

综述

# 生物炭的活化改性策略及其对工业废水中 污染物吸附的研究进展

潘显苗<sup>1</sup>, 阮芳涛<sup>1</sup>, 王 赫<sup>1,2</sup>, 王洪杰<sup>1,2\*</sup>, 凤 权<sup>1,2</sup>

(1. 安徽工程大学 纺织服装学院, 安徽 芜湖 241000; 2. 安徽工程大学 安徽省先进纤维材料工程研究中心, 安徽 芜湖 241000)

**摘要:** 工业废水的复杂性和新兴污染物的多样性对吸附材料提出了更高的要求。生物炭具有可再生性与可修饰性, 已广泛用于污染物的吸附, 但其基本性能难以满足实际的需求, 改性策略成为突破的方向。该文系统地综述了生物炭的活化改性方法(化学活化、金属/非金属掺杂、表面活性剂改性和等离子体改性等)及其对污染物吸附性能的调控机理; 重点分析了改性生物炭对工业废水中染料、重金属及氟化物、抗生素、微塑料和酚类化合物等污染物的吸附效能; 阐明了孔结构优化与表面化学修饰的协同作用; 此外, 探讨了再生技术瓶颈及绿色解决方案; 最后, 对生物炭用于污染物吸附的未来发展方向进行了展望: 实施协同改性策略实现污染物的定向去除, 开发耦合体系实现污染物的吸附富集和原位降解, 开发绿色低碳制备技术以减少碳排放。

**关键词:** 生物炭; 活化改性; 工业废水; 污染物; 吸附

中图分类号: TQ424; X703 文献标识码: A 文章编号: 1003-5214 (2026) 05-0960-13

## Research progress on activation and modification strategy of biochar and its adsorption of pollutants in industrial wastewater

PAN Xianmiao<sup>1</sup>, RUAN Fangtao<sup>1</sup>, WANG He<sup>1,2</sup>, WANG Hongjie<sup>1,2\*</sup>, FENG Quan<sup>1,2</sup>

(1. School of Textile and Garment, Anhui Polytechnic University, Wuhu 241000, Anhui, China; 2. Anhui Engineering Research Center of Advanced Fibrous Materials, Anhui Polytechnic University, Wuhu 241000, Anhui, China)

**Abstract:** The complexity of industrial wastewater and the diversity of emerging pollutants have imposed higher demands on adsorption materials. Biochar has been widely used in pollutants adsorption due to its renewability and modifiability. However, it is difficult for biochar with only the basic properties to meet practical requirements, with modification becoming the breakthrough strategy. Herein, the activation modification approaches for biochar (including chemical modification, metal/non-metal doping, surfactant modification, and plasma modification) and the regulatory mechanisms on pollutant adsorption performance were systematically reviewed. The adsorption efficiencies of modified and activated biochar toward novel pollutants in industrial wastewater, such as dyes, heavy metals, fluoride, antibiotics, microplastics, and phenolic compounds was specifically analyzed, followed by clarification on the synergistic effects between pore structure optimization and surface chemical modification. Furthermore, technological bottlenecks in regeneration processes and green solutions were discussed. Finally, the future development directions of biochar in pollutant adsorption application were prospected and should be focused on implementing collaborative modification strategies to achieve targeted pollutant removal, developing coupled systems to achieve adsorption enrichment and *in-situ* pollutant degradation, and developing green and low-carbon preparation technology to reduce carbon emissions.

收稿日期: 2025-03-26; 定用日期: 2025-05-19; DOI: 10.13550/j.jxhg.20250206

基金项目: 安徽省高校科学研究项目(2023AH050948); 安徽省先进纤维材料工程研究中心开放基金项目(2023AFMC08)

作者简介: 潘显苗(2002—), 女, 硕士生, E-mail: 2230422123@stu.ahpu.edu.cn。联系人: 王洪杰(1986—), 女, 副教授, E-mail: wanghongjie@ahpu.edu.cn。

**Key words:** biochar; activation and modification; industrial wastewater; pollutants; adsorption

随着中国工业的不断发展,工业废水的排放量逐渐增加,其所含染料、重金属离子、氟化物等传统污染物与抗生素、微塑料、酚类化合物等新兴污染物对生态环境和人类健康构成严重威胁<sup>[1-4]</sup>。生物降解、电化学分离、混凝沉淀和膜分离等多种方法已用于工业废水的处理,但去除率低、操作复杂、维护成本高<sup>[5-7]</sup>。

与上述方法相比,吸附法因操作简便、吸附性能优异且对环境友好,成为工业废水处理的重要方法之一<sup>[8]</sup>。生物炭是以玉米<sup>[6]</sup>、石榴皮<sup>[9]</sup>、甘蔗渣<sup>[10]</sup>和秸秆<sup>[11]</sup>等生物质及其废料为碳源,经高温热解制备的吸附材料,具有来源广、易再生的优势<sup>[12]</sup>。然而,生物炭的比表面积小、孔隙结构不发达,表面官能团单一,难以满足对极性污染物或大分子污染物的高效吸附的需求<sup>[13]</sup>。同时,吸附过程易受 pH、离子强度、污染物浓度等环境因素的影响,对成分复杂的混合污染物缺乏特异性吸附能力<sup>[14]</sup>。因此,针对生物炭固有缺陷的活化改性策略已成为提升其工业废水处理效能的关键。

本文将介绍生物炭的活化改性策略及其对污染物吸附性能的调控机理,分析活化改性生物炭对工业废水中传统污染物(染料、重金属、氟化物等)和新兴污染物(抗生素、微塑料、酚类化合物等)的吸附性能,阐明孔结构优化与表面化学修饰对污染物的协同吸附作用,讨论生物炭在饱和吸附后的再生与重复利用,并对生物炭用于工业废水处理的未来发展方向提出展望。

## 1 生物炭的活化改性策略与性能调控

直接炭化所得生物炭的比表面积较低、孔隙结构不发达。为获得具有大比表面积、发达孔隙结构和含有丰富官能团的生物炭,通常采用化学活化、掺杂和功能化改性等策略对生物炭进行活化改性。以下将讨论化学活化、掺杂改性和表面改性对生物炭孔隙结构、比表面积和表面官能团的影响,并从吸附机理的角度讨论其对吸附污染物的影响。

### 1.1 化学活化

化学活化法主要是化学试剂在高温下与生物炭进行一系列的化学反应生成  $\text{CO}_2$  或  $\text{H}_2\text{O}$ , 从而在生物炭表面形成多孔结构,以获得更高的比表面积<sup>[15]</sup>。常用的活化剂主要有  $\text{H}_3\text{PO}_4$ 、 $\text{NaOH}$  和  $\text{ZnCl}_2$  等。其中,  $\text{NaOH}$ 、 $\text{KOH}$  等碱性活化剂活化后所得生物炭具有较大的比表面积,可以为污染物提供更多的活性位点。 $\text{ZnCl}_2$  活化可提高生物炭的介孔含量,用于吸附污

水中的重金属离子和染料等污染物<sup>[16-18]</sup>。如 HUANG 等<sup>[19]</sup>以  $\text{ZnCl}_2$  为活化剂制备了莲子壳生物炭,其介孔含量高达 98.6%,对  $\text{Pb}(\text{II})$  吸附容量为 247.7 mg/g。 $\text{H}_3\text{PO}_4$  活化可赋予生物炭表面丰富的官能团,通过加强的静电吸附作用去除阳离子染料。如 JAWAD 等<sup>[20]</sup>以  $\text{H}_3\text{PO}_4$  为活化剂制备了山竹皮生物炭。当用于吸附亚甲基蓝(MB)时,MB 的正电荷与生物炭表面带负电荷的官能团( $-\text{O}^-$ 、 $-\text{COO}^-$ )通过静电吸附作用结合;此外,该生物炭表面的羟基( $-\text{OH}$ )、羧基( $-\text{COOH}$ )和氨基( $-\text{NH}_2$ )上的 H 原子与 MB 中的 N 原子之间发生氢键作用,生物炭与 MB 的芳香环之间发生  $\pi$ - $\pi$  相互作用,进一步增强了吸附效果,对 MB 的吸附容量为 163.6 mg/g。

虽然化学活化可以丰富生物炭的孔隙结构,并增加生物炭的比表面积,提高生物炭的吸附能力,但主要以静电吸附为主,并且化学活化形成的含氧官能团( $-\text{OH}$ 、 $-\text{COOH}$ 等)易受环境 pH 的影响,在碱性条件下,这些官能团易发生去质子化反应,导致生物炭表面负电性增强,对带负电污染物,如微塑料、阴离子染料等的静电吸附减弱。因此,需寻求新的集多种吸附机理于一体的生物炭改性策略,进一步提高生物炭的吸附能力。

### 1.2 掺杂改性

掺杂改性可在生物炭表面引入特定元素,通过增加与污染物之间的配位作用和静电吸附等提高对污染物的吸附能力。通常采用金属和非金属掺杂对生物炭进行改性。

#### 1.2.1 金属掺杂

金属掺杂改性通常在生物炭上引入金属氧化物,利用其路易斯酸性位点与污染物分子中的孤对电子发生配位作用,或通过离子交换生成沉淀的方式去除废水中的污染物。此外,金属的氧化还原特性可催化降解部分有机污染物<sup>[21]</sup>。

早期采用普通金属进行掺杂。YANG 等<sup>[21]</sup>将  $\text{MgO}$  与  $\text{ZnO}$  掺杂到香蕉皮生物炭上,将其应用于吸附工业废水中的  $\text{Cu}(\text{II})$  和  $\text{Pb}(\text{II})$ 。金属掺杂引入的  $\text{Mg}-\text{O}$ 、 $\text{Zn}-\text{O}$  键与  $\text{C}=\text{O}$ 、 $\text{C}-\text{OH}$  等含氧官能团可以增强与重金属的络合能力。另外,  $\text{Mg}(\text{II})$  和  $\text{Zn}(\text{II})$  通过离子交换与  $\text{Cu}(\text{II})/\text{Pb}(\text{II})$  反应生成沉淀  $\text{Pb}(\text{OH})_2$ 、 $\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$ , 可进一步去除废水中的  $\text{Cu}(\text{II})$  和  $\text{Pb}(\text{II})$ , 该生物炭对  $\text{Cu}(\text{II})$ 、 $\text{Pb}(\text{II})$  的吸附容量分别为 50.63 和 61.46 mg/g。WANG 等<sup>[22]</sup>将  $\text{FeNi}$  纳米颗粒负载在  $\text{KHCO}_3$  活化的秸秆生物炭上,用于吸附  $\text{Cr}(\text{VI})$ 。在酸性条件下,零价铁( $\text{Fe}^0$ )氧化形

成  $\text{Fe}(\text{II})$ ), 作为电子供体将  $\text{Cr}(\text{VI})$  还原为  $\text{Cr}(\text{III})$ ; 同时,  $\text{Fe}^0$  的腐蚀促使  $\text{Ni}^0$  表面产生原子氢, 进一步加速了  $\text{Cr}(\text{VI})$  的还原。随着  $\text{Cr}(\text{VI})$  的还原, 溶液 pH 升高, 促使  $\text{Fe}(\text{III})$  与  $\text{Cr}(\text{III})$  形成共沉淀, 该复合材料对  $\text{Cr}(\text{VI})$  展现出高达 99.7% 的去除率。

随着对金属掺杂的不断深入研究, 发现特殊的磁性金属氧化物可用于对生物炭金属掺杂, 并且这种掺杂不仅能提高生物炭的吸附能力, 还赋予生物炭磁性分离的特性, 有助于生物炭的回收再利用<sup>[23]</sup>。磁性颗粒, 如  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  可通过化学共沉淀、水热炭化法和球磨法等方式负载在生物炭表面。如 DAVIES 等<sup>[24]</sup>采用水热炭化法 (HTC) 将牛油果核转化为磁性铁负载生物炭 ( $\text{Fe/C}$ ), 如图 1a 所示。静电吸附在该生物炭与染料之间起主导作用。该生物炭表面携带的正电荷显著增强了其对阴离子染料靛蓝胭脂红的选择性吸附, 吸附容量为 49 mg/g, 但水热炭化法可能生成的  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  削弱了吸附剂的磁性。为减少磁性的降低, GUEL-NÁJAR 等<sup>[25]</sup>以玉米芯为原料, 采用化学共沉淀法制备了磁性氧化铁掺杂的生物炭, 用于吸附 MB。虽然负载的  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  纳米颗粒会阻塞生物炭的孔结构, 导致生物炭的比表面积由 1013.52  $\text{m}^2/\text{g}$  降至 903.67  $\text{m}^2/\text{g}$ , 但对 MB 的吸附能力仍有提高 (吸附容量从 23.17 mg/g 提高至 39.66 mg/g)。此外, 磁性改性后的生物炭在吸附前后的饱和磁化强度变化不大, 满足在外加磁场作用下快速分离的要求。因此, 化学共沉淀法虽能牢固地固定磁性基质, 但可能阻塞生物炭的孔隙, 减少有效吸附位点。而球磨法作为绿色工艺, 无需溶剂即可通过固-固反应制备磁性生物炭, 且通过调控球磨时间, 可在不破坏生物炭孔隙结构的前提下, 获得较大比表面积的磁性生物炭材料<sup>[26-27]</sup>。如 LI 等<sup>[28]</sup>采用球磨法将  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  与山核桃木片生物炭共同研磨制备了磁性生物炭。在中性条件下, 磁性球磨生物炭对 MB 的吸附容量为 500.5 mg/g, 比球磨生物炭增加了约 2 倍。磁性生物炭易用磁力仪从水溶液中分离, 方便回收和重复使用。当生物炭投加量为 0.2 g/L、MB 初始质量浓度为 100 mg/L 时, 经 5 次连续吸附-脱附循环实验后, 该生物炭对 MB 的去除率由初始的 100% 降至约 80%。

综上, 金属掺杂能有效提高生物炭对污染物的吸附能力, 与污染物形成的络合物稳定, 不易分解, 对目标污染物具有较高的匹配性, 且磁性金属掺杂能够提高生物炭的回收率。但使用过程中需要精准调控金属种类, 且具有金属离子溶出风险, 在实际应用中需综合考虑成本、稳定性及环境安全性。

### 1.2.2 非金属掺杂

除金属掺杂外, 非金属掺杂 (如氮、氧和硫等

原子) 也可以有效提高生物炭的吸附能力。其中, 氮掺杂通过引入  $-\text{NH}_2$ 、吡啶氮等官能团, 增强生物炭的极化能力, 促进与污染物的静电吸附、 $\pi$ - $\pi$  作用<sup>[29]</sup>; 氧掺杂通过  $-\text{COOH}$  等基团调节表面酸性, 在宽 pH 范围内通过静电吸附、氢键或络合作用吸附阳离子/阴离子污染物<sup>[30]</sup>; 硫掺杂中硫原子的孤对电子可与重金属形成配位键, 同时通过静电吸附和氧化还原反应, 提高对高价态重金属的吸附与还原能力<sup>[31]</sup>。如 LI 等<sup>[32]</sup>以尿素为氮源、 $\text{NaHCO}_3$  为活化剂, 通过热解通草制备了氮掺杂改性的生物炭。尿素和  $\text{NaHCO}_3$  热解时产生的气体有助于生物炭的蚀刻和孔扩张。含氮官能团的引入和  $\pi$ - $\pi$  键的形成可调节生物炭的电负性, 促进其与染料的静电吸附, 从而提高吸附能力。该生物炭对 MB 和刚果红 (CR) 的最大吸附容量分别为 909.09 和 714.29 mg/g, 对  $\text{Cu}(\text{II})$  的最大吸附容量为 526.32 mg/g。将两种及以上非金属原子掺入到生物炭中, 所产生的官能团之间可能存在协同效应, 有助于提高吸附能力<sup>[33]</sup>。如 SAKA 等<sup>[30]</sup>首先以 KOH 为活化剂, 制备了具有较大比表面积和发达孔隙结构的杏仁壳生物炭, 随后用氮、氧对所得生物炭进行掺杂改性。引入的含氧 (如  $-\text{COOH}$ ) 和含氮 (如  $-\text{NH}_2$ 、吡啶氮) 官能团与  $\text{Cd}(\text{II})/\text{Pb}(\text{II})$  形成配位键, 对  $\text{Cd}(\text{II})$  和  $\text{Pb}(\text{II})$  的吸附容量分别为 106.38 和 76.33 mg/g, 显著高于未掺杂改性的生物炭 (7 和 9 mg/g)。CHEN 等<sup>[29]</sup>以硫脲为硫源、尿素为氮源, 制备了氮和硫共掺杂的丝瓜生物炭, 将其用于去除工业废水中的  $\text{Cr}(\text{VI})$ 。N 原子掺杂使生物炭表面的一  $\text{NH}_2$  在酸性条件下由于质子化而带正电荷, 可与带负电的  $\text{Cr}(\text{VI})$  (如  $\text{HCrO}_4^-$ ) 通过静电吸附结合, 且  $-\text{NH}-$  基团可以原位将  $\text{Cr}(\text{VI})$  还原为  $\text{Cr}(\text{III})$ 。S 原子形成还原性官能团  $\text{C}-\text{SH}$ , 也可将部分  $\text{Cr}(\text{VI})$  还原为  $\text{Cr}(\text{III})$ 。还原后的  $\text{Cr}(\text{III})$  与生物炭表面的氮、硫、氧等官能团发生络合作用, 形成稳定的络合物, 进一步增强吸附效果, 见图 1b, 该生物炭对  $\text{Cr}(\text{VI})$  的吸附容量可达 217.39 mg/g。

通过非金属掺杂的方式对生物炭进行改性, 可有效调控其表面官能团的种类和数量, 从而实现对目标污染物分子的有效吸附。然而, 其吸附机理主要为化学吸附, 依赖强酸/强碱解吸以实现循环利用, 在多次吸附-脱附循环过程中, 表面官能团易因化学键的不可逆断裂导致活性位点数量的衰减, 进而限制了其循环再生性能。

### 1.3 表面改性

除掺杂改性外, 采用表面改性的方式也可以在生物炭表面修饰有效官能团, 从而调节其表面电荷, 实现对污染物的高效选择性吸附。常用的表面改性方法有表面活性剂改性和等离子体改性。

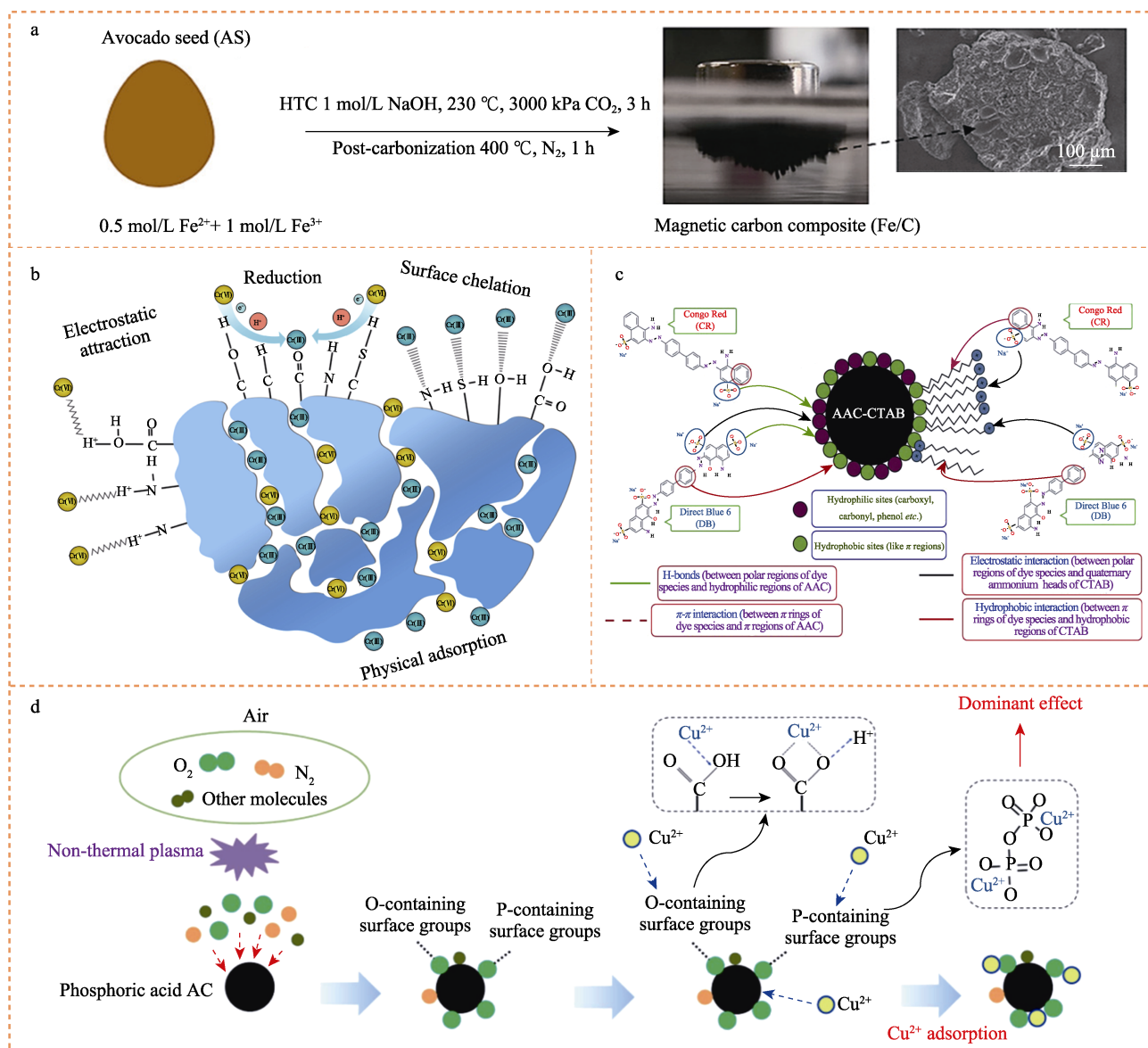


图1 水热炭化法制备磁性铁负载生物炭示意图及 Fe/C 的 SEM 图 (a)<sup>[24]</sup>; 氮硫掺杂生物炭对 Cr(VI) 的吸附机理示意图 (b)<sup>[29]</sup>; CTAB 表面改性对阴离子染料的吸附机理示意图 (c)<sup>[35]</sup>; 等离子体改性的原理及其吸附 Cu(II) 的机理示意图 (d)<sup>[38]</sup>

Fig. 1 Schematic diagram of preparation of magnetic iron-supported biochar by hydrothermal carbonization and SEM image of Fe/C (a)<sup>[24]</sup>; Schematic diagram of adsorption mechanism of Cr(VI) by nitrogen sulfur-doped biochar (b)<sup>[29]</sup>; Schematic diagram of adsorption mechanism of anionic dyes by CTAB surface modification (c)<sup>[35]</sup>; Schematic diagram of principle of plasma modification and adsorption mechanism of Cu(II) (d)<sup>[38]</sup>

### 1.3.1 表面活性剂改性

表面活性剂改性是指利用表面活性剂的阴阳离子来增强生物炭表面的正负电荷, 以实现对阴阳离子污染物的高效吸附<sup>[34]</sup>。十六烷基三甲基溴化铵 (CTAB) 是一种典型的阳离子表面活性剂, 可增强生物炭的表面正电荷, 有利于吸附阴离子污染物。如 PATRA 等<sup>[35]</sup>利用 CTAB 对 H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 活化水黄皮果壳进行了表面改性, 得到了生物炭 (AAC-CATB), 其表面带正电荷, 通过孔隙填充、氢键作用和加强的静电吸附作用 (图 1c), 改性生物炭对阴离子染料刚果红 (CR) 和直接蓝 6 (DB) 的吸附容量分别

高达 555.56 和 625.00 mg/g。类似地, 对于阳离子污染物, 可采用阴离子表面活性剂进行改性。用十二烷基硫酸钠 (SDS) 对生物炭进行改性, 可有效提高其表面的电负性, 对阳离子污染物具有更高的吸附能力。ORAON 等<sup>[36]</sup>将 HNO<sub>3</sub> 活化处理和 SDS 表面改性结合, 增加了生物炭表面的电负性, 其对阳离子染料 MB 的吸附容量为 159.74 mg/g。

表面活性剂改性生物炭具有操作简单、成本低、对污染物具有高效选择性, 适用于含阴阳离子污染物的废水处理。但表面活性剂在酸性或高盐环境中易脱落, 造成水体化学需氧量升高, 且其表面电荷

状态受 pH 影响较大, 适用条件较窄。

### 1.3.2 等离子体改性

除了表面活性剂改性, 等离子体改性也可在生物炭表面构建有效官能团, 实现对污染物的高效吸附。等离子体氧化处理是一种常用的方式, 通过在大气压或真空环境中激发氧气或空气生成高活性氧自由基与生物炭表面碳原子发生反应, 从而引入—COOH、—OH 等酸性官能团<sup>[34]</sup>。等离子体改性会造成生物炭的局部坍塌, 导致比表面积略有降低, 但由于化学吸附占主导地位, 因此, 对污染物的吸附能力显著提升。如 ZHANG 等<sup>[37]</sup>采用低温氧等离子体改性椰壳生物炭, 改性后生物炭表面的含氧酸性基团(羧酸、酚羟基、内酯)显著增加, 电子供体-受体相互作用增强了对二苯并噻吩(DBT)的吸附。虽然改性后生物炭比表面积从 1187 m<sup>2</sup>/g 降至 1045 m<sup>2</sup>/g, 但由于化学吸附占主导地位, 因此, 改性后的生物炭对 DBT 的吸附能力提高了 1.5 倍。此外, 等离子体处理可有效地恢复生物炭的吸附能力。WU 等<sup>[38]</sup>采用低温等离子体对 H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 活化的核桃壳生物炭进行改性, 用于吸附废水中的 Cu(II), 如图 1d 所示。当生物炭投加量为 3 g/L、Cu(II)初始质量浓度为 100 mg/L 时, 经 5 次吸附-盐酸脱附循环后, 生物炭的吸附容量降至初始值的 76%, 再次通过等离子体处理, 可使其吸附容量恢复至初始值的 96%。

使用低温等离子体改性技术对生物炭进行改性是一种有效且环保的方法, 不仅能够引入酸性基团, 提高对生物炭对污染物的吸附能力, 还可用于生物炭的再生和循环利用。但等离子体改性对设备的依赖程度较高, 适用于高附加值产业的废水处理。

在废水处理中, 可采用两种及以上改性技术对生物炭进行改性, 不仅能弥补单一改性方法的局限, 还可产生协同效应。如 ZHENG 等<sup>[39]</sup>采用甘蔗渣为原料, 通过氮掺杂和氯化镁改性制备了改性生物炭, 将其用于去除甲基橙(MO)。虽然引入的 MgO 占据了生物炭表面的孔隙结构, 使比表面积由 87.23 m<sup>2</sup>/g 降至 64.73 m<sup>2</sup>/g, 但是 MgO 纳米颗粒的负载使生物炭表面带正电荷, 能够增强对阴离子染料 MO 的静电吸附作用; 而引入的含氮官能团(如吡啶氮、吡咯氮)增强了表面极性, 促进了与 MO 的  $\pi$ - $\pi$  相互作用和氢键形成。因此, 该改性生物炭对 MO 的最大吸附容量为 613.50 mg/g, 比未掺杂生物炭提高了 5 倍。

综上, 可根据应用场景以及废水中污染物的种类和浓度, 综合考量生物炭活化改性的策略, 采用一种或多种改性方法获得具有优异吸附性能的生物炭, 实现对污染物的高效吸附。

## 2 生物炭对污染物的吸附

生物炭对污染物的吸附通常表现为物理吸附和化学吸附。物理吸附是指生物炭与污染物之间通过范德华力相结合, 主要包括孔隙填充和静电吸附<sup>[40]</sup>; 化学吸附是指生物炭与污染物之间通过形成化学键或发生化学反应的方式达到吸附目的, 主要包括  $\pi$ - $\pi$  相互作用、氢键作用、络合作用、离子交换作用和氧化还原反应<sup>[14]</sup>。生物炭较大的比表面积和发达的孔隙结构为吸附提供了更多的活性位点, 有利于孔隙填充和静电吸附, 而生物炭表面的化学基团则有利于化学吸附。

### 2.1 对传统污染物的吸附

传统污染物主要包括染料、重金属离子以及有机物等, 进入水体后会增加水体浊度, 影响水体中水生植物的光合作用, 并且其中的重金属盐类不易分解, 易通过食物链在人体内富集, 从而影响人类健康<sup>[41]</sup>, 可通过吸附的方式将其去除。

#### 2.1.1 吸附染料

根据染料在水中溶解后表面所带电性的不同, 分为阳离子染料、阴离子染料和非离子染料<sup>[42]</sup>。阳离子染料在水中溶解后带正电荷, 如 MB 和罗丹明 B(RhB)等。阴离子型染料在水中溶解后带负电荷, 如 CR 和 MO 等。非离子型染料的水溶性差, 因此, 本文将主要综述生物炭对阳离子和阴离子染料的吸附。生物炭对染料的吸附主要有物理吸附(孔隙填充和静电吸附)和化学吸附(氢键作用和  $\pi$ - $\pi$  相互作用), 如图 2a 所示。因此, 可依据吸附机理对生物炭进行性能调控, 从而提高其吸附染料的能力。

首先, 大的比表面积和发达的孔隙结构为染料的吸附提供更多的活性位点<sup>[43]</sup>, 因此, 可通过化学活化的方式增大比表面积以提高生物炭的吸附能力。如 JIANG 等<sup>[44]</sup>以海藻为原料, 采用 NaOH 活化法制备了生物炭, 其比表面积达 1238.491 m<sup>2</sup>/g, 对 MB 的最大吸附容量为 243.839 mg/g; 其次, 提升染料与生物炭之间的静电吸附、 $\pi$ - $\pi$  相互作用和氢键也可提高生物炭的吸附能力。当溶液的 pH 大于零电荷点的 pH(pH<sub>PZC</sub>)时, 生物炭表面带负电荷, 对阳离子型染料具有较好的吸附作用<sup>[45]</sup>。如 XIA 等<sup>[46]</sup>以 KOH 为活化剂, 制备了毛竹生物炭, 将溶液 pH 由 1 增加到 13 时, 该生物炭对 MB 的截留率由 79.03%提高到 100.00%, 如图 2b 所示。类似地, 当溶液 pH < pH<sub>PZC</sub> 时, 生物炭表面带正电荷, 对阴离子型染料具有较好的吸附作用<sup>[47-48]</sup>。因此, 调控溶液的 pH, 可使生物炭在酸性或碱性溶液中有针对性地吸附阴离子或阳离子染料<sup>[49]</sup>。通过在生物炭上设计含氧官能团, 可提高生物炭与染料之间的静电吸附。

如 GOSWAMI 等<sup>[50]</sup>以废弃茶叶为原料制备了磺酸改性生物炭, 用于 MB 和 RhB 的吸附。磺酸功能化使生物炭表面带更多的负电荷, 从而在带正电的染料分子和带负电的生物炭表面之间建立了静电吸附作用, 对阳离子染料的吸附能力增强。等温线和吸附动力学分别符合 Langmuir 模型和准二级动力学模型, 表明吸附行为符合单层均匀吸附假设, 吸附速率可能受化学作用控制。同时, 热力学分析中吉布斯自由能 ( $\Delta G$ ) < 0 和焓变 ( $\Delta H$ ) > 0, 说明吸附过程是自发和吸热的, 因此, 该吸附过程以单层化学吸附为主。化学活化和元素掺杂可改变生物炭表面的化学结构, 增强生物炭与染料之间的  $\pi$ - $\pi$  相互作用, 提高其吸附能力。如 LI 等<sup>[51]</sup>以竹子为原料、 $\text{KHCO}_3$  为活化剂、尿素为氮源, 制备了氮掺杂生物炭。在高温活化阶段, 尿素分解产生的  $\text{NH}_3$  与生物炭表面含氧基团发生取代反应, 生成吡啶氮和石墨氮等特征官能团。其中, 吡啶氮的孤对电子与 MB 分子的磺酸基形成了路易斯酸碱配位, 石墨氮与 MB 的共轭体系产生  $\pi$ - $\pi$  堆积效应, 这种协同作用有效提升了生物炭对 MB 的吸附能力; 此外, 含极

性基团的染料可通过化学活化在生物炭表面构建—COOH、—OH 等含氧官能团, 利用其中的 H 原子与染料中电负性强的原子之间形成氢键作用的方式吸附染料。如 WEI 等<sup>[52]</sup>以  $\text{ZnCl}_2$  为活化剂制备的竹纤维基生物炭表面富含—COOH、—OH 等含氧官能团。在吸附过程中, —OH 上的 H 原子可与 MO 中 S=O 上的 O 原子形成氢键作用, 如图 2c 所示, 该生物炭对 MO 的吸附容量达到 591.71 mg/g。

此外, 为进一步提高生物炭对染料的吸附能力, 可在其表面设计亲水黏附涂层, 使被吸附的染料牢固地与生物炭结合。如 WU 等<sup>[53]</sup>使用聚多巴胺 (PDA) 对 NaOH 活化的椰壳生物炭改性。PDA 中的含氮和含氧基团可提高对 MB 的去除率。经 PDA 涂层后, 生物炭吸附位点增多, MB 更容易吸附到生物炭表面上, 从而获得更高的吸附能力, 见图 2d。

综上, 将生物炭用于吸附工业废水中的染料时, 可根据染料的种类, 从吸附机理的角度出发, 对生物炭的功能进行设计, 并调控溶液 pH, 加强物理吸附和化学吸附, 从而提高生物炭对染料的吸附能力。

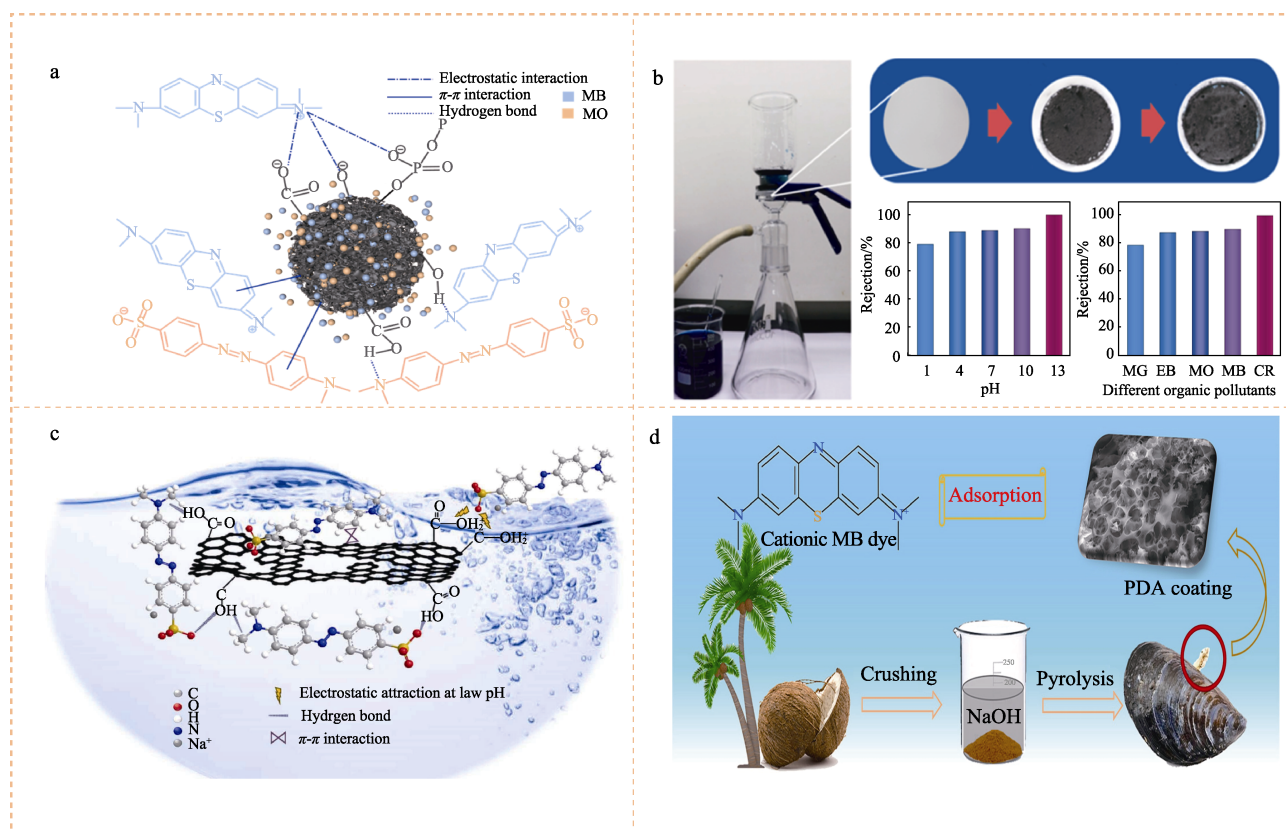


图2 生物炭对染料的吸附机理示意图 (a)<sup>[54]</sup>; pH 对生物炭吸附性能的影响与吸附机理示意图 (b)<sup>[46]</sup>; 生物炭含氧官能团对 MO 的吸附机理示意图 (c)<sup>[52]</sup>; PDA 改性生物炭制备流程及其对 MB 的选择吸附示意图 (d)<sup>[53]</sup>

Fig. 2 Schematic diagram of adsorption mechanism of dyes on biochar (a)<sup>[54]</sup>; Schematic diagram of effect of pH on adsorption performance of biochar and adsorption mechanism (b)<sup>[46]</sup>; Schematic diagram of adsorption mechanism of biochar with oxygen-containing functional groups on MO (c)<sup>[52]</sup>; Schematic diagram of preparation process of PDA-modified a biochar and its selective adsorption of MB (d)<sup>[53]</sup>

### 2.1.2 吸附重金属

工业废水中还含有重金属离子, 如  $\text{Cr(IV)}$ 、 $\text{Ni(II)}$ 、 $\text{Pb(II)}$ 、 $\text{Hg(II)}$  等, 其具有较高的毒性, 且在水中难降解, 长期累积会破坏水生态系统的平衡<sup>[55]</sup>。生物炭主要通过静电吸附、离子交换、氢键、络合等方式吸附重金属离子, 其表面的化学基团和工业废水的 pH 等因素会影响吸附效果。

增加生物炭表面的化学基团可提高对重金属的吸附能力。如 MA 等<sup>[56]</sup>通过 KOH 活化法制备了表面含有丰富化学基团的玉米秸秆生物炭, 将

其用于吸附  $\text{Cr(VI)}$ , 吸附机理示意图如图 3a 所示, 其中, 生物炭表面  $\text{—COOH}$  通过离子交换吸附  $\text{Cr(VI)}$ , 而  $\text{C—O—C}$  等含氧基团则将  $\text{Cr(VI)}$  部分还原为环境友好的  $\text{Cr(III)}$ 。吸附过程符合 Langmuir 等温吸附模型和准二级动力学模型, 结合热力学研究中随着温度的升高, 吸附能力增大,  $\Delta G < 0$  且  $\Delta H > 0$ , 表明吸附过程为化学吸附主导的吸热过程。CRUZ 等<sup>[57]</sup>将  $\text{ZnO}$  负载到玉米芯生物炭上, 将其用于吸附  $\text{Pb(II)}$ 。通过  $\text{Pb(II)}$  与  $\text{ZnO}$  表面  $\text{—OH}$  的配体交换及静电吸附作用去除  $\text{Pb(II)}$ 。

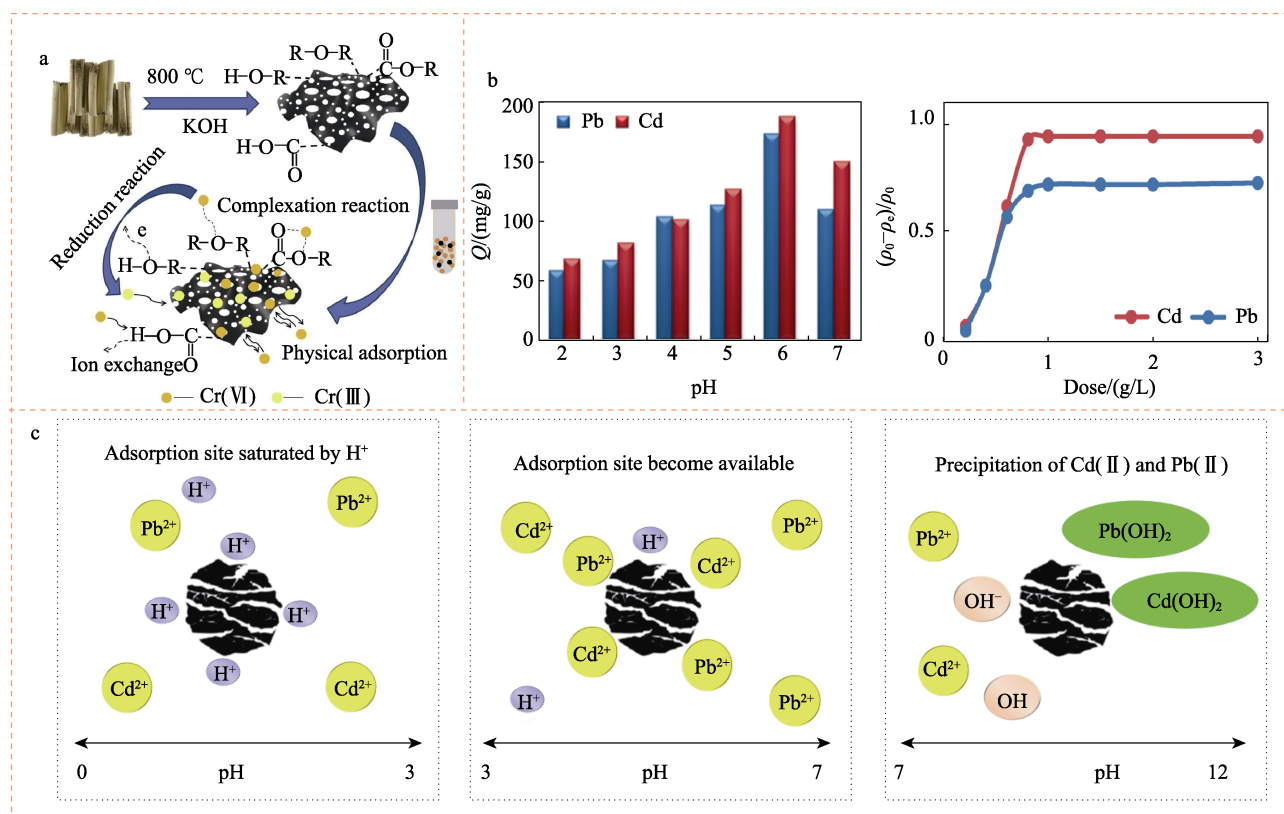


图 3 生物炭表面官能团与重金属离子之间的反应机理示意图 (a)<sup>[56]</sup>; pH 和生物炭用量对吸附  $\text{Cd(II)}$  和  $\text{Pb(II)}$  的影响 (b) 及生物炭对  $\text{Cd(II)}$  和  $\text{Pb(II)}$  吸附和去除示意图 (c)<sup>[60]</sup>

Fig. 3 Schematic diagram of reaction mechanism between biochar surface functional groups and heavy metal ions<sup>[56]</sup>; Effects of pH and biochar dosage on adsorption of  $\text{Cd(II)}$  and  $\text{Pb(II)}$  by biochar (b); Schematic diagram of adsorption and removal of  $\text{Cd(II)}$  and  $\text{Pb(II)}$  by biochar (c)<sup>[60]</sup>

一般来说, 生物炭对重金属离子的吸附在酸性环境中能够获得最大的吸附能力<sup>[58]</sup>。原因在于, 重金属离子在溶液中通常以带负电荷的含氧基团存在, 而生物炭在酸性环境中带正电荷, 有利于进行静电吸附。如 KOKAB 等<sup>[59]</sup>研究发现, 当  $\text{pH}=5.5$  时, 生物炭对  $\text{Cr(VI)}$  的吸附容量高达  $94.5 \text{ mg/g}$ ; 但随着 pH 的升高, 溶液中氢氧根离子 ( $\text{OH}^-$ ) 的浓度增加, 生物炭表面带负电荷, 使得生物炭与  $\text{Cr(VI)}$  之间表现为静电相斥, 导致吸附能力急剧降低。此外, DHAHRI 等<sup>[60]</sup>研究也表明, 使用  $\text{H}_3\text{PO}_4$  活化法

制备的花椒籽生物炭对于  $\text{Cd(II)}$  的吸附容量受 pH 和生物炭用量的影响较大 (图 3b)。该生物炭在碱性环境中对工业废水中  $\text{Cd(II)}$  的吸附和去除效果优于酸性环境, 其示意图见图 3c。因此, 调节待吸附溶液的 pH 可提高生物炭吸附能力。

工业废水中通常含有不同离子强度的阳离子和阴离子, 其对有限吸附位点表现出竞争行为, 导致生物炭的吸附能力降低。如 BANSAL 等<sup>[61]</sup>通过  $\text{H}_2\text{SO}_4$  活化稻壳生物炭, 探究了单一及多金属共存体系对  $\text{Cr(VI)}$  吸附行为的影响, 结果表明, 在  $\text{Cr(VI)}$

的初始浓度相同的情况下,生物炭对 Cr(VI) 的去除率顺序为:单组分(85%)>二元组分(65%)>三元组分(18%)。这是由于多组分体系中不同金属离子,如 Cu(II)、Ni(II)、Cd(II)、Cr(VI) 等的电负性相近而竞争同一类官能团结合位点,如—OH、—NH<sub>2</sub>、—COOH 等导致多元体系中离子竞争占据活性位点;其次,尽管 Cr(VI) 在低 pH 下以 Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub><sup>2-</sup> 形式通过静电吸附与生物炭表面结合,但其共存阳离子可能通过化学络合或占据孔隙,间接干扰 Cr(VI) 的吸附。因此,与单一重金属离子体系相比,在具有两种或两种以上离子(阳离子或阴离子)的体系中,需提高生物炭用量,可为重金属离子提供更多的吸附位点。为进一步提高生物炭对重金属离子的吸附能力,可通过化学手段提高生物炭表面的有效吸附位点。如 BURAKOV 等<sup>[62]</sup>采用化学气相沉积的方式在生物炭表面沉积碳纳米管(CNTs)。由于 Ni<sup>2+</sup> 和 Co<sup>2+</sup> 与中空结构 CNTs 上亲水官能团之间发生络合,经改性后的生物炭对 Ni(II) 和 Co(II) 的吸附能力提高了 30% 左右。

综上,将生物炭用于吸附工业废水中的重金属离子时,通过调控表面化学基团、溶液 pH 和增加有效吸附位点的方式,可有效提高生物炭对重金属离子的吸附能力。

### 2.1.3 吸附氟化物

氟化物主要是指氟离子(F<sup>-</sup>)及其化合物,其会导致甲状腺疾病、关节炎、泌尿系统感染、胃肠道刺激和氟牙症<sup>[63]</sup>。生物炭可通过静电吸附和离子交换去除废水中的氟化物<sup>[64]</sup>。如 SADHU 等<sup>[65]</sup>制备的西瓜皮生物炭通过其表面的质子化官能团静电吸附氟化物,但其吸附能力较低,吸附容量仅为 9.5 mg/g。为提高对氟化物的吸附能力,通常采用化学改性的方式增大生物炭的比表面积,并引入含氧官能团来增强静电吸附。如 JAYASHREE 等<sup>[66]</sup>采用 H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 活化紫荆荚制备了生物炭,将其用于去除水中的氟化物。H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 的化学刻蚀作用在生物炭表面形成了微/介孔结构,其比表面积达 124.82 m<sup>2</sup>/g,较原始生物炭提升 1.7 倍,且 H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 活化引入的磷酸基团与—OH 通过静电引力与 F<sup>-</sup> 结合,该生物炭对 F<sup>-</sup> 的吸附容量为 15.74 mg/g。此外,金属掺杂改性和表面活性剂改性可使生物炭表面带正电荷,使生物炭对 F<sup>-</sup> 的吸附能力显著提高。如 REN 等<sup>[67]</sup>采用 β-环糊精(β-CD)与 Ce(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub> 复合功能化栗子壳生物炭,该生物炭通过 Ce<sup>3+</sup> 与 F<sup>-</sup> 进行离子交换,并辅以络合和静电吸附等作用去除水中的 F<sup>-</sup>,吸附容量为 37.93 mg/g。吸附过程符合准二级动力学模型,表明吸附过程以化学吸附为主。磁性金属的掺杂改性可

在生物炭吸附污染物后通过分离回收,表现出良好的稳定性和循环使用性能。如 BAGBI 等<sup>[68]</sup>以竹子为原料,采用化学共沉淀法制备了可磁分离的磁性竹子生物炭。当投加的生物炭用量为 0.02 g/L、F<sup>-</sup> 初始质量浓度为 4 mg/L 时,该生物炭对 F<sup>-</sup> 的去除率高达 99.6%。使用 NaOH 作为脱附剂后,可用条形磁铁回收废弃生物炭,进行 3 次吸附-脱附循环后,去除率仍为 49.8%。

综上,基于生物炭对氟化物的吸附机理,可通过化学活化、金属掺杂改性和表面活性剂改性等方法赋予生物炭表面丰富的正电荷以及特殊的离子,通过加强的静电吸附作用和离子交换,有效去除废水中的氟化物。

## 2.2 对新型污染物吸附

随着工业的逐步发展,工业废水中除染料、重金属离子和有机物等传统污染物外,还含有抗生素、微塑料和酚类等新型污染物,直接排放会造成严重的水体污染,可使用生物炭进行吸附处理。

### 2.2.1 吸附抗生素

抗生素作为新型污染物,可能诱发微生物产生抗生素耐药基因,并通过食物链传播,最终对人类健康及生态系统的稳定构成双重威胁<sup>[69]</sup>,可通过改性优化生物炭表面的化学特性,从而实现对不同种类抗生素的高效吸附。如 AZIZ 等<sup>[70]</sup>通过铁盐改性制备了松果基磁性生物炭,将其用于吸附阿奇霉素和环丙沙星,吸附容量随着温度的升高而增加,且符合准二级动力学模型。该吸附过程是以化学吸附为主的吸热过程。首先,带负电荷的生物炭表面与质子化抗生素分子产生静电吸附;其次,生物炭表面的含氧官能团与抗生素的极性基团通过氢键作用结合;此外,芳香碳骨架与抗生素苯环结构的电子间产生 π-π 相互作用。该生物炭对阿奇霉素、环丙沙星及其混合体系的最高去除率可分别达 87.8%、91.3% 与 84.0%。虽然生物炭对抗生素具有较高的吸附效果,但在多次的循环使用中,抗生素与生物炭发生化学作用生成的副产物会堵塞孔隙,并覆盖活性位点,导致吸附性能衰退<sup>[71]</sup>。为提升生物炭的再生稳定性与污染物去除率,需开发能实现污染物高效解吸的改性策略。如 SHI 等<sup>[72]</sup>通过一步法将磁性材料 FeCl<sub>3</sub> 与 KOH 活化结合,制备了磁性生物炭,实现了高效吸附阿莫西林与快速磁分离。对阿莫西林的最大吸附容量达 485.4 mg/g,循环使用性能稳定,当投加生物炭为 55 mg、阿莫西林初始质量浓度为 400 mg/L 时,磁分离效率>95%,6 次再生后阿莫西林的去除率仍达 92.4%。

抗生素在废水中质子化后通常带正电荷,可通

过在生物炭表面增加负电荷的方法提高生物炭与抗生素之间的静电吸附作用,并通过化学活化来增加生物炭的比表面积,有效增加活性位点,以提高生物炭对抗生素的吸附作用。

### 2.2.2 吸附微塑料

塑料产品因其低廉的价格和卓越的性能而被大量地生产和使用,当塑料制品置于自然环境中时,紫外线辐射和风化作用直接导致这些塑料废物形成更小尺寸的微塑料<sup>[73]</sup>。微塑料通过静电吸附和氢键作用等可将重金属、有机物和抗生素等有毒物质富集到其表面。并且,微塑料在生物体内富集会对内分泌系统和消化道或生物体造成损害,有致癌或致突变风险<sup>[74]</sup>,可通过生物炭将其吸附去除。如 WU 等<sup>[75]</sup>通过 Fe 掺杂改性制备了稻壳生物炭。该生物炭具有 327.65 m<sup>2</sup>/g 的大比表面积和丰富的表面官能团,其中 Fe—O 官能团与微塑料表面负电荷的静电相互作用是主要的吸附机制,可吸附水中高达 99.96% 的微塑料。对该生物炭可通过热处理进行再生,具有高达 90% 的去除率。XING 等<sup>[76]</sup>制备了 ZnCl<sub>2</sub> 椰壳生物炭,将其用于吸附聚苯乙烯纳米塑料 (PSNPs)。带正电荷的生物炭与带负电的 PSNPs 之间发生静电吸附,PSNPs 的苯环与生物炭之间存在  $\pi$ - $\pi$  相互作用,而生物炭的比表面积 (911.22 m<sup>2</sup>/g) 提供了更多的活性位点,吸附符合 Langmuir 等温吸附模型,表明 PSNPs 在生物炭上是单层表面吸附,而吸附热力学参数表明,吸附过程中存在熵驱动的自发物理吸附过程。

微塑料表面常带负电,且分子尺寸较大 (<5 mm),其吸附主要依赖静电吸附与孔隙填充。通过化学活化和掺杂改性的方式,可提高生物炭的比表面积以提供更多的活性位点;同时,改性可使生物炭在宽泛的 pH 范围内带正电,从而增强与微塑料的静电吸附,提高吸附能力。

### 2.2.3 吸附酚类化合物

工业废水中发现的酚类化合物主要来自化学和石化工业,具有较高的毒性和致癌性,常见的酚类污染物是苯酚及其衍生物,长期接触危害人类健康<sup>[77]</sup>,可利用生物炭对其进行吸附处理。苯酚及其衍生物通常含有苯环和—OH,生物炭上的  $\pi$  电子与苯环上的  $\pi$  电子能够形成  $\pi$ - $\pi$  相互作用吸附苯酚,生物炭上的 H 原子与苯酚—OH 上电负性较高的氧原子之间产生氢键作用吸附苯酚,还可以通过在生物炭表面构建活性官能团的方式提高其吸附能力。DEHMANI 等<sup>[78]</sup>以 H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 为活化剂制备了橡木生物炭,其较大的比表面积 (790.4 m<sup>2</sup>/g) 为生物炭的吸附提供了丰富的活性位点。苯酚与生物炭通过  $\pi$ - $\pi$  相互作用相结合;此外,苯酚中—OH 与生物炭表面含氧官能团之间

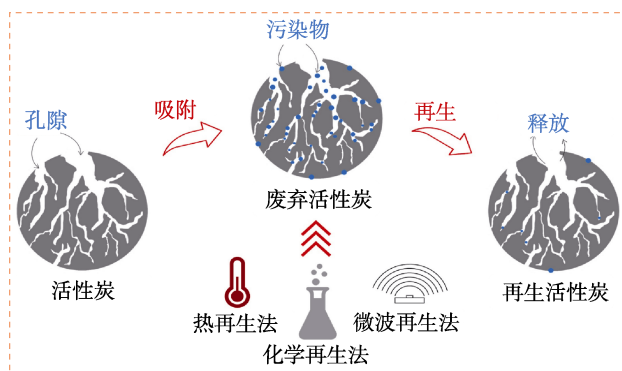
通过氢键作用进一步增强了吸附能力,该生物炭对苯酚的吸附容量最高为 250 mg/g。除了孔隙填充、氢键和  $\pi$ - $\pi$  相互作用,还可增加生物炭与苯酚之间的静电吸附来提高其吸附能。如 PATIL 等<sup>[79]</sup>通过活化决明荚果壳去除苯酚和 2,4-二氯苯酚 (2,4-DCP)。该生物炭的比表面积为 1146 m<sup>2</sup>/g,Langmuir 等温吸附模型表明,该生物炭对苯酚和 2,4-DCP 的吸附容量分别为 183.79 和 374.4 mg/g;热力学分析表明,苯酚和 2,4-DCP 的  $\Delta H$  均 <0,表明吸附为放热过程;准二级动力学模型对苯酚和 2,4-DCP 的拟合度均高于准一级动力学模型,表明吸附速率是由化学吸附控制;苯酚和 2,4-DCP 的活化能 ( $E_a$ ) 分别为 35.62 和 8.50 kJ/mol,均处于物理吸附范围 (5~40 kJ/mol),说明尽管化学吸附是速率控制步骤,但整体吸附仍以物理吸附为主。在酸性条件下,因质子化作用,带正电荷的生物炭分别与苯酚和 2,4-DCP 分子之间产生静电吸附。此外,孔隙扩散、氢键和  $\pi$ - $\pi$  相互作用也促进了生物炭对苯酚和 2,4-DCP 分子的吸附。在苯酚 (初始质量浓度 25 mg/L、生物炭投加量 1.6 g/L) 和 2,4-DCP (初始质量浓度 50 mg/L、生物炭投加量 0.6 g/L) 的吸附体系中,4 次循环后,苯酚和 2,4-DCP 的去除率由初始的 80% 和 93% 分别下降至 74% 和 86%,仍表现出良好的吸附效果。

酚类化合物的特殊结构使其易通过氢键和  $\pi$ - $\pi$  相互作用被生物炭吸附。还可通过化学改性等手段,赋予生物炭活性基团,并增大其比表面积,通过加强与污染物之间的静电吸附和孔隙填充等方式,提高生物炭对酚类化合物的吸附。

综上,生物炭作为高效环保的吸附材料,在治理工业废水复杂污染物体系中展现出巨大的应用潜力。为提高生物炭对工业废水中传统污染物和新兴污染物的吸附能力,可利用化学活化、掺杂改性和表面改性等方法调控生物炭的表面电荷性质 (正负电性修饰) 与微结构特征 (孔隙率及比表面积调控),通过静电吸附、孔隙填充、 $\pi$ - $\pi$  作用及氢键等吸附机制及其协同吸附来提升生物炭对污染物的吸附能力。

## 3 生物炭的再生与重复利用

当生物炭对工业废水中的污染物吸附饱和后,其吸附性能受到严重限制,吸附的有效性会下降。因此,生物炭的再生与重复利用成为其在工业废水处理中亟须解决的问题。生物炭的再生是指通过破坏生物炭与污染物之间的吸附作用力,如范德华力、化学键、静电吸附等,使污染物脱附或分解,从而恢复生物炭的孔隙结构和吸附能力<sup>[80]</sup> (图 4)。常用的再生方法有热再生法、微波再生法、生物再生法、化学再生法和电化学再生法<sup>[81]</sup>。

图4 吸附饱和和生物炭的再生步骤示意图<sup>[80]</sup>Fig. 4 Schematic diagram of adsorption saturated biochar regeneration process<sup>[80]</sup>

热再生法主要通过加热将生物炭吸附的有机物进行脱除和分解, 温度是影响再生生物炭吸附性能的关键因素。如 MOHD NASIR 等<sup>[82]</sup>制备了初始比表面积为  $651 \text{ m}^2/\text{g}$  的生物炭, 并对比分析了吸附饱和的生物炭(初始比表面积)在低温( $350^\circ\text{C}$ )和中高温( $700^\circ\text{C}$ )下的热解再生性。低温和中高温再生生物炭的比表面积分别为  $768$  和  $730 \text{ m}^2/\text{g}$ , 两种再生方式均能有效恢复并增大生物炭的比表面积。低温再生生物炭对 MB 的吸附容量较废弃生物炭显著提升了  $1.7$  倍, 说明低温再生策略在保持生物炭孔隙结构完整性的同时, 显著提高了其吸附性能。而中高温再生生物炭在热应力的作用下, 微孔结构坍塌、碳骨架结构发生不可逆变形。因此, 热再生法处理废生物炭虽然操作简单、成本低, 但生物炭的孔隙结构易在高温下遭到破坏, 需寻求一种对孔隙结构影响较小的活化方法。

微波再生法是利用微波辐射使生物炭温度升高, 将吸附在生物炭中的污染物快速脱附, 在对生物炭孔隙结构破坏程度较小的同时使其再生<sup>[83]</sup>。OLADEJO 等<sup>[84]</sup>在  $\text{CO}_2$  气氛下对吸附饱和的生物炭进行微波加热, 成功实现了生物炭的再生。由于微波加热能够通过脱附挥发和部分氧化加速吸附物的热解吸, 同时对生物炭的孔隙结构破坏程度较小, 再生生物炭对 MB 的吸附能力恢复了  $90\%$ , 且最大吸附容量达到了  $122 \text{ mg/g}$ 。微波再生法具有非接触性加热快、受热均匀及再生时间短等优点, 与热再生法相比, 该法不会影响生物炭的孔隙结构, 但在加热过程中, 具有微波吸收性能的污染物被分解产生的中间产物继续占据活性位点, 影响再生生物炭的去除率<sup>[80]</sup>。ÇALIŞKAN 等<sup>[85]</sup>研究了生物炭对异丙噻吸附饱和后的微波再生, 微波辐照使异丙噻分子键的断裂发生分解, 分解产物堵塞了生物炭的孔隙, 导致了再生后吸附能力的下降。

针对中间产物问题, 生物再生法通过微生物将

污染物降解为  $\text{CO}_2$ 、 $\text{H}_2\text{O}$  等无害物质, 从根源上消除副产物隐患。采用生物再生活化法所得生物炭的再生率高达  $80\%$  以上, 且再生生物炭的分离效率和生物再生效率具有较高的稳定性<sup>[86]</sup>。与微波再生法相比, 生物炭的生物再生法再生效率高、成本低、受能源限制较少, 但其再生效率受限于微生物的种类和活性, 狭窄的生物炭孔径可能阻碍微生物进入, 且再生周期长, 难以匹配工业废水处理的连续性需求。

化学再生通过使用酸性或碱性的化学物质来解吸或分解生物炭表面的污染物而不产生自身的损耗, 可在短时间内完成再生<sup>[87]</sup>。GAO 等<sup>[88]</sup>采用  $\text{HNO}_3$  对棉秆废生物炭进行  $8 \text{ h}$  解吸再生实验, 并吸附  $\text{Pb}(\text{II})$ 。结果表明, 当生物炭投加量为  $1 \text{ g/L}$ 、 $\text{Pb}(\text{II})$  初始质量浓度为  $100 \text{ mg/L}$  时, 在首个再生周期,  $\text{Pb}(\text{II})$  去除率由  $100.0\%$  降至  $95.2\%$ , 经过  $3$  个吸附-再生周期后, 去除率仍能达到  $85.1\%$ 。此外, 还可通过有机溶剂对污染物进行萃取, 促使吸附质与吸附剂分离, 实现生物炭的再生<sup>[87]</sup>。化学再生能够显著缩短生物炭再生周期, 并在使用过程中维持较高的污染物去除率, 但在工业废水体系中, 生物炭吸附的污染物组分复杂, 需依据污染物类型选择化学再生试剂, 对多组分污染物的选择性解吸能力有限, 难以实现同步高效脱附。再生过程中大量化学试剂的使用造成的环境问题, 也限制了其大规模的使用。

电化学再生法将废生物炭置于带电电极间的电解质溶液中, 利用电化学反应实现污染物分解与脱附。根据生物炭填充位置可分为阴极再生与阳极再生: 阴极区发生还原反应分解污染物, 阳极区则通过氧化反应破坏污染物结构。同时, 电泳作用力可加速污染物从生物炭孔隙脱附<sup>[89]</sup>。GAZIGIL 等<sup>[90]</sup>使用  $\text{NaBr}$  作为电解质, 在电流密度  $50 \text{ mA/cm}^2$ 、生物炭  $13 \text{ g}$  的条件下, 获得了最佳的 MB 去除率, 为  $98.78\%$ , 经历  $6$  个再生周期后, 去除率仍可达  $68.55\%$ 。与其他再生方法相比, 电化学再生法简单易行, 不受污染物种类的限制, 能够在较低能耗下实现生物炭的高效再生。同时, 电化学再生法对生物炭的损耗小、电解质溶液易处理和循环使用, 减少了二次污染的风险, 在生物炭再生领域具有广泛的应用前景。

## 4 结束语与展望

在“双碳”战略目标的引领下, 中国工业正加速向绿色转型, 生物炭吸附技术作为工业废水处理领域的关键支撑, 既面临政策机遇, 又存在技术挑战。本文通过当前生物炭改性及其对工业废水中污染物的吸附和再生进行综述分析, 发现改性虽能显著提升化学吸附位点, 但可能伴随微孔结构的部分

塌陷和比表面积减少,削弱了污染物在生物炭界面上的物理化学协同吸附机理;生物炭主要通过吸附的方式去除污染物,处理效率较低。

对比国际研究前沿,欧美国家已开发出自热解-活化一体化装备,实现生物质到功能炭的短流程制备,而国内仍依赖能耗较高的管式炉工艺。在再生技术方面,国外已推广微波再生技术以降低能耗,但中国主要以高温煅烧为主。

针对上述问题,未来生物炭的吸附研究可在以下几方面开展:(1)实施多组分改性剂的协同改性策略,系统研究各改性方式与表面官能团反应的机理,实现目标污染物的定向去除;(2)研发多技术耦合系统,如将生物炭吸附和臭氧氧化联通,实现污染物的吸附富集和原位降解,提升处理效率;(3)开发绿色低碳制备技术,如采用低温热解和活化联用工艺,减少碳排放。

#### 参考文献:

- [1] SELVARAJ V, SWARNA K T, MANSIYA C, *et al.* An over review on recently developed techniques, mechanisms and intermediate involved in the advanced azo dye degradation for industrial applications[J]. *Journal of Molecular Structure*, 2021, 1224: 129195.
- [2] SAHU A, POLER J C. Removal and degradation of dyes from textile industry wastewater: Benchmarking recent advancements, toxicity assessment and cost analysis of treatment processes[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2024, 12(5): 113754.
- [3] ISLAM T, REPON M R, ISLAM T, *et al.* Impact of textile dyes on health and ecosystem: A review of structure, causes, and potential solutions[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30(4): 9207-9242.
- [4] BHATT P, JOSHI S, BAYRAM G M U, *et al.* Developments and application of chitosan-based adsorbents for wastewater treatments[J]. *Environment Research*, 2023, 226: 115530.
- [5] YEAMIN M B, ISLAM M M, CHOWDHURY A N, *et al.* Efficient encapsulation of toxic dyes from wastewater using several biodegradable natural polymers and their composites[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 291: 125920.
- [6] BAYUO J, RWIZA M J, MTEI K M. Modeling and optimization of trivalent arsenic removal from wastewater using activated carbon produced from maize plant biomass: A multivariate experimental design approach[J]. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2024, 14(19): 24809-24832.
- [7] KUMAR P S, JOSHI B A G, FEMINA C C, *et al.* A critical review on recent developments in the low-cost adsorption of dyes from wastewater[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2019, 172: 395-416.
- [8] MOOSAVI S, LAI C W, GAN S, *et al.* Application of efficient magnetic particles and activated carbon for dye removal from wastewater[J]. *ACS Omega*, 2020, 5(33): 20684-20697.
- [9] AHMAD M A, EUSOFF M A, OLADOYE P O, *et al.* Optimization and batch studies on adsorption of methylene blue dye using pomegranate fruit peel based adsorbent[J]. *Chemical Data Collections*, 2021, 32: 100676.
- [10] ZHANG S P, CAO J Y, YANG P, *et al.* Adsorption and aggregation of  $\text{Cu}^{2+}$  on carboxymethylated sugarcane bagasse: Adsorption behavior and mechanism[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 465: 133297.
- [11] MKILIMA T, ZHARKENOV Y, ABDUOVA A, *et al.* Investigating the potential of wheat straw and pistachio shell as a bio-functionalized agricultural waste biomass for enhanced biosorption of pollutants from wastewater[J]. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2024, 9: 100662.
- [12] RASHIDI N A, CHAI Y H, ISMAIL I S, *et al.* Biomass as activated carbon precursor and potential in supercapacitor applications[J/OL]. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2022. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02351-1>.
- [13] ANUAR N F, ISKANDAR S D R S, RAMLI F F, *et al.* The removal of antibiotics in water by chemically modified carbonaceous adsorbents from biomass: A systematic review[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 401: 136725.
- [14] HOANG A T, KUMAR S, LICHTFOUSE E, *et al.* Remediation of heavy metal polluted waters using activated carbon from lignocellulosic biomass: An update of recent trends[J]. *Chemosphere*, 2022, 302: 134825.
- [15] GAYATHIRI M, PULINGAM T, LEE K, *et al.* Activated carbon from biomass waste precursors: Factors affecting production and adsorption mechanism[J]. *Chemosphere*, 2022, 294: 133764.
- [16] NIAZI L, LASHANIZADEGAN A, SHARIFIFARD H. Chestnut oak shells activated carbon: Preparation, characterization and application for  $\text{Cr(VI)}$  removal from dilute aqueous solutions[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 185: 554-561.
- [17] HOU J H, LIU Y J, WEN S K, *et al.* Sorghum-waste-derived high-surface area KOH-activated porous carbon for highly efficient Methylene Blue and  $\text{Pb(II)}$  removal[J]. *ACS Omega*, 2020, 5(23): 13548-13556.
- [18] MARYAM K, NAHID G, BABAK M, *et al.* Removal of Methylene Blue from wastewater by adsorption onto  $\text{ZnCl}_2$  activated corn husk carbon equilibrium studies[J]. *Journal of Chemistry*, 2013, 2013(1): 383985.
- [19] HUANG X L, HUANG Y, PAN Z, *et al.* Tailored high mesoporous activated carbons derived from lotus seed shell using one-step  $\text{ZnCl}_2$ -activated method with its high  $\text{Pb(II)}$  capturing capacity[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(26): 26517-26528.
- [20] JAWAD A H, SABER S E M, ABDULHAMEED A S, *et al.* Mesoporous activated carbon from mangosteen (*Garcinia mangostana*) peels by  $\text{H}_3\text{PO}_4$  assisted microwave: Optimization, characterization, and adsorption mechanism for Methylene Blue dye removal[J]. *Diamond and Related Materials*, 2022, 129: 109389.
- [21] YANG J, WEI Q, TIAN C G, *et al.* Preparation of biomass carbon composites  $\text{MgO@ZnO@BC}$  and its adsorption and removal of  $\text{Cu(II)}$  and  $\text{Pb(II)}$  in wastewater[J]. *Molecules*, 2023, 28(19): 6982.
- [22] WANG H, ZHUANG M, SHAN L, *et al.* Bimetallic feni nanoparticles immobilized by biomass-derived hierarchically porous carbon for efficient removal of  $\text{Cr(VI)}$  from aqueous solution[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 423: 127098.
- [23] QU J H, SHI J J, WANG Y H, *et al.* Applications of functionalized magnetic biochar in environmental remediation: A review[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 434: 128841.
- [24] DAVIES G, MCGREGOR J. Hydrothermal synthesis of biomass-derived magnetic carbon composites for adsorption and catalysis[J]. *ACS Omega*, 2021, 6(48): 33000-33009.
- [25] GUEL-NÁJAR N A, RIOS-HURTADO J C, MUZQUIZ-RAMOS E M, *et al.* Magnetic biochar obtained by chemical coprecipitation and pyrolysis of corn cob residues: Characterization and Methylene Blue adsorption[J]. *Materials*, 2023, 16(8): 3127.
- [26] ROCHA L S, PEREIRA D, SOUSA É, *et al.* Recent advances on the development and application of magnetic activated carbon and char

- for the removal of pharmaceutical compounds from waters: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 718: 137272.
- [27] WANG B (王博), AI D (艾丹), MENG Y (孟阳), *et al.* Application advances of ball milling modified biochar in environmental remediation[J]. *Fine Chemicals (精细化工)*, 2022, 39(2): 217-224, 301.
- [28] LI Y F, ZIMMERMAN A R, HE F, *et al.* Solvent-free synthesis of magnetic biochar and activated carbon through ball-mill extrusion with  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  nanoparticles for enhancing adsorption of Methylene Blue[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 722: 137972.
- [29] CHEN F, ZHANG M, MA L L, *et al.* Nitrogen and sulfur codoped micro-mesoporous carbon sheets derived from natural biomass for synergistic removal of chromium(VI): Adsorption behavior and computing mechanism[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 730: 138930.
- [30] SAKA C, TEĞİN İ, KAHVECİOĞLU K, *et al.* Nitrogen- and oxygen-doped carbon particles produced from almond shells by hydrothermal method for efficient Cu(II) and Cd(II) adsorption[J]. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2024, 14(15): 17467-17480.
- [31] MA X C, LI L Q, CHEN R F, *et al.* Porous carbon materials based on biomass for acetone adsorption: Effect of surface chemistry and porous structure[J]. *Applied Surface Science*, 2018, 459: 657-664.
- [32] LI J, LYU F X, YANG R, *et al.* N-doped biochar from lignocellulosic biomass for preparation of adsorbent: Characterization, kinetics and application[J]. *Polymers*, 2022, 14(18): 3889.
- [33] YU M X (余漠鑫), ZHANG Z (张振), SHI W X (史文旭), *et al.* Preparation and adsorption performance of N, S-co-doped biochar for  $\text{Ni}^{2+}$  and  $\text{Co}^{2+}$ [J]. *Fine Chemicals (精细化工)*, 2025, 42(1): 186-196.
- [34] JHA M K, JOSHI S, SHARMA R K, *et al.* Surface modified activated carbons: Sustainable bio-based materials for environmental remediation[J]. *Nanomaterials*, 2021, 11(11): 3140.
- [35] PATRA C, GUPTA R, BEDADEEP D, *et al.* Surface treated acid-activated carbon for adsorption of anionic azo dyes from single and binary adsorptive systems: A detail insight[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 266: 115102.
- [36] ORAON A, PRAJAPATI A K, RAM M, *et al.* Synthesis, characterization, and application of microporous biochar prepared from pterispermum acerifolium plant fruit shell waste for Methylene Blue dye adsorption: The role of surface modification by SDS surfactant[J]. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2024, 14(1): 931-953.
- [37] ZHANG W, LIU H Y, XIA Q B, *et al.* Enhancement of dibenzothiophene adsorption on activated carbons by surface modification using low temperature oxygen plasma[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, 209: 597-600.
- [38] WU L, WAN W J, SHANG Z S, *et al.* Surface modification of phosphoric acid activated carbon by using non-thermal plasma for enhancement of Cu(II) adsorption from aqueous solutions[J]. *Separation and Purification Technology*, 2018, 197: 156-169.
- [39] ZHENG X G, ZHOU Y L, LIU X H, *et al.* Enhanced adsorption capacity of MgO/N-doped active carbon derived from sugarcane bagasse[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 297: 122413.
- [40] WANG Q H, LAI Z Y, LUO C M, *et al.* Honeycomb-like activated carbon with microporous nanosheets structure prepared from waste biomass cork for highly efficient dye wastewater treatment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 416: 125896.
- [41] HASSAN M M, CARR C M. Biomass-derived porous carbonaceous materials and their composites as adsorbents for cationic and anionic dyes: A review[J]. *Chemosphere*, 2021, 265: 129087.
- [42] KUMAR N, PANDEY A, ROSY, SHARMA Y C. A review on sustainable mesoporous activated carbon as adsorbent for efficient removal of hazardous dyes from industrial wastewater[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2023, 54: 104054.
- [43] HOU Y R, LIANG Y, HU H B, *et al.* Facile preparation of multi-porous biochar from lotus biomass for methyl orange removal: Kinetics, isotherms, and regeneration studies[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 329: 124877.
- [44] JIANG D, LI H P, CHENG X X, *et al.* A mechanism study of Methylene Blue adsorption on seaweed biomass derived carbon: From macroscopic to microscopic scale[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2023, 172: 1132-1143.
- [45] LIU Y (刘源), ZHANG N (张娜), LIU Q (刘群), *et al.* Review on treatment technology for cationic dyes wastewater[J]. *Water Purification Technology (净水技术)*, 2023, 42(4): 39-51.
- [46] XIA Y, ZUO H F, LYU J L, *et al.* Preparation of multi-layered microcapsule-shaped activated biomass carbon with ultrahigh surface area from bamboo parenchyma cells for energy storage and cationic dyes removal[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 396: 136517.
- [47] NIZAM N U M, HANAFIAH M M, MAHMOUDI E, *et al.* The removal of anionic and cationic dyes from an aqueous solution using biomass-based activated carbon[J]. *Scientific Reports*, 2021, 11(1): 8623.
- [48] RAMARAJ R, NAGARATHINAM B, PANDI M. Biomass-derived activated porous carbon from *Manilkara kauki* L. bark as potential adsorbent for the removal of congo red dye from aqueous solution[J]. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2023, 13(11): 9475-9485.
- [49] SHERUGAR P, PADAKI M, NAIK N S, *et al.* Biomass-derived versatile activated carbon removes both heavy metals and dye molecules from wastewater with near-unity efficiency: Mechanism and kinetics[J]. *Chemosphere*, 2022, 287: 132085.
- [50] GOSWAMI M, PHUKAN P. Enhanced adsorption of cationic dyes using sulfonic acid modified activated carbon[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2017, 5(4): 3508-3517.
- [51] LI Z H, XING B, DING Y, *et al.* A high-performance biochar produced from bamboo pyrolysis with *in-situ* nitrogen doping and activation for adsorption of phenol and Methylene Blue[J]. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 2020, 28(11): 2872-2880.
- [52] WEI S Y, TAN Z F, LIU Z G, *et al.* Removal of Methyl Orange dye by high surface area biomass activated carbon prepared from bamboo fibers[J]. *Industrial Crops and Products*, 2024, 218: 118991.
- [53] WU L, ZHANG X T, SI Y. Polydopamine functionalized superhydrophilic coconut shells biomass carbon for selective cationic dye Methylene Blue adsorption[J]. *Materials Chemistry and Physics*, 2022, 279: 125767.
- [54] PAN X M, ZHAO N, SHI H, *et al.* Biomass activated carbon derived from golden needle mushroom root for the Methylene Blue and Methyl Orange adsorption from wastewater[J]. *Industrial Crops and Products*, 2025, 223: 120051.
- [55] MARIANA M, HPS A K, MISTAR E, *et al.* Recent advances in activated carbon modification techniques for enhanced heavy metal adsorption[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2021, 43: 102221.
- [56] MA H F, YANG J F, GAO X, *et al.* Removal of chromium(VI) from water by porous carbon derived from corn straw: Influencing factors, regeneration and mechanism[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 369: 550-560.
- [57] CRUZ G J F, MONDAL D, RIMAYCUNA J, *et al.* Agrowaste derived biochars impregnated with ZnO for removal of arsenic and lead in water[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2020, 8(3): 103800.
- [58] GIRI A K, PATEL R, MANDAL S. Removal of Cr(VI) from aqueous solution by *Eichhornia crassipes* root biomass-derived activated carbon[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, 185/186: 71-81.
- [59] KOKAB T, ASHRAF H S, SHAKOOR M B, *et al.* Effective removal of Cr(VI) from wastewater using biochar derived from walnut

- shell[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2021, 18(18): 9670.
- [60] DHAHRI R, YILMAZ M, MECI L, *et al.* Optimization of the preparation of activated carbon from prickly pear seed cake for the removal of lead and cadmium ions from aqueous solution[J]. Sustainability, 2022, 14(6): 3245.
- [61] BANSAL M, GARG R, GARG V K, *et al.* Sequestration of heavy metal ions from multi-metal simulated wastewater systems using processed agricultural biomass[J]. Chemosphere, 2022, 296: 133966.
- [62] BURAKOV A, ROMANTSOVA I, KUCHEROVA A, *et al.* Removal of heavy-metal ions from aqueous solutions using activated carbons: Effect of adsorbent surface modification with carbon nanotubes[J]. Adsorption Science & Technology, 2014, 32(9): 737-747.
- [63] KIMAMBO V, BHATTACHARYA P, MTALO F, *et al.* Fluoride occurrence in groundwater systems at global scale and status of defluoridation-state of the art[J]. Groundwater for Sustainable Development, 2019, 9: 100223.
- [64] HASSAN M, DU J H, LIU Y J, *et al.* Magnetic biochar for removal of perfluorooctane sulphonate (PFOS): Interfacial interaction and adsorption mechanism[J]. Environmental Technology & Innovation, 2022, 28: 102593.
- [65] SADHU M, BHATTACHARYA P, VITHANAGE M, *et al.* Adsorptive removal of fluoride using biochar-A potential application in drinking water treatment[J]. Separation and Purification Technology, 2021, 278: 119106.
- [66] JAYASHREE D E, KUMAR P S, NGUEAGNI P T, *et al.* Effective removal of excessive fluoride from aqueous environment using activated pods of *Bauhinia variegata*: Batch and dynamic analysis[J]. Environmental Pollution, 2021, 272: 115969.
- [67] REN Y C, NING P, QU G F, *et al.* Nano biomass material functionalized by  $\beta$ -CD@CE(NO)<sub>3</sub> as a high performance adsorbent to removal of fluorine from wastewater[J]. Chemosphere, 2023, 311: 136859.
- [68] BAGBI Y, YOMGAM P, LIBANG E, *et al.* Waste bamboo-derived magnetically separable bamboo-activated carbon: From characterization to effective remediation of fluoride (F<sup>-</sup>) ions from water[J]. RSC Advances, 2024, 14(34): 24952-24968.
- [69] ZANGO Z U, GARBA A, HARUNA A, *et al.* A systematic review on applications of biochar and activated carbon derived from biomass as adsorbents for sustainable remediation of antibiotics from pharmaceutical wastewater[J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 67: 106186.
- [70] AZIZ S, ANBREEN S, IFTIKHAR I, *et al.* Green technology: Synthesis of iron-modified biochar derived from pine cones to remove azithromycin and ciprofloxacin from water[J]. Frontiers in Environmental Science, 2024, 12: 1353267.
- [71] CHANDRASEKARAN A, PATRA C, NARAYANASAMY S, *et al.* Adsorptive removal of ciprofloxacin and amoxicillin from single and binary aqueous systems using acid-activated carbon from *Prosopis juliflora*[J]. Environment Research, 2020, 188: 109825.
- [72] SHI P P, CHEN C J, LU X Y, *et al.* Preparation, characterization and adsorption potentiality of magnetic activated carbon from eucalyptus sawdust for removal of amoxicillin: Adsorption behavior and mechanism[J]. Industrial Crops and Products, 2023, 203: 117122.
- [73] EGESEA R, NANKABIRWA A, OCAYA H, *et al.* Microplastic pollution in surface water of lake victoria[J]. Science of the Total Environment, 2020, 741: 140201.
- [74] BELLASI A, BINDA G, POZZI A, *et al.* Microplastic contamination in freshwater environments: A review, focusing on interactions with sediments and benthic organisms[J]. Environments, 2020, 7(4): 30.
- [75] WU J J, YANG C, ZHAO H H, *et al.* Efficient removal of microplastics from aqueous solution by a novel magnetic biochar: Performance, mechanism, and reusability[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2023, 30(10): 26914-26928.
- [76] XING X Y, ZHANG Y T, ZHOU G Y, *et al.* Mechanisms of polystyrene nanoplastics adsorption onto activated carbon modified by ZnCl<sub>2</sub>[J]. Science of the Total Environment, 2023, 876: 162763.
- [77] LI M P, WANG Y Y, LIU Y X, *et al.* Preparation of active carbon through one-step NaOH activation of coconut shell biomass for phenolic wastewater treatment[J]. Research on Chemical Intermediates, 2022, 48(4): 1665-1684.
- [78] DEHMANI Y, FRANCO D S P, GEORGIN J, *et al.* Towards experimental and theoretical understanding of the adsorption behavior of phenol on a new activated carbon prepared from oak wood[J]. Journal of Water Process Engineering, 2023, 54: 103936.
- [79] PATIL P, JEPPI G, VALLABHA M S, *et al.* Enhanced adsorption of phenolic compounds using biomass-derived high surface area activated carbon: Isotherms, kinetics and thermodynamics[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2024, 31(60): 67442-67460.
- [80] WANG Y K, WU G, ZHANG Y W, *et al.* The deactivation mechanisms, regeneration methods and devices of activated carbon in applications[J]. Journal of Cleaner Production, 2024, 476: 143751.
- [81] LOBATO-PERALTA D R, DUQUE-BRITO E, AYALA-CORTÉS A, *et al.* Advances in activated carbon modification, surface heteroatom configuration, reactor strategies, and regeneration methods for enhanced wastewater treatment[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(4): 105626.
- [82] MOHD NASIR M Z, INDIRAN G, AHMAD ZAINI M A. Assessment of thermal regeneration of spent commercial activated carbon for Methylene Blue dye removal[J]. Particulate Science and Technology, 2021, 39(4): 504-510.
- [83] MU Y L (穆亚玲), SHI J W (师进文), WEI W W (魏雯雯), *et al.* Research progress of biomass activated carbon regeneration technology[J]. Energy Environmental Protection (能源环境保护), 2024, 38(6): 36-46.
- [84] OLADEJO J, SHI K Q, CHEN Y P, *et al.* Closing the active carbon cycle: Regeneration of spent activated carbon from a wastewater treatment facility for resource optimization[J]. Chemical Engineering and Processing-Process Intensification, 2020, 150: 107878.
- [85] ÇALIŞKAN E, BERMÚDEZ J M, PARRA J B, *et al.* Low temperature regeneration of activated carbons using microwaves: Revising conventional wisdom[J]. Journal of Environmental Management, 2012, 102: 134-140.
- [86] ZHANG T T (张婷婷), ZHANG A L (张爱丽), ZHOU J T (周集体). Treatment of high salt aniline wastewater by activated carbon adsorption separation-biological regeneration process[J]. Environmental Protection of Chemical Industry (化工环保), 2006, 26(2): 107-110.
- [87] GAMAL M E, MOUSA H A, EL-NAAS M H, *et al.* Bio-regeneration of activated carbon: A comprehensive review[J]. Separation and Purification Technology, 2018, 197: 345-359.
- [88] GAO L, LI Z H, YI W M, *et al.* Impacts of pyrolysis temperature on lead adsorption by cotton stalk-derived biochar and related mechanisms[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(4): 105602.
- [89] GARCIA-RODRIGUEZ O, VILLOT A, OLVERA-VARGAS H, *et al.* Impact of the saturation level on the electrochemical regeneration of activated carbon in a single sequential reactor[J]. Carbon, 2020, 163: 265-275.
- [90] GAZIGIL L, ER E, YONAR T. Determination of the optimum conditions for electrochemical regeneration of exhausted activated carbon[J]. Diamond and Related Materials, 2023, 133: 109741.