%。

2.3.2. Cu(II)的测定方法

1) Cu(II)标准曲线的绘制

用原子吸收光谱仪在波长 324 nm 处, 以超纯水为参比, 测定浓度为 0.00 mg/L、0.10 mg/L、0.20 mg/L、0.50 mg/L、1.00 mg/L、2.00 mg/L 铜标准溶液的吸光度, Cu(II)标准曲线的线性关系在 0.999 以上, 可以用来检测, 满足分析要求, 误差较小。

以 Cu(II)浓度为横坐标, 吸光度为纵坐标, 绘制标准曲线, 如图 1 所示。

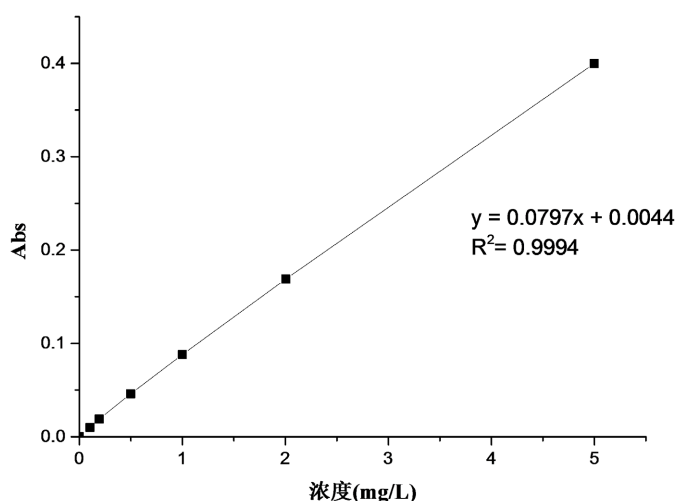


Figure 1. The standard curve of Cu(II)

图 1. Cu(II)标准曲线

2) 吸附量计算

吸附量计算公式:

$$q = \frac{(C_0 - C_t)}{W} \times V \quad (2)$$

式中: q 为吸附量, mg/g; C_0 为吸附前溶液中 Cu(II) 浓度, mg/L; C_t 为吸附后溶液中 Cu(II) 浓度, mg/L; V 为溶液体积, L; W 为生物炭投加量, g。

2.3.3. 实验设计

本课题选用椰壳为原材料, 分别在 500℃、600℃ 和 700℃ 条件下制备生物炭 T500、T600 和 T700。该实验采用单因素实验法, 通过静态吸附试验, 研究 T500、T600 和 T700 在不同的 Cu(II) 初始浓度、生物炭投加量、溶液初始 pH 值、吸附时间等四个因素下对水中 Cu(II) 吸附效果的影响。

2.3.4. 测定方法

1) 不同 Cu(II) 初始浓度对吸附效果的影响

以 0.01 mol/L 的 NaNO₃ 为背景电解质配制不同 Cu(II) 初始浓度(10 mg/L、20 mg/L、40 mg/L、45 mg/L、60 mg/L、80 mg/L、100 mg/L、120 mg/L), 然后分别称取 0.2 g 粒径过 100 目的椰壳生物炭, 投入到 25 mL 不同 Cu(II) 浓度的溶液中, 用 0.1 M NaOH、0.1 M HNO₃、0.01 M NaOH 以及 0.01 M HNO₃ 调节溶液 pH 为 4.0 ± 0.1, 在 30℃ 下以 250 r/min 的转速恒温振荡 3 h, 过滤, 测定滤液中 Cu(II) 浓度, 研究不同初始浓度对水中 Cu(II) 去除效果的影响。

2) 生物炭投加量实验

以 0.01 mol/L 的 NaNO₃ 为背景电解质配制初始浓度为 60 mg/L 的 Cu(II) 溶液, 然后分别称取不同质量(0.05 g、0.1 g、0.2 g、0.4 g、0.6 g、0.8 g、1.0 g、1.2 g) 粒径过 100 目的椰壳生物炭, 投入到 25 mL 60 mg/L 的 Cu(II) 溶液中, 用 0.1 M NaOH、0.1 M HNO₃、0.01 M NaOH 以及 0.01 M HNO₃ 调节 pH 为 4.0 ± 0.1, 在 30℃ 下以 300 r/min 的转速恒温振荡 3 h, 过滤, 测定滤液中 Cu(II) 的质量浓度, 研究不同生物炭投加量对水中 Cu(II) 去除效果的影响。

3) 初始 pH 值对吸附效果的影响

以 0.01 mol/L 的 NaNO₃ 为背景电解质配制初始浓度为 60 mg/L 的 Cu(II) 溶液, 然后分别称取 0.2 g 的粒径过 100 目的椰壳生物炭, 投入到 25 mL 60 mg/L 的 Cu(II) 溶液中, 用 0.1 M NaOH、0.1 M HNO₃、0.01 M NaOH 以及 0.01 M HNO₃ 调节 pH 为 3、3.5、4、4.5、5、5.5、6, 在 30℃ 下以 250 r/min 的转速恒温振荡 3 h, 过滤, 测定滤液中 Cu(II) 的质量浓度, 研究溶液不同初始 pH 值对水中 Cu(II) 去除效果的影响。

4) 吸附时间对吸附效果的影响

以 0.01 mol/L 的 NaNO₃ 为背景电解质配制初始浓度为 60 mg/L 的 Cu(II) 溶液, 然后分别称取 0.2 g 的粒径过 100 目的椰壳生物炭, 投入到 25 mL 60 mg/L 的 Cu(II) 溶液中, 用 0.1 M NaOH、0.1 M HNO₃、0.01 M NaOH 以及 0.01 M HNO₃ 调节 pH 为 4.0 ± 0.1, 在 30℃ 下以 250 r/min 的转速恒温振荡 0.5 h、1 h、1.5 h、2 h、3 h、5 h、7 h、9 h, 过滤, 测定滤液中 Cu(II) 的质量浓度, 研究不同吸附时间对水中 Cu(II) 去除效果的影响。

3. 结果与分析

3.1. 不同 Cu(II) 初始浓度对三种生物炭吸附水中 Cu(II) 的影响

T500、T600 和 T700 对水中不同 Cu(II) 初始浓度吸附量的影响如图 2 所示。

T500、T600 和 T700 对水中不同 Cu(II) 初始浓度去除率如图 3 所示。

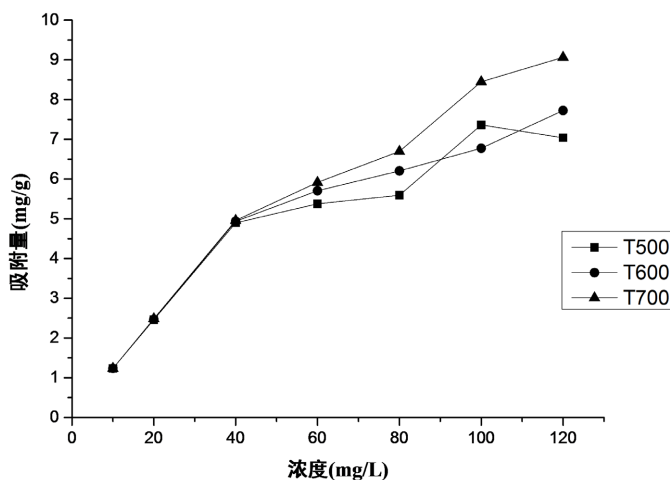


Figure 2. Effect of initial Cu(II) concentration on the adsorption of three biochars to Cu(II)

图 2. 不同 Cu(II) 初始浓度对三种生物炭吸附水中 Cu(II) 的影响

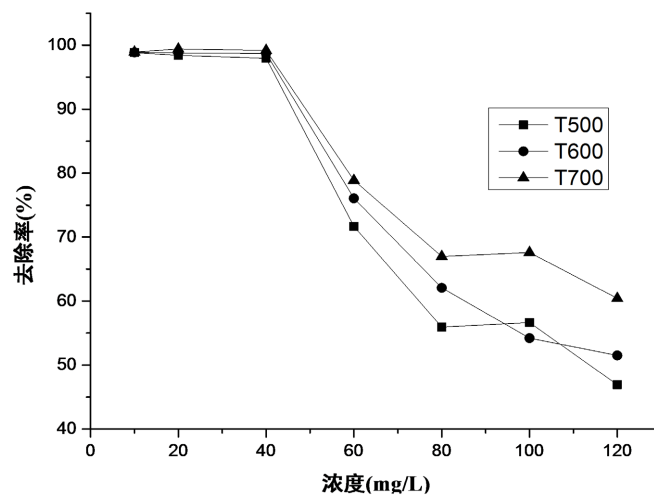


Figure 3. Removal rate of initial Cu(II) concentration of the solution on the adsorption of three biochars to Cu(II)

图 3. 三种生物炭对不同初始 Cu(II) 的去除率

由图 2 知, 生物炭对水中 Cu(II) 的吸附量与 Cu(II) 初始浓度密切相关, T500、T600 和 T700 对水中 Cu(II) 的吸附量整体幅度都是随着溶液初始浓度的增加而增加。由图 3 可知, 随着初始 Cu(II) 浓度的增加, 三种生物炭对水中 Cu(II) 的去除率则呈现出整体递减的趋势。本试验中投加的椰壳生物炭量一定, 所以能提供的吸附位点有限。在一定的浓度范围内, 随着溶液中 Cu(II) 初始浓度不断增加时, 吸附量也在逐渐增加, 去除率也有小幅度增加然后逐渐递减, 但是, 当生物炭吸附达到饱和平衡后, 就会出现解吸-再吸附现象, 吸附量不再增加, 去除率则一直在递减。其中, 三种生物炭在 Cu(II) 初始浓度低时都有较大的去除率, 对水中 Cu(II) 的吸附效果较好。其中, T500 在初始浓度为 100 mg/L 时对水中 Cu(II) 的吸附量达到最大, 为 7.36 mg/g; T600 和 T700 在初始浓度为 120 mg/L 时对水中 Cu(II) 的吸附量达到最大, 分别为 7.725 mg/g 和 9.025 mg/g。T500、T600 和 T700 基本均在初始浓度为 20 mg/L 时达到最大去除率, 分别为 98.4%, 98.7% 和 98.9%。

3.2. 不同投加量对三种生物炭吸附水中 Cu(II)的影响

T500、T600 和 T700 在不同投加量下对水中 Cu(II)吸附量的影响如图 4 所示。

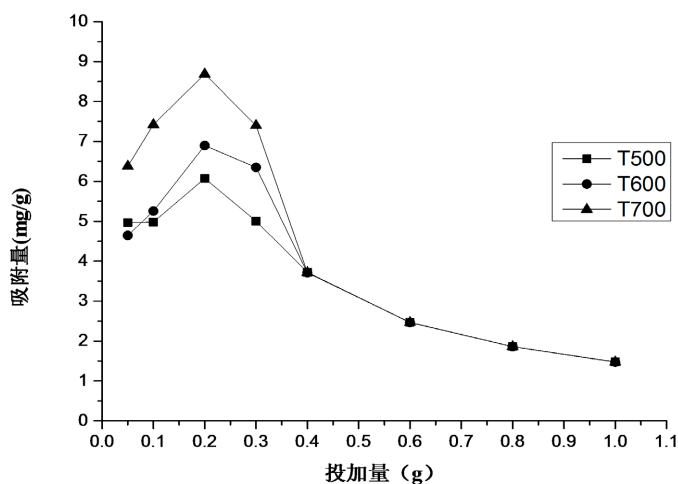


Figure 4. Effect on different doses on the adsorption of three biochars to Cu(II) in water

图 4. 不同生物炭投加量对三种生物炭吸附水中 Cu(II)的影响

T500、T600 和 T700 在不同投加量下对水中 Cu(II)去除率如图 5 所示。

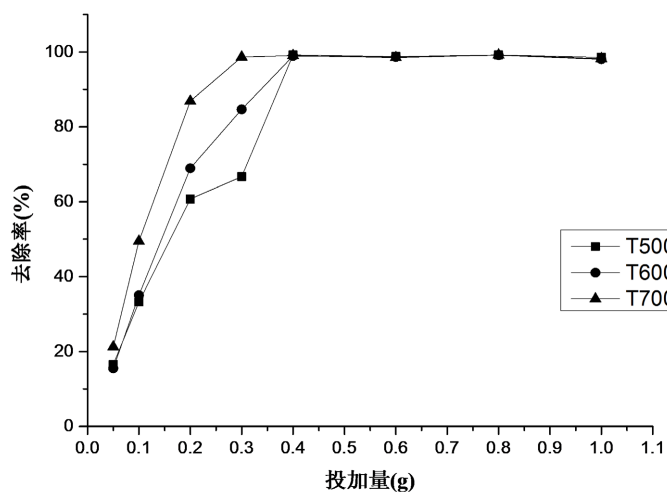


Figure 5. Removal rate of different doses the solution on the adsorption of three biochars to Cu(II) in water

图 5. 三种生物炭在不同投加量下对水中 Cu(II)的去除率

由图 4 可知, T500、T600 和 T700 对水中 Cu(II)的吸附量均先随着投加量的增加而增加然后呈现递减的趋势。当溶液中投加的生物炭量较少时, 生物炭上的吸附位点能全部被 Cu(II)占据, 因此出现了短暂吸附量增加的现象。当炭量不断增加时, 炭的对 Cu(II)的吸附量出现整体下降的趋势。这可能与吸附剂的溶解性、结合位点之间的静电感应和排斥作用有关[25]。由图 5 可知, 随着炭量的增大, 溶液中 Cu(II)的去除率先快速增长, 最终趋于稳定。这主要是由于吸附剂投加量的增加, 总官能团数和有效的吸附点

位增加, 因此, 重金属离子的去除率也随之增加[26] [27]。实验数据表明: 当投加量为 0.2 g 时, T500、T600 和 T700 的吸附量均达到最大, 分别为 6.073 mg/g、6.896 mg/g 和 8.689 mg/g。当投加量为 0.4 时 T500、T600 和 T700 对水中 Cu(II) 的去除率均达到最大, 接近于全部吸附。综合考虑三种生物炭投加量对 Cu(II) 吸附量, 可以确定 T500、T600 和 T700 的最佳投加量为 4 g/L。

3.3. 不同溶液 pH 值对三种生物炭吸附水中 Cu(II) 的影响

T500、T600 和 T700 在不同 pH 值下对水中 Cu(II) 溶液吸附量的影响如图 6 所示。

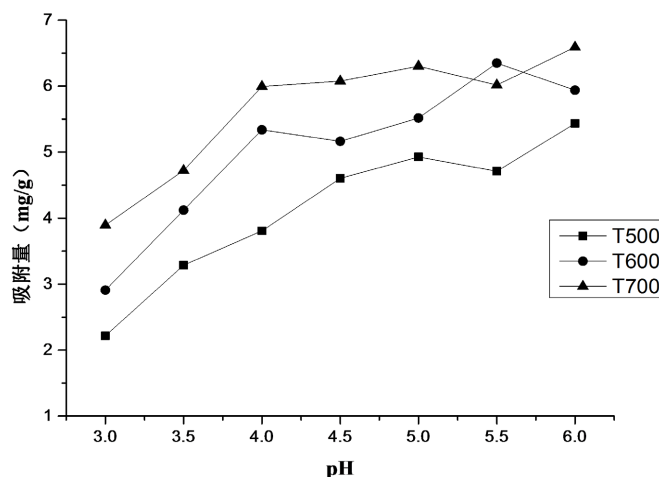


Figure 6. Effect on the pH value of the solution on the adsorption of three biochars to Cu(II)

图 6. 不同溶液 pH 值对三种生物炭吸附水中 Cu(II) 的影响

T500、T600 和 T700 在不同 pH 值下对水中 Cu(II) 去除率的影响如图 7 所示。

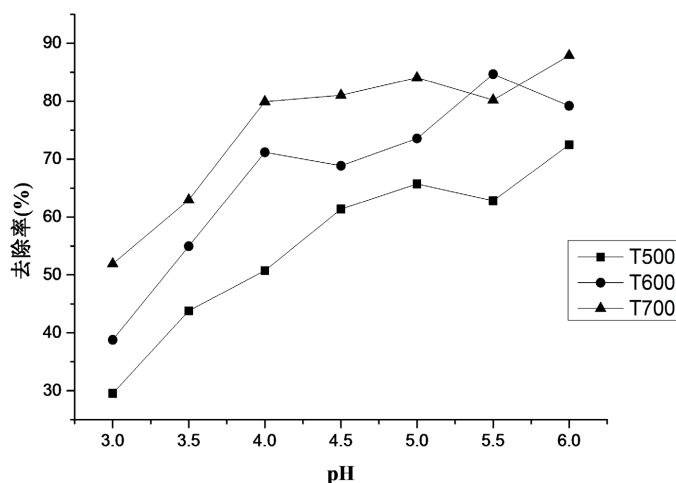


Figure 7. Removal rate of the pH value of the solution on the adsorption of three biochars to Cu(II)

图 7. 溶液 pH 值对三种生物炭对 Cu(II) 的去除率

由图 6、图 7 可知, 弱酸和中性条件下, T500、T600 和 T700 对水中 Cu(II) 的吸附量和去除率都是随

着 pH 的增加而增加, 最终趋于稳定; 并且当 pH 在 3~4.5 时, 生物炭对 Cu(II)的吸附比较明显, 当 pH 在 4.5~6 时, 吸附量和去除率存在较小波动。随着 pH 值的升高, T500、T600 和 T700 表面所带的负电荷和表面有机官能团的酸离解度增加, 且 pH 值的升高更有利于重金属离子水解[28]。实验数据表明, 三种生物炭在 pH 为 3~6 时, 对水中 Cu(II)有良好的去除效果, 在其他条件一定时, T700 在 pH 为 5 时吸附容量已基本达到最大, 为 6.303 mg/g, 去除率达到 84%, 该吸附反应适应的 pH 范围较宽, 这对于将 T700 应用于实际操作有现实意义。

3.4. 不同吸附时间对三种生物炭吸附水中 Cu(II)的影响

T500、T600 和 T700 在不同吸附时间下对 Cu(II)溶液吸附量的影响如图 8 所示。

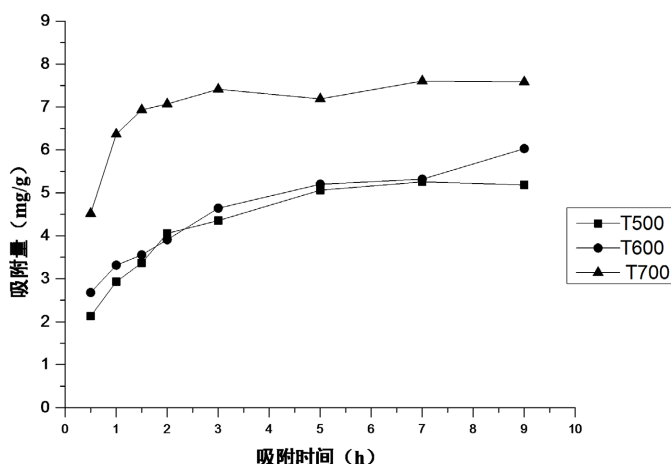


Figure 8. Effect of the adsorption time on the adsorption of three biochars to Cu(II)

图 8. 不同吸附时间对三种生物炭吸附水中 Cu(II)的影响

由图 8 可知, T500、T600 和 T700 对水中 Cu(II)的吸附量都是随着吸附时间的增加先增加然后逐渐趋于稳定。其中, 在最初的 0.5~3 h 之间, 三种生物炭对水中 Cu(II)的吸附速率较快, 在吸附 1 h 后, 吸附效率已达近一半的量, 吸附量增幅较大; 在 3 h 后, 三种生物炭的吸附过程基本到达稳定。由于在吸附开始时生物炭上吸附位点较多, 不存在竞争反应, 因此吸附量是逐渐增大。但由于吸附位点有限, 随着吸附时间的增加, 吸附位点不断被占据而逐渐饱和, 吸附量则不再增加, 从而达到吸附平衡[29]。实验数据表明, 在达到平衡的 3~9 h 内, 在同一吸附时间下, Cu(II)的吸附量大小顺序为 T700 > T600 > T500。综合考虑, 在其他条件相同下, T700 在吸附时间为 3 h, 对水中 Cu(II)的吸附效果最好。

4. 结论

本实验以海南省来源广泛的椰壳作为原材料, 分别在 500°C、600°C 和 700°C 条件下制备生物炭 T500、T600 和 T700。研究三种温度制备的椰壳生物炭在不同初始浓度、生物炭投加量、溶液初始 pH 值以及吸附时间等因素对水中 Cu(II)的吸附特征。研究结论如下:

1) 三种温度下制备的椰壳生物炭对水中 Cu(II)都具有较好的吸附效果, 在相同条件下, 三种生物炭的吸附能力: T700 > T600 > T500。

2) 在水中 Cu(II)初始浓度为 60 mg/L, 投加量为 0.2 g, pH 为 4, 吸附时间为 3 h 时, T700 的最大吸附量达到 8.6833 mg/g。

参考文献

- [1] Li, L., Chen, X., Liu, X., *et al.* (2014) Removal of Cu from the Nickel Electrolysis Anolyte Using a Morphous MnS. *Hydrometallurgy*, **146**, 149-153. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2014.04.004>
- [2] Tan, P., Sun, J., Hu, Y., *et al.* (2015) Adsorption of Cu²⁺ and Ni²⁺ from Aqueous Single Metal Solutions on Grapheme Oxide Membranes. *Journal of Hazardous Materials*, **297**, 251-260. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.04.068>
- [3] Xu, X., Cao, X., Zhao, L., *et al.* (2013) Removal of Cu, Zn, and Cd from Aqueous Solutions by the Dairy Mature-Derived Biochar. *Environmental Science and Pollution Research (International)*, **20**, 358-368. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0873-5>
- [4] Xu, Z., Gao, G., Pan, B., *et al.* (2015) A New Combined Process for Efficient Removal of Cu(II) Organic Complexes from Wastewater: Fe(III) Displacement/UV Degradation Alkaline Precipitation. *Water Research*, **87**, 378-384. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.09.025>
- [5] Mohan, D., Singh, P., Sarswat, A., *et al.* (2015) Lead Sorptive Removal Using Magnetic and Nonmagnetic Fast Pyrolysis Energy Cane Biochars. *Journal of Colloid and Inter Face Science*, **448**, 238-250. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2014.12.030>
- [6] Yuan, J.H., Xu, R.K. and Zhang, H. (2011) The Forms of Alkalies in Tlle Biochar Produced from Crop Residues at Different Temperatures. *Bioresource Technology*, **102**, 3488-3497. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.018>
- [7] Hatton, B.J. and Singh, B. (2010) Influence of Biochars on N₂O Emission and Nitrogen Leaching from Two Contrasting Soils. *Journal of Environmental Quality*, **39**, 1224-1235. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0138>
- [8] Singh, B., Singh, B.P. and Cowie, A.L. (2010) Characterisation and Evaluation of Biochars for Their Application as a Soil Amendment. *Australian Journal of Soil Research*, **48**, 516-525. <https://doi.org/10.1071/SR10058>
- [9] Van Zwieten, L., Singh, B. and Joseph, S. (2009) Biochar and Emissions of Non-CO₂ Greenhouse Gases from Soil. In: Lehmann, J.L. and Joseph, S., Eds., *Biochar for Environmental Management, Science and Technology*, Earthscan, London, 33-52.
- [10] Goldberg, E.D. (1985) *Black Carbon in the Environment: Properties and Distribution*. John Wiley Press, New York.
- [11] 王瑞峰, 赵立欣, 沈玉君, 等. 生物炭制备及其对土壤理化性质影响的研究进展[J]. 中国农业科技导报, 2015, 17(2): 126-133.
- [12] 王定美, 徐荣险, 秦冬星, 等. 水热炭化终温对污泥生物炭产量及特性的影响[J]. 生态环境学报, 2012, 21(10): 1775-1780.
- [13] 罗煜, 赵丽欣, 孟海波, 等. 不同温度下热裂解芒草生物质炭的理化特性分析[J]. 农业工程学报, 2013, 29(13): 208-217.
- [14] 胡菲菲, 何丕文. 不同热解温度制备的鸡粪生物炭对废水中磷的吸附[J]. 湖北农业科学, 2014, 53(8): 1774-1785.
- [15] 张继义, 蒲丽君, 李根. 秸秆生物炭质吸附剂的制备及其吸附性能[J]. 农业工程学报, 2011, 27(S2): 104-109.
- [16] 唐行灿, 陈金林, 李文庆. 生物炭对 Cu²⁺的吸附特性及其影响因素. 安徽农业科学, 2014, 42(5): 1467-1470.
- [17] 蒋艳艳. 生物炭吸附固定镉、铜效果的研究[D]: [硕士学位论文]. 武汉: 长江大学, 2014.
- [18] 谢超然, 王兆炜, 朱俊民, 等. 核桃青皮生物炭对重金属铅、铜的吸附特性研究[J]. 环境科学学报, 2016, 36(4): 1190-1198.
- [19] Gong, R.M., Sun, Y.Z., Chen, J., *et al.* (2005) Effect of Chemical Modification on Dye Adsorption Capacity of Peanut Hull. *Dyes Pigments*, **67**, 175-181. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2004.12.003>
- [20] Annadurai, G., Juang, R.S. and Lee, D.J. (2002) Use of Cellulose-Based Wastes for Adsorption of Dyes from Aqueous Solutions. *Journal of Hazardous Materials*, **92**, 263-274. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00017-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00017-1)
- [21] Ferrero, F. (2007) Dye Removal by Low Cost Adsorbents: Hazel-Nut Shells in Comparison with Wood Sawdust. *Journal of Hazardous Materials*, **142**, 144-152. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.07.072>
- [22] Saito, Y., Mori, M., Shida, S., *et al.* (2000) Formaldehyde Adsorption and Desorption Properties of Wood-Based Charcoal. *Journal of the Japan Wood Research Society*, **46**, 596-601.
- [23] 刘进阁, 周震峰. 豆角秸秆生物炭对水中 Cr(VI)吸附性能研究[J]. 环境科学与管理, 2013, 38(8): 161-165.
- [24] 梁丽萍. 秸秆类生物吸附剂的制备及其对溶液中六价铬的吸附性能研究[D]: [硕士学位论文]. 兰州: 兰州理工大学, 2011.
- [25] 王国惠. 板栗壳对重金属 Cr(VI)吸附性能的研究[J]. 环境工程学报, 2009, 3(5): 791-794.
- [26] 丁春霞, 何紫君, 郑琛, 等. HDTMAB 改性蒙脱石对二氯喹啉酸的吸附研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(9): 1755-1761.

-
- [27] Pelleri, F.M., Giannis, A., Kalderis, D., *et al.* (2012) Adsorption of Cu(II) Ions from Aqueous Solutions on Biochars Prepared from Agricultural By-Products. *Journal of Environmental Management*, **96**, 35-42.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.010>
- [28] 李瑞月, 陈德, 李恋卿, 等. 不同作物秸秆生物炭对溶液中 Pb²⁺、Cu²⁺的吸附[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(5): 1001-1008.
- [29] 马静. 天然植物材料作为吸附剂处理低浓度重金属废水的研究[D]: [硕士学位论文]. 长沙: 湖南大学, 2007.