改性生物炭对含铀废水中 U(Ⅵ)的吸附研究进展及展望

李思雨[1,2],袁志华[1,2],辛　燕[1,3],孙占学[1,3],周仲魁[1,3]

(1. 东华理工大学 核资源与环境国家重点实验室,江西 南昌　330013;
2. 东华理工大学 土木与建筑工程学院,江西 南昌　330013;
3. 东华理工大学 水资源与环境工程学院,江西 南昌　330013)

摘要:改性生物炭(BC)技术可通过优化孔隙结构、引入特异性官能团及构建多功能协同体系,显著提升对含铀废水中 U(Ⅵ)的吸附性能与选择性。本文综述了近些年改性生物炭在含铀废水处理中的研究现状,重点分析了活化、表面官能化(如氧化、磷酸化、氨基化),以及负载纳米零价铁、层状双氢氧化物、金属有机框架等新型复合材料的改性策略及其对 U(Ⅵ)的吸附机制,包括离子交换、表面络合、还原固定等协同作用,并总结了各类改性方法的优缺点及适用场景。提出了未来研究方向,以期为改性生物炭在含铀废水处理中的工程应用提供理论参考与技术支撑。

关键词:生物炭;铀;吸附;改性技术;含铀废水;处理;研究进展

中图分类号:TL212　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1009-2617(2026)05-0613-13

DOI:10.13355/j.cnki.sfyj.2026.05.001

核能作为传统化石燃料的理想替代能源之一,在低碳发展中具有重要作用,但其高速发展过程中会产生大量含铀废水,对该废水进行合理高效处理具有重要环保意义[1-5]。此外,铀作为战略稀缺资源,从废水中回收铀也具有重要意义[6-7]。

目前,含铀废水处理技术主要包括化学沉淀法、离子交换法、膜分离法及吸附法等[8]。其中,吸附法因效率高、成本低廉、操作简单得到了广泛研究与应用[9-12],而吸附材料是该法的关键。在众多吸附材料中,生物炭(BC)作为一种来源广泛、成本低廉、环境友好的生物质吸附剂,日益受到关注。BC 具有多孔结构和较大比表面积,但仍存在活性位点不足、选择性差等缺陷。而通过功能化修饰增加 BC 表面活性官能团,优化孔隙结构并改善表面化学性质,可针对性解决其吸附效能低、抗干扰能力弱、选择性差等问题,从而有效提升其对 U(Ⅵ)的去除效果[13-17]。改性生物炭对 U(Ⅵ)的去除机制呈现多元协同特性,涵盖离子交换、表面络合、化学吸附及还原作用等[18],能够适配不同浓度、不同水质工况下的含铀废水处理需求,实现水中 U(Ⅵ)的高效快速去除与稳定固持,降低处理过程中的二次污染风险,契合绿色水处理的发展理念。除此之外,改性生物炭可兼顾 U(Ⅵ)资源的回收利用,实现“废水处理-资源回收”协同发展,提高铀资源利用率,缓解铀资源短缺压力,满足含铀废水无害化处理与资源化回收的双重工程需求。因此,本文综述了近年来改性生物炭去除铀的研究现状,包括其优缺点及吸附机制,以期为后续改性工艺优化及高效、绿色、低成本铀吸附材料的制备提供新的思路与技术参考。

1　改性生物炭性能强化策略

从生物炭去除铀的材料设计和合成角度,可

收稿日期:2026-03-29;**修订日期**:2026-06-03

基金项目:国家自然科学基金(42430716);江西省重点研发计划重点项目(20212BBG71011);东华理工大学博士科研启动基金(DHBK2023013);东华理工大学研究生创新基金(DHYC-2025015)。

第一作者简介:李思雨(2000—),女,硕士研究生,主要研究方向为含铀废水处理技术。

通信作者简介:袁志华(1985—),男,博士,副教授,硕士生导师,主要研究方向为铀矿采冶技术。E-mail:512063416@qq.com。

将改性生物炭性能的强化策略归纳为 3 个层面：一是结构的优化，即制备具有高比表面积和优良孔径分布的生物炭前体；二是表面官能团的增强，即利用羟基、羧基、磷酸基等功能官能团，通过络合作用与离子交换结合 UO_2^{2+}，提高表面官能团的密度与反应活性，从而显著提升铀的吸附效果；三是结构与功能的平衡，该层面下孔隙结构与表面官能团之间存在动态的协同与竞争关系，其中，协同关系能使多孔骨架负载更多活性位点并加速传质，而竞争关系则源于官能团对孔道空间的占据及位阻效应对扩散的限制，二者共存且相互制约，共同决定吸附材料的最终性能边界[19]。

1.1 孔隙结构调控型改性技术

生物炭的比表面积和孔隙结构直接决定了吸附剂与 UO_2^{2+} 的接触面积，以及离子在材料内部的传质效率，对铀吸附性能具有重要影响。较大的比表面积能够提供更多的活性位点，而适宜的孔径分布（特别是介孔结构）有助于目标离子在材料内部的扩散和渗透。因此，通过活化手段优化孔隙结构是提升吸附性能的首要方法，生物炭孔隙结构调控型改性技术的机制如图 1 所示。

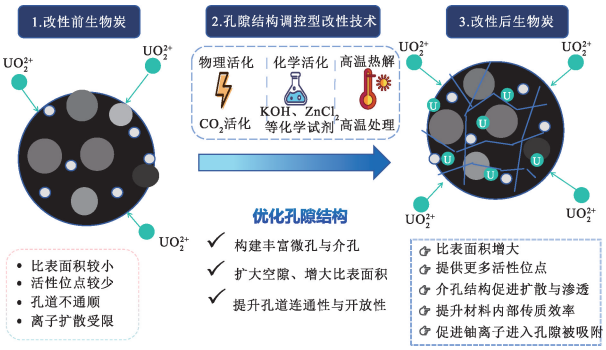


图 1 生物炭孔隙结构调控型改性技术的机制

Fig. 1 Mechanism diagram of pore structure regulation-type modification technology for biochar

化学活化法是应用最广泛的多孔碳合成方法。因 KOH 活化可获得超高比表面积，李殿鑫等[20]以野生水生植物满江红为原料，经 KOH 改性并结合微波辐照制备了改性满江红生物炭（K-M-AIC）。研究结果表明：改性后 AIC 表面的大孔“沟壑”被填充，比表面积增大，对 U(Ⅵ)的最大吸附量达 124.903 mg/g；但 KOH 活化条件苛刻（高温、惰性气氛），过度活化会严重破坏碳骨架，导致机械强度下降和循环稳定性变差。有研究证明，$ZnCl_2$ 活化条件温和且能有效增加介孔比例，因此，高硕[21]研究了采用 $ZnCl_2$ 改性板栗壳制备 BC-Zn 改性生物炭并用于吸附 U(Ⅵ)。结果表明：该改性生物炭比表面积提高至原始生物炭的 5 倍，其对 U(Ⅵ)的吸附容量从 2.9 mg/g 升至 21.9 mg/g；进一步植酸功能化（BC-Zn-PA）后，比表面积达2 063.19 m^2/g，U(Ⅵ)吸附容量大幅升至331.2 mg/g。白依柔[22]研究采用 $ZnCl_2$ 活化协同碳热还原制备改性生物炭 Fe_1Zn_3-BC（900）。结果表明，该生物炭比表面积高达 685.36 m^2/g，介孔结构发达，对 U(Ⅵ)吸附率达 94.36%，并实现了还原固定。这些研究说明，$ZnCl_2$ 活化不仅能造孔，还能为后续官能团接枝提供良好基底。

除化学活化法外，还有 CO_2、水蒸气等物理活化法。Guilhen 等[23]研究了采用 CO_2 活化棕榈内果皮制备改性生物炭，并用于处理含铀废水。结果表明：活化后，生物炭比表面积从 0.83 m^2/g 升至 643 m^2/g，活性生物炭的表面形貌呈现出极具特征性的多孔结构，活化处理显著改变了生物炭的表面化学性质；生物炭对 U(Ⅵ)的去除率从 80.5%增至 99.2%，与未处理的生物炭相比，活性生物炭对 U(Ⅵ)的去除效率显著提高。物理活化法对环境友好，但能耗较高。

上述活化法能显著提升生物炭的比表面积和介孔比例，但单纯的孔隙优化存在明显局限：一是过度活化易导致孔壁坍塌、官能团流失，导致所改性生物炭对铀的吸附容量远低于预期；二是高比表面积主要贡献非特异性吸附，在含 Ca^{2+}、Mg^{2+}、Fe^{3+} 等竞争离子的特种废水中，对铀的吸附容量会显著下降。机器学习研究结果[24]也表明，物理结构特性对吸附容量的贡献仅约 20%，而表面化学性质（官能团）和试验条件的影响更大。因此，结构调控应与表面化学改性协同进行，避免“为造孔而造孔”。未来应优先发展温和、可控的活化方法（如 $ZnCl_2$ 活化、微波辅助热解），在提升比表面积的同时保留碳骨架稳定性，并注重介孔/大孔比例以优化传质效率，为后续官能团接枝提供理想平台。

1.2 表面官能团功能化型改性技术

表面官能团是生物炭与 UO_2^{2+} 发生化学相互作用的直接媒介，决定了材料的选择性和吸附容量。原始生物炭表面官能团以羟基、羧基等含氧

基团为主，对 U(Ⅵ)的亲和力有限，且在多种金属离子共存时选择性较差[25]。因此，通过接枝或负载对铀具有强配位能力的特异性官能团(磷酸基、氨基等)，是提升生物炭选择性和吸附容量的核心方法。其反应机制如图 2 所示。

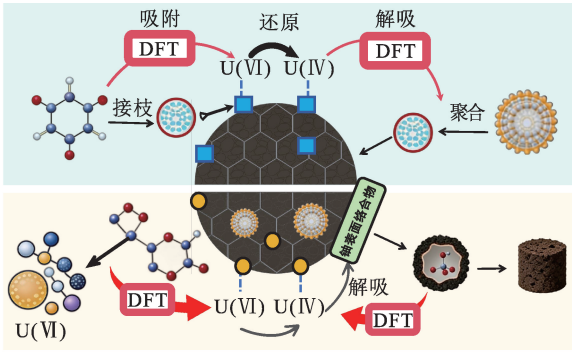


图 2　生物炭接枝特异性官能团反应机制

Fig. 2　Reaction mechanism of biochar grafting specific functional groups

1.2.1　氧化/含氧功能化

氧化刻蚀可在温和条件下引入含氧官能团，通过氧化反应在生物炭骨架上接枝特定的无机官能团来实现，借助强氧化剂(H_2O_2、$KMnO_4$)的氧化作用，同时实现生物炭孔隙结构的优化与表面官能团的联合调控[26-27]。H_2O_2 作为强氧化剂，可通过其氧化性，将生物炭表面的惰性碳结构氧化为活性的羧基和酚羟基等含氧官能团，从而增强生物炭的化学吸附能力。李航向[28]用 30% H_2O_2 改性稻壳生物炭(ABC3)，使其比表面积提升 3.25 倍，对U(Ⅵ)的吸附容量从 30.22 mg/g 增至52.26 mg/g。Xu Z. Z. 等[29]采用 H_2O_2 改性磁性生物炭，比表面积从 17.6 m^2/g 增至 195.6 m^2/g，且羧基含量大幅增加，其对 U(Ⅵ)的吸附容量达 77.58 mg/g。$KMnO_4$ 作为一种强氧化剂，在改性过程中不仅能氧化生物炭表面，提高羟基、羧基等含氧官能团含量，还可在生物炭表面原位生成 MnO_2 等氧化物，含氧官能团可通过络合和配位作用与 U(Ⅵ)发生相互作用，同时，MnO_2 的存在还可促进 U(Ⅵ)的还原固定去除[30-31]。侯海瑞[32]用 $KMnO_4$ 改性竹荪衍生生物炭(KM-DIBC)，使其比表面积和含氧官能团大幅提升，对 U(Ⅵ)的吸附容量提升至 182.90 mg/g，是原始材料的 2.15 倍，且在高氟废水中对 U(Ⅵ)的吸附容量仍能保持在 132.44 mg/g。

1.2.2　磷酸化改性

磷酸化改性是在生物炭表面引入含磷官能团，磷酸根基团(P═O、P—O)对铀酰离子具有极强的亲和力，可通过内层络合、配位螯合或表面沉淀等作用形成 P—O—U 结合结构，从而增强生物炭对 U(Ⅵ)的选择性固定能力[33-34]。刘政等[35]利用磷酸二氢钾改性玉米秸秆生物炭制备磷酸化生物炭(PBC)并用于吸附废水中的U(Ⅵ)。结果表明：PBC 具有更大的比表面积和更发达的孔隙结构，并引入大量的磷酸根基团，对 U(Ⅵ)的最大吸附容量达 228.87 mg/g；XPS 分析结果证实，PBC 表面的P═O和 P—O 基团与 U(Ⅵ)通过配位作用结合，是吸附过程的主要作用机制。刘雨婷[36]的研究表明，利用植酸对芦苇生物炭进行磷酸化改性制备的 PA-C-RBC 改性生物炭，具有更大的孔隙结构并引入了含磷官能团，其对铀的最大吸附容量高达 418.78 mg/g，且在多离子共存溶液中的选择性与稳定性均显著提升，这归功于磷酸基团与 U(Ⅵ)形成的稳定内层络合物。值得注意的是，磷酸化改性中植酸价格较高，接枝效率受原料影响较大；过量接枝会导致孔道堵塞，反而降低吸附容量。Yu J. 等[37]制备的磷酸化水葫芦生物炭(WHBC-PO_4)，其表面磷原子百分数为 0.78%，在30 min内，针对 100 mg/L 含铀溶液，铀去除率达 99%，最大吸附容量为478 mg/g。熊芷毓等[38]研究了以板栗壳为原料制备生物炭，再采用氮掺杂(以壳聚糖为氮源，400 ℃ 热解)和磷酸盐改性(Na_2HPO_4浸渍)两步法制备了磷酸盐改性氮掺杂生物炭(NP-BC)，并用于去除废水中的 U(Ⅵ)。结果表明：改性后的生物炭比表面积从 2.369 m^2/g 大幅提升至246.153 m^2/g，且成功引入了含氮和含磷官能团；其对 U(Ⅵ)的吸附容量高达 321 mg/g，去除率达 99.32%；吸附机制以含氧、含氮、含磷官能团的络合作用为主，辅以还原作用(U(Ⅵ)→U(Ⅳ))；该材料在 4 次循环后仍可保持 80%以上的去除率，具有良好的再生性能。

1.2.3　氨基/有机功能化

氨基功能化是通过氮原子孤对电子与 U(Ⅵ)的空轨道形成配位键，发生配位作用，实现对生物炭的改性，是目前应用较为广泛的手段之一[39-41]。该法通常以尿素、壳聚糖、聚乙烯亚胺(PEI)等为氮源，通过水热法或化学交联法在生物炭表面引入

—NH_2等含氮官能团[42-43]。王淑娟等[44]以稻壳为原料，通过氨基修饰制备的氨基生物炭(NBC)对U(Ⅵ)的吸附容量达 69.63 mg/g，较原始生物炭提升 2.3 倍，且在 pH＝5～7 范围内保持良好的吸附性能，吸附机制以静电吸引与配位络合为主。吕建奇[45]以莲蓬为基质、尿素为氮源，采用水热法合成氨基功能化莲子壳生物炭(LSBC-NH_2)，并吸附废水中的 U(Ⅵ)。研究结果表明，LSBC-NH_2 对 U(Ⅵ)的吸附容量达 367.99 mg/g，去除率达 70.02%；XPS 分析结果证实，氨基、羧基和羟基共同参与络合。为进一步增强氨基密度，周清[46]以冬瓜生物炭为载体，采用简单的化学交联法将 PEI 和 CTS 接枝，合成了聚乙烯亚胺和壳聚糖改性的冬瓜基生物炭(PEI-CTS@WBC)，并去除废水中的 U(Ⅵ)。研究结果表明：在 pH＝5.0 时，PEI-CTS@WBC 对 U(Ⅵ)的吸附容量达 411.44 mg/g，选择性系数 K_d 达11 194.44 mL/g，U(Ⅵ)的分配系数 S_U 为 76.47%；进一步引入酰胺和偕胺肟双官能团的 PEA-CTS@WBC 对 U(Ⅵ)的吸附容量提升至 485.89 mg/g，K_d 达 60 686.81 mL/g(S_U＝88.04%)，5 次循环后吸附容量仅下降 5.3%，证实双官能团协同可显著改善材料的选择性和循环稳定性。壳聚糖是一种富含氨基的天然高分子化合物，用其改性生物炭，可使生物炭具有稳定的结构和丰富的官能团。高翔[47]制备的生物炭-壳聚糖复合材料(BC-CTS)对含铀废水中 U(Ⅵ)的吸附率可达94.85%，且材料在复杂废水体系中对U(Ⅵ)的选择性显著高于其他共存离子，这主要归因于壳聚糖分子中官能团对U(Ⅵ)的特异性络合作用。冯子豪等[48]将壳聚糖与聚乙烯亚胺交联于莲蓬生物炭制备的 LSBC-CTS/PEI 气凝胶，对 U(Ⅵ)的吸附容量达 53 389 mg/g，去除率达 84.91%。

氨基功能化具有工艺相对简单、反应条件温和等优势。但也存在一些缺点，如在强酸性条件(pH＜3)下，氨基易质子化为—NH_3^+，削弱配位能力并产生静电排斥；其对铀的选择性和吸附容量通常低于偕胺肟基材料；接枝的有机胺类分子在长期使用或辐照环境中存在水解脱落风险。

1.3 多功能协同改性技术

含铀特种废水(尤其是核应急洗消废水)通常具有低 pH(2～5)、高离子强度、含 EDTA 等强络合剂、辐射剂量高等极端特征[49]。单一功能的改性生物炭难以同时满足快速吸附、抗干扰、易分离、耐辐射等多重要求。因此，将生物炭与磁性颗粒(Fe_3O_4)、还原性金属(nZVI、Mn^0)、层状双氢氧化物(LDH)、金属有机框架(MOFs)或水凝胶复合，构建吸附-还原-磁分离-沉淀多机制协同体系，成为了应对复杂环境的有效策略[50-51]。

吸附-还原协同可实现 U(Ⅵ)的不可逆固定。nZVI 对铀具有强还原性，能将易迁移的 U(Ⅵ)还原为难溶且低迁移性的 U(Ⅳ)，实现铀的固定。nZVI 易团聚氧化，生物炭的多孔结构可有效缓解 nZVI 的团聚问题，同时还可分散 nZVI 颗粒，并提供电子传递通道，增强还原能力，这是材料之间协同作用的体现[52]。石瀚晋等[53]制备了核桃壳生物炭负载零价锰改性材料(nZVMn-WBC)，并用于吸附 U(Ⅵ)。研究结果表明，nZVMn-WBC对 U(Ⅵ)的最大吸附容量达473.48 mg/g，XPS 分析结果证实，nZVMn-WBC 中的零价锰通过络合作用提供吸附位点，并将部分U(Ⅵ)还原为不易迁移的 U(Ⅳ)，体现了“吸附-还原”的协同机制。朱婧[54]采用生物炭负载纳米零价铁(nZVI/BC)的研究也印证了还原固定策略的有效性。Tang H.R.等[55]以枫球生物炭负载 nZVI(Fe^0@MBC)，其对实际废水中 U(Ⅵ)的去除率达 95.50%，较纯生物炭提升 42.3 倍。针对 nZVI 易团聚和氧化，且金属离子在酸性条件下可能溶出造成二次污染的问题，白依柔[22]以淀粉为有机质前驱体、$ZnCl_2$ 为活性剂，采用锌活化协同碳热还原工艺制备了生物炭负载纳米零价铁复合材料(Fe_1Zn_3-BC(900))，并用于吸附U(Ⅵ)。研究结果表明：Fe_1Zn_3-BC(900)比表面积达 685.36 m^2/g，对 U(Ⅵ)的去除率达 94.36%；该材料可将 U(Ⅵ)高效还原为 U(Ⅳ)，协同系数达 1.21。该研究通过锌活化构建多级介孔结构，有效分散了 nZVI 颗粒，为解决团聚问题提供了新思路。

磁分离功能可赋予生物炭快速回收能力，避免二次污染。Li Z.Y.等[56]利用哈密瓜皮制备磁性生物炭(MHPBC)，其对 U(Ⅵ)的吸附容量达 189.6 mg/g，且经过 5 次循环使用后，对 U(Ⅵ)的吸附率仍保持在 80%以上，稳定性和可重复使用性良好；该材料对U(Ⅵ)的去除主要依赖于表面含氧官能团的静电相互作用。曾涛涛等[57]采用 β-环糊精修饰磁性生物炭制备的 β-CD@MFBC 兼具超顺磁性和介孔结构，对 U(Ⅵ)的吸附容量达 156.8 mg/g，且易磁分离，在含酚类有机物的复合

废水体系中，能同时高效去除 U(Ⅵ) 与有机物，实现改性生物炭在复杂污染场景中的应用，拓宽了其应用范围。另外，Fe_3O_4 负载则可赋予生物炭超顺磁性，使其在外部磁场作用下快速分离回收，解决传统生物炭易流失和难回收的问题，Fe_3O_4 表面的 Fe—OH 基团可与 U(Ⅵ)发生络合，进一步提升材料的吸附容量[58-60]。

层状双氢氧化物(LDH)因具有层状结构和离子交换能力，且其层板上的金属羟基可与 U(Ⅵ)络合，广泛用于生物炭的改性。王灵智[61]制备的柚子皮生物炭负载 Mg/Al-LDH 改性材料(BC@Mg/Al-LDH)，在 60 min 内对 U(Ⅵ)的吸附去除率高达 98.72%；其快速吸附归因于材料的高比表面积和丰富的表面羟基，这种协同作用可促进该材料与 U(Ⅵ) 快速形成稳定络合物。通过将具有特定化学活性的组分负载在生物炭上制备的复合材料，可实现吸附、还原及离子交换等多功能的协同，具体机制如图 3 所示。但这种改性策略仍存在一定局限，如负载材料在生物炭表面负载不均匀、制备过程参数调控难度较大等，这些问题均有待在后续研究中进一步优化与解决。

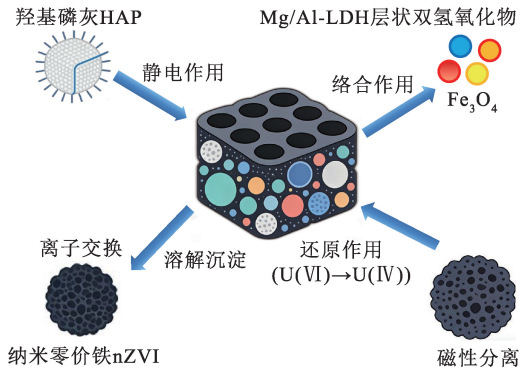


图 3　生物炭多机制协同策略

Fig. 3　Biochar multi-mechanism synergistic strategy

耐酸/抗辐射增强是特种废水处理的特殊需求。磷酸化生物炭在 pH=3.5 条件下仍能高效固定铀，归因于 P—O—U 稳定配位。夏蒸等[62]以竹笋壳为原料合成了具有多孔结构和亲水性磷酸基团的羟基磷灰石改性竹笋壳生物炭(BS-HAP)，其在酸性条件下对 U(Ⅵ)的吸附容量达 815.2 mg/g。牛子铭等[63-64]研究发现高温(800～900 ℃)热解的土霉素菌渣生物炭，凭借 CaO 的碱性缓冲和 Ca^{2+} 捕集效应，在 pH=4～9 范围内，对 U(Ⅵ) 的去除率均可稳定维持在 98%以上。目前，关于生物炭的辐射稳定性研究数据虽较少，但可借鉴非生物炭材料的相关经验(如细菌孢子经 500 kGy 辐照后保留 95.94%吸附能力)，通过掺杂 CeO_2 等辐射防护剂提升生物炭耐辐射性能。

当前，将新型材料(如 MOFs、水凝胶等)与生物炭在纳米或微米尺度复合，集成各组分优势实现协同吸附，是构建高性能吸附剂的前沿策略之一，其改性过程机制如图 4 所示。金属有机框架材料(MOFs)作为一类具有高比表面积与可设计功能位点的新型有机材料，在 U(Ⅵ)吸附领域具有巨大应用潜力，但 MOF 为粉末形态，存在难以回收、易团聚问题，限制了其实际应用。将 MOF 用于生物炭的改性，既能利用 MOF 的高吸附容量，又能借助生物炭的骨架，便于材料的分散[65-66]。蒋兴宇[67]将 ZIF-8 原位生长在生物炭表面制备的 ZIF-8/BC-300 复合材料，对 U(Ⅵ)的吸附容量达 682.75 mg/g，是原始生物炭的 15 倍，既保留了 ZIF-8 的高吸附容量，又借助生物炭的骨架结构，解决了 MOF 的团聚难题，使其吸附性能远超复合材料中的单一组分。采用新型水凝胶改性则能解决生物炭质轻及易流失的问题。郭宇[68]将氧化锌改性生物炭嵌入聚丙烯酰胺水凝胶网络中制备的复合水凝胶(ZBCG)，兼具生物炭的吸附性能和水凝胶的三维网络结构，易于从水中分离 U(Ⅵ)，并保持良好的机械稳定性；同时，生物炭增大了水凝胶的比表面积，使活性位点增多，相较于未添加生物炭的水凝胶(BG)，ZBCG 对铀的去除率大幅提升。新型材料的改性极大地拓展了生物炭材料的设计空间，使其能够适应更苛刻的应用环境；但其制备工艺通常更复杂，规模化较为困难，且复合材料的长期环境行为尚不明确。

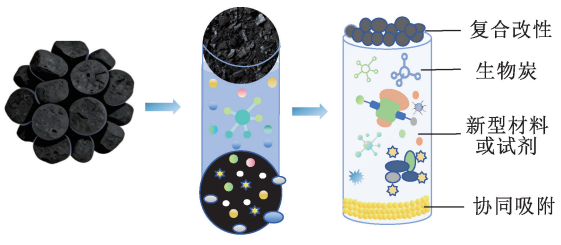


图 4　新型材料与生物炭复合改性过程机制

Fig. 4　Mechanism of composite modification process for novel materials and biochar

综上，生物炭改性主要通过优化孔隙结构、接枝表面官能团、构建多功能协同体系 3 种策略，主要是通过改变生物炭物理及表面化学性质，提升其对铀的吸附性能。不同改性生物炭对 U(Ⅵ)的吸附性能对比见表 1。这 3 种改性策略均有助于增强生物炭功能性，但也存在明显差异。典型改性生物炭对 U(Ⅵ)的吸附性能及特点对比见表 2。结构优化(如 KOH/$ZnCl_2$ 活化)可大幅提升比表面积与介孔比例，但过度活化易破坏碳骨架且贡献以非特异性吸附为主；表面功能化(H_2O_2/$KMnO_4$ 氧化、磷酸化、氨基化)通过接枝含磷或含氮官能团增强对 U(Ⅵ)的选择性络合能力，磷酸化改性在酸性条件下稳定性优异，氨基化工艺简便但强酸下配位能力下降；多功能协同策略(负载 nZVI、Fe_3O_4、LDH、MOFs 或水凝胶)可实现吸附-还原-磁分离等多机制协同，有效应对极端特种废水，但制备复杂、成本高且长期稳定性待验证。在实际应用中，应根据废水特性、处理要求与工程成本选择适宜的改性策略。未来研究需进一步发展温和高效的复合改性技术，平衡吸附性能、结构稳定性与经济性，并深入探究官能团协同与多机制作用的分子机制，推动生物炭基材料在含铀废水处理中的工程化应用。

表 1 不同改性生物炭对 U(Ⅵ)的吸附性能对比

Table 1 Comparison of U(Ⅵ) adsorption performance of different modified biochars

吸附剂	pH	反应时间/min	吸附容量/(mg·g^{-1})	去除率/%	参考文献
K-M-AIC	5	75	124.903		[20]
BC-Zn	6	100	21.9		[21]
BC-Zn-PA	6	210	331.2		[21]
Fe_1Zn_3-BC(900)	7			94.36	[22]
CO_2 活化棕榈内果皮	3	1 440		99.2	[23]
ABC3	5	180	52.26		[28]
H_2O_2改性磁性生物炭	5	240	77.58		[29]
KM-DIBC	—	90	182.90(废水)，132.44(高氟废水)		[32]
PBC	3	240	228.87		[35]
PA-C-RBC	5	2 240	418.78		[36]
WHBC-PO_4	2.2～6.6	30	478		[37]
NP-BC	4	120	321		[38]
NBC	6	60	69.63		[44]
LSBC-NH_2	3～6	240	367.99		[45]
PEA-CTS@WBC	5	600	485.89		[46]
BC-CTS	4	200		94.85	[47]
LSBC-CTS/PEI	5	720	533.89		[48]
nZVMn-WBC	5.5	90	473.48		[53]
Fe^0@MBC	4	60		95.50	[55]
MHPBC	5	240	189.6		[56]
β-CD@MFBC	4	240	156.8		[57]
BC@Mg/Al-LDH	5	60	142.37		[61]
BS-HAP	3	40	815.2		[62]
高温热解土霉素菌渣	4.0～9.0	10		＞98	[63-64]
ZIF-8/BC-300	5	90	682.75		[67]
ZBCG	5	120	239.21		[68]

表 2　典型改性生物炭对 U(Ⅵ)的吸附性能及特点对比

Table 2　Comparison of U(Ⅵ) adsorption performance and characteristics of typical modified biochars

改性类型		代表材料/方法	主要优势	主要局限
孔隙结构调控		KOH、$ZnCl_2$、CO_2/水蒸气活化	提高比表面积、孔容和传质效率	选择性有限，过度活化会破坏骨架
表面官能团功能化型改性	氧化/含氧功能化	H_2O_2、$KMnO_4$/氧化	增加羧基、羟基等含氧官能团数量和金属氧化物位点	强氧化可能导致结构损伤
	磷酸化改性	磷酸盐、植酸、H_2PO_4	增强酸性稳定性和 U(Ⅵ)选择性	过量接枝易堵孔，部分试剂成本较高
	胺基/有机功能化	壳聚糖、PEI、聚苯胺、偕胺肟	提高 N 配位位点和抗干扰能力	强酸下质子化，功能层稳定性需提升
新型复合材料协同改性		HAP、MgO、Ca 基矿物	实现离子交换和矿物沉淀固定	酸性或碳酸盐体系下稳定性受限
		nZVI、nZVMn、Fe_3O_4、LDH	还原固定、磁分离、快速吸附	金属溶出、团聚和二次污染风险
		MOF/BC、水凝胶/BC、光催化/BC	多功能协同、材料成型与资源回收	制备复杂，规模化和长期安全性待验证

2　改性生物炭对废水中 U(Ⅵ)的吸附机制分析

生物炭对废水中 U(Ⅵ)的吸附机制可分为物理吸附，并可能伴随化学吸附及化学反应。物理吸附是通过吸附材料与 U(Ⅵ)离子之间的范德华力和静电引力作用产生无选择性的吸附，吸附作用较弱；化学吸附主要依靠化学键作用，选择性较好，吸附作用较强。离子交换吸附主要依靠化学吸附[69]；改性后的生物炭表面多带负电荷，而铀酰离子(UO_2^{2+})带正电，二者通过静电引力快速吸附富集，为后续络合反应与还原反应奠定基础[70]。络合作用是化学吸附的重要形式，改性生物炭表面的含氧、含氮、含磷官能团与铀酰离子通过配位键形成稳定络合物，属于典型的化学吸附机制[71]。化学反应主要包括还原反应和沉淀反应。还原反应是将高毒性、高迁移性的 U(Ⅵ)被还原为低毒、难溶解的 U(Ⅳ)，并以氧化物或氢氧化物形式稳定固定，实现“吸附＋解毒”双重效果。沉淀反应是通过含铀水溶液中的可溶性铀酰离子与磷酸根、碳酸根等阴离子发生化学反应，生成难溶于水的稳定矿物，实现铀的去除。各类改性生物炭对水溶液中 U(Ⅵ)的去除并非单一作用，而是离子交换、表面络合、化学吸附、还原固定等多机制协同作用的结果[72-74]。不同改性方法通过引入特定官能团、活性位点或功能组分，使某一种或几种机制成为主导，最终实现对铀的高效、稳定捕获。

2.1　离子交换作用

离子交换是磷基改性、羟基磷灰石改性、金属氧化物改性及钙/镁基改性生物炭吸附 U(Ⅵ)最典型的机制之一。该过程主要依靠材料表面可交换的阳离子(如 Ca^{2+}、Mg^{2+}、Na^+、K^+等)与水体中 UO_2^{2+} 发生电荷平衡的置换反应，将铀酰离子固定在固相界面。在羟基磷灰石(HAP)改性体系中，Ca^{2+}是最主要的交换位点，可直接与 UO_2^{2+} 发生交换。采用磷酸改性材料释放的磷酸根会与铀酰离子结合生成难溶的磷酸铀矿物，进一步强化固定效果[75-76]。在钙铝双金属、镁铁双金属、氧化镁改性生物炭中，Mg^{2+}、Al^{3+}、Fe^{2+}等离子同样可与U(Ⅵ)发生离子交换，提升吸附容量，加快吸附速率。该机制受 pH 影响明显，在弱酸性至中性条件下贡献最突出，具有吸附速率快、选择性强等特点。

2.2　络合作用

络合作用是绝大多数改性生物炭去除 U(Ⅵ)的核心主导机制。在改性过程中，生物炭表面引入大量活性官能团，这些官能团中的 O、N、P 等杂原子可提供孤对电子，与 UO_2^{2+} 发生配位螯合，形成稳定的内球络合物。不同改性方法对应的络合位点具有明显差异：氨基改性(PEI、壳聚糖、聚苯胺、偕胺肟)以

氨基、酰胺基、亚胺基为络合位点[77]；磷基/植酸/磷酸盐改性以P═O、P—O、PO_4^{3-} 为强配位位点；羟基、羧基改性(氧化、环糊精、碱活化)以—OH、—COOH为主要配位基团；金属氧化物改性以 M—O(M═Fe、Mn、Mg、Zn)为配位中心[78-79]。上述官能团与 U(Ⅵ)的络合具有高结合能、高选择性等特征，是提升吸附容量与抗干扰能力的关键。

2.3 化学吸附

化学吸附是改性生物炭对 U(Ⅵ)吸附的宏观动力学与热力学体现，吸附过程通常适合用准二级动力学模型、Langmuir/Freundlich 等温吸附模型描述，表明吸附以化学作用控制、电子共享或电子转移为本质。与物理吸附不同，化学吸附具有明显的自发性、吸热性与不可逆性(或弱可逆性)，吸附位点具有特异性与饱和性[80]。经活化、官能化、金属负载后的生物炭比表面积增大、孔结构得到优化，可为化学吸附提供充足活性位点；同时表面化学键能提升，使U(Ⅵ)更易被稳定固定。在双金属改性、磷基改性、胺基交联体系中，化学吸附表现为单层均匀吸附；在气凝胶、复合凝胶、多级孔结构体系中则常伴随多层化学吸附，共同构成高容量吸附的基础[81-82]。

2.4 还原作用(还原固定/矿化)

还原作用是将高毒性、高迁移性的 U(Ⅵ)还原为低毒、低溶解度的 U(Ⅳ)的关键机制，主要出现在纳米零价铁/零价锰负载、光催化复合、微生物改性、生物炭-微生物联合体系中[83]。在 nZVI、nVMn 改性生物过程中，零价金属作为电子供体，将 U(Ⅵ)还原为 U(Ⅳ)并形成氧化物或氢氧化物沉淀；在光催化生物炭(ZnO、g-C_3N_4、Bi_2WO_6 异质结)过程中，光生电子将 U(Ⅵ)还原为不溶性铀氧化物，实现还原与吸附协同；在解磷菌、芽孢杆菌、假单胞菌负载生物炭体系过程中，微生物代谢与电子传递促进 U(Ⅵ)还原，并同步诱导磷酸铀矿物沉淀(生物矿化)。还原作用不仅能提升生物炭对U(Ⅵ)的吸附容量，更能实现铀的稳定化与解毒，在土壤修复、核应急与长期固持中优势显著[84]。

综上可知，磷基/羟基磷灰石改性以离子交换＋表面络合＋沉淀为主；胺基/壳聚糖/PEI 改性以表面络合＋化学吸附为主；金属/双金属氧化物以离子交换＋络合＋静电作用为主；零价铁/锰、光催化、微生物改性以还原固定/生物矿化为主。多数高性能改性生物炭同时具备 2～4 种协同作用机制，从而实现高吸附容量、高选择性与高稳定性。改性方法与 U(Ⅵ)主导吸附机制的对应关系见表 3。

表 3 改性方法与 U(Ⅵ)主导吸附机制的对应关系

Table 3 Correspondence between modification methods and dominant adsorption mechanisms of U(Ⅵ)

改性类型		代表材料/方法	引入的关键结构/位点	主导机制	适用场景
孔隙结构调控		KOH、$ZnCl_2$、CO_2/水蒸气活化	多级孔、高比表面积	孔填充、静电吸附、传质强化	低浓度废水快速富集、后续功能化基底
表面官能团功能化型改性	氧化/含氧功能化	H_2O_2、$KMnO_4$ 氧化	—COOH、—OH、Mn—O	表面络合、静电吸附、共沉淀	含铀水体常规处理
	磷酸化改性	磷酸盐、植酸、H_3PO_4	P═O、P—O、PO_4^{3-}	P—O—U 络合、离子交换、沉淀	酸性含铀废水、高选择性吸附
	胺基/有机功能化	壳聚糖、PEI、聚苯胺、偕胺肟	—NH_2、—CONH—、C═N、AO	N/O 协同配位、螯合	多离子共存体系选择性吸附
新型复合材料协同改性		HAP、MgO、Ca 基矿物	Ca^{2+}、Mg^{2+}、PO_4^{3-}、—OH	离子交换、沉淀矿化、络合	酸性废水、稳定固化
		nZVI、nZVMn、Fe_3O_4、LDH	Fe^0/Mn^0、Fe—O、层板羟基	还原固定、络合、离子交换、磁分离	核应急处置、快速分离回收
		MOF/BC、水凝胶/BC、光催化/BC	可设计孔道、三维网络、光生电子、生物活性位点	络合、还原、生物矿化、成型分离	复杂废水、资源化回收耦合工艺

3 总结与展望

生物炭凭借原料来源广泛、环境友好等优势，经改性处理后对铀的吸附性能显著提升，已成为含铀废水处理中的理想吸附材料。目前，改性生物炭技术包括物理改性、化学改性和生物改性。

各改性技术通过优化生物炭的孔隙结构、引入特异性官能团、构建多功能协同等手段，有效提高生物炭对U(Ⅵ)的吸附效能与选择性。

近年来，关于改性生物炭的研究已取得显著进展，但在实际应用与理论研究中仍面临诸多挑战：一是制备成本偏高且工艺复杂，生物炭成本虽低廉且来源广泛，但高价改性剂的使用与苛刻的反应条件增加了工业化难度，低成本绿色工艺仍处于实验室探索阶段；二是吸附性能与材料稳定性难以兼顾，过度改性或官能团修饰易导致碳骨架破坏、官能团脱落等问题，影响材料循环使用效能；三是实际应用适配性不足，现有研究多基于静态试验，这与实际废水体系的共存离子干扰、连续流工况存在较大差异，且缺乏“吸附—再生—铀回收”一体化工艺设计；四是吸附机制研究深度不足，多数研究依赖常规表征手段，缺乏分子水平的理论计算支撑，对多官能团协同作用及复杂体系下的机制变化认知有限。

针对当前改性生物炭研究中存在的问题，结合含铀废水处理的实际需求与材料科学的发展趋势，建议未来研究聚焦以下几个重点方向，从而推动改性生物炭从实验室研究走向工程化应用：

1)开发低成本、绿色规模化改性工艺。重点探索农业废弃物提取物(如木质素、果胶)等低成本改性剂的替代应用；优化微波、超声等辅助改性技术，简化反应流程、降低能耗与污染；同时开展规模化生产试验，解决工艺放大过程中的参数调控、性能波动等问题，提升材料制备的经济性与可行性。

2)优化材料结构，实现吸附性能与稳定性的协同提升。在改性生物炭的制备过程中，应控制活化强度和官能团接枝密度，避免碳骨架过度破坏和孔道堵塞；通过交联、原位生长等方式增强功能层、矿物颗粒或零价金属与生物炭基体的结合强度，降低活性组分流失；系统评价材料的循环再生性能、力学稳定性和长期浸出风险。

3)加强实际应用场景适配性与工艺整合。应构建更接近真实含铀废水的复杂体系，加强实际应用场景适配性与工艺整合。应构建更接近真实含铀废水的复杂体系，考察 pH、离子强度、碳酸盐、磷酸盐、有机络合剂和共存重金属对 U(Ⅵ)吸附的影响；加强固定床、连续流和动态穿透试验，明确流速、床层高度、颗粒粒径等工程参数；进一步研发“吸附—再生—铀回收”一体化工艺，实现污染控制与资源回收协同。

4)深入开展分子水平机制研究，完善改性生物炭吸附 U(Ⅵ)的理论体系。推动原位 XPS、XAFS、拉曼光谱等表征技术与密度泛函理论(DFT)、分子动力学模拟等方法结合，定量揭示官能团结合能、电荷转移、矿物沉淀路径和还原产物稳定性；通过多模型拟合和原位表征明确不同机制对总吸附容量的贡献比例，为定向构筑高选择性、高稳定性和可再生的生物炭基铀吸附材料提供理论依据。

参考文献：

[1] 张益硕，吕欣怡，龚逸，等. 新型铁钡双金属氢氧化物对水中铀的去除[J]. 中国有色冶金，2025，54(2)：114-124.
Zhang Yishuo，Lü Xinyi，Gong Yi，et al. Removal of uranium from water by new iron-barium bimetallic hydroxide[J]. China Nonferrous Metallurgy，2025，54(2)：114-124.

[2] Zhang Yishuo，Wu Xingnong，Xin Yan，et al. Rapid removal of uranyl ions from acidic wastewater by hydrophilic and dual surface negative charge composite materials[J]. Separation and Purification Technology，2025，365：132742.

[3] 张益硕，周仲魁，李龙祥，等. 羟基磷灰石改性膨润土对铀的吸附效果及其机制[J]. 复合材料学报，2023，40(12)：6740-6755.
Zhang Yishuo，Zhou Zhongkui，Li Longxiang，et al. Study on adsorption effect and mechanism of uranium by hydroxyapatitemodified bentonite[J]. Acta Materiae Compositae Sinica，2023，40(12)：6740-6755.

[4] Wang Guofeng，Gong Yi，Zhang Yishuo，et al. Efficient removal of uranium from aqueous solutions using a layered ternary Fe/Ba/Mg metal hydroxide[J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry，2025，334(8)：5743-5753.

[5] Fan Xueyang，Guo Yuanyuan，Zhang Lieyu，et al. Rapid removal of uranium from wastewater via Cu-based single-atom catalyst/carbon nitride composite electrode under photoelectric cooperative catalysis[J]. Desalination，2025，615：119262.

[6] 张益硕，周仲魁，李龙祥，等. 新型三元复合材料对低浓度含铀废水的去除性能及机制[J]. 稀有金属，2024，48(2)：196-213.
Zhang Yishuo，Zhou Zhongkui，Li Longxiang，et al. Removal performance and mechanism of new ternary composites for low concentration uranium containing wastewater[J]. Chinese Journal of Rare Metals，2024，48(2)：196-213.

[7] Luo Kaiwen，Zhang Lieyu，Wang Qingliang，et al. Efficient and stable adsorption uranium from wastewater by P-ZBCT composite adsorbent at low dosage[J]. International Journal of Biological Macromolecules，2025，306：141405.

[8] 辛燕，赵毅，樊小磊. 一锅法一次性合成片状羟基磷灰石及

其对废水中铀的去除性能及机理研究[J]. 中国有色冶金，2024，53(1)：127-141.
Xin Yan，Zhao Yi，Fan Xiaolei. One-pot synthesis of sheet-like hydroxyapatite and its removal performance and mechanism for uranium in wastewater[J]. China Nonferrous Metallurgy，2024，53(1)：127-141.

[9] 张益硕，周仲魁，杨顺景，等. 用CTAB改性膨润土从低浓度废水中吸附去除 U(Ⅵ)[J]. 湿法冶金，2022，41(2)：145-149.
Zhang Yishuo，Zhou Zhongkui，Yang Shunjing，et al. Adsorption of low concentration U(Ⅵ) in wastewater with CTAB modified bentonite[J]. Hydrometallurgy of China，2022，41(2)：145-149.

[10] 樊小磊. 新型复合改性吸附材料对含铀废水的吸附性能研究[D]. 南昌：东华理工大学，2023.

[11] Liu Yafeng，Ni Shan，Wang Wenjie，et al. Facile and scalable synthesis of functionalized hierarchical porous polymers for efficient uranium adsorption[J]. Water Research，2024，257：121683.

[12] Zhang Jiahu，Liu Dechun，Hu Jiyao，et al. Efficient removal of uranium(Ⅵ) from aqueous solution by functionalized plate-like covalent organic frameworks[J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry，2025，334(3)：1987-2000.

[13] 钟文晶，符帝俊，齐丹，等. 生物炭制备及其在水处理中的应用[J]. 水处理技术，2023，49(1)：26-30.
Zhong Wenjing，Fu Dijun，Qi Dan，et al. Preparation of biochar and its application in water treatment[J]. Technology of Water Treatment，2025，334(3)：1987-2000.

[14] 钟文晶. 椰壳基生物炭的制备及其在水处理和土壤改良中的应用[D]. 海南：海南热带海洋学院，2022.

[15] 肖洋，綦久芳，雷晓玲，等. 生物炭吸附除磷机理及再生应用研究进展[J]. 功能材料，2025，56(2)：2040-2049.
Xiao Yang，Qi Jiufang，Lei Xiaoling，et al. Advances in the mechanism and regeneration application of biochar adsorption for phosphorus removal[J]. Journal of Functional Materials，2025，56(2)：2040-2049.

[16] 邓一博，王国华，谢水波，等. 解磷菌改性生物炭去除水中铀(Ⅵ)的效能与机理[J]. 精细化工，2023，40(12)：2772-2780.
Deng Yibo，Wang Guohua，Xie Shuibo，et al. Efficiency and mechanism of phosphorus solubilizing bacteria modified biochar for uranium(Ⅵ) removal from aqueous solution[J]. Fine Chemicals，2023，40(12)：2772-2780.

[17] 邓一博. 解磷菌强化富磷生物炭去除水中铀(Ⅵ)的效能与机理研究[D]. 衡阳：南华大学，2023.

[18] Da Tianxing，Ren Huikang，He Wenke，et al. Prediction of uranium adsorption capacity on biochar by machine learning methods[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering，2022，10(5)：108449.

[19] 张吉庆，贾瑛，黄远征，等. 生物炭基复合材料在含铀特种废水中的研究进展：从海水提铀到核应急处置[J/OL]. 材料导报，2026-01-07. https://link.cnki.net/urlid/50.1078.TB.20260107.0955.008.
Zhang Jiqing，Jia Ying，Huang Yuanzheng，et al. Research progress of biochar-based composite materials in uranium-containing special wastewater：from uranium extraction from seawater to nuclear emergency response[J/OL]. Materials Reports，2026-01-07. https://link.cnki.net/urlid/50.1078.TB.20260107.0955.008.

[20] 李殿鑫，阳亦青，张鹏等. KOH 和微波辐照改性满江红生物炭对水中 U(Ⅵ)的吸附[J]. 湿法冶金，2021，40(4)：315-321.
Li Dianxin，Yang Yiqing，Zhang Peng，et al. Adsorption of U(Ⅵ) in water using modified azolla imbircata biocarbon by KOH immersion and microwave irradiation[J]. Hydrometallurgy of China，2021，40(4)：315-321.

[21] 高硕. 改性板栗壳生物炭的制备及其对铀(Ⅵ)的吸附性能研究[D]. 南昌：东华理工大学，2025.

[22] 白依柔. 锌活化协同碳热还原制备生物炭负载纳米零价铁强化去污性能的作用机制研究[D]. 广州：广州大学，2025.

[23] Guilhen S N，Rovani S，De G L A，et al. Uranium removal from aqueous solution using macauba endocarp-derived biochar：effect of physical activation[J]. Environmental Pollution，2020：116022.

[24] 高佳昕，张伟进，郭孝彬，等. 机器学习驱动生物炭材料制备与应用的研究进展[J]. 能源环境保护，2026，40(2)：74-88.
Gao Jiaxin，Zhang Weijin，Guo Xiaobin，et al. Machine learning-aided intelligent preparation and applications of biochar from biomass[J]. Energy Environmental Protection，2026，40(2)：74-88.

[25] 张芙宁，张天池，范瑞雪，等. KOH 改性花生壳生物炭对盐酸四环素的吸附性能研究[J]. 应用化工，2026，55(2)：310-315.
Zhang Funing，Zhang Tianchi，Fan Ruixue，et al. Research on the adsorption performance of hydrochloric acid tetracycline by KOH-modified peanut shell biochar[J]. Applied Chemical Industry，2026，55(2)：310-315.

[26] 张凤智. 高锰酸钾改性生物炭对水中 Cd(Ⅱ)和 Ni(Ⅱ)的去除性能及机制[D]. 桂林：桂林理工大学，2023.

[27] 张凤智，王敦球，曹星洋，等. 高锰酸钾改性椰壳生物炭对水中 Cd(Ⅱ)和 Ni(Ⅱ)的去除性能及机制[J]. 环境科学，2023，44(6)：3278-3287.
Zhang Fengzhi，Wang Dunqiu，Cao Xingfeng，et al. Removal performance and mechanism of potassium permanganate modified coconut shell biochar for Cd(Ⅱ) and Ni(Ⅱ) in aquatic environment[J]. Environmental Science，2023，44(6)：3278-3287.

[28] 李航向. 改性生物炭的制备及其对水中铀的吸附性能研究[D]. 重庆：重庆交通大学，2023.

[29] Xu Zhenzhen，Li Hangxiang，Zhang Yangyang，et al. Enhanced adsorption of uranium (Ⅵ) from aqueous solu-

tions by hydrogen peroxide-modified magnetic biochar: performance evaluation and mechanistic study[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2024, 235(11): 708.

[30] 吴素强. 改性椰壳生物炭对铀(Ⅵ)的吸附研究[D]. 衡阳：南华大学，2019.

[31] 谭国炽，李苏哲，陈逸凡，等. $KMnO_4$ 和 KOH 改性椰壳生物炭的制备及其去除废水中铀的机理研究[J]. 南华大学学报(自然科学版)，2021，35(5)：1-6.
Tan Guochi, Li Shuzhe, Chen Yifan, et al. Preparation of $KMnO_4$ and KOH modified coconut biochar and its adsorption mechanism of U(Ⅵ)from wastewater[J]. Journal of University of South China(Science and Technology), 2021, 35(5): 1-6.

[32] 侯海瑞. 碳质功能材料对铀与氯代有机物的去除性能及机理研究[D]. 北京：华北电力大学(北京)，2025.

[33] 孙晓涵，吴凡，谢水波，等. 改性磷基生物炭去除水中 U(Ⅵ)的性能与机制研究[J]. 水处理技术，2025，51(5)：43-48.
Sun Xiaohan, Wu Fan, Xie Shuibo, et al. Study on the performance and mechanism of modified phosphate-based biochar for removing U(Ⅵ) from water[J]. Technology of Water Treatment, 2025, 51(5): 43-48.

[34] 王晨旭. 植酸改性芦荟生物炭的制备及其对水中 U(Ⅵ)的吸附机制试验[D]. 衡阳：南华大学，2022.

[35] 刘政，陈雨秋，王紫瑶，等. 磷酸盐改性生物炭去除水中 U(Ⅵ)的机制研究[J]. 现代化工，2025，45(增刊 2)：128-133.
Liu Zheng, Chen Yuqiu, Wang Ziyao, et al. Research on mechanism of U(Ⅵ) removal from water by phosphate-modified biochar[J]. Modern Chemical Industry, 2025, 45(S2): 128-133.

[36] 刘雨婷. 改性芦苇生物炭吸附铀的性能及机理研究[D]. 南昌：东华理工大学，2023.

[37] Yu Jin, Zhang Xu, Wang Hai, et al. Upgradation of water hyacinth for decontamination of uranium-containing radioactive wastewater with double environmental benefit[J]. Colloids and Surfaces: A, 2025, 705(2): 135709.

[38] 熊芷毓，毛悦梅，李仕友，等. 磷酸盐改性氮掺杂生物炭除铀效果及机制研究[J]. 湿法冶金，2025，44(5)：635-644.
Xiong Zhiyu, Mao Yuemei, Li Shiyou, et al. Removal effect and mechanism of phosphate-modified nitrogen-doped biochar for uranium[J]. Hydrometallurgy of China, 2025, 44(5): 635-644.

[39] Ahmed W, Núñez-Delgado A, Mehmood S, et al. Highly efficient uranium(Ⅵ) capture from aqueous solution by means of a hydroxyapatite-biochar nanocomposite: adsorption behavior and mechanism[J]. Environmental Research, 2021, 201: 111518.

[40] 叶天真. 多功能化丝瓜藤生物炭修复铀污染水的效用和机制[D]. 南昌：东华理工大学，2021.

[41] 王婷婷. 铁改性生物炭基复合材料的制备及对水中染料和 Cr(Ⅵ)的去除研究[D]. 西安：长安大学，2023.

[42] 唐秋杨. 功能化壳聚糖基复合气凝胶对铀吸附性能及机理研究[D]. 衡阳：南华大学，2024.

[43] 李艳. 壳聚糖基功能材料的制备及吸附放射性核素的性能与机理研究[D]. 南昌：东华理工大学，2023.

[44] 王淑娟，郭伟，史江红，等. 氨基修饰稻壳生物炭对水溶液中铀的吸附动力学特性[J]. 环境科学研究，2019，32(2)：347-355.
Wang Shujuan, Guo Wei, Shi Jianghong, et al. Adsorption kinetics of uranium(Ⅵ) from aqueous solution by amino modified rice husk biochar[J]. Research of Environmental Sciences, 2019, 32(2): 347-355.

[45] 吕建奇. 胺基功能化的莲蓬生物炭对铀的吸附行为研究[D]. 南昌：东华理工大学，2024.

[46] 周清. 无机-有机改性冬瓜基生物炭的制备及对铀的吸附行为研究[D]. 南昌：东华理工大学，2024.

[47] 高翔. 生物炭-壳聚糖复合物的制备及其对低浓度含铀废水的吸附试验研究[D]. 衡阳：南华大学，2019.

[48] 冯子豪，吕建奇，汪洋，等. 聚乙烯亚胺功能化的生物炭气凝胶对铀的吸附性能研究[J]. 湿法冶金，2024，43(5)：543-550.
Feng Zihao, Lü Jianqi, Wang Yang, et al. Adsorption properties of polyethylene imine-functionalized biochar aerogel for uranium[J]. Hydrometallurgy of China, 2024, 43(5): 543-550.

[49] Liu Mingxi, Gong Zhihao, He Jifang, et al. Hydroxyapatite immobilized on peanut shell biochar toward Pb^{2+} efficient capture: performance and mechanism[J]. Colloids and Surfaces: A, 2025, 714: 136570.

[50] 陈子杰. $MnFe_2O_4$ 磁性复合吸附剂的制备及其对低浓度铀的吸附性能研究[D]. 衡阳：南华大学，2024.

[51] Matharage H, Jayaweera M, Bandara N, et al. From waste to resource: king coconut biochar as a green adsorbent for bisphenol a removal[J]. Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, 2025: 101261.

[52] 邓志华，刘蕊，李碧青. 不同生物炭的制备及其对重金属和抗生素的吸附性能[J]. 工业水处理，2025，45(1)：94-103.
Deng Zhihua, Liu Rui, Li Biqing. Preparation of different biochars and their adsorption performance for heavy metals and antibiotics[J]. Industrial Water Treatment, 2025, 45(1): 94-103.

[53] 石瀚晋，张益硕，唐丽，等. 生物炭负载纳米零价锰对铀(Ⅵ)的去除性能及机理研究[J]. 中国有色冶金，2025，54(3)：149-160.
Shi Hanjin, Zhang Yishuo, Tang Li, et al. Removal performance and mechanism of uranium(Ⅵ) by biochar loaded with nano zero-valent manganese[J]. China Nonferrous Metallurgy, 2025, 54(3): 149-160.

[54] 朱婧. 生物炭负载纳米零价铁对水体铀的吸附修复研究[D]. 成都：成都理工大学，2020.

[55] Tang Huiran, Zhang Xiaowen, Xiao Yanan, et al. Performance and mechanism of uranium removal from wastewater

by maple ball biochar (MBC) loaded with nano zero-valent iron[J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry,2025,335(1):1-15.

[56] Li Zhengyan,Li Chengxin,Feng Guangwen et al. Adsorption characteristics and mechanism of uranium removal from radioactive wastewater using magnetic biochar prepared from Hami-melon peels[J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry,2025,334(11):1-13.

[57] 曾涛涛,吴凡,李杰,等. β-环糊精功能化磁性生物炭除铀(Ⅵ)效果与机理[J/OL]. 复合材料学报,2025-12-01. https://doi.org/10.13801/j.cnki.fhclxb.20251129.002.
Zeng Taotao,Wu Fan,Li Jie,et al. The effect and mechanism of β-cyclodextrin functionalized magnetic biochar in removing uranium(Ⅵ)[J/OL]. Acta Materiae Compositae Sinica, 2025-12-01. https://doi.org/10.13801/j.cnki.fhclxb.20251129.002.

[58] 梁耐思,吴平国,黎婵燕,等. 磁性椰壳生物炭的制备及其对水中四环素的去除[J]. 复合材料学报,2025,42(6):3226-3242.
Liang Naisi,Wu Pingguo,Li Chanyan,et al. Preparation of magnetic coconut shell biochar and its removal of tetracycline from water[J]. Acta Materiae Compositae Sinica,2025,42(6):3226-3242.

[59] 寇文静. 铁改性生物炭对水体中磷的吸附及其资源化利用研究[D]. 邯郸:河北工程大学,2025.

[60] Duwiejuah A B,Adjei E F,Alhassan E H. Adsorption of toxic metals from greywater using coconut husk biochar and spent green tea[J]. Heliyon,2024,10(18):e38189.

[61] 王灵智. 柚子皮生物炭负载 Mg/Al-LDH 去除废水中 U(Ⅵ)的试验研究[D]. 衡阳:南华大学,2022.

[62] 夏蒸,雷兰,石铁应,等. 羟基磷灰石改性竹笋壳生物炭的合成及吸附性能研究[J]. 分析测试学报,2025,44(1):126-134.
Xia Zheng,Lei Lan,Shi Tieying,et al. Synthesis and adsorption properties of hydroxyapatite-modified biochar from bamboo shoot shell[J]. Journal of Instrumental Analysis,2025,44(1):126-134.

[63] 牛子铭. 土霉素菌渣生物炭的制备及其对铀的吸附性能研究[D]. 衡阳:南华大学,2023.

[64] 牛子铭,曹欣然,彭国文,等. 高温制备土霉素菌渣生物炭对铀尾矿库渗排水中铀的吸附效果与机理[J]. 环境工程技术学报,2023,13(6):2221-2228.
Niu Ziming,Cao Xinran,Peng Guowen,et al. Adsorption efficiency and mechanism of uranium in seepage of uranium tailing pond using biochar prepared from oxytetracycline fermentation residues at high temperature[J]. Journal of Environmental Engineering Technology,2023,13(6):2221-2228.

[65] Lü Jianqi,Xia Hongtao,Ren Qi,et al. Hydrothermal fabrication of amino functionalized lotus seedpods-derived biochar for efficient removal of uranium(Ⅵ)[J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry,2023,332(10):4075-4087.

[66] 樊小磊,詹作泰,高柏,等. 重金属废水处理技术研究进展[J]. 中国有色冶金,2023,52(4):112-127.
Fan Xiaolei,Zhan Zuotai,Gao Bai,et al. Treatment technology and principle of heavy metal wastewater[J]. China Nonferrous Metallurgy,2023,52(4):112-127.

[67] 蒋兴宇. 功能化生物炭静态吸附和电吸附对含铀废水的处理[D]. 北京:华北电力大学(北京),2024.

[68] 郭宇. 氧化锌改性生物炭水凝胶的制备及其对水中 U(Ⅵ)的吸附试验研究[D]. 衡阳:南华大学,2022.

[69] 张益硕,周仲魁,杨顺景,等. KH550 改性膨润土对低浓度 U(Ⅵ)的吸附[J]. 有色金属工程,2022,12(9):154-164.
Zhang Yishuo,Zhou Zhongkui,Yang Shunjing,et al. Adsorption performance of KH550 modified bentonite at low concentrations of U(Ⅵ)[J]. Nonferrous Metals Engineering,2022,12(9):154-164.

[70] Missana T,Soto-Ruiz C,Alonso U,et al. Exploring the potential of the Cu corrosion product malachite for uranyl and selenite adsorption under alkaline conditions and in the presence of carbonate[J]. Chemosphere,2025,393:144757.

[71] 赵凯鑫. 磷酸钙类吸附材料去除铀(Ⅵ)的性能与机理研究[D]. 绵阳:西南科技大学,2024.

[72] Zeng Taotao,Liu Jiayao,Chen Yuqiu,et al. Development of an eco-friendly Bacillus amyloliquefaciens doped biochar for efficient U(Ⅵ) removal from water and insights into its adsorption mechanism[J]. Environmental Technology & Innovation,2025:104492.

[73] 陈珍,胡鳚莹,岳俊杰,等. 椰壳生物炭同步吸附水中全氟辛酸和 Hg(Ⅱ)的性能及机理[J/OL]. 农业资源与环境学报,2025-11-03. https://doi.org/10.13254/j.jare.2025.0296.
Chen Zhen,Hu Liuying,Yue Junjie,et al. Performance and mechanism of coconut shell biochar for simultaneous adsorption of perfluorooctanoic acid and Hg(Ⅱ) from water[J/OL]. Journal of Agricultural Resources and Environment,2025-11-03. https://doi.org/10.13254/j.jare.2025.0296.

[74] 张益硕. 功能化吸附材料的制备及其对低浓度含铀废水的吸附效果与机理研究[D]. 南昌:东华理工大学,2023.

[75] Lü Xinyi,Zhang Yishuo,Xin Yan,et al. Enhanced uranium removal using hydroxyapatite-modified coconut shell biochar:synergistic roles of active sites and hydrophilicity[J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry,2025,334(10):7139-7154.

[76] 刘强,谢水波,刘迎九,等. 载羟基磷灰石生物炭(Ps-BC)吸附 U(Ⅵ)的行为及机理[J]. 南华大学学报(自然科学版),2025,39(2):17-24.
Liu Qiang,Xie Shuibo,Liu Yingjiu,et al. Behavior and mechanism of adsorption of U(Ⅵ)by biochar-supported hydroxyapatite(Ps-BC)materials[J]. Journal of University of South China (Science and Technology),2025,39(2):17-24.

[77] 魏国,白子昂,庞宏伟,等. 聚苯胺改性柚子皮生物炭复合材料对铀的去除性能和机理研究[J]. 中国科学:化学,2024,54(12):2580-2589.

Wei Guo, Bai Ziang, Pang Hongwei, et al. Uranium removal performance and mechanism of polyanilinemodified pomelo peel biochar composite material[J]. Scientia Sinica: Chimica, 2024, 54(12): 2580-2589.

[78] Qamouche K, Chetaine A, El Yahyaoui A, et al. Uranium and other heavy metal sorption from Moroccan phosphoric acid with argan nutshell sawdust[J]. Minerals Engineering, 2021, 171: 107085.

[79] Zhao Jizhou, Yuan Dingzhong, Lu Peng, et al. Ultrafast elimination of uranium from aqueous solution by convenient synthesis of phosphonic acid functionalized mesoporous carbon: a combined experimental and density functional theory study[J]. Separation and Purification Technology, 2023, 315: 123582.

[80] 陈鑫晨. 新型改性竹基水热生物炭复合材料对水溶液中 U(Ⅵ)的吸附行为研究[D]. 南昌：东华理工大学，2023.

[81] Pang Xingzhi, Jiang Hong, Yang Jianbing, et al. Insight into the adsorption behavior of Cd(Ⅱ) and Pb(Ⅱ) from mud by HCl-modified coconut shell biochar: experimental and DFT studies[J]. Chemistry, 2025, 7(6): 202.

[82] 李松岩，易行国，于水莲，等. 氧化铈改性椰壳生物炭高效吸附草甘膦及其机理研究[J]. 化学与生物工程，2026，43(7)：31-38.
Li Songyan, Yi Xingguo, Yu Shuilian, et al. Study on the efficient adsorption of glyphosate by CeO_2-modified coconut shell biochar and its mechanism[J]. Chemistry & Bioengineering, 2026, 43(7): 31-38.

[83] Ikatasari N, Wulandari S, Indarti D, et al. Activation of biochar from coconut shell using H_3PO_4 for adsorption of NO_3^-[J]. Engineering Headway, 2025, 24: 15-20.

[84] 陈珍. 改性生物炭同步吸附 PFOA 和 Hg(Ⅱ)的性能及机理研究[D]. 天津：天津理工大学，2025.

Research Progress and Prospects of Adsorption of U(Ⅵ) from Uranium-containing Wastewater by Modified Biochar

LI Siyu[1,2], YUAN Zhihua[1,2], XIN Yan[1,3], SUN Zhanxue[1,3], ZHOU Zhongkui[1,3]

(1. *State Key Laboratory of Nuclear Resources and Environment, East China University of Technology, Nanchang* 330013, *China*;
2. *School of Civil and Architectural Engineering, East China University of Technology, Nanchang* 330013, *China*;
3. *School of Water Resources and Environmental Engineering, East China University of Technology, Nanchang* 330013, *China*)

Abstract: Modified biochar (BC) technology can significantly enhance the adsorption performance and selectivity for U(Ⅵ) in uranium-containing wastewater by optimizing pore structures, introducing specific functional groups, and constructing a multi-functional synergistic system. This review summarizes the research status of modified biochar in the treatment of uranium-containing wastewater in recent years, with a focus on modification strategies such as activation, surface functionalization (e. g., oxidation, phosphorylation, amination), as well as the loading of novel composite materials including nano-zero-valent iron, layered double hydroxides, and metal-organic frameworks. The adsorption mechanisms for U(Ⅵ), including synergistic effects such as ion exchange, surface complexation, and reductive immobilization, are analyzed. Meanwhile, the advantages, disadvantages, and applicable scenarios of various modification methods are summarized. Future research directions are proposed, aiming to provide theoretical reference and technical support for the engineering application of modified biochar in the treatment of uranium-containing wastewater.

Key words: biochar; uranium; adsorption; modification technology; uranium-containing wastewater; treatment; research progress