安徽农业大学学报, 2026, 53(4): 734-745
Journal of Anhui Agricultural University [DOI] 10.13610/j.cnki.1672-352x.20260902.001

顾鹏程，袁梦晗，夏涤尘，等. 生物质炭基材料对水体中重金属及有机污染物的去除研究进展[J]. 安徽农业大学学报，2026, 53(4): 734-745.
Gu Pengcheng, Yuan Menghan, Xia Dichen, et al. Biochar-based materials for aqueous pollutant removal: a review[J]. Journal of Anhui Agricultural University, 2026, 53(4): 734-745.

生物质炭基材料对水体中重金属及有机污染物的去除研究进展

顾鹏程[1,2]，袁梦晗[1,2]，夏涤尘[1,2]，古灿灿[1,2]，张　震[1,2*]
(1. 安徽农业大学农业生态与绿色发展重点实验室，安徽 合肥 230036；
2. 安徽农业大学资源与环境学院，安徽 合肥 230036)

摘　要：【意义】随着工业和制造业的快速发展，大量污染物进入生态环境系统，给人类健康带来巨大威胁。水体中污染物的高效去除是可持续发展和绿色发展中的关键科学问题之一。【进展】近年来，来源广泛、官能团丰富且结构可调的生物炭材料在水体污染物治理方面受到高度关注。本文综合评述了近年来生物炭材料在水体污染物去除方面的研究进展，包括生物炭的制备技术、改性方法及其去除水体中各类污染物的机理。【展望】本文在总结研究进展的基础上，进一步探讨了生物炭材料在实际水体应用、吸附效率与选择性的平衡，以及深度融合人工智能技术进行材料智能设计等领域面临的挑战与未来机遇，旨在为研发高效、低环境风险的水处理生物炭材料提供科学依据。

关键词：生物炭；水体污染去除；改性方法；作用机理；重金属离子；有机污染物；放射性核素
中图分类号：X703　　**文献标志码：**A　　**文章编号：**1672−352X (2026)04−0734−12

Biochar-based materials for aqueous pollutant removal: a review

Gu Pengcheng[1,2], Yuan Menghan[1,2], Xia Dichen[1,2], Gu Cancan[1,2], Zhang Zhen[1,2]
(1. Key Laboratory of Agricultural Ecology and Green Development, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, China;
2. School of Resources and Environment, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, China)

Abstract: [**Significance**] The rapid development of industry and manufacturing has led to the release of massive amounts of pollutants into the environment, posing a significant threat to human health. The effective removal of aqueous pollutants is therefore a critical scientific challenge for achieving sustainable and green development. [**Progress**] Biochar-based materials have recently garnered considerable attention for water pollutant remediation due to their wide availability, rich functional groups, and tunable structure. This review comprehensively summarizes recent research progress on biochar for water treatment, covering preparation techniques, modification methods, and the underlying removal mechanisms for various pollutants. [**Prospect**] Based on the summarized progress, this review further discusses the challenges and future opportunities in areas such as practical application in real water bodies, balancing adsorption efficiency with selectivity, and the deep integration of artificial intelligence for intelligent material design. The goal is to provide a scientific basis for developing high-efficiency, low- environmental-risk biochar materials for water treatment.

Keywords: biochar; water pollution remediation; improvement methods; mechanisms; heavy metal ions; organic pollutants; radioactive nuclides

随着工业技术和经济的快速发展，人类赖以生存的环境和自然资源遭到严重破坏，环境污染现状日益严峻。以水系统为例，全球可利用的水资源仅占水资源总量的 0.14%，但随着人口和经济的不断增长，水需求以每年约 1%的速度增长[1]。根据联合国世界水资源开发署的报告，约 80%的工业和城市

收稿日期：2025-12-11；**录用日期：**2026-05-09；**网络出版日期：**2026-09-03
基金项目：安徽省教育厅项目（2024AH050485）
共同第一作者：顾鹏程，博士，副教授，E-mail：gupc518@163.com；袁梦晗，本科生，E-mail：23114301@stu.ahau.edu.cn
* **通信作者：**张　震，博士，教授，博士生导师，E-mail：xjzhangzhen@163.com

废水在未经任何处理的情况下排放到自然环境中，直接或间接导致水质恶化[2]。采矿、金属电镀、电池和造纸工业向水体排放的铅、铜、镉和镍等有毒或致癌重金属可在生物体内富集，对环境和人类健康造成严重威胁。近年来，吸附法因其高效、简便和适用性广，已成为研究最广泛、应用最普遍的水处理方法之一，在吸附剂的设计合成与吸附机理方面均取得了长足进展。

目前，吸附剂主要分为天然材料、复合材料和新型纳米材料等。天然矿物因其晶体结构中特征性微孔孔道，普遍具有高孔隙率、较大的比表面积和独特的吸附性能[3]。复合材料多由两种或多种材料单元复合而成，形成“杂交”体系，该类材料既能保留各组分的原始特性，又能通过协同效应提升性能。例如金属有机框架化合物（MOFs）、多孔有机框架材料（POFs）等，可通过复合增加材料表面官能团的密度、改变其种类，从而改善材料的吸附容量和选择性。新型纳米材料的代表性物质包括碳纳米管（CNTs）、氧化石墨烯（GO）和纳米零价铁（Fe^0）等。这类化学合成材料在制备和吸附过程中均存在因材料自身性质引发污染的可能性。

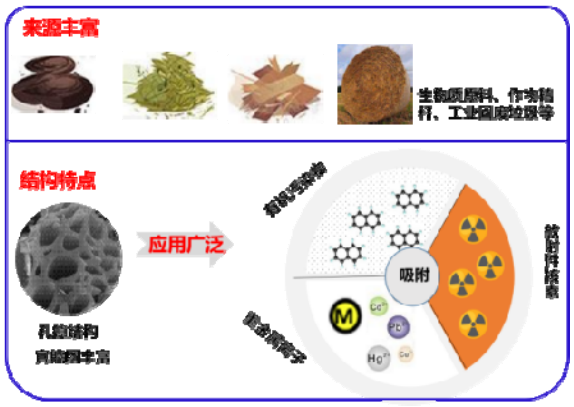


图 1　生物炭材料在水体中对各类污染物的吸附应用

Figure 1　Adsorption of various pollutants in water by biochar materials

生物炭（biochar）是一种由生物质在缺氧条件下经高温慢速热解（通常不高于 700 ℃）产生的难熔、稳定、高度芳香化、富含碳的固态物质[3]，被认为是一种适用于能源与环境领域的多功能材料。其主要来源包括农林废弃物[4-5]、工业副产品与废弃物、城市固体废弃物以及一些非常规原料（如废旧轮胎、废纸、动物骨骼等）。由于其原料廉价易得、制备工艺简单，并具有丰富的孔隙结构、多样的表面官能团、较高的官能团数量及较大的比表面积等特性，生物炭被广泛应用于水体污染物的去除（图 1）。

在早期的研究中，Dong 等[6]利用搅拌结合的物理化学方法对生物炭进行活化改性，制备出具有较大比表面积、高产率的吸附材料。如 Huff 等[7]发现，经过氧化氢处理后的松木生物炭对重金属离子的吸附能力显著增强；Neme 等[8]采用磷酸活化法制备生物质活性炭，所得改性炭的比表面积可达 456.10～2 806 $m^2 \cdot g^{-1}$、碳产率 26.1%～85%，兼具工艺高效、试剂易回收、环境影响低的优势，吸附性能与应用潜力显著。除酸碱改性外，物理改性也是一类行之有效的改性方法。Wen 等[9]综述了物理/化学活化及微波、等离子体等改性生物炭在高效、低成本脱除烟气中 SO_2、NO_x、Hg、CO_2 和 VOC 方面的应用，显著提升了吸附性能并阐明了相关机理。同样，Rashid 等[10]探究了秸秆生物炭部分替代水泥的可行性，结果表明，物理改性（球磨/研磨）耦合加速碳化固化可协同提升复合材料的力学性能、耐久性与碳封存潜力；在 5%替代量下，研磨生物炭的 7 d 和 28 d 抗压强度分别提升 92%和 37%，抗弯强度提升 15.3%，CO_2 固定率达 12.31%，展现出优异的可持续应用潜力。

研究人员证实了生物炭材料在污染物吸附领域具有不低于工业活性炭的应用潜力：吸附率高[11]、吸附速度快[12-13]、复杂水体环境中性能稳定[12-13]、选择性好[14]、环境友好等。例如，Lukic 等[15]制备了以树莓废弃物为原料的生物炭，其对污水中多种药物和农药等新兴污染物的去除效率接近工业活性炭（AC），且在 pH 值 6～8 范围内无须调节，投加量 0.20 $g \cdot L^{-1}$ 即可达标，经 3 次再生后吸附性能依然稳定。Carlini 等[16]对比生物炭与商业活性炭固定污染土壤中可浸出 PAHs 及杂环 PAHs 的效果，结果表明商业活性炭固定 PAHs 效率更高，而蒸汽活化生物炭以 0.5%添加量即可固定≥80%的 PAHs，且在长期稳定性、碳封存及改善土壤理化性质方面更具优势。为了处理灰水中的 COD 和表面活性剂，Faggiano 等[17]对比了木屑生物炭与商业活性炭的吸附性能。研究发现，活性炭对 COD 的最大吸附量（Q_{max}）为 0.95 $mg \cdot g^{-1}$，对阴离子表面活性剂的最大吸附量为 0.08 $mg \cdot g^{-1}$，吸附容量更高；而生物炭对非离子表面活性剂的亲和力更强。处理后，灰水中的 COD 和表面活性剂浓度分别降至约 10 和 0.05 $mg \cdot L^{-1}$，达到了相关排放标准。Anderson 等[18]以针叶木加工废料为原料，对比生物炭（BC）与蒸汽活化活性炭（AC）的性能，蒸汽活化使 BC 比表面积从 2～15 $m^2 \cdot g^{-1}$ 提升至 600～900 $m^2 \cdot g^{-1}$，碘值达 700～900 $mg \cdot g^{-1}$，性能接近商业 AC，且原料可再生，吸附性能显著优于未活化 BC。

本综述将对生物炭材料在去除水体中各类污染物方面的研究成果进行总结和梳理。首先，对主要制备方法及改性方法进行分类，旨在为高性能生物炭复合吸附剂材料的进一步合成设计提供指导。其次，详细讨论生物炭在各类污染物（包括有机污染物、重金属离子和放射性核素）去除中的应用进展，重点阐述生物炭材料与水体中污染物的相互作用机理。最后，提出生物炭材料在水体污染物去除研究中存在的机遇与挑战，并对其发展前景进行总结与展望。

1 生物炭制备方法

生物炭制备方法包括热解法、水热炭化法、活化法等。

1.1 热解

在热解过程中，生物质中的有机物在无氧条件下通过加热发生热化学分解。真空条件下高温热解可制备生物质炭。例如，在 400～600 °C 慢速热解条件下，竹材可转化为比表面积高、孔隙发达的竹炭，适用于污染物吸附[19]。另一典型应用是以 600 °C、氮气气氛热解稻壳，获得稳定性强、碳含量高的生物炭，可用于土壤改良与固碳[20]。高温真空热解还可进一步提升材料的孔隙率与表面活性。

1.2 水热炭化法

在亚临界液态水存在下进行热解称为水热炭化（HTC）或水热裂解[21]。HTC 的优点是无需高能耗干燥即可将湿生物质高效转化为含碳固体，这为处理畜禽粪便、污水污泥等湿废料开辟了新途径[22]。此外，HTC 方法生成的固体炭易于分离，其化学和物理性质与初始生物质有显著差异。例如，将污水污泥在 200～250 °C 下水热处理，可在固定重金属的同时制得稳定炭产物[23]；稻壳与花生壳经水热炭化法与高温活化技术相结合处理后，表面可形成丰富的含氧官能团（O–H、C–O、C–O–C），适用于吸附领域[24]。该法尤其适宜于湿垃圾、粪污等高湿原料的炭化转化。

1.3 活化生物炭改性方法

1.3.1 *化学改性* 化学改性过程包括一步改性和两步改性。在活化剂存在下，一步化学活化过程中同时实现碳化和活化。两步化学活化包括原料炭化，然后在炭化后的产物中加入化学试剂进行活化，或在炭化前对前体进行预处理，从而获得活化碳材料[25]。

（1）酸碱处理及化学氧化工艺。化学改性处理一般是通过添加酸或碱来进行，此外还有利用一些强氧化剂修饰表面官能团[26]，如添加强酸（如磷酸 H_3PO_4，硫酸 H_2SO_4，硝酸 HNO_3 和盐酸 HCl 等）进行酸活化，添加氢氧化钾（KOH）和氢氧化钠（NaOH）进行碱活化，或利用过氧化氢和高锰酸钾等进行表面官能团修饰（图 2）。强酸处理可将羟基、羧基等酸性官能团引入碳化表面，通过阳离子交换和表面络合等形成附加活性中心，增强对金属的吸附亲和力和吸附能力；而碱活化可提高生物炭的含氧官能团含量和表面碱度，溶解灰分并浓缩有机物（如木质素和纤维素），以促进后续活化，且碱处理后的生物炭通常具有较大的比表面积。酸碱处理对生物炭的改性存在显著差异。

（2）羧化和胺化修饰的官能团。对生物炭的表面官能团和亲水性进行化学修饰，以适应修复环境的具体需求，如去除废水中的污染物和对受污染土壤进行改良。在较低温度下，可在生物炭表面引入酸性官能团，如羧基、羟基、内酯基和酚羟基，从而增加含氧官能团的数量。胺化是在生物炭表面引入氨基，其本征性质对污染物具有强吸附能力；此外，氨基修饰形成的胺官能团可通过与金属离子形成强化学键的方式进一步增强吸附性能。

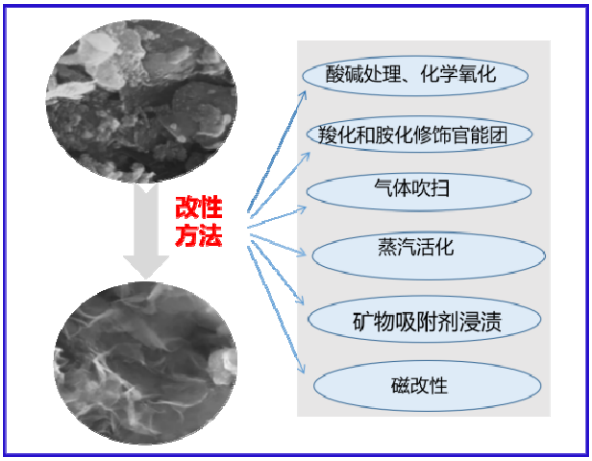


图 2 生物炭活化改性方法

Figure 2 Biochar activation modification method

1.3.2 *物理改性* 一般来说，物理/机械改性方法通常简单且经济可行，但效果不如化学改性方法。物理改性过程中使用氧化剂，如空气、蒸汽或二氧化碳，不涉及化学试剂。

（1）蒸汽活化。通过蒸汽活化工艺制备活性生物炭，可改善其碳质结构并提高比表面积。当初始热解反应在中等温度（400～800 °C）的无氧气氛中进行后，再辅以第二阶段的蒸汽活化，使生物炭与蒸汽发生部分气化，促进其中部分挥发分的脱除和结晶炭的形成。在热处理过程中，蒸汽的作用可通

过去除热解过程中产生的被困产物（挥发性气体），改变生物炭的性能，并扩大热解形成的微孔孔径，从而显著增加比表面积和孔隙体积。

（2）气体吹扫。可以用臭氧、二氧化碳等处理生物炭。例如，Abhishek 等[27]使用二氧化碳在不同温度下热解椰壳并活化所得炭材料。研究结果表明，中孔体积首先增加，随后比表面积（SSA）和微孔体积增加，该趋势最高可持续至约 900 °C。此外，Zhang 等[28]还采用超声波、研磨或球磨（如行星球磨机）等先进物理改性方法，以增强生物炭的表面结构和比表面积。

2　生物炭对水体污染物的去除应用及机理

在过去几十年内，学者们对生物炭吸附水体污染物开展了大量工作，通过调节前驱体、优化改性方法制备生物炭基吸附剂，并深入探究其对有机污染物、重金属离子、放射性核素等水体污染物的去除性能与内在机理。生物炭的吸附效率受其自身性质、脱灰处理、pH、吸附剂用量、竞争离子及温度等多种因素影响。明确吸附过程的潜在机制是评价生物炭去除污染物效能的关键。生物炭对不同污染物的吸附机理存在显著差异，主要取决于污染物的性质，同时也与生物炭的表面官能团、比表面积、孔隙结构、矿物成分等理化特性密切相关。

2.1　有机污染物

有机污染物与生物炭之间的吸附是一个多机制共同作用的过程（图 3），主要包括静电相互作用、疏水效应、氢键、π-π 电子供体-受体（EDA）相互作用和孔隙填充等，具体主导机制因污染物和生物炭的性质而异。

生物炭的吸附源于其炭化相的表面吸附和非炭化相的分配作用。吸附能力受热解温度调控，Ahmad 等[29]以松针为原料制备的生物炭，结果表明，热解温度对生物炭性质有显著影响。随着温度升高，去除含氧和含氢官能团导致摩尔 H/C 和 O/C 比降低，产生高芳香性和低极性 BCs。热解温度升高使生物炭芳香化程度和疏水性增强，有利于通过疏水作用与 π-π EDA 作用吸附非极性芳香化合物。高比表面积与多级孔隙则通过孔隙填充提供更多吸附位点，例如，通过简单有效的两步法（高温热解和活化）制备具有高比表面积的高多孔碳材料 SDB-6-K 的比表面积为 2 786 $m^2 \cdot g^{-1}$，孔体积为 2.316 $cm^3 \cdot g^{-1}$，平均孔径为 3.326 nm，其优异的孔隙特性使其对水中亚甲蓝展现出高效的吸附能力[30]。

不同有机污染物的具体作用机制存在差异，并与生物炭本身的性质密切相关。Qiu 等[31]研究了染料在秸秆生物炭上的吸附机理，提出染料吸附的机制包括染料分子与生物炭石墨烯层之间的 π–π 相互作用、静电吸引/斥力以及分子间氢键。在进一步的研究中，Xu 等[32]利用 Zeta 电位、FTIR-PAS、吸附等温线和阳离子交换容量（CEC）研究了甲基紫的吸附机理，发现静电吸引、染料与氯盐伴生含氧有机气溶胶（CI-OOA）和酚类 Ar-OH 基团的特异性相互作用以及表面沉淀均有助于甲基紫在生物炭上的吸附。Zhang 等[33]认为，胺甲萘和阿特拉津在猪粪生物炭上的吸附可通过疏水作用、孔隙填充以及 π–π 电子供体－受体相互作用等过程解释。Xie 等[34]报道了不同生物炭对磺胺类化合物的吸附能力与其石墨化程度呈良好相关性，表明磺胺类化合物分子与生物炭石墨化表面之间的 π–π 电子供体–受体相互作用是主要的吸附机制。此外，孔隙填充是另一重要吸附机制[35]，其吸附能力与生物炭的微孔表面积成正比[36]。

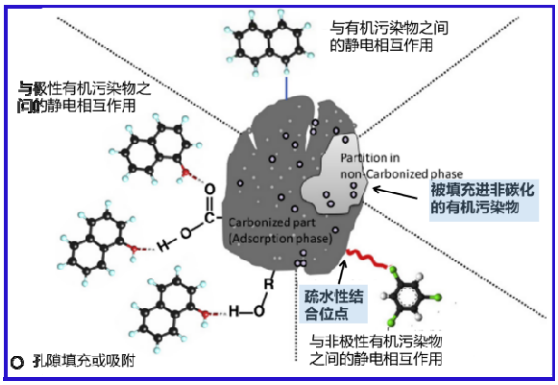


图 3　生物炭与有机污染物相互作用的假设机制

Figure 3　Hypothetical mechanism of interaction between biochar and organic pollutants

除上述有机污染物外，全氟和多氟烷基物质（PFAS）污染（包括长链、短链和超短链 PFAS）已成为全球范围内的新关注重点。Sun 等[37]的研究发现，天津海河与大沽排水渠水体及沉积物中检出高浓度持久性全氟化合物（PFCs），工业及污水排放致局部污染突出，主要污染物 PFOA、PFOS 具强生物累积性，难降解且易沿食物链富集，严重威胁水生生态与健康，即便疏浚仍存长期环境危害风险。在此基础上，针对 PFAS 的高效去除技术备受关注：Zhang 等[38]用聚吡咯（PPy）纳米结构涂层改性热解碳（PPy@P-BC）可高效去除水中短链和超短链 PFAS：静态吸附速率常数及容量至少为未修饰 PC 和颗粒活性炭的 38 倍、5 倍；动态柱测试及真实水体去除率＞95.3%，性能优异，且可再生。其双驱

动机制为 PPy 涂层氨基（-NH^+-）与阴离子 PFAS 静电吸引及孔隙填充。同时，Xu 等[39]通过 KOH 改性白层树皮制备生物炭（MBC），构建了具有分级多孔结构的吸附材料。其独特的多级孔道体系（微孔筛分与介/大孔传质协同）赋予材料优异的 PFOA 捕获性能，最大吸附量达 1 702.12 mg·g^{-1}。此外，Yang 等[40]通过碳热还原制备的含铁零价生物炭 BC-ZVI，可避免 ZVI 聚集，显著提升对 PFOA 的吸附降解能力：240 ℃下 6 h 去除率超 99%，且边缘负载 ZVI 更易为去氟化提供电子。Militao 等[41]用辣木油籽-稻草生物炭/白蛋白-海藻酸盐珠对 PFOS（长链）和 PFBS（短链）进行吸附，生物炭珠对 PFOS 去除率达 99%（＜16 h）；磷酸二铵改性生物炭珠对 PFBS 去除率近 40%（＜48 h），优于多数天然吸附剂。吸附以疏水作用为主，抗 pH 及 NOM 干扰，证实该生物炭复合材料水体 PFAS 修复潜力。

上述研究表明，吸附过程主要由静电吸附、配体交换和氢键作用驱动，如铁氧化物赋予材料磁性，钙修饰优化了材料形貌与结合性能等。这些研究为水体和土壤污染修复提供了一种具有应用潜力的功能化生物炭材料。不同原料生物炭的制备方法、吸附条件及性能比较见表 1。

表 1 不同原料生物炭的制备方法、吸附条件及性能比较

Table 1 Comparison of preparation methods, adsorption conditions, and performance of biochar derived from different raw materials

材料	制备温度	pH	污染物	初始浓度	吸附模型	吸附效率	参考文献
螺旋藻	450 ℃	2	刚果红（CR） 亚甲蓝（MB）	90 mg·L^{-1}	Langmuir 模型 Freundlich（最佳） Temkin 模型	CR（82.6%） MB（92.6%）	Dastidar 等[42]
KOH-藻类	800 ℃	——	亚甲蓝（MB）	500 mg·L^{-1}	Langmuir 模型 伪二阶模型	964.5 mg·g^{-1}	Wang 等[43]
纸浆和小麦壳	——	6.16	物孔雀石绿（MG）	6.56 mg·L^{-1}	Langmuir 模型 伪二阶模型	97.1%	Kulaksiz 等[44]
$FeCl_3$ 或 NaOH 或 $CaCO_3$-稻草	700 ℃ 900 ℃	4～12	物孔雀石绿（MG）	100 mg·L^{-1}	伪一阶模型 伪二阶模型 Elovich 模型	71.21%	Wang 等[45]
$MnFe_2O_4$-凤眼莲	550 ℃	6.1	物孔雀石绿（MG）	200 mg·L^{-1}	——	89.3%	Chen 等[46]
KOH 或 Zn/Fe-橄榄磨固体废物	400 ℃ 500 ℃ 600 ℃	7	环丙沙星（CPX） 磺胺甲基唑（SMZ） 对乙酰氨基酚（PCM）	1.5 mg·L^{-1}	BC-PSF 系统	PCM（88.2%） CPX（80.8%） SMZ（64.1%）	Peer 等[47]
NaOH-污泥	400 ℃ 600 ℃ 800 ℃	3～9.4	亚甲蓝（MB） 甲基橙（MO） 酚（PhOH）	20 mg·L^{-1}	——	MB（91.1%） MO（86%） PhOH（80.6%）	Zhang 等[48]
KOH-枫叶	350 ℃ 550 ℃ 750 ℃	——	四环素（TC）	20 mmol·L^{-1}	伪二阶模型 Freundlich 模型	128 mg·g^{-1}	Choi 等[49]
$FeCl_3$-丝瓜海绵	800 ℃	4	过氧化物单硫酸盐（PMS）	0.1 mmol·L^{-1}	Freundlich 模型	自来水（100%） 晋江河（81%） 污水处理厂排放（85%）	Gou 等[50]
HCl 和 HF-松木	500 ℃	6	磺胺甲氧唑（SMZ）	10 mg·L^{-1}	Freundlich 模型	40%	Xie 等[34]
Fe_2O_3-甘蔗渣	200 ℃	7	全氟辛烷磺酸盐（PFOS）	200 mg·L^{-1}	Langmuir 模型 Freundlich 模型 伪二阶模型	120.44 mg·g^{-1}	Hassan 等[51]
KOH-白层树皮	300 ℃	4.25	全氟辛酸（PFOA）	100 mg·L^{-1}	伪二阶模型 Freundlich 模型	1 702.12 mg·g^{-1}	Xu 等[39]

为了解决分离问题，Tang 等[51]通过碱酸复合改性方法制备了污泥生物炭/γ-Fe_2O_3，如图 4A、4B 所示，分别为改性前后生物炭（MS-800 和 SNMS-800）的透射电镜图。SNMS-800 复合材料具有更大的比表面积（202.52 m^2·g^{-1}）、更加合适的孔径分布（0.26 cm^3·g^{-1}）。得益于上述优点，SNMS-800 对典型抗生素四环素表现出优异的去除能力，在 318 K 条件下去除性能可达 286.91 mg·g^{-1}。值得一提的是，γ-

Fe_2O_3 的成功引入赋予了污泥生物炭良好的磁性和可回收特性。如图 4C 所示，污泥生物炭 SNMS-800 对四环素（TC）的磁选效果（L：初始四环素溶液；R：经 SNMS-800 处理的同一四环素溶液），进一步证实了 SNMS-800 在实际修复有机污染水体中的应用潜力。Zhang 等[52]通过对 $FeCl_3$ 处理过的生物质进行热解，将胶体或纳米 γ-Fe_2O_3 颗粒嵌入多孔生物炭基体中，制备了磁性生物炭基吸附剂（图 4D）。批吸附实验结果表明，生物炭/γ-Fe_2O_3 复合物对亚甲基蓝表现出优异的去除效果，且吸附后的生物炭/γ-Fe_2O_3 复合物具有良好的溶液分离与回收性能（如图 4E）。

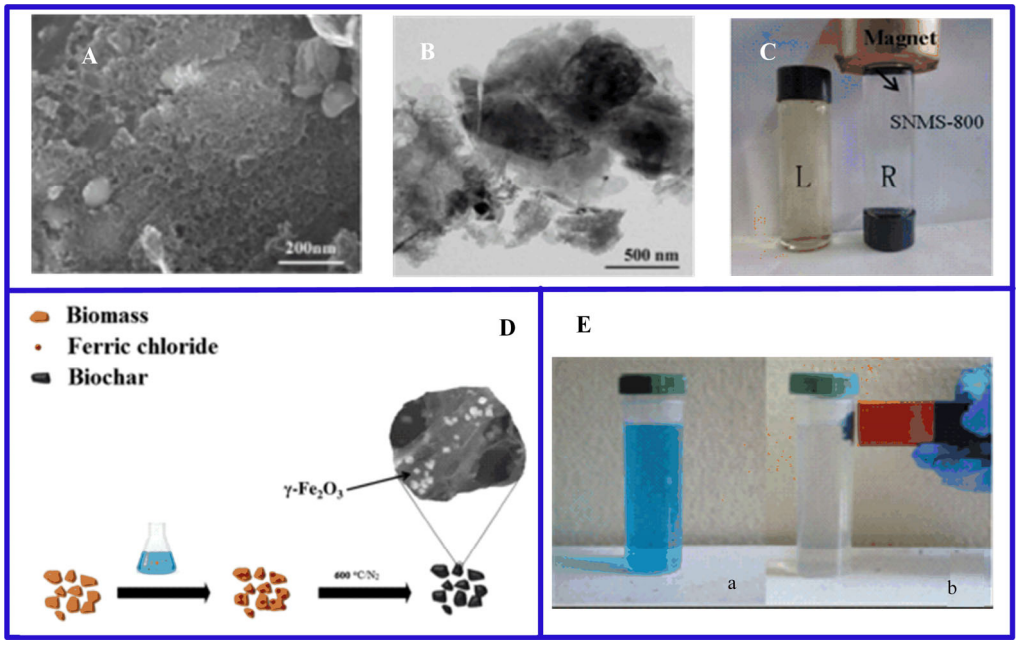


图 4　（A、B、C）SNMS-800 的扫描电镜图和透射电镜图；SNMS-800 对 TC 的磁选能力（L：初始四环素溶液；R：经 SNMS-800 处理的同一四环素溶液）[52]。D 生物炭/γ-Fe_2O_3 复合物制备策略[53]。E 亚甲基蓝在生物炭/γ-Fe_2O_3 上的吸附和磁选[53]

Figure 4　(A,B,C): SEM and TEM images of SNMS-800. Magnetic separation capacity of SNMS-800 for tetracycline (TC) (L: initial tetracycline solution; R: same tetracycline solution treated with SNMS-800)[52]. D Preparation strategy of biochar/γ-Fe_2O_3 composite[53]. E. Adsorption and magnetic separation of methylene blue on biochar/γ-Fe_2O_3[53]

2.2　重金属离子

生物炭去除水体中的重金属离子通常涉及静电吸引、离子交换、物理吸附、表面络合、沉淀以及受 pH 条件影响等多种相互作用的综合效应[54]。得益于比表面积大、易活化、官能团丰富，生物炭材料逐渐成为优异的重金属吸附剂。

生物炭表面本身存在丰富的表面官能团（含氧基团如–COOH、–OH），此外，通过活化改性还可引入更多种类和数量的官能团，与重金属离子之间通过静电吸引、离子交换、表面络合等相互作用实现吸附[55-56]。这些机制通常通过吸附前后生物炭官能团的变化加以验证[47]。Chen 等[57]采用 $KMnO_4$ 活化热解法制备了菠菜生物炭，其对 Cd（II）、Pb（II）、Cu（II）和 Zn（II）离子表现出高效去除能力，最大吸附容量分别为 1.66、2.88、1.31 和 2.09 mmol·g^{-1}（298.15 K）。研究表明，吸附过程主要通过离子交换、静电作用及表面络合等多重机制协同实现。Yang 等[58]的研究也指出，随着热解温度升高（BC500–BC900），水稻生物炭中的脂肪族烃类和含氧官能团（如–OH、C=O）显著减少或转化为芳香族结构，官能团总体趋于简化；与原始水稻秸秆相比，BC500、BC700 和 BC900 生物炭中 Cu、Zn、Cd、Pb 的 DTPA 有效态含量分别降低 72.87%、69.45%、48.09%和 15.89%，且重金属淋溶潜力显著下降。在大豆秸秆生物炭吸附 Pb（II）[59]和蜈蚣草生物炭吸附 Cd（II）/Pb（II）[60]的研究中，也涉及类似的去除机制。

生物炭的比表面积与多孔结构[54-55]通过提供更多吸附位点并促进污染物扩散来增强对重金属的吸附能力。此外，其矿物组分也在吸附中起关键作用。Hu 等[61]研究发现，玉米秸秆与小麦秸秆生物炭对 Pb、Hg、Cd 的吸附能力差异主要源于原料种类及其所含的 CO_3^{2-}、PO_4^{3-}等矿物组分。另有研究发现[62]，3 种原料（松木、草和牛粪）热解产生的生物炭中含有丰富的 CO_3^{2-}和 PO_4^{3-}，这些矿物成分作为额外的吸附位点，有助于生物炭对重金属的高吸附能力。牛粪生物炭对 Cu 的吸附也有类似结果[63]。Peng 等[64]指出，Al 改性生物炭有利于对 As 的吸附。

改变热解温度制备生物炭同时也会增加生物炭的芳香性，降低其极性，导致生物炭表面的亲水性降低。随着热解温度的升高，由于表面官能团的损失，O 和 H 的含量降低，生物炭对重金属离子的吸附能力也随之降低，这一现象已被 Huang 等[65]通过实验所证实；但含氧基团对 ReO^{4-}的吸附作用却逐渐增强。Yang 等[58]以稻草秸秆制备不同热解温度（BC300-BC900）生物炭，并研究其对铜、锌、铅和铂的吸附能力，探究热解温度与吸附性能之间的内在联系。如图 5A 所示[66]，从左到右依次为 CS300、CS450 和 CS600 的 SEM 图像。对比发现，CS600 对 Pb^{2+}的吸附量最高（208.50 $mg·g^{-1}$），证实了热解温度对所制备生物炭的元素组成、比表面积和活性官能团具有不同影响。该研究为探究热解温度、生物炭结构与吸附性能三者之间的内在联系提供了参考，为进一步优化生物炭制备条件提供了有力借鉴。

不同种类原料来源的生物炭对重金属离子的吸附性能也存在差异。Gmar 等[67]研究发现，由木材制成的生物炭能够有效吸附砷、铬和铜。Vaghela 等[68]通过实验发现，由花生壳、鹰嘴豆秸秆和小麦秸秆制成的生物炭对水溶液中锌的去除率最高可达 97.16%。Lima 等[69]通过批实验比较了 8 种不同的生物炭，分别来源于肉鸡粪便、紫花苜蓿茎、柳枝稷、玉米芯、玉米秸秆、银胶菊甘蔗渣、银胶菊灌木和大豆秸秆。结果表明，与其他二价金属相比，铜对生物炭的亲和力更强，这可能是由于 Cu^{2+}离子与生物炭上的活性官能团(-COOH 和-OH)形成表面络合物所致。此外，重金属离子在生物炭上的吸附还存在竞争吸附行为。Park 等[70]采用芝麻秸秆生物炭吸附水中多种金属离子，结果表明 Pb、Cr、Cd、Cu、Zn 等多种金属的吸附行为因竞争而不同于单一金属吸附，尤其是 Cd 的吸附行为与其他金属的吸附行为差异最大。

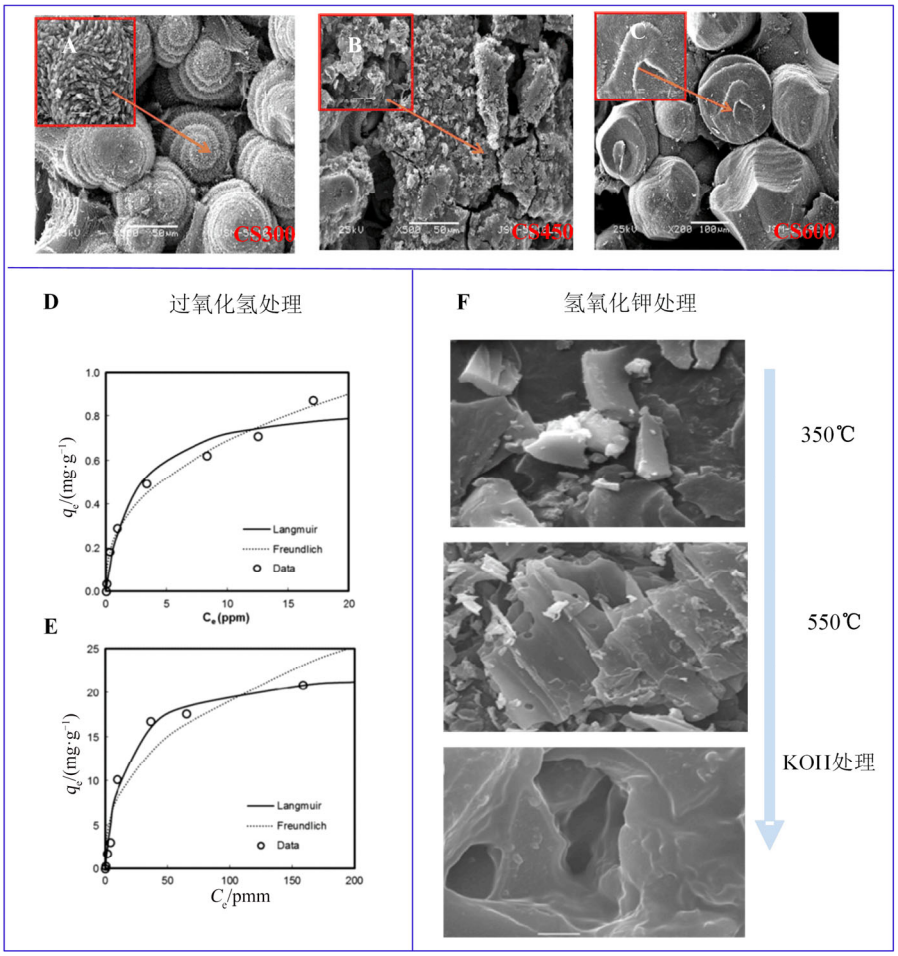


图 5 A–C.不同热解温度(300、450 和 600 ℃)下龙虾壳生物炭的 SEM 图像[66]；D 和 E.过氧化氢改性生物炭及未改性生物炭对铅的吸附[72]；F.生物炭在 350 和 550 ℃热解并经 KOH 处理后的 SEM 图像[73]

Figure 5 (A–C): SEM images of lobster shell biochar at different pyrolysis temperatures (300 , 450 , 600 °C) [66]. (D, E): Lead adsorption by hydrogen peroxide–modified biochar and unmodified biochar [72]. (F): SEM images of biochar after pyrolysis at 350 and 550 °C and KOH treatment [73]

Zhao 等[71]发现酸处理也可提高生物炭对重金属离子的吸附能力，这是因为酸处理提高了松木锯末生物炭的比表面积、总孔体积和微孔体积，并通过表面吸附和磷酸盐沉淀作用实现。与未处理样品相比，酸处理生物炭对铅的吸附能力提高了 20%以上。然而，强酸活化生物炭成本较高，且活化介质的处理过程存在环境问题。因此，采用成本较低、更清洁的过氧化氢作为活化介质，可作为提高吸附能力的替代方法。Huff 等[7]研究发现，经 30% H_2O_2 处理的生物炭，其表面含氧官能团与溶液中阳离子交换后，阳离子交换容量几乎达到未处理生物炭的两倍。Xue 等[72]发现，用 10% H_2O_2 溶液处理的氢化碳（mPHHC）比未改性的氢化碳（PHHC）对铅的吸附能力更强，并将其归因于更丰富的羧基官能团，这些官能团可与铅形成络合物（图 5D，5E）。碱处理也是有效提高生物炭对重金属离子吸附能力的途径之一。Goswami 等[73]采用 KOH 活化生物炭，随后在 350～550 ℃热解以打开部分堵塞的孔隙并扩大较小孔隙的直径，从而增加生物炭的比表面积。实验证明，KOH 活化结合热解可有效提高生物炭对水溶液中 Cd 的吸附量（图 5F）。Jin 等[74]研究发现，由于比表面积增大及表面官能团更加丰富，经 2 $mol·L^{-1}$ KOH 活化后，由城市固体废物制备的生物炭对 As（V）的最大吸附容量从 24 $mg·g^{-1}$ 增加到 31 $mg·g^{-1}$。

除以上因素外，pH 值同样显著影响吸附机制。低 pH 有利于静电吸引，如 Cr（VI）的还原；较高 pH 下，离子交换、表面络合等作用主导 Cu、Cd、Pb 的吸附。例如，Chen 等[75]的冗余分析（RDA）研究结果表明，pH 值和重金属浓度是影响微生物群落的主要因素。此外，Mulyani 等[76]通过调整 pH 值（pH=1～9），将牛粪生物炭与腐殖酸、堆肥在不同酸度下的吸附行为进行对比，发现生物炭的吸附能力相对稳定；当溶液 pH 升高时，重金属吸附速率增加，最佳吸附出现在 pH 值为 8 时。

Alam 等[77]利用麦秸和木屑热解制备生物炭吸附剂，用于去除水体中的 U（VI）。两种生物炭的最高吸附量分别可达 25 和 35 $mg·g^{-1}$，吸附能力已不低于某些商用活性炭材料。Hadjittofi 等[78]利用仙人掌纤维制备活性生物炭以吸附水体中的 U（VI），实验发现相对去除率在 pH 6.5～7 时达到最大值（100%）。当 pH 低于 6.5 时，相对去除率随 pH 降低而下降；然而，即使在 pH 为 2 时，相对去除率仍显著（40%），表明该活性生物炭可有效去除酸性水溶液中的 U（VI）。旋花生物炭是一种去除率高、可循环利用且环境效益良好的高效吸附剂[73]。Kumar 等[79]采用水热炭化法制备柳枝稷生物炭，其吸附量可达 4 $mg·g^{-1}$，水热法制备的生物炭为多孔非晶态固体，富含羟基/酚基、羧基和羰基等活性官能团，表明水热炭化法制备生物炭是处理铀污染地下水的有效途径。Li 等[80]利用 $MgCl_2$ 改性椰壳生物炭，分别制得 BC400 和 MgBC400。MgO 在水中发生水合反应生成 $Mg(OH)_2$，从而促进离子交换反应。与 BC400 相比，MgBC400 对 Pb 和 Cd 的吸附能力显著提升，分别由 3.93 和 1.78 $mg·g^{-1}$ 提升至 192.36 和 105.46 $mg·g^{-1}$，表明氯化镁修饰显著增强了生物炭的离子交换能力（图 6）。

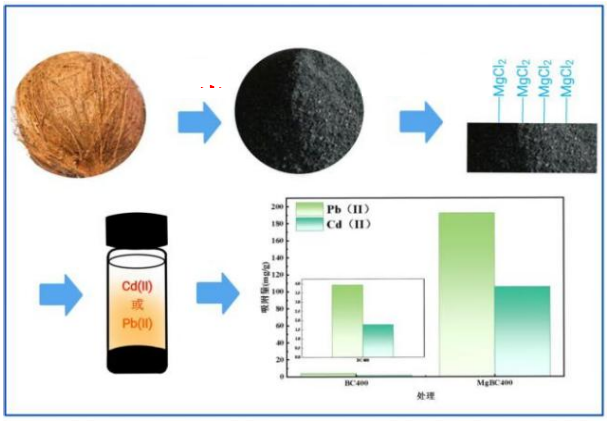


图 6　以椰壳为原料制备生物炭，经 $MgCl_2$改性后分别为 BC400 和 MgBC400[80]

Figure 6　Using coconut shells as raw materials to prepare biochar, after $MgCl_2$ modification, the products are named BC400 and MgBC400, respectively [80]

2.3　放射性核素

近年来，水体中放射性核素污染问题日益受到关注，其中部分放射性元素也属于重金属。放射性核素可通过其电离辐射破坏细胞和生物有机体的正常功能，并经呼吸系统、消化系统或皮肤暴露等途径进入人体组织，危害人类健康[81]。

放射性核素的去除机理涉及表面基团作用、吸附协同还原等多种机制。Ben 等[82]通过宏观实验证明，Cr（VI）在生物炭上的吸附受表面基团作用的影响。在生物炭表面引入额外的官能团，表明 Cr（VI）与壳聚糖+50%木质素表面上的两个不同官能团相互作用，增强了与铬的相互作用能力。Dong 等[83]以柚子皮为原料制备生物炭去除废水中的 Cr（VI），其研究结果也证实了该观点。根据 FTIR 光谱分析，在 $FeCl_3$ 的修饰下，羟基的强度更强，并且存在大量醇和脂肪醚，这有助于形成与金属离子的配合物（图 7A（a））。而 XRD 光谱分析则表明 FeYBC 表面的铁氧化物可提供更多活性位点，这可

能有利于提升 Cr（VI）的吸附能力（图 7A（b））。同时，XPS 结果同样表明 Fe 的存在与 EDS 和 XRD 分析结果一致，进一步证实 Fe 的成功负载（图 7A（c））。通过不同改性方法处理的生物炭材料对 Cr（VI）的吸附机理也存在较大差异。Shan 等[84]通过多种修饰剂（HCl、KOH 和 $ZnCl_2$）在不同制备条件下（如热解温度、热解过程和浸泡比）制备了一系列山竹壳来源的生物炭。研究表明，所制备生物炭的物理/化学性质在吸附 Cr（VI）过程中主要通过静电相互作用、表面复合物和离子交换发挥作用，其中 Z2PT 350–700 在去除 Cr（VI）方面表现出色。与上述研究不同的是，Zuo 等[85]采用 HCl、NaOH 和 $FeCl_3$ 3 种方法改性玉米秸秆生物炭，并通过 XRD、SEM、XPS、FTIR 及其他表征方法研究了生物炭的形态和表面化学成分。研究发现，HCl、NaOH 和 $FeCl_3$ 的改性改善了金属的物理和化学性质（如晶体结构、比表面积、孔径和复合膜），从而促进了 Cr（VI）的吸附。

吸附协同还原是另一种去除放射性核素的有效机制。Ho 等[86]先制备成型的生物炭（BC），随后在碱性条件下将其与纳米金属结合，制备出纳米级磁性生物炭材料，该材料具有较大的比表面积和多孔结构（图 6BXRDEDS）。利用 XRD 和 EDS 分析证实，Cr(VI)可通过纳米零价铁（nZVI）辅助的生物炭被有效去除。这些结果表明，磁性生物炭可作为一种替代吸附剂，应用于多种环境场景，以降低 Cr(VI)污染的风险。

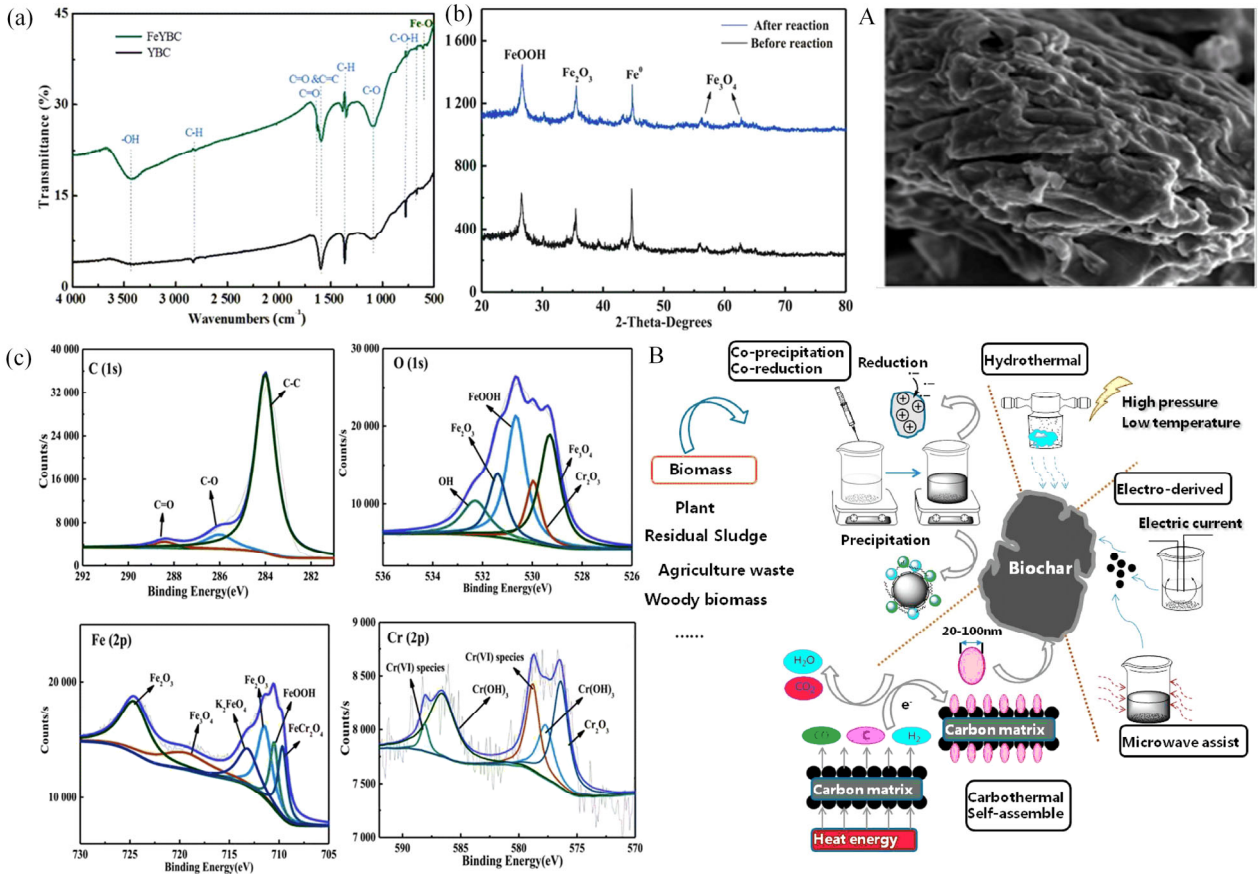


图 7 A. 柚子皮生物炭吸附 Cr（VI）后的 FTIR（a）、XRD（b）和 XPS（c）分析结果以及表面结构（d）[83]；B. 纳米级磁性生物炭的制备原理及流程[85]

Figure 7 A.FTIR (a), XRD (b), and XPS (c) analysis results and surface structure of pomelo peel biochar (d) after adsorption of Cr(VI) [83]; B.Preparation principle and process of magnetic biochar at the nanoscale [85]

3 总结与展望

本文总结了生物炭材料在水体污染物处理领域的研究进展，分类列举了生物炭材料的合成与改性方法，并基于其本征特性阐述了生物质原料与污染物去除机理之间的关系。尽管在生物炭材料的设计合成及其应用于水体环境污染治理方面已开展了大量工作并取得重要进展，但仍存在诸多挑战亟待解决：（1）如何将废弃生物质转化为生物炭，以实现生活垃圾的安全资源化利用与水体环境净化的双重目标；（2）实际水体环境是极为复杂的体系，后续研究应更加关注生物炭材料在真实水体中的污染物

去除效能及其潜在的环境影响（如对水体微生物群落的影响）；（3）在实际废水处理中，吸附剂需具备高效且快速的污染物去除能力。尽管部分生物炭材料具有较高的吸附容量，但相较于其他纳米材料，其去除速率较慢，主要受限于生物炭的有限孔径结构。因此，如何调控生物炭的孔径分布以实现高效、高速去除污染物是另一研究重点；（4）现有研究多聚焦于提升污染物去除效率，而对其选择性去除能力的关注明显不足。（5）后续研究应深度融合人工智能技术，构建基于机器学习的生物炭智能设计与性能预测平台，通过训练模型精准预测产率、比表面积、孔径分布及官能团类型，并评估碳封存潜力与污染物吸附容量。针对重金属和有机污染物的吸附过程，AI 可量化解析比表面积、官能团、pH 值等主导因素的影响权重，揭示构效关系。这将突破传统试错法的局限，为定向制备高性能生物炭及其在环境修复中的应用提供智能化、高效化的科学导向。

参考文献：

[1] 张捷, 楚楚. 全球水资源困境下水资源节约集约利用的探索分析[C]//2025（第九届）中国水资源高效利用与节水技术交流会论文集. 义乌, 2025: 618-625.

[2] 史文瑶.城市生活污水厂处理工业废水的运营管理策略探究[J].中国设备工程,2025,(18):49-51.

[3] 赵浩杰, 王阳, 曹瑞林, 等. 吸附剂对净水型透水混凝土性能的影响[J]. 建筑材料学报, 2025, 28(12): 1266-1273.

[4] Chen Q, Cheng X M, Liu S S, et al. Multi-heteroatom self-doped microporous biochar derived from fish scale for boosting uranium immobilization performance[J]. Diam Relat Mater, 2023, 136: 110052.

[5] Yan Y F, Wu C Y, Guan Q, et al. Three-dimensional aligned wood arrays loading with metal-organic frameworks for improved radionuclides removal[J]. J Environ Chem Eng, 2025, 13(3): 116919.

[6] Dong W H, Ma F, Li C, et al. Evaluation of anti-aging performance of biochar modified asphalt binder[J]. Coatings, 2020, 10(11): 1037.

[7] Huff M D, Lee J W. Biochar-surface oxygenation with hydrogen peroxide[J]. J Environ Manag, 2016, 165: 17-21.

[8] Neme I, Gonfa G, Masi C. Activated carbon from biomass precursors using phosphoric acid: a review[J]. Heliyon, 2022, 8(12): e11940.

[9] Wen C, Liu T Y, Wang D P, et al. Biochar as the effective adsorbent to combustion gaseous pollutants: Preparation, activation, functionalization and the adsorption mechanisms[J]. Prog Energy Combust Sci, 2023, 99: 101098.

[10] Rashid S, Goyal A, Roy A B D, et al. Synergistic effect of physical modification and accelerated carbonation curing on the cementitious properties and carbon sequestration potential of biochar cement composites[J]. J Sustain Cem Based Mater, 2026, 15(2): 517-536.

[11] Xia D C, Liu Y, Cheng X M, et al. Temperature-tuned fish-scale biochar with two-dimensional homogeneous porous structure: a promising uranium extractant[J]. Appl Surf Sci, 2022, 591: 153136.

[12] Liu Y, Cheng X M, Liu S S, et al. Amino-functionalized 3D crosslinked $Ti_3C_2T_x$ nanosheets for highly efficient UO_2 2+ and ReO4 − immobilization simultaneously from aqueous solutions[J]. Sep Purif Technol, 2022, 303: 122216.

[13] Gu P C, Wu C Y, Liu S S, et al. Dual functionalized $Ti_3C_2T_x$ nanosheets with enhanced immobilization achieving efficient UO_2^{2+} and ReO_4^- extraction[J]. J Water Process Eng, 2025, 71: 107286.

[14] Gu P C, Zhang S, Ma R, et al. Layered double hydroxides nanosheets *in-situ* anchored on ultrathin MXenes for enhanced U(VI) and Eu(III) trapping: Excavating from selectivity to mechanism[J]. Sep Purif Technol, 2022, 288: 120641.

[15] Lukić D, Vasić V, Živančev J, et al. Adsorption performance assessment of agro-waste-based biochar for the removal of emerging pollutants from municipal WWTP effluent[J]. Molecules, 2025, 30(24): 4803.

[16] Carlini C, Chaudhuri S, Mann O, et al. Benchmarking biochar with activated carbon for immobilizing leachable PAH and heterocyclic PAH in contaminated soils[J]. Environ Pollut, 2023, 325: 121417.

[17] Faggiano A, Ricciardi M, Motta O, et al. Comparative study of greywater treatment using activated carbon and woodchip biochar for surfactant and organic matter removal[J]. Sep Purif Technol, 2025, 356: 129861.

[18] Anderson N, Gu H M, Bergman R. Comparison of novel biochars and steam activated carbon from mixed conifer mill residues[J]. Energies, 2021, 14(24): 8472.

[19] Wang H H, Wang X, Cui Y S, et al. Slow pyrolysis polygeneration of bamboo (*Phyllostachys* pubescens): Product yield prediction and biochar formation mechanism[J]. Bioresour Technol, 2018, 263: 444-449.

[20] Kaur R, Kumar A, Biswas B, et al. Py-GC/MS and slow pyrolysis of tamarind seed husk[J]. J Mater Cycles Waste Manag, 2024, 26(2): 1131-1146.

[21] Siruru H, Syafii W, Wistara I N J, et al. Properties of sago waste charcoal using hydrothermal and pyrolysis carbonization[J]. Biomass Convers Biorefin, 2022, 12(12): 5543-5554.

[22] Malghani S, Gleixner G, Trumbore S E. Chars produced by slow pyrolysis and hydrothermal carbonization vary in carbon sequestration potential and greenhouse gases emissions[J]. Soil Biol Biochem, 2013, 62:137-146.

[23] Liu G Q, Xu Q, Abou-Elwafa S F, et al. Hydrothermal carbonization technology for wastewater treatment under the “dual carbon” goals: current status, trends, and challenges[J]. Water, 2024, 16(12): 1749.

[24] Hu Y J, Zhang J J, Guo Q Q, et al. Self-assembly fabrication of agricultural biomass with sewage sludge toward dual heteroatoms doped supercapacitor[J]. Waste Biomass Valorization, 2026, 17(1): 215-229.

[25] Moon S Y, Kim H S, Jang D, et al. Effect of carbonized tangerines prepared using plasma as fertilizer: case study: lettuce farming[J]. Sustainability, 2022, 14(1): 243.

[26] Meng S K, Yokoi T, Kang J Y, et al. Modification of hydroxyapatite by doping lithium through acid-base reaction[J]. J Ceram Soc Japan, 2022, 130(9): 802-806.

[27] Abhishek K, Shrivastava A, Vimal V, et al. Biochar applica-

tion for greenhouse gas mitigation, contaminants immobilization and soil fertility enhancement: a state-of-the-art review[J]. Sci Total Environ, 2022, 853: 158562.

[28] Zhang K, Yi Y Q, Fang Z Q. Remediation of cadmium or arsenic contaminated water and soil by modified biochar: a review[J]. Chemosphere, 2023, 311: 136914.

[29] Ahmad M, Lee S S, Rajapaksha A U, et al. Trichloroethylene adsorption by pine needle biochars produced at various pyrolysis temperatures[J]. Bioresour Technol, 2013, 143: 615-622.

[30] Ying Z W, Huang L, Ji L L, et al. Efficient removal of methylene blue from aqueous solutions using a high specific surface area porous carbon derived from soybean dreg[J]. Materials, 2021, 14(7): 1754.

[31] Qiu Y P, Zheng Z Z, Zhou Z L, et al. Effectiveness and mechanisms of dye adsorption on a straw-based biochar[J]. Bioresour Technol, 2009, 100(21): 5348-5351.

[32] Xu R K, Xiao S C, Yuan J H, et al. Adsorption of methyl violet from aqueous solutions by the biochars derived from crop residues[J]. Bioresour Technol, 2011, 102(22): 10293-10298.

[33] Zhang P, Sun H W, Yu L, et al. Adsorption and catalytic hydrolysis of carbaryl and atrazine on pig manure-derived biochars: Impact of structural properties of biochars[J]. J Hazard Mater, 2013, 244: 217-224.

[34] Xie M X, Chen W, Xu Z Y, et al. Adsorption of sulfonamides to demineralized pine wood biochars prepared under different thermochemical conditions[J]. Environ Pollut, 2014, 186: 187-194.

[35] Yang Z M, Charoenkal K, Wang Z C, et al. Ammonium recovery from wastewater by biochar with different N/O-doped groups and hierarchical pores: Synergistic enhancement mechanisms for strong negative electrostatic potential and micropore filling[J]. J Environ Manag, 2025, 386: 125776.

[36] Yang W, Shang J Y, Li B G, et al. Surface and colloid properties of biochar and implications for transport in porous media[J]. Crit Rev Environ Sci Technol, 2020, 50(23): 2484-2522.

[37] Li F S, Sun H W, Hao Z N, et al. Perfluorinated compounds in Haihe River and Dagu drainage canal in Tianjin, China[J]. Chemosphere, 2011, 84(2): 265-271.

[38] Yu H, Zhang P, Song D B, et al. Rapid and efficient removal of ultrashort- and short-chain PFAS from contaminated water by pyrogenic carbons: a strategy *via* polypyrrole nanostructured coating[J]. Environ Sci Technol, 2025, 59(30): 16034-16045.

[39] Xu M M, Fu S Q, Chen R, et al. A scalable surface nanoarchitectonics approach for *Melaleuca* bark-derived biochar: Rapid PFOA removal and superior supercapacitor performance[J]. Sep Purif Technol, 2025, 361: 131626.

[40] Yang M, Zhang X L, Yang Y C, et al. Effective destruction of perfluorooctanoic acid by zero-valent iron laden biochar obtained from carbothermal reduction: Experimental and simulation study[J]. Sci Total Environ, 2022, 805: 150326.

[41] Militao I M, Roddick F, Fan L H, et al. PFAS removal from water by adsorption with alginate-encapsulated plant albumin and rice straw-derived biochar[J]. J Water Process Eng, 2023, 53: 103616.

[42] Nautiyal P, Subramanian K A, Dastidar M G. Adsorptive removal of dye using biochar derived from residual algae after *in-situ* transesterification: Alternate use of waste of biodiesel industry[J]. J Environ Manag, 2016, 182: 187-197.

[43] Wang L T, Zhou Z K, Li X T, et al. Enhanced removal of methylene blue from water by mesopore-dominant biochar from kelp: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies[J]. Colloids Surf A Physicochem Eng Aspects, 2024, 688: 133652.

[44] Kulaksiz E, Gözmen B, Kayan B, et al. Adsorption of Malachite Green on Fe-modified biochar: influencing factors and process optimization[J]. Desalin Water Treat, 2017, 74: 383-394.

[45] Wang P J, Chen W, Zhang R, et al. Enhanced removal of malachite green using calcium-functionalized magnetic biochar[J]. Int J Environ Res Public Health, 2022, 19(6): 3247.

[46] Chen X L, Li H T, Lai L H, et al. Peroxymonosulfate activation using $MnFe_2O_4$ modified biochar for organic pollutants degradation: Performance and mechanisms[J]. Sep Purif Technol, 2023, 308: 122886.

[47] Peer G, Azaizeh H, Kurzbaum E, et al. Valorization of olive mill solid waste-derived biochar: an efficient approach for simultaneous adsorption and oxidation of micropollutant in surface water[J]. J Water Process Eng, 2023, 56: 104461.

[48] Zhang Y J, Peng S L, Zhang S Y, et al. Alkali modification and nitrogen doping synergistically regulate sludge-derived biochar for persulfate activation and organic pollutant degradation[J]. J Taiwan Inst Chem Eng, 2026, 182: 106569.

[49] Kim J E, Bhatia S K, Song H J, et al. Adsorptive removal of tetracycline from aqueous solution by maple leaf-derived biochar[J]. Bioresour Technol, 2020, 306: 123092.

[50] Gou G, Huang Y C, Wang Y S, et al. Peroxymonosulfate activation through magnetic Fe_3C/Fe doped biochar from natural loofah sponges for carbamazepine degradation[J]. Sep Purif Technol, 2023, 306: 122585.

[51] Hassan M, Du J H, Liu Y J, et al. Magnetic biochar for removal of perfluorooctane sulphonate (PFOS): Interfacial interaction and adsorption mechanism[J]. Environ Technol Innov, 2022, 28: 306

[52] Tang L, Yu J F, Pang Y, et al. Sustainable efficient adsorbent: Alkali-acid modified magnetic biochar derived from sewage sludge for aqueous organic contaminant removal[J]. Chem Eng J, 2018, 336: 160-169.

[53] Zhang M, Gao B, Varnoosfaderani S, et al. Preparation and characterization of a novel magnetic biochar for arsenic removal[J]. Bioresour Technol, 2013, 130: 457-462.

[54] Wang X, Feng J H, Cai Y W, et al. Porous biochar modified with polyethyleneimine (PEI) for effective enrichment of U(VI) in aqueous solution[J]. Sci Total Environ, 2020, 708: 134575.

[55] Shakoor M B, Ali S, Rizwan M, et al. A review of biochar-based sorbents for separation of heavy metals from water[J]. Int J Phytorem, 2020, 22(2): 111-126.

[56] Chen Y Y, Zhan B G, Guo B L, et al. Biochar-enhanced cement composites as carbon sink under accelerated carbonation curing: Carbon sequestration potential stimulated by biochar porosity[J]. Constr Build Mater, 2025, 492: 143005.

[57] Chen Q Y, Wang Y, He G, et al. $KMnO_4$-activated spinach

waste biochar: an efficient adsorbent for adsorption of heavy metal ions in aqueous solution[J]. Colloids Surf A Physicochem Eng Aspects, 2024, 684: 133174.

[58] Yang T X, Meng J, Jeyakumar P, et al. Effect of pyrolysis temperature on the bioavailability of heavy metals in rice straw-derived biochar[J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2021, 28(2): 2198-2208.

[59] Jiang J H, Li R Y, Yang K X, et al. Investigation on Pb^{2+} adsorption characteristics by AAEMs-rich biochar in aqueous solution: Performance and mechanism[J]. Environ Res, 2023, 236: 116731.

[60] Wang Y L, Zeng W B, Wan X M, et al. Modeling the removal of Cd(II) and Pb(II) from aqueous solutions by biochar derived from arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata*[J]. J Environ Manag, 2025, 381: 125280.

[61] Hu X B, Zhang R G, Xia B, et al. Effect of pyrolysis temperature on removal efficiency and mechanisms of Hg(II), Cd(II), and Pb (II) by maize straw biochar[J]. Sustainability, 2022, 14(15): 9022.

[62] Van Poucke R, Allaert S, Ok Y S, et al. Metal sorption by biochars: a trade-off between phosphate and carbonate concentration as governed by pyrolysis conditions[J]. J Environ Manag, 2019, 246: 496-504.

[63] Yao Q F, Qu H H, Guo Y X, et al. Capturing copper on cow dung-based biochar adsorbents for reuse in water bacterial decontamination[J]. Colloid Interface Sci Commun, 2021, 45: 100515.

[64] Peng C, Gong K L, Li Q N, et al. Simultaneous immobilization of arsenic, lead, and cadmium in soil by magnesium-aluminum modified biochar: Influences of organic acids, aging, and rainfall[J]. Chemosphere, 2023, 313: 137453.

[65] Huang Y S, Hu H. The interaction of perrhenate and acidic/basic oxygen-containing groups on biochar surface: a DFT study[J]. Chem Eng J, 2020, 381: 122647.

[66] Xiao Y, Xue Y, Gao F, et al. Sorption of heavy metal ions onto crayfish shell biochar: effect of pyrolysis temperature, pH and ionic strength[J]. J Taiwan Inst Chem Eng, 2017, 80:208-214.

[67] Gmar M, Bouafif H, Bouslimi B, et al. Pyrolysis of chromated copper arsenate-treated wood: investigation of temperature, granulometry, biochar yield, and metal pathways[J]. Energies, 2022, 15(14): 5071.

[68] Vaghela D R, Pawar A, Sharma D. Effectiveness of wheat straw biochar in aqueous Zn removal: correlation with biochar characteristics and optimization of process parameters[J]. BioEnergy Res, 2023, 16(1): 457-471.

[69] Lima I M, Boateng A A, Klasson K T. Physicochemical and adsorptive properties of fast-pyrolysis bio-chars and their steam activated counterparts[J]. J Chemical Tech & Biotech, 2010, 85(11): 1515-1521.

[70] Park J H, Ok Y S, Kim S H, et al. Competitive adsorption of heavy metals onto sesame straw biochar in aqueous solutions[J]. Chemosphere, 2016, 142: 77-83.

[71] Zhao L, Zheng W, Mašek O, et al. Roles of phosphoric acid in biochar formation: synchronously improving carbon retention and sorption capacity[J]. J Environ Qual, 2017, 46(2): 393-401.

[72] Xue Y W, Gao B, Yao Y, et al. Hydrogen peroxide modification enhances the ability of biochar (hydrochar) produced from hydrothermal carbonization of peanut hull to remove aqueous heavy metals: Batch and column tests[J]. Chem Eng J, 2012, 200: 673-680.

[73] Goswami R, Shim J, Deka S, et al. Characterization of cadmium removal from aqueous solution by biochar produced from *Ipomoea fistulosa* at different pyrolytic temperatures[J]. Ecol Eng, 2016, 97: 444-451.

[74] Jin H M, Capareda S, Chang Z Z, et al. Biochar pyrolytically produced from municipal solid wastes for aqueous As(V) removal: Adsorption property and its improvement with KOH activation[J]. Bioresour Technol, 2014, 169: 622-629.

[75] Chen H H, Yuan X Z, Xiong T, et al. Biochar facilitated hydroxyapatite/calcium silicate hydrate for remediation of heavy metals contaminated soils[J]. Water Air Soil Pollut, 2020, 231(2): 66.

[76] Mulyani O, Joy B, Kurnia D. The various forms of cow manure waste as adsorbents of heavy metals[J]. Appl Sci, 2022, 12(11): 5763.

[77] Alam M S, Gorman-Lewis D, Chen N, et al. Mechanisms of the removal of U(VI) from aqueous solution using biochar: a combined spectroscopic and modeling approach[J]. Environ Sci Technol, 2018, 52(22): 13057-13067.

[78] Hadjittofi L, Pashalidis I. Uranium sorption from aqueous solutions by activated biochar fibres investigated by FTIR spectroscopy and batch experiments[J]. J Radioanal Nucl Chem, 2015, 304(2): 897-904.

[79] Kumar S, Loganathan V A, Gupta R B, et al. An Assessment of U(VI) removal from groundwater using biochar produced from hydrothermal carbonization[J]. J Environ Manag, 2011, 92(10): 2504-2512.

[80] Li X, Xu C H, Zhu L, et al. A systematic review on modification technology of agricultural and forestry waste biochar: from raw material characteristics to heavy metal adsorption mechanisms[J]. ChemistrySelect, 2025, 10(27): e02585.

[81] Kapdan E, Altinsoy N, Karahan G, et al. Determination of the health hazards due to background radiation sources in the city of Adapazari, Northwestern Turkey[J]. Isotopes Environ Health Stud, 2011, 47(1): 93-100.

[82] Ben Khemis I, Aouaini F, Knani S, et al. A chitosan-lignin biocomposite adsorbent for RO16 dye and Cr(VI) heavy metal removal from aqueous solutions: new interpretations via experiments and statistical physics analysis[J]. BMC Chem, 2025, 19(1): 259.

[83] Dong F X, Yan L, Zhou X H, et al. Simultaneous adsorption of Cr(VI) and phenol by biochar-based iron oxide composites in water: Performance, kinetics and mechanism[J]. J Hazard Mater, 2021, 416: 125930.

[84] Shan R, Shi Y Y, Gu J, et al. Aqueous Cr(VI) removal by biochar derived from waste mangosteen shells: Role of pyrolysis and modification on its absorption process[J]. J Environ Chem Eng, 2020, 8(4): 103885.

[85] Zuo J L, Li W J, Xia Z, et al. Preparation of modified biochar and its adsorption of Cr(VI) in aqueous solution[J].

[86] Ho S H, Zhu S S, Chang J S. Recent advances in nanoscale-metal assisted biochar derived from waste biomass used for heavy metals removal[J]. Bioresour Technol, 2017, 246: 123-134.