

Review of Biochar Modification Methods with Minerals and their Application in Pollutant Immobilization

Mohammad Malehmir Chegini^{*}, Ahmad Golchin and Mohammad Baba Akbari Sari¹

(Received: October 12-2025; Revised: May 20-2026; Accepted: June 6-2026)

1- Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, Zanjan, Iran.

Abstract

Biochar, a stable, economical, and environmentally friendly carbonaceous material, has garnered significant attention in the development of advanced adsorbents for the immobilization and removal of environmental pollutants from water and soil. This interest stems from its oxygen-containing functional groups, aromatic structure, notable porosity, high specific surface area, and suitable cation exchange capacity. However, the performance limitations of pristine biochar in pollutant removal underscore the necessity for its modification and engineering. In this regard, the production of biochar composites through the combination with minerals and iron-containing compounds has emerged as an effective strategy to enhance structural and chemical properties, as well as surface reactivity. This review paper examines the primary methods for synthesizing biochar composites, including post-pyrolysis modification and direct mixing with mineral phases. Synergistic and direct loading methods are introduced as novel approaches. Furthermore, the influence of biomass type, pyrolysis conditions, modifier type, and synthesis pathway on the final physicochemical characteristics of the composites is analyzed. Additionally, the governing mechanisms underlying the performance of these materials in immobilizing and removing heavy metals are discussed, encompassing adsorption, precipitation, complexation, ligand exchange, redox reactions, electron transfer, electrostatic interactions, and ion exchange. Study results indicate that the synergy between biochar and mineral/iron-bearing phases can significantly enhance the efficiency of immobilizing pollutants, including both anionic and cationic heavy metals. This review emphasizes the importance of targeted design of biochar composites based on a precise understanding of the relationship between synthesis methods and functional properties. Future challenges and prospects concerning the application of biochar-mineral composites in environmental remediation and the promising commercialization of this technology are also addressed.

Keywords: Heavy metals, Mineral clays, Oxygen-containing functional groups, Adsorption mechanisms, Synergism.

How to cite this article: Malehmir Chegini, A., Golchin, A. and Baba Akbari Sari, M. 2026. Review of Biochar Modification Methods with Minerals and their Application in Pollutant Immobilization. *J. Water and Soil Sci.* 30(2): 177-202. DOI: [10.47176/jwss.30.2.72451](https://doi.org/10.47176/jwss.30.2.72451)

Copyright © 2026 Malehmir Chegini et al. Published by Isfahan University of Technology.



This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International license (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>). Non-commercial uses of the work are permitted, provided the original work is properly cited.

مروری بر روش‌های اصلاح بیوپچار با مواد معدنی و کاربرد آنها در غیرمتحرک کردن آلاینده‌ها

محمد ماله میر چگینی*^{id}، احمد گلچین و محمد بابا اکبری ساری^۱

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۷/۲۰؛ تاریخ بازنگری: ۱۴۰۵/۲/۳۰؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۳/۱۶)

۱. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران.

*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: mohamad.chegini@znu.ac.ir

چکیده

بیوپچار به عنوان یک ماده کربنی پایدار، اقتصادی و سازگار با محیط زیست به دلیل برخورداری از گروه‌های عاملی اکسیژن دار، ساختار آروماتیک، تخلخل قابل توجه، سطح ویژه زیاد و ظرفیت تبادل کاتیونی مناسب، به طور گسترده در توسعه جاذب‌های پیشرفته در تثبیت و حذف آلاینده‌های محیطی از آب و خاک مورد توجه قرار گرفته است. با وجود این، محدودیت‌های عملکردی بیوپچار خالص در حذف آلاینده‌ها، ضرورت اصلاح و مهندسی آن را آشکار ساخته است. در این راستا، تولید کامپوزیت‌های بیوپچار از طریق ترکیب با مواد معدنی و ترکیبات حاوی آهن به عنوان راهکاری مؤثر برای بهبود ویژگی‌های ساختاری، شیمیایی و واکنش پذیری سطحی مطرح شده است. در این مقاله مروری، روش‌های اصلی ساخت کامپوزیت‌های بیوپچار شامل اصلاح پس از فرایند گرماکافت و نیز اختلاط مستقیم با فازهای معدنی بررسی و روش هم‌افزایی و بارگذاری مستقیم به عنوان روش‌های نوین معرفی شده‌اند. همچنین تأثیر نوع زیست توده، شرایط گرماکافت، نوع ماده اصلاح کننده و مسیر سنتز بر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی نهایی کامپوزیت‌ها تحلیل شده است. افزون بر این، سازوکارهای حاکم بر عملکرد این مواد در تثبیت و حذف فلزات سنگین، شامل جذب سطحی، رسوب، کمپلکس، تبادل لیگاند، واکنش‌های اکسایش-کاهش، انتقال الکترون، برهم کنش‌های الکترواستاتیکی و تبادل یونی مورد بحث قرار گرفته‌اند. نتایج مطالعات نشان می‌دهد که هم‌افزایی میان بیوپچار و فازهای معدنی و آهن دار می‌تواند به طور چشمگیری کارایی تثبیت آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین آنیونی و کاتیونی را افزایش دهد. این بررسی بر اهمیت طراحی هدفمند کامپوزیت‌های بیوپچار بر پایه شناخت دقیق رابطه میان روش ساخت و ویژگی‌های عملکردی تأکید دارد. همچنین چالش‌های آینده و چشم‌اندازهای مربوط به استفاده از کامپوزیت‌های بیوپچار - مواد معدنی در پالایش محیطی و تجاری سازی این فناوری امیدوارکننده نیز مورد توجه قرار گرفته است.

واژه‌های کلیدی: فلزات سنگین، کانی‌های معدنی، گروه‌های عاملی اکسیژن دار، مکانیسم‌های جذب، هم‌افزایی

حق انتشار این مستند، متعلق به دانشگاه صنعتی اصفهان است. © ۱۴۰۴

این مقاله تحت گواهی زیر منتشر شده و هر نوع استفاده غیرتجاری از آن مشروط به استناد صحیح به مقاله و با رعایت

شرایط مندرج در آدرس زیر مجاز است: (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>)



مقدمه

بیوپچار یک ماده کربنی متخلخل با ساختار آروماتیک است که از تجزیه حرارتی زیست‌توده در شرایط کم‌اکسیژن در دمای ۲۰۰ تا ۹۰۰ درجه سلسیوس تولید می‌شود (۵۶)؛ اما با وجود مزایای بالقوه کارایی جذبی اولیه آن معمولاً کم است. این مسئله عمدتاً به دلیل دمای کربونیزاسیون، باقی ماندن مواد قیرمانند (Tar) روی سطح و منافذ بیوپچار و برخی محدودیت‌های ساختاری و شیمیایی آن است (۶۸). چالش‌هایی مانند سطح و تخلخل ناکافی، مشکل جداسازی از محیط خاک و آب، کارایی جذب محدود برای آلاینده‌ها در غلظت‌های زیاد، تمایل کم به گونه‌های آنیونی سمی به علت بار سطحی منفی، احتمال تحرک آلاینده‌های آنیونی در شرایط pH زیاد ناشی از کاربرد بیوپچار، احتمال آزادسازی ترکیبات آلاینده (مانند فلزات، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای، رادیکال‌های آزاد پایدار و ترکیبات آلی فرار) از خود بیوپچار و کارایی اندک در واکنش‌های اکسید و احیا ضرورت اصلاح این ماده را آشکار می‌کند (۱۶). ویژگی‌های قابل تنظیم بیوپچار شامل pH، EC، ظرفیت تبادل کاتیونی، سطح ویژه، حجم و ساختار منافذ، بار سطحی، گروه‌های عاملی سطحی، نسبت‌های مختلف کربن به سایر اجزا، میزان مواد فرار، مواد آلی و یون‌های محلول در آب است که تحت تأثیر نوع زیست‌توده، تجهیزات، شرایط گرماکافت و روش اصلاح قرار دارند (۶۴). وجود گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار سطحی مانند C=O، C-O، COOH و OH- قابلیت بیوپچار را برای اصلاح‌پذیری و تولید جاذب‌های کارآمد فراهم می‌کند (۱۸). افزایش دمای گرماکافت و همچنین به‌کارگیری روش‌هایی مانند کاهش اندازه ذرات، غوطه‌وری زیست‌توده در محلول‌های معدنی، شیمیایی و کنترل شیوه خنک‌سازی بیوپچار می‌تواند تخلخل، سطح ویژه و ظرفیت جذب را به‌طور قابل‌توجهی ارتقا دهند (۱۸ و ۶۸). اصلاح بیوپچار برای بهبود خواص عملکردی آن از طریق روش‌های فیزیکی (فعال کردن با بخار، گاز CO₂، پلاسما و اوزون)، شیمیایی (تلقیح با اسیدها، بازها، نمک‌ها و اکسیدهای فلزی) و

بیولوژی (بارگذاری بیوفیلم میکروبی روی سطح بیوپچار و گرماکافت زیست‌توده‌های تجزیه‌شده توسط باکتری‌های بی‌هوازی)، روش‌های نوین به منظور افزایش ظرفیت جذب آلاینده‌ها توسط بیوپچار است (۵ و ۳۵). در میان رویکردهای موجود، استفاده از مواد معدنی به دلیل فراوانی، قیمت کم، سازگاری با محیط‌زیست و عدم تولید گونه‌های سمی به‌عنوان یک ماده برای اصلاح بیوپچار اهمیت ویژه‌ای یافته است؛ زیرا این مواد می‌توانند ساختار، بار سطحی، گروه‌های عاملی و قابلیت واکنش‌پذیری بیوپچار را به نحو قابل‌توجهی تغییر دهند. همچنین بیوپچار به‌عنوان گزینه‌ای اقتصادی برای تصفیه آب شناخته می‌شود؛ به‌طوری‌که هزینه جذب آلاینده‌ها با آن معمولاً بین ۱۰ تا ۲۰۰ دلار به ازای هر میلیون لیتر آب است، درحالی‌که این هزینه در اسمز معکوس می‌تواند تا ۴۵۰ دلار افزایش یابد. همچنین هزینه تولید بیوپچار حدود ۲۴۶ دلار و کربن فعال حدود ۱۵۰۰ دلار به ازای هر تن برآورد شده است؛ بنابراین بیوپچار تقریباً ۶ برابر ارزان‌تر است و به دلیل تنوع زیاد مواد اولیه، می‌تواند به‌عنوان جایگزینی کم‌هزینه برای جاذب‌های مورد استفاده در فرایند جذب درجا آلاینده‌ها به کار رود (۱۹ و ۴۷). در این مقاله مروری، تلاش شده است تا با رویکردی نظام‌مند، جدیدترین پیشرفت‌ها در زمینه ارتقای کارایی بیوپچار از طریق ترکیب آن با مواد معدنی بررسی شود. محور اصلی این مطالعه بررسی روش‌های ساخت و ارزیابی ظرفیت این مواد کامپوزیتی در حذف و تثبیت آلاینده‌ها به‌ویژه فلزات سنگین در هر دو شکل کاتیونی و آنیونی از محیط است. این پژوهش با مرور و تحلیل آثار علمی منتشرشده تا سال ۲۰۲۴، به دنبال ارائه تصویری جامع از راهبردهای تولید، مکانیسم‌های دخیل در غیرمتحرک کردن و همچنین محدودیت‌ها و چالش‌های پیش روی توسعه و به‌کارگیری عملی این نوع جاذب‌ها در سامانه‌های واقعی محیط‌زیستی است.

مواد و روش‌ها

این مطالعه به روش مرور نظام‌مند و با اتکا بر تحلیل محتوای مقالات علمی معتبر منتشرشده از پایگاه‌های اطلاعاتی

(α - Fe_2O_3)، مگنتیت (Fe_3O_4) و گنویت (α - FeOOH) و گیبسیت $\text{Al}(\text{OH})_3$ و بوهمیت $\text{AlO}(\text{OH})$ از طریق فرایندهای تبادل لیگاند، اکسیداسیون و احیا می‌توانند شکل فلزات سنگین آنیونی را به فرم‌های کم‌خطرتر تبدیل کنند (۱۱، ۳۱ و ۵۱). ترکیباتی مانند هیدروکسی آپاتیت از طریق فرایند تبادل لیگاند توسط گروه‌های عاملی OH - باعث جذب و غیرمتحرک کردن فلزات سنگین آنیونی می‌شوند (۴۴). جدول ۱ مشخصات برخی کانی‌های معدنی مورد استفاده در تهیه کامپوزیت‌های بیوپچار ماده معدنی را نمایش می‌دهد (۱۳).

بیوپچار به دلیل داشتن سطح ویژه زیاد، تخلخل و گروه‌های عاملی فراوان، از تجمع و فولکوله شدن کانی‌هایی مانند همتایت، نانوذرات آهن و زئولیت جلوگیری می‌کند و با افزایش مکان‌های تماس، غیرمتحرک کردن آلاینده‌ها را از طریق فرایندهای جذب سطحی تقویت می‌کند. همچنین این ماده با بهره‌گیری از گروه‌های عاملی و ساختارهای آروماتیک در انتقال الکترون نقش داشته و تبادل الکترونی میان اجزای خود و آلاینده‌ها را تسهیل می‌کند؛ فرایندی که کارایی حذف آلاینده‌ها را از طریق واکنش‌های کاهش و اکسایش افزایش می‌دهد (۳۶). ویژگی‌های بیوپچار به شدت تحت تأثیر جنس، نوع زیست‌توده اولیه و شرایط گرماکافت (دما، زمان ماندگاری، سرعت گرمایش، حضور گاز و محیط واکنش) قرار می‌گیرد (۱۴ و ۱۸). این عوامل نقش کلیدی در شکل دادن به خواص فیزیکوشیمیایی بیوپچار از قبیل تخلخل، مورفولوژی، سطح ویژه، توزیع اندازه منافذ، گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار، pH ، EC ، ترکیبات عنصری و کربن آروماتیک مقاوم به تجزیه دارند که علت آن به وقوع واکنش‌های تخریب اولیه و ثانویه شامل اکسیژن‌زدایی، دهیدریشن، دپلی‌میریزیشن، ایزومیریزیشن، آروماتیزیشن، دکربوکسیلیشن، کاهش درجه پلی‌مره شدن و خروج مواد فرار در طول فرایند گرماکافت نسبت داده شده است (۲۲، ۲۹ و ۵۷). به‌طورکلی، بیوپچارهای تولیدشده در دمای کم به دلیل ظرفیت تبادل کاتیونی و کربن آلی محلول زیاد، بنیان‌های عاملی اکسیژن‌دار بیشتر، تخلخل و پایداری کمتر برای حذف

بین‌المللی مانند Google Scholar، Web of Science و Scopus در بازه زمانی ۲۰۱۰ تا ۲۰۲۴ انجام شده است. کلیدواژه‌های مورد استفاده برای جستجوی داده‌ها شامل بیوپچار، کانی‌های رس، کامپوزیت‌های بیوپچار - مواد معدنی، مکانیسم‌های جذب آلاینده‌های آلی و معدنی همراه با معادل‌های انگلیسی آنها بود. سپس داده‌ها در محورهای اصلی شامل مقالات مرتبط با روش‌های اصلاح بیوپچار با مواد معدنی، کاربرد آنها در جذب آلاینده‌ها بر اساس ارتباط مستقیم با موضوع، نوآوری در ساخت، بررسی عوامل مؤثر بر خصوصیات بیوپچار، مکانیسم‌های جذب، چالش‌ها و پیشنهاد مسیرهای تحقیقاتی آینده دسته‌بندی و تحلیل شدند. برای تهیه این مرور ۱۵۰ مقاله در نظر گرفته شده و ۷۵ مقاله بر اساس ارتباط با موضوع این مقاله مروری انتخاب شده‌اند.

ویژگی‌های مواد اولیه جهت تولید کامپوزیت‌های بیوپچار -

مواد معدنی

کانی‌های سیلیکاته مانند کائولینیت، زئولیت، بنتونیت و مونت موریلونیت به دلیل سطح ویژه زیاد، ساختار لایه‌ای، تخلخل و گروه‌های عاملی فراوان ظرفیت جذب قابل توجهی برای حذف آلاینده‌ها از محیط دارند (۳۰ و ۳۴). همچنین کانی‌های رسی به دلیل وجود بار دائمی منفی ناشی از جانشینی هم‌شکل در لایه‌های تترا و اکتاهدرال توسط یون‌های فلزی با ظرفیت بار کم دارای ظرفیت تبادل کاتیونی زیادی هستند. این بارهای منفی توسط کاتیون‌هایی که فضای بین لایه‌ای کانی‌های رسی را اشغال می‌کنند، خنثی می‌شوند (۱۱ و ۳۱). لایه سیلیکاته کانی‌های رسی در لبه شکسته خود دارای بارهای متغیر مثبت، منفی و صفر وابسته به pH ، قدرت یونی محلول و بار خالص نقطه صفر کانی ($\text{Zero point net charge (ZPNC)}$) هستند که برای جذب درجا طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های آنیونی و کاتیونی مناسب است (۶۸). کانی‌های معدنی مانند کلسیت، کلرید و کلسیم دی‌هیدروژن فسفات باعث رسوب فلزات سنگین کاتیونی می‌شوند. کانی‌های طبیعی آهن و آلومینیوم مانند همتایت

جدول ۱. مشخصات کانی‌های معدنی مورد استفاده در تهیه کامپوزیت‌های بیوجار - ماده معدنی

گروه	کانی	نوع	فرمول شیمیایی	CEC meq/100 g	SSA m ² /g
کائولینایت - سرپنتین	کائولینیت	۱:۱	$Al_4Si_4O_{10}(OH)_8$	۱-۱۵	۱۰-۲۰
	هالوسیت		$Al_2Si_2O_5(OH)_4 \cdot nH_2O$	۵-۱۰	-
	ناکریت		$Al_2SiO_5(OH)_4$	-	-
	دایکیت		$Al_2SiO_5(OH)_4$	-	-
	لیزاردیت		$Mg_3(Si_2O_5)(OH)_4$	-	-
	آنتیگوریت		$Mg_3(Si_2O_5)(OH)_4$	-	-
تالک	تالک	۲:۱	$Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2$	۱۰-۴۰	-
	پیروفیلیت		$Al_2Si_4O_{10}(OH)_2$	-	-
	سرپنتین		$Mg_3Si_2O_5(OH)_4$	-	-
اسمکتایت	مونت - موریلونیت	۲:۱	$Al_{2-x}Mg_x(Si_4O_{10})(OH)_2 \cdot (Na_x \cdot nH_2O)$	۱۰-۴۰	۵۰-۱۰۰
	بتونیت		$(Na)_{0.7} (Al_{3.3}Mg_{0.7})Si_8O_{20}(OH)_4 \cdot nH_2O$	۸۰-۱۰۰	-
	بیدلیت		$(Na, Ca_{0.5})_{0.3}Al_2((Si, Al)_4O_{10})(OH)_2 \cdot nH_2O$	-	-
	نانترونیٹ		$Na_{0.3}Fe_2((Si, Al)_4O_{10})(OH)_2 \cdot nH_2O$	-	-
سائوکونیت	ساپونیت	۲:۱	$M_xMg_6(Si_{8-x}Al_x)Si_8O_{20}(OH)_4$	۸۶/۶	-
	هکتوریت		$M_x(Mg_{6-x}Li_x)Si_8O_{20}(OH)_4$	۸۰-۱۳۰	-
	سائوکونیت		$Na_{0.3}Zn_3((Si, Al)_4O_{10})(OH)_2 \cdot 4H_2O$	-	-
میکا	الایت	۲:۱	$(K, H_3O)Al_2(Si_3Al)O_{10}(H_2O, OH)_2$	۱۰-۴۰	۵۰-۱۰۰
	مسکوویت		$KAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$	۵	-
	فنگیت		$K(AlMg)_2(OH)_2(SiAl)_4O_{10}$	-	-
	بیوت		$KMg_3(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$	۵	-
	فلوگوپیت		$KMg_3(AlSi_3O_{10})(OH)_2$	-	-
کلریت	کلریت دی اکتا	۲:۱:۱	$Al_4(Si, Al)_4O_{10}(OH)_8$	۱۰-۴۰	۱۰-۲۰
	کلریت تری اکتا		$(Mg, Fe)_6(Si, Al)_4O_{10}(OH)_8$	۱۰-۴۰	۱۰-۲۰
ورمی کولایت		۲:۱	$(Al, Fe, Mg)_2(Si, Al)_4O_{10}(OH)_2$	۱۰۰-۱۵۰	۱۰-۸۰۰
کانی‌های فیبری / الیافی	پالینگورسکیت	۲:۱:۱	$((Mg, Al)_5(Si, Al)_8O_{20}(OH)_2 \cdot 8H_2O)$	۵-۳۰	۱۵۰-۹۰۰
	سپینولیت		$Mg_8(H_2O)_4(Si_6O_{15})_2(OH)_4 \cdot 8H_2O$	۱۰-۴۵	۱۵۰-۹۰۰

جدول ۱. مشخصات کانی‌های معدنی مورد استفاده در تهیه کامپوزیت‌های بیوچار - ماده معدنی (ادامه جدول ۱)

۱۰۰-۳۰۰	۱۰-۵۰	$(\text{Mg,Al})_5\text{Si}_8\text{O}_{20}(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	۲:۱	آتاپولوگایت	زنجیره‌ای / فیبری
۳۰-۳۰۰	۱۵۰-۳۰۰	$(\text{M}_x^{+}, \text{M}_y^{2+})[\text{Al}_{(x+2y)}\text{Si}_{n-(x+2y)}\text{O}_{2n}] \cdot m\text{H}_2\text{O}$	تخلخل دار با چارچوب سه بعدی	زئولیت کلینوپتیلولیت	آلومینوسیلیکات میکرو حفره دار
۱۰-۲۰۰	۱-۳۰	$\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$	سیلیس آپال بیوژنیک (Opal-A)	دیاتومیت	بیوژنیک / سیلیسی غیر فیلسیلیکات
کم	کم	$\text{Ca}(\text{Mg,Fe,Li})(\text{Al,Cr})_6(\text{BO}_3)_3\text{Si}_6\text{O}_{18}(\text{OH,F})_4$	غیر فیلسیلیکات لایه‌ای	تورمالین	بوروسیلیکات
۵۰-۱۵۰	۰-۲۰	$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$	آپاتیت / فسفات کلسیم	هیدروکسی آپاتیت	فسفات
۱-۲۰	۰-۵	$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$	فلوئور آپاتیت	فلوئور آپاتیت	
۴۰-۶۰	۴-۱۰۰	Fe_3O_4	اکسید آهن	مگنتیت	
۴۰-۶۰	۴-۱۰۰	$\text{FeO}(\text{OH})$	اکسی - هیدروکسی آهن	گنویت	اکسی هیدروکسی
۴۰-۶۰	۴-۱۰۰	Fe_2O_3	اکسید آهن	هماتیت	
۴۰-۶۰	۴-۱۰۰	FeS_2	سولفید آهن	پیریت	سولفید
۱۰-۱۵۰	۰-۱۰	$\text{Al}(\text{OH})_3$	هیدروکسید آلومینیوم اکسی	گیسایت	اکسی هیدروکسی
۱۰-۱۵۰	۰-۱۰	$\text{AlO}(\text{OH})$	هیدروکسی آلومینیوم	بوهمایت	
۵	۵	CaCO_3	کربنات کلسیم	کلسیت	کربنات
۵	۵	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$	کربنات کلسیم منیزیم	دولومیت	
۵	۵	$(\text{K,Na,Ca})(\text{AlSi}_3\text{O}_8)$	تکتوسیلیکات	فلدسپار	سیلیکات شبکه‌ای

آلودگی‌های آلی قطبی و غیر آلی (فلزات سنگین) مناسب هستند (۱۲ و ۷۴). از سوی دیگر، افزایش دمای تولید باعث کاهش بنیان‌های عاملی، نسبت‌های H/C (شاخص درجه کربونیزاسیون)، O/C (شاخص قطبیت)، کربن آلی محلول و

افزایش سطح ویژه، تخلخل، pH، خاکستر، خاصیت آب‌گریزی، کربن آروماتیک و پایداری بیوچار شده و در نتیجه ظرفیت جذب فلزات سنگین و آلاینده‌های آلی غیر قطبی را بیشتر افزایش می‌دهد (۱۸، ۲۰، ۳۹ و ۴۰). یوان و همکاران (۷۲) با بررسی

مقالات علمی ویژگی‌های بیوچارهای تولیدی از چند نوع زیست‌توده اولیه را مقایسه و نتایج حاصل را به صورت: محتوای کربن: چوب < کاه < پوست < کود < لجن؛ محتوای خاکستر: لجن < کود < کاه < پوست < چوب؛ pH: کاه < لجن < کود < چوب < پوست، سطح ویژه: کاه < پوست < چوب < کود < لجن، و CEC: کاه < پوست < کود < لجن < چوب گزارش کردند. علاوه بر این، پژوهشگران پیشنهاد کرده‌اند که ترکیب ماده اولیه کمترین دمای گرماکافت لازم برای به دست آوردن مواد متخلخل را تعیین می‌کند (۶ و ۴۳). این موضوع را می‌توان به تفاوت نسبی محتوای سلولز، همی سلولز و لیگنین در انواع مختلف زیست‌توده‌ها نسبت داد؛ به گونه‌ای که این سه پلی ساکارید از نظر درجه بلورینگی، میزان پیوندهای عرضی و درجه انشعاب دارای ویژگی‌های ساختاری متفاوتی هستند. همچنین، سلولز و همی سلولز به ترتیب در بازه دمایی ۴۰۰-۳۱۵ و ۲۲۰-۳۱۵ درجه سلسیوس تجزیه می‌شوند؛ درحالی که لیگنین به صورت تدریجی در گستره دمایی ۹۰۰-۱۶۰ درجه سلسیوس تخریب می‌شود (۴۳). جدول ۲ تفاوت در ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی بیوچارهای تولیدشده در شرایط مختلف گرماکافت را نشان می‌دهد (۵، ۶، ۴۳ و ۴۷).

ویوت و همکاران (۵۷) در پژوهشی مروری با در نظر داشتن دمای گرماکافت به عنوان فاکتور کلیدی روی خصوصیات بیوچار خلاصه‌ای آماری از برخی ویژگی‌ها و پارامترهای بیوچار در دماهای گرماکافت مختلف را ارائه کردند (جدول ۳).

روش‌های تولید کامپوزیت‌های بیوچار - مواد معدنی

مسیرهای اصلی برای تولید کامپوزیت‌های بیوچار - مواد معدنی شامل پیش‌تلقیح (Pre-treatment)، پس‌تلقیح (Post-treatment) و هم‌افزایی (Synergetic) است (۷ و ۲۴). در روش پیش‌تلقیح؛ زیست‌توده خام در یک سوسپانسیون تهیه شده از پودرهای معدنی غوطه‌ور شده و پس از خشک شدن در آون ترکیب حاصل طی فرایند گرماکافت متوسط به کامپوزیت بیوچار - مواد معدنی تبدیل می‌شود. در این روش

بیشترین میزان تلقیح مواد معدنی با زیست‌توده ۲۰ درصد وزنی - وزنی است (۸ و ۴۲). عیبی که به این روش می‌توان وارد کرد آن است که با گرماکافت مواد معدنی مانند زئولیت، بنتونیت و هماتیت به دلیل تخریب ساختمان، از دست دادن گروه‌های OH- و فرم‌های مغناطیسی آهن ظرفیت تبادل کاتیونی، بار سطحی، ظرفیت تبادل کاتیونی، سطح ویژه، تخلخل، گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار و خاصیت مغناطیسی کاهش یافته و در مجموع باعث کاهش ظرفیت جذب کامپوزیت بیوچار تولیدی می‌شود (۲۷). در روش پس‌تلقیح؛ بیوچار بعد از گرماکافت متوسط زیست‌توده در سوسپانسیون تهیه شده از کانی‌های رسی با آب یا استیک اسید غوطه‌ور شده تا مخلوط بیوچار و کانی رسی خوب همگن و یکنواخت شود. ترکیب حاصل در آون خشک و پس از خرد کردن مورد استفاده قرار می‌گیرد (۹ و ۴۶). در روش هم‌افزایی؛ مستقیماً پودرهای معدنی با بیوچار مخلوط و در نسبت‌های معینی مورد استفاده قرار می‌گیرد (۳۲). رایج‌ترین نسبت‌های وزنی بیوچار یا زیست‌توده به مواد معدنی به ترتیب ۱:۱، ۱:۲، ۱:۴ و ۱:۵ برای ساختن این کامپوزیت‌ها است (۷، ۱۷، ۴۶). اخیراً، روش نوآورانه‌ای برای تولید کامپوزیت‌های بیوچار - ماده معدنی معرفی شده است. این رویکرد شامل بارگذاری (Loading) مستقیم کانی‌های معدنی مانند هماتیت، گنویت و زئولیت روی سطح بیوچار با دو مسیر کلی پیش و پس تلقیح با استفاده از ترکیبات سازنده اولیه آنها مانند محلول‌های نمکی آهن و ترکیبات سیلیکاته است (۴۶، ۴۷، ۵۳ و ۶۶). بیوچار اصلاح شده با این روش دستخوش تغییرات معنی‌دار در ساختار و شیمی سطح می‌شود؛ به گونه‌ای که همزمان با تشکیل فازهای معدنی نانوذرات آهن و گونه‌های سیلیکاته روی سطح و درون ساختار متخلخل بیوچار؛ مساحت سطح ویژه و ویژگی‌های تخلخلی مانند تغییر حجم منافذ و توزیع اندازه آنها تحت تأثیر قرار می‌گیرد (جدول ۴). افزون بر این، حضور گروه‌های عاملی جدید مانند گروه‌های هیدروکسیل، اکسیژن‌های پیوند یافته با اکسیدهای فلزی مانند آهن و سیلیسیم باعث تحول در بنیان‌های فعال سطحی شده و

جدول ۲. ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی بیوجارهای تولیدشده در شرایط مختلف گرماکافت

نوع زیست‌توده	دمای گرماکافت	مدت ماندگاری	عملکرد	Ash	pH	C	H	O	SSA	حجم منافذ
	°C	h	%	-	%	cm ³ /g	m ² /g			
پوسته دانه کتان	۳۰۰	۴	۳۶/۸	۵/۷	-	۷۷	۴/۵۳	۱۵/۷	۴/۷	-
	۸۰۰		۲۴/۲	۹/۲	-	۹۰	۰/۶	۷	۳۲۲	-
کود گاوی	۳۵۰	۲	۵۴/۳	۳۰/۷	۸/۷	۵۱/۰۷	۳/۷۹	۱۵/۶۳	۳/۹	-
	۷۰۰		۳۶/۷	۴۶/۲	۱۰/۳	۴۵/۹۱	۱/۹۸	۱۰/۵۳	۵۰/۹	-
علوفه	۳۵۰	۲	۵۱/۱	۲۸/۷	۹/۱	۵۳/۳۲	۴/۰۵	۱۵/۷	۱/۳	-
	۷۰۰		۳۲/۲	۴۴	۱۰/۳	۵۲/۴۱	۹۱/۰	۷/۲	۱۴۵/۲	-
کاه سویا	۳۰۰	۳	۳۷/۰۳	۱۰/۴۱	۷/۲۷	۶۸/۸۱	۴/۲۹	۲۴/۹۹	۵/۶۱	-
	۷۰۰		۲۱/۵۹	۱۷/۱۸	۱۱/۳۲	۸۱/۹۸	۱/۲۷	۱۵/۴۵	۴۲۰/۳	۰/۱۹
	۳۰۰	۳	۳۶/۹۱	۱/۲۴	۷/۷۶	۶۸/۲۷	۳/۸۵	۲۵/۸۹	۳/۱۴	-
	۷۰۰		۲۱/۸۹	۸/۹۱	۱۰/۵۷	۸۳/۷۶	۱/۷۵	۱۳/۳۴	۴۴۸/۲	۰/۲
پوسته بادام زمینی	۴۰۰	۱/۵	۳۶/۸	۹	۹/۳	۵۸/۴	۳/۵	۱۶/۶	۵	۰/۰۰۷
	۶۰۰		۲۸/۵	۱۱	۹/۶	۷۱/۹	۲	۱۸/۵	۱۸۵	۰/۱۱
	۷۰۰		۲۵/۸	۱۲	۹/۹	۷۴/۴	۱/۴	۱۵	۴۹	۰/۰۳۳
کاه و کلش گندم	۵۰۰	۴	۳۸/۵۹	۹/۱۲	۹/۷۷	۶۸/۶۹	۲/۹۵	۲۴/۸۶	۸/۵۰	۰/۰۴
	۷۰۰		۲۹/۷۷	۱۳/۹۰	۱۰/۹۶	۶۷/۳۰	۱/۴۶	۲۸/۲۴	۴۱/۴۲	۰/۰۶
کاه و کلش آفتاب‌گردان	۵۰۰	۲	-	-	-	۷۸/۹۹	۳/۴۳	۱۶/۸۶	۱۶/۶	۰/۰۱۲
	۶۵۰		-	-	-	۸۶/۹۱	۱/۹۳	۱۰/۳۹	۳۲۴	۰/۱۸۲
	۱۰۰۰		-	-	-	۸۷/۴۴	۰/۹۴	۱۰/۷۶	۲۴۹	۰/۱۴۰

جدول ۲. ویژگی های فیزیکوشیمیایی بیوچارهای تولید شده در شرایط مختلف گرماکافت (ادامه جدول ۲)

۰/۰۲۰	۵/۳	۴۶/۸	-	۳۵/۶	-	-	-	۴۰۰	گاه
۰/۰۳۵	۷/۱	۱۹/۷	-	۶۶/۱	-	-	-	۵۰۰	
۰/۰۲۹	۶	۲۹/۳	-	۵۹/۱	-	-	-	۶۰۰	
۰/۰۵۵	۴۲/۵	۳۶/۴	-	۵۶/۳	-	-	-	۷۰۰	
۰/۰۸۱	۱۵۰/۷	۲۰/۲	-	۷۶/۴	-	-	-	۸۰۰	
۰/۸۲	۵/۰۲	۱۵/۴۴	۴/۵۲	۵۱/۳۰	۸/۳۴	-	۵۸/۰۷	۳۰۰	کود گاوی
۰/۷۹	۱۰/۲۲	۱۲/۴۳	۳/۳۸	۵۱/۷۲	۱۰/۱۴	-	۴۴/۸۹	۴۰۰	
۰/۸۵	۲/۳۸	۷/۵۹	۲/۵۴	۵۲/۵۴	۱۰/۵۷	-	۳۹/۸۴	۵۰۰	
۰/۶۶	۲/۳۹	۰/۸۳	۱/۵۵	۵۲/۸۵	۱۰/۴۸	-	۳۷/۱۲	۷۰۰	
۰/۷۸	۱۱/۵۵	۱۳/۲۴	۳/۷۹	۵۲/۴۹	۱۰/۰۵	-	۴۶/۳۹	۰/۵	
۰/۷۸	۱۲/۸۲	۱۴/۶۹	۳/۲۶	۴۹	۱۰/۳۸	-	۴۳/۶۶	۱	۴۰۰

جدول ۳. خلاصه ای آماری از ویژگی ها و پارامترهای بیوچار در شرایط دمایی مختلف

پارامترهای آماری	دما °C	سرعت گرمایش °C/min	عملکرد	Ash %	pH	C	H %	O	SSA m ² /g	حجم منافذ cm ³ /g
کمترین	۱۰۰	۲/۵	۱۴	۰/۳	۵/۹	۲۰/۱۹	۰/۴۲	۰/۰۱	۰/۰۱۰	۰/۰۰۱
بیشترین	۹۰۰	۲۰	۹۹/۹	۷۶/۶	۱۲/۳	۹۵/۳۰	۷/۲۵	۴۶/۸۰	۴۹۰/۸۰	۱/۳۲۳
متوسط	۴۶۰	۷	۳۷	۱۱/۱	۸/۷	۶۹/۳۰	۲/۹۷	۱۳/۳۴	۱۵	۰/۰۳۵
میانگین	۴۷۰	۷/۹	۴۴/۴	۱۸/۲	۸/۹	۶۵/۴۸	۳/۱۱	۱۷/۲۷	۶۲/۶۰	۰/۲۳۱
مُد	۷۰۰	۷/۸	۴۶	۱/۱	۸/۷	۸۹	۱/۲۰	۱۸/۳۰	۰/۰۰۱	۰/۰۲۰

جدول ۴. خصوصیات فیزیکوشیمیایی کامپوزیت‌های بیوچار - مواد معدنی (۷)

نوع بیوچار	نوع ماده معدنی	نوع جاذب	سطح ویژه m ² /g	دمای گرمای کافت °C	میانگین قطر منافذ nm	حجم منافذ cm ³ /g	pH
کاه برنج	کائولینایت	بیوچار	۸/۱۴	۵۰۰	۳/۱۷	۰/۰۲	۸/۶
		بیوچار - کائولینایت	۱۵۱		۴/۱۶	۰/۱	۸/۳۹
کاه گندم	مونت موریلونیت	بیوچار	۲۰/۱۰	۴۰۰	۹/۸۵	۰/۱۳۸	-
		بیوچار - مونت موریلونیت	۱۱۲/۶		۲۱/۷	۰/۶۰۴	-
چوب کاج	مونت موریلونیت	بیوچار	۱۲۱	۶۰۰	۳/۳۴	۰/۰۲۱۲	-
		بیوچار - مونت موریلونیت	۱۲۷		۴/۹۴	۰/۰۲۸۸	-
زباله جامد	مونت موریلونیت	بیوچار	۴/۳۳	۵۰۰	-	-	۹/۵۵
شهری		بیوچار - مونت موریلونیت	۸/۷۲		-	-	۹/۵۱
ساقه	پالیکروسکیت	بیوچار	۹۹/۴۳	۵۰۰	۳/۱۲	-	۱۰/۳۸
سیب زمینی		بیوچار - پالیکروسکیت	۹۰/۴۰		۵/۴۲	-	۹/۹۳
جلبک	بتونیت	بیوچار	۲۰/۳	۶۰۰	۱/۷۸	۰/۰۹۰۴	۱۰/۲
دریایی		بیوچار - بتونیت	۲۹/۲		۲/۶۷	۰/۰۱۹۵	۱۰/۱
باگاس	مونت موریلونیت	بیوچار	۳۸۸/۳	۶۰۰	-	-	-
		بیوچار - مونت موریلونیت	۴۰۷		-	-	-
ضایعات	بتونیت	بیوچار	۲۴/۶۹	۷۰۰	۹/۰۵	۰/۰۸	۷/۳
سیگار		بیوچار - بتونیت	۵۱/۱۲		۹/۲۹	۰/۱۶	۹/۳
بامبو	مونت موریلونیت	بیوچار	۲/۲۷	۴۰۰	۶/۹	۰/۱۶	-
		مونت موریلونیت	۷۰/۷۴		۷/۹۲	۰/۰۰۲	-
		بیوچار - مونت موریلونیت	۱۹/۹۲		۱۱/۴۶	۰/۰۶۲	-
ضایعات	بتونیت	بتونیت	۲۴/۵۲		-	-	-
چوب	نانوذرات آهن	بیوچار	۵۵/۵۳	۵۰۰	-	-	-
		بیوچار - بتونیت	۲۷/۳۵		-	-	-
		بیوچار - بتونیت - نانوذرات آهن	۶/۷۴		-	-	-
جلبک	زئولیت	بیوچار	۱۳/۳۷۲	۵۰۰	۹/۱۵۰	۴/۱۱۶	۱۰/۴۱
دریایی		بیوچار - زئولیت	۱۲۴/۳۵۹		۴/۹۹۴	۲/۱۰۴	
ساقه	آپاتیت طبیعی	بیوچار	۹۹/۴۳	۵۰۰	-	۰/۰۸	۱۰/۴۰
سیب زمینی		بیوچار - آپاتیت	۹۰/۴		-	۰/۱۲	۹/۹۳

جدول ۴. خصوصیات فیزیکوشیمیایی کامپوزیت‌های بیوچار - مواد معدنی (۷) (ادامه جدول ۴)

ضایعات	هماتیت طبیعی	بیوچار	۲۰۹/۶۰	۶۰۰	-	-	-
چوب	بیوچار-هماتیت		۱۹۳/۱۰	-	-	-	-
لجن	رکتوریت	بیوچار	۱۶/۶	۵۰۰	۱۶/۸۵۸	۰/۰۷	-
فاضلاب	رکتوریت	رکتوریت	۶	-	۲۲/۱۶۳	۰/۰۳۳	-
		بیوچار-رکتوریت	۱۶/۵	-	۱۳/۶۶۹	۰/۰۵۶	-
سنبل آبی	ژئولیت	بیوچار	۴۳/۱۲	۴۵۰	۱/۹۲۲	۰/۰۳۷	۹/۷۴
		بیوچار-ژئولیت	۱۸/۶۷	-	۱/۹۱۸	۰/۰۱۸	۸/۹۴

مکانیسم‌های غیرمتحرک کردن آلاینده‌ها توسط

کامپوزیت‌های بیوچار - مواد معدنی از محیط

واکنش‌های ترکیب بیوچار با پودرهای معدنی به‌ویژه کانی‌های رسی شامل برهم‌کنش‌های $H-\pi$ بین H گروه‌های سیلانول کانی‌های رس و سطح غنی از الکترون سیستم π حلقه‌های آروماتیک بیوچار، واکنش‌های الکترواستاتیک، پیوند هیدروژنی، پل کاتیونی، تبادل لیگاند و تشکیل کمپلکس است (۷، ۴۶، ۵۵ و ۶۹). این فرایندها باعث افزایش تخلخل، سطح ویژه، بار منفی سطحی، پتانسیل زتا، ظرفیت تبادل کاتیونی، قلیائیت و ایجاد گروه‌های عاملی سطحی متفاوت مانند $Fe-O$ ، $P-O$ ، $Si-O$ ، $Al-O$ بسته به نوع ماده معدنی روی سطح کامپوزیت‌های بیوچار برای غیرمتحرک کردن طیف گسترده‌ای از آلاینده‌ها می‌شود (۵، ۷ و ۱۷). مکانیسم‌هایی که در غیرمتحرک کردن آلاینده‌ها در مخلوط بیوچار با مواد معدنی دخالت دارند عبارتند از: ۱. فرایند تبادل یونی؛ یون‌های فلزی و آلاینده‌های آلی کاتیونی با کاتیون‌های قابل تبادل K^+ ، Na^+ ، Ca^{2+} ، Mg^{2+} ، Fe^{2+} جذب‌شده به‌وسیله گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار سطح کامپوزیت‌های بیوچار مبادله می‌شوند. همچنین این کاتیون‌ها با ایجاد پل کاتیونی باعث جذب و غیرمتحرک شدن آلاینده‌های آنیونی می‌شوند (۷، ۲۰، ۳۳ و ۵۳). ۲. رسوب مکانیسم اصلی در حذف آلاینده کاتیونی و آنیونی مانند فلزات سنگین به‌صورت جامد توسط کامپوزیت‌های بیوچار است. هنگامی که این فلزات با اجزای معدنی $Fe(II)$ ، K^+ ، Ca^{2+} ، Mg^{2+} ، SO_4^{2-} ، PO_4^{3-} ، CO_3^{2-} ، Cl^-

با تغییر pH، بار سطحی و انرژی‌های برهم‌کنش باعث تقویت مکانیسم‌های جذب و افزایش ظرفیت جذب آلاینده‌ها توسط کامپوزیت بیوچار - ماده معدنی می‌شود. همچنین بارگذاری فازهای معدنی غالباً پایداری حرارتی بیوچار را افزایش داده و مقاومت ساختاری آن را بهبود می‌بخشد. علاوه بر این، حضور گونه‌های حاوی آهن می‌تواند ویژگی‌های الکتریکی بیوچار را دستخوش تغییر کند؛ به نحوی که در صورت تشکیل فازهای مغناطیسی، فعالیت کاتالیستی و قابلیت جداسازی و بازیافت آن از طریق اعمال میدان مغناطیسی تسهیل می‌شود (۷، ۴۷ و ۶۶). سایر تغییرات قابل توجه شامل تغییر در ساختار کریستالی و اندازه بلورها مرتبط با تشکیل کانی‌های جدید و اصلاح آبرگریزی سطح است که همگی در تعیین کارایی نهایی بیوچار اصلاح‌شده در کاربردهای مختلف از جمله جذب آلاینده‌ها، تسریع واکنش‌های کاتالیستی و فرایندهای تصفیه نقش اساسی ایفا می‌کنند (۳۷ و ۳۸). برای توصیف دقیق‌تر این تحولات، استفاده از تکنیک‌های مشخصه‌یابی پیشرفته مانند پراش پرتو ایکس (XRD) برای شناسایی فازهای بلوری، میکروسکوپ الکترونی روبشی و عبوری (SEM/TEM) برای مورفولوژی سطح، طیف‌سنجی فروسرخ تبدیل فوریه (FTIR) برای تعیین گروه‌های عاملی، طیف‌سنجی فوتوالکترتون پرتو ایکس (XPS) برای وضعیت شیمیایی، تحلیل ترموگراویمتریک (TGA) برای پایداری حرارتی، BET برای بررسی تخلخل و سطح ویژه و مغناطیس‌سنجی ارتعاشی (VSM) برای بررسی رفتار مغناطیسی برای کمی‌سازی این پارامترها ضروری است (۷، ۱۶، ۵۳ و ۶۶).

OH^- و SiO_4^{4-} روی سطح کامپوزیت‌های بیوچار تماس پیدا می‌کنند با تشکیل نمک‌های نامحلول تحرک آنها کاهش می‌یابد (۷۰ و ۶۶). ۳. کمپلکس‌های سطحی؛ فرایند اتصال یا نگهداری فلزات کاتیونی روی سطح کامپوزیت‌های بیوچار که دارای گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار هستند، منجر به تشکیل کمپلکس‌های سطحی می‌شود. کامپوزیت‌های بیوچار - مواد معدنی در جذب آلاینده‌های آنیونی مانند سولفات، فسفات، مولیدات، سلنیت و آرسنات از طریق فرایند تبادل لیگاند نقش دارند. این آنیون‌ها با حذف آب یا گروه‌های هیدروکسیل ($-\text{OH}$) موجود در لبه‌های کانی‌های رسی، ترکیبات هیدروکسی آپاتیت و کامپوزیت بیوچار آنها با تشکیل کمپلکس‌های درون کرای باعث غیرمحرک شدن این آلاینده‌ها می‌شوند (۷ و ۴۴). ۴. برهم‌کنش‌های دهنده - پذیرنده الکترون (Electron donor - acceptor (EDA)) که یک برهم‌کنش قوی بین مولکولی بین کاتیون‌های فلزی و سیستم π آلاینده‌های آروماتیک عمدتاً به عنوان دهنده الکترون با سیستم π حلقه‌های آروماتیک بیوچار به‌عنوان پذیرنده الکترون می‌باشد (۷، ۳۳ و ۶۶). کارایی این برهم‌کنش به آروماتیسیته سطح بیوچار بستگی دارد و هرچه تعداد ساختارهای آروماتیک بیشتر باشد، توانایی دهنده الکترون قوی‌تر است (۷۳). ۵. مکانیسم توزیع یا تقسیم‌بندی به توزیع آلاینده‌ها بین فازهای مختلف (آلی، آب و هوا) اشاره دارد و شامل نفوذ آلاینده‌ها در شبکه فازهای حجمی است، به جای اینکه به صورت خارجی روی جاذب‌های مبتنی بر بیوچار متمرکز شوند (۱، ۷ و ۷۵). بخش‌های آلی غیرکربونیزه در بیوچارهای تولیدشده در دمای گرماکافت کم (۱۰۰ تا ۳۰۰ درجه سلسیوس) به عنوان فاز توزیع عمل می‌کنند و جذب آلاینده‌ها را افزایش می‌دهند؛ درحالی‌که در بیوچارهای تهیه‌شده در دمای گرماکافت زیاد (۴۰۰ تا ۷۰۰ درجه سلسیوس) فرایند جذب در بخش‌های متخلخل و کربونیزه اتفاق می‌افتد (۱ و ۱۵). فاز آمورف کربن در بیوچار که شامل ترکیبات کوچک پلی‌آروماتیک و آلیفاتیک مانند پیرول‌ها، فنول‌ها، کتون‌ها و قندها است، بیشتر مستعد توزیع هستند (۲۵). ۶. برهم‌کنش‌های

آبگریزی شامل مکانیسم‌های توزیع و آبگریزی است و در پدیده‌های سطحی و کلوئیدی نقش مهمی در جذب ترکیبات آلی مانند تتراسایکلین، سیپروفلوکساسین و سولفامتوکسازول توسط کامپوزیت‌های بیوچار - مواد معدنی دارند. افزایش دمای کربونیزاسیون می‌تواند آبگریزی، آروماتیسیته و سطح ویژه بیوچار را افزایش دهد که در نتیجه جذب ترکیبات آلی را بهبود می‌بخشد (۱، ۷ و ۱۸). ۷. مکانیسم پیوند هیدروژنی که بین گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن روی سطح کامپوزیت‌های بیوچار و گروه‌های OH ترکیبات آلی رخ می‌دهد و شامل برهم‌کنش‌های دوقطبی - دوقطبی و یوشیدا بین هیدروژن گروه‌های OH - روی سطح کامپوزیت‌های بیوچار و اتم‌های مربوطه روی سطح و حلقه‌های آروماتیک در مولکول آلاینده می‌باشد (۵۴). ۸. یکی از مهم‌ترین روش‌های حذف و غیرمحرک کردن فلزات سنگین با ظرفیت‌های مختلف مکانیسم اکسیداسیون - کاهش است که توسط گروه‌های عاملی مانند هیدروکسیل فنولی و کانی‌های حاوی گونه‌های قابل اکسید و احیا مانند هماتیت و گیسیت روی سطح کامپوزیت‌های بیوچار - مواد معدنی انجام می‌شود. کامپوزیت‌های بیوچار با تغییر درجه اکسایش فلزات سنگین باعث رسوب، کاهش حلالیت و سمیت آن از طریق تبدیل به فرم‌های کم‌خطر می‌شوند. به‌عنوان مثال، در خاک‌های آلوده به کروم، افزودن بیوچار می‌تواند Cr(VI) را به Cr(III) کاهش دهد. اما هنگامی که Cr(VI) و Cr(III) هم‌زمان وجود داشته باشند، کامپوزیت‌های بیوچار - آهن عمدتاً Cr(III) را جذب می‌کنند و تأثیر کمی بر جذب Cr(VI) دارند؛ بنابراین، مکانیسم جذب Cr(VI) در خاک ابتدا کاهش Cr(VI) به Cr(III) و سپس جذب آنهاست. آرسنیک نیز فرایند مشابه ولی برعکس کروم دارد (۱۶، ۳۳، ۳۶، ۵۳ و ۶۶). ویثاناک و همکاران (۵۸) اشاره کردند که پس از افزودن کامپوزیت‌های بیوچار - آهن، اکسید آهن اکسیداسیون As(III) سمی‌تر به As(V) کم‌خطرتر را تسهیل و Fe^{2+} به Fe^{3+} کاهش یافت. اکسیداسیون نانو ذرات صفر ظرفیتی آهن باعث کاهش آرسنیک فراهم می‌شود و آرسنیک با اکسیدهای آهن،

بیوچار رابطه دارد. شعاع اتمی به فاصله‌ی مرکز هسته تا بیرونی‌ترین لایه‌ی الکترونی اشاره دارد، اما چون مرز دقیقی برای ابر الکترونی وجود ندارد، تعاریف متفاوتی از این کمیت ارائه می‌شود. بر این اساس، شعاع اتمی ممکن است برای اتم‌های منفرد تعریف شود یا برای اتم‌ها در حالت ماده چگال، در پیوندهای کووالانسی و حتی در حالت‌های یونیزه نیز به کار رود. در جدول ۶ شعاع اتمی و هیدراته برخی از فلزات سنگین سمی ارائه شده است (۴۵ و ۵۹).

در جذب ترکیبات آلی مانند آترازین افزایش سطح ویژه و تخلخل بیوچار بکر با افزودن مواد معدنی متخلخل ظرفیت جذب فیزیکی را می‌توان به‌طور قابل توجهی بهبود بخشید (۷ و ۵۳). فناوری کامپوزیت بیوچار - آهن با بهره‌گیری از ویژگی‌های مکمل بیوچار و نانواهن، راهکاری کارآمد برای مقابله با آلاینده‌های نیترو و کلرینه ارائه می‌دهد. در این سیستم هم‌افزا، بیوچار به‌عنوان یک بستر متخلخل، وظیفه جذب و تمرکز آلاینده‌ها از محیط‌های آبی و خاکی را بر عهده می‌گیرد و بدین ترتیب، محدودیت‌های ناشی از راندمان کم جذب تک‌ماده‌ای را جبران می‌کند. در همین حال، ذرات نانواهن که به‌تنهایی با چالش‌هایی مانند تجمع و فعالیت کوتاه‌مدت روبه‌رو هستند، روی این بستر کربنی مستقر شده و با انجام واکنش‌های فعال کاهش و اکسیداسیون، پیوندهای شیمیایی آلاینده‌ها را شکسته و آنها را تجزیه می‌کنند. در واقع، هم‌افزایی میان این دو جزء به‌گونه‌ای است که بیوچار با انتقال و متمرکزسازی آلاینده‌ها در مجاورت نانواهن شرایط را برای تخریب شیمیایی حداکثری و جذب سطحی فراهم آورده و درنهایت، بهره‌وری و پایداری فرایند پاکسازی محیط‌زیست را به‌طور قابل‌توجهی ارتقا می‌دهد (۳). شکل ۱ عمده مکانیسم‌های جذب و غیرمتحرک کردن آلاینده‌ها در آب و خاک توسط کامپوزیت‌ها بر پایه بیوچار برگرفته از پژوهش‌های انجام‌شده در این زمینه را نشان می‌دهد (۱، ۷، ۵۰، ۵۳ و ۶۶).

اکسی‌هیدروکسید آمورف به شکل Fe(As)OOH جذب یا رسوب می‌کند (۲۱). ۹. برهمکنش الکترواستاتیک به تعاملات بین گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار مانند Fe-O ، کربونیل (C=O)، کربوکسیل (-COOH) و هیدروکسیل (-OH) با بار منفی روی سطح کامپوزیت‌های بیوچار با یون‌های فلزی با بار مثبت اشاره دارد و می‌توان با مقادیر پتانسیل زتا (Zeta potential) آن را توصیف کرد. عواملی مانند pH، دمای گرمایکافت و افزودنی‌ها بر ظاهر مکان‌های باردار روی سطح کامپوزیت‌های بیوچار تأثیر می‌گذارند (۷، ۳۳ و ۶۶). کامپوزیت‌های بیوچار - مواد معدنی، هنگام اختلاط با خاک، اغلب خاصیت قلیایی ایجاد می‌کنند. این امر منجر به افزایش بار منفی در لایه‌های بیرونی ذرات خاک شده و توانایی برهم‌کنش الکترواستاتیکی با کاتیون‌های فلزات سنگین را تقویت می‌کند. علاوه بر این، الکترون‌گاتیویته بالای این کامپوزیت‌ها به جذب یون‌های فلزی (اعم از کاتیونی و آنیونی، بسته به pH و نوع ماده) از طریق نیروهای الکترواستاتیکی کمک می‌نماید. رابطه بین pH محیط و نقطه بار صفر کامپوزیت‌های بیوچار (pH_{ZPC}) اثر الکترواستاتیکی را تعیین می‌کند. هنگامی که pH محیط بیشتر از pH_{ZPC} باشد، سطح کامپوزیت‌های بیوچار بار منفی داشته و به کاتیون‌های فلزات سنگین جذب می‌شود؛ درحالی‌که اگر pH محیط کمتر از pH_{ZPC} باشد، سطح کامپوزیت‌های بیوچار بار مثبت داشته و فلزات سنگین آنیونی را جذب می‌کند (۷، ۳۳، ۳۶، ۶۶ و ۶۷). جدول ۵ نقطه بار صفر برخی اجزای منفرد کامپوزیت‌های بیوچار - مواد معدنی را نشان می‌دهد (۱۰، ۵۲).

۱۰. مکانیسم جذب فیزیکی و پر کردن منافذ به جاذبه فیزیکی بین جذب‌شونده (adsorbate) و جاذب (adsorbent) با کمک نیروهای الکترواستاتیک و اندروالسی اشاره دارد. سطح ویژه، تخلخل و اندازه منافذ کامپوزیت بیوچار از جمله عوامل کلیدی تأثیر گذار روی جذب فیزیکی آلاینده‌های آلی و غیرآلی هستند (۴). شعاع اتمی یکی از عوامل مهم در غیرمتحرک‌سازی فلزات سنگین است که با تخلخل و سطح ویژه کامپوزیت‌های

جدول ۵. نقطه بار صفر (ZPC) برخی اجزای منفرد کامپوزیت بیوچار- مواد معدنی

کانی	ZPC
کرنندوم ($\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$)	۹/۱
گیبسیت ($\alpha\text{-Al}(\text{OH})_3$)	۵
بوهمیت (Y-AlOOH)	۸/۲
مگنتیت (Fe_3O_4)	۶/۵
گوتیت ($\alpha\text{-FeOOH}$)	۷/۸
هماتیت ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$)	۶/۷
فریهدرات ($\text{Fe}(\text{OH})_3$ بی شکل)	۸/۵
لیمونیت $\text{FeOOH} \cdot n\text{H}_2\text{O}$	۸/۵
CuO	۹/۵
MgO	۱۲/۴
8- MnO_2	۲/۸
B- MnO_2	۷/۲
SiO_2	۲
ZrSiO_4	۵
فلدرسپارها	۲/۲
کائولینیت	۴/۶
مونتموریلونیت	۲/۵
سپینولیت	۲/۶
زئولیت	۲/۸
دیاتومیت	۳/۲
بیوچار	۳-۱۰
کربن فعال	۳-۱۰

عوامل مؤثر بر حذف آلاینده‌ها توسط کامپوزیت‌های بیوچار

- مواد معدنی

میزان حذف آلاینده‌ها توسط کامپوزیت‌های بیوچار در آب و خاک به‌طور قابل‌توجهی تحت تأثیر شاخص‌هایی شامل ویژگی‌های ذاتی و اشکال آلاینده‌ها در محیط، خصوصیات آب و خاک، جنس و نوع زیست‌توده اولیه برای تهیه بیوچار اصلاح‌شده و اندازه ذرات آن، شرایط گرماکافت (شامل دما، نرخ رشد حرارتی، مدت ماندگاری و شرایط محیط واکنش)،

نوع و روش افزایش ظرفیت بیوچار، نوع و ماهیت ماده شیمیایی و معدنی کاربردی، نسبت تلقیح، مقدار جاذب، pH محلول، دمای جذب، رقابت یونی، غلظت اولیه آلاینده و زمان تماس قرار دارد (۷، ۳۳، ۴۳، ۵۳ و ۶۶). به‌طور میانگین میزان کاربرد بیوچار به ۵ کلاس اصلی $1 \leq I$ ، $3 \leq II$ ، $1 < III \leq 5$ ، $10 \leq IV < 5$ و $7 > V$ تقسیم‌بندی می‌شود. بیشترین مقدار کاربرد بیوچار در خاک در ۷۳ مقاله منتشرشده از سال ۲۰۱۱ تا ۲۰۱۹ بیشتر از ۱ درصد بود؛ درحالی‌که تنها در ۴ مقاله زیر ۱

جدول ۶. شعاع اتمی و هیدراته برخی فلزات سنگین

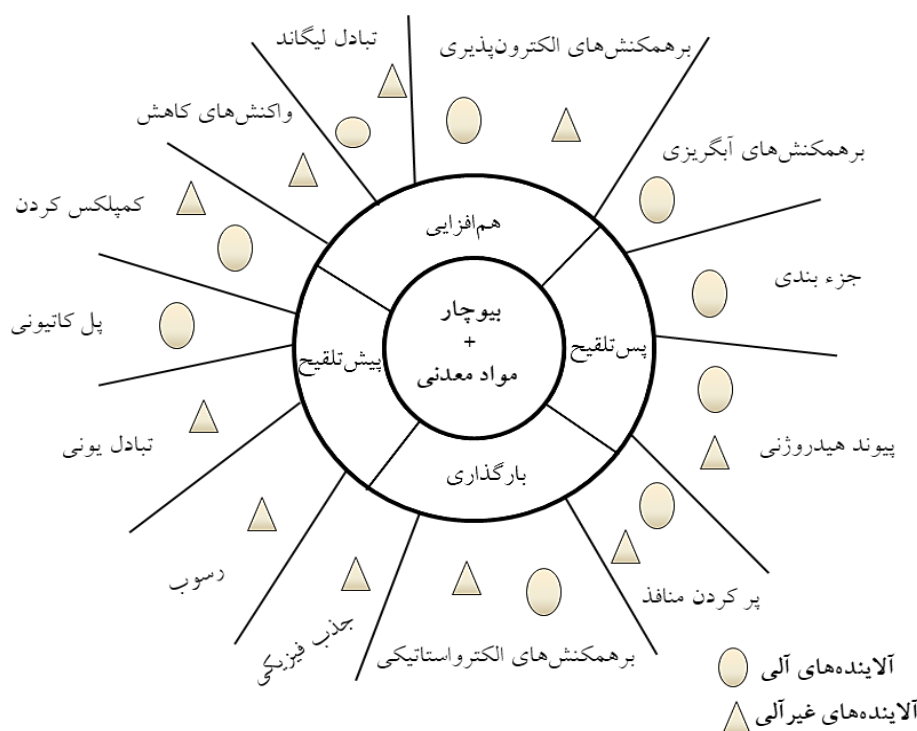
عنصر	تجربی	محاسبه شده	واندر والس	pm		شعاع هیدراته
				کوالانسی (پیوند ساده)	کوالانسی (پیوند سه گانه)	فرم آبپوشیده/ اکسیژنه
24Cr	۱۴۰	۱۶۶	-	۱۲۷	۱۰۳	Cr(H ₂ O) ₆ ⁺² ۰/۷۳
						Cr(H ₂ O) ₆ ⁺³ ۰/۶۱
27Co	۱۳۵	۱۵۲	-	۱۲۶	۹۶	Co(H ₂ O) ₆ ⁺² ۰/۷۴۵
						Co(H ₂ O) ₆ ⁺³ ۰/۵۴۵
28Ni	۱۳۵	۱۴۹	۱۶۳	۱۲۱	۱۰۱	Ni(H ₂ O) ₆ ⁺² ۰/۶۹
29Cu	۱۳۵	۱۴۵	۱۴۰	۱۳۸	۱۲۰	Cu(H ₂ O) ₆ ⁺² ۰/۷۳
30Zn	۱۳۵	۱۴۲	۱۳۹	۱۳۱	-	Zn(H ₂ O) ₆ ⁺² ۰/۷۴
33As	۱۱۵	۱۱۴	۱۸۵	۱۱۹	۱۰۶	H ₃ AsO ₄ H ₂ AsO ₄ ⁻ HAsO ₄ ⁻² H ₂ AsO ₃ ⁻ HAsO ₃ ⁻² -
34Se	۱۱۵	۱۰۳	۱۹۰	۱۱۶	۱۰۷	SeO ₄ ⁻² HSeO ₃ ⁻ SeO ₃ ⁻² -
48Cd	۱۵۵	۱۶۱	۱۵۸	۱۴۸	-	Cd(H ₂ O) ₆ ⁺² ۰/۹۵
80Hg	۱۵۰	۱۷۱	۱۵۵	۱۴۹	-	Hg(H ₂ O) ₆ ⁺² ۱/۰۲
						Hg ₂ (H ₂ O) ₆ ⁺² ۰/۹۷
82Pb	۱۸۰	۱۵۴	۲۰۲	۱۴۷	۱۳۷	Pb(H ₂ O) ₆ ⁺² ۱/۱۹
92U	۱۷۵	-	۱۸۶	-	۱۱۸	U(H ₂ O) ₉ ⁺⁴ ۱/۰۵
						UO ₂ (H ₂ O) ₅ ⁺² ۱/۰۸

پژوهش‌های انجام شده روی غیرمتحرک کردن آلاینده‌ها توسط

کامپوزیت بیوچار - مواد معدنی

مطالعات مختلف نشان داده‌اند که اصلاح بیوچار با مواد معدنی و اکسیدهای آهن می‌تواند کارایی آن را در تثبیت و جذب آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین به‌طور چشمگیری افزایش دهد. لیو و همکاران (۳۶) گزارش کردند که گروه‌های Fe-O و Fe- OH در انواع کامپوزیت‌های بیوچار - اکسید آهن نسبت به گروه‌های کربونیل و کربوکسیل بیوچار خالص، نقش مؤثرتری در جذب آلاینده‌ها از جمله آرسنیک و کروم دارند. به‌طور مشابه،

درصد بود. بیشترین مقدار کاربرد ذغال‌زیستی بین ۱ تا ۵ درصد و تنها در ۱۵ مقاله بیش از ۱۰ درصد بود (۶۴). امروزه نیز پژوهشگران برای انجام پژوهش‌های خود روی بیوچار و جاذب‌های بر پایه آن از این تقسیم‌بندی استفاده می‌کنند. از نظر کاربردی، اغلب مطالعات گزارش کرده‌اند که مصرف بیوچار در محدوده ۱ تا ۵ درصد در خاک، بهترین تعادل میان کارایی، هزینه و پایداری زیست‌محیطی را فراهم می‌آورد. مقادیر بیشتر از ۱۰ درصد به‌ندرت استفاده شده‌اند؛ زیرا می‌توانند موجب تغییرات نامطلوب در خصوصیات خاک شوند و از نظر اقتصادی نیز مقرون‌به‌صرفه نباشند (۶۴).



شکل ۱. عمده مکانسیم‌های غیرمتحرک کردن آلاینده‌ها در آب و خاک توسط کامپوزیت‌های بیوپچار - مواد معدنی

مکان‌های فعال ایجادشده روی سطح کامپوزیت و در نتیجه کاهش سمیت این عناصر در بخش هوایی گیاه کلم برگ چینی به ترتیب ۵۴ و ۸۸ نسبت به تیمار شاهد شده است.

مدها و همکاران (۴۱) نشان دادند که ترکیب بیوپچار با بتونیت و کائولینیت علاوه بر بهبود ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک، موجب کاهش تحرک فلزات سنگین با ترتیب $Zn > Cu > Co > Pb > Ni > Cr > Cd$ و بهبود رشد سورگوم در خاک‌های تحت تأثیر فعالیت معدن زغال‌سنگ می‌شود. صدیق و همکاران (۴۸) گزارش کردند که کامپوزیت بیوپچار تهیه‌شده از پوسته شلتوک برنج در دمای $500^{\circ}C$ و هماتیت طبیعی به‌روش هم‌افزایی با نسبت ۱:۱ در خاک شالیزاری تحت شرایط غرقاب و زهکشی فراهمی کادمیوم را کاهش می‌دهد؛ به‌طوری‌که در شروع فرایند زهکشی میزان فراهمی کادمیوم به دلیل افزایش Eh و انحلال اکسایشی سولفیدهای کادمیوم افزایش ولی در پایان دوره غرقاب و زهکشی به دلیل جذب مجدد کادمیوم بر سطح اکسیدهای آهن و منگنز به ترتیب ۲۵ و ۲۸ درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش

وانگ و همکاران (۶۲) نشان دادند که کامپوزیت بیوپچار - هماتیت تهیه‌شده در دمای $600^{\circ}C$ درجه سانتی‌گراد، به‌واسطه افزایش بار منفی سطح و حضور ذرات ماگماییت ($\gamma-Fe_2O_3$)، ظرفیت جذب آرسنیک را از طریق مکانسیم‌های الکترواستاتیک و گروه‌های عاملی سطحی حدود دو برابر بیوپچار خالص افزایش می‌دهد. وانگ و همکاران (۶۳) در یک آزمون گلدانی نشان دادند که کامپوزیت‌های بیوپچار حاصل از پوسته شلتوک برنج در دمای $500^{\circ}C$ با کانی‌های کائولن، ورمی‌کولایت و آتاپولگایت نسبت به بیوپچار ساده توانایی بیشتری در غیرمتحرک‌سازی Cd ، Cr ، Cu و Zn دارند که در این میان، بیوپچار - آتاپولگایت به دلیل تخلخل زیاد، pH مناسب، سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی بیشتر مؤثرترین تیمار بود. لی و همکاران (۳۲) گزارش کردند که افزودن کامپوزیت زئولیت - بیوپچار $500^{\circ}C$ کاه و کلش گندم تهیه‌شده به‌روش هم‌افزایی با نسبت ۱:۱ به یک خاک آلوده باعث کاهش تحرک سرب و کادمیوم در خاک به دلیل ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد زئولیت (۱۷۰-۱۵۰ میلی‌اکی‌والان در ۱۰۰ گرم)، تخلخل فراوان و

یافت. وانگ و همکاران (۶۲) نیز گزارش کردند که کامپوزیت بیوپچار 250°C حاصل از پوسته بادام‌زمینی و مونتموریلونیت با نسبت ۱:۱ تهیه شده به‌روشن پس‌تلقیح و دوغاب بیوپچار - رس با آب مقطر، توانایی زیادی نسبت به اجزای منفرد در حذف Cr(VI) از پساب اسیدی معدن دارد. جاسیم و الزرفی (۲۸) و اقبال و همکاران (۲۶) به‌ترتیب کارایی نانو ذرات مگنتیت (Fe_3O_4) و هماتیت (Fe_2O_3) بارگذاری شده به‌صورت مستقیم توسط محلول - های نمکی آهن روی سطح بیوپچارهای 550°C برگ خرما و 450°C کاه و کلش گیاه مرتعی برای حذف کادمیوم از آب‌های آلوده را بررسی و نشان دادند که کاربرد کامپوزیت‌های بیوپچار - مگنتیت و هماتیت بیشتر از بیوپچارهای بکرشان بود. احمد و همکاران (۲) نشان دادند که کامپوزیت‌های بیوپچار 600°C ضایعات نخل خرما که با نانوذرات آهن صفر ظرفیتی، سیلیکا و ژئولیت برای حذف کلرتراسایکلین از محلول‌های آبی اصلاح‌شده بودند، عملکرد بهتری نسبت به بیوپچار خام داشته است و بیشترین ظرفیت جذب به‌ترتیب مربوط به کامپوزیت بیوپچار - آهن، بیوپچار - سیلیکا و بیوپچار - ژئولیت بود. در حذف رنگ‌های آلی نیز نتایج مشابهی گزارش شده است. یائو و همکاران (۷۱) نشان دادند که بیوپچار خام تنها بخش محدودی از متیلن‌بلو را حذف می‌کند؛ درحالی‌که کامپوزیت بیوپچار - مونتموریلونیت به‌واسطه ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد مونتموریلونیت ($100-70$ میلی‌اکی‌والان در 100 گرم) توسط برهم‌کنش‌های الکترواستاتیک و تبادل یونی، قادر به حذف حدود 70 درصد رنگ از محلول آبی بود. به‌طور مشابه، سئو و همکاران (۴۹) نشان دادند که کامپوزیت بیوپچار - بنتونیت نیز در حذف رنگ کنگو رد نسبت به بیوپچار بکر کارایی بیشتری در محلول‌های آبی توسط مکانیسم‌های مشابه دارد. آنها اثر هم‌افزایی ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد بنتونیت ($150-80$ میلی‌اکی‌والان در 100 گرم) با بیوپچار را دلیل این عملکرد زیاد دانستند.

در خصوص تأثیر دما و روش تولید بر عملکرد کامپوزیت‌های بیوپچار - ذرات اکسید آهن، گنگ و همکاران (۲۳) تأثیر کامپوزیت‌های بیوپچار حاصل از کاه و کلش گندم در دو دمای 300°C و 700°C که به‌روشن پس‌تلقیح با نمک‌های

$\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ و $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ مغناطیسی شده بودند تا انواع نانو ذرات اکسید آهن شامل FeO ، Fe_2O_3 و FeOOH روی سطح بیوپچارها بارگذاری شوند را در حذف سرب از ۲ خاک آلوده بررسی و نشان دادند که بیوپچارهای مغناطیسی شده در دمای 700°C ظرفیت جذب زیادی نسبت به بیوپچار مغناطیسی‌شده در دمای 300°C و بیوپچارهای بکرشان داشتند. این برتری به دلیل ویژگی‌های برتر بیوپچارهای تولیدشده در دمای زیاد، شامل اندازه قطر منافذ بیشتر، تخلخل فراوان، سطح ویژه بیشتر، ظرفیت تبادل کاتیونی بیشتر، گروه‌های عاملی فراوان (به‌ویژه Fe-O) و کربن آروماتیک بیشتر بود. در پژوهشی توسط وان و همکاران (۶۰) نانو ذرات مگنتیت (Fe_3O_4) تولیدشده به‌وسیله محلول‌های نمکی $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ و $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ که با سه روش شامل تلقیح زیست‌توده با نمک آهن و سپس گرماکافت (MP)، تبدیل زیست‌توده به بیوپچار و سپس تلقیح با نمک آهن و مغناطیسی‌سازی با اختلاط (PM) و تولید بیوپچار، سپس تلقیح با نمک آهن، خشک‌کردن و گرماکافت مجدد (PMP) روی سطح بیوپچار 300°C خاک اره بارگذاری شده بودند را برای حذف آرسنیک، کادمیوم و سرب از خاک بررسی کردند. نتایج نشان داد که درصد حذف سرب، آرسنیک و کادمیوم در خاک در تیمار (PMP) بیشتر از تیمار (PM) و سپس بیشتر از تیمار (MP) بود. علت استفاده از این دما برای تولید جاذب‌ها کم‌بودن دمای گرماکافت از دمای کوری ($\text{Curie temperature (CT)}$) بود. دمای کوری، دمایی است که مواد مغناطیسی بعد از آن دما حالت مغناطیسی خود را از دست می‌دهند. برای نانوذرات مگنتیت (Fe_3O_4) 500°C تا 566°C ، ماگمایت ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$) 547°C تا 713°C ، هماتیت ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) 675°C ، نانوذرات صفر ظرفیتی آهن ($n\text{ZVI}$) 770°C و گئوتیت ($\alpha\text{-FeOOH}$) 167°C تا 187°C می‌باشد (۶۰). وو و همکاران (۶۵) تأثیرات کامپوزیت بیوپچار مغناطیسی‌شده با نانو ذرات مگنتیت (Fe_3O_4) بر پایه کلسیم به‌روشن پیش‌تلقیح را بر تجمع آرسنیک در دانه برنج (*Oryza sativa* L.) در خاک شالیزاری آلوده به این عنصر و کادمیوم را مورد بررسی قرار دادند. کاه و کلش برنج با نسبت

۲:۱ با محلول‌های آهن (II) و آهن (III) به ترتیب با غلظت‌های ۰/۱ و ۰/۲ مولار مخلوط و پس از فرایند خشک شدن انجمادی با ۳ درصد آهک (CaCO_3) ترکیب و در دمای 400°C به کامپوزیت بیوچار - مگنتیت بر پایه کلسیم تبدیل و سپس به خاک تحت کشت برنج با سطوح مختلف افزوده شد. نتایج نشان داد که تیمارهای بیوچار بکر و کامپوزیت حاصل از آن با افزایش pH و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نقش مؤثری در کاهش فراهمی زیستی کادمیوم دارند. اما تیمار بیوچار بکر باعث افزایش فراهمی آرسنیک در خاک شد و فقط در تیمار کامپوزیت بیوچار - مگنتیت بر پایه کلسیم فراهمی و سمیت آرسنیک در خاک برای گیاه برنج کاهش یافت. آنها تبدیل آرسنیک به گونه کم‌خطرتر و غیرقابل جذب برای گیاه توسط فرایند اکسایش، جذب سطحی آرسنیک توسط کامپوزیت در آب خاک، تشکیل کلات دو دندان و کمپلکس‌های سطحی سه‌تایی روی سطح اکسید آهن، افزایش قطر منافذ، تخلخل، سطح ویژه، افزایش تشکیل پلاک آهن (Iron plaque) به عنوان مانعی فیزیکی برای جذب آرسنیک توسط گیاه و بهبود تنوع جامعه میکروبی در خاک را عمده دلایل این کاهش فراهمی توسط بیوچار اصلاح‌شده گزارش کردند. جدول ۷ کارایی کامپوزیت‌های بیوچار - معدنی/رس/آهن در جذب آلاینده‌های آلی و غیر آلی در مقایسه با کاربرد منفرد آنها در محیط‌های مختلف را نشان می‌دهد (۷، ۱۶، ۴۳ و ۵۳).

چشم‌انداز آینده

اگرچه کامپوزیت‌های بیوچار - مواد معدنی در پاک‌سازی آلاینده‌ها از محیط‌زیست مزایای قابل توجهی دارند، اما همچنان محدودیت‌ها و شکاف‌هایی در پژوهش‌های جاری دیده می‌شود. در مطالعات پیشین آزمون‌های جذب عمدتاً در شرایط ناپیوسته یا Batch انجام شده‌اند تا بیشینه ظرفیت جذب، کارایی و انتخاب‌پذیری این مواد بررسی شود. با این حال، در بسیاری از موارد مطالعات آزمایشی در مقیاس عملی برای پیش‌بینی عملکرد واقعی این فرایندها در حذف آلاینده‌ها وجود ندارد. از این‌رو، برای توسعه کاربردهای صنعتی این جاذب‌ها، توجه به چند محور

اساسی ضروری است. در گام نخست، باید هزینه تولید، پایداری و صرفه اقتصادی روش‌ها و مواد پیشنهادی به دقت ارزیابی شود؛ زیرا فرایندهای پیچیده ساخت و اصلاح می‌توانند هزینه‌ها را به‌طور چشمگیری افزایش دهند و استفاده در مقیاس بزرگ را محدود کنند. همچنین توسعه روش‌های تحلیلی پیشرفته برای شناسایی دقیق ویژگی‌های رس‌ها و کانی‌ها، بهینه‌سازی اصلاح کامپوزیت‌ها برای حذف طیف گسترده‌ای از آلاینده‌ها و تلفیق چندین روش پاک‌سازی متناسب با نوع و شدت آلودگی از دیگر نیازهای مهم پژوهشی به‌شمار می‌روند. از سوی دیگر، استفاده از زیست‌توده‌های حاصل از ضایعات کشاورزی، لجن فاضلاب و پسماندهای ناشی از هضم بی‌هوازی (بیوگاز) برای تولید بیوچار به دلیل فراوانی، قیمت کم و قابلیت بازیافت رویکردی امیدبخش محسوب می‌شود. هرچند فرایند جذب معمولاً به تولید ترکیبات سمی جدید منجر نمی‌شود، اما مدیریت ایمنی و تدوین مقررات سخت‌گیرانه برای استفاده و دفع این مواد همچنان ضروری است. علاوه بر این، ارزیابی جامع بیوچارهای اصلاح‌شده در شرایط بهینه و واقعی، بررسی رفتار جذب چندجزئی و تعیین رابطه میان ویژگی‌های کامپوزیت‌ها با روش تهیه و آماده‌سازی آنها، نوع زیست‌توده اولیه، دمای گرماکافت بیوچار، نوع و ویژگی ماده معدنی باید در پژوهش‌های آینده مورد توجه قرار گیرد. افزون بر جذب، نقش کامپوزیت‌های بیوچار در واکنش‌های اکسیداسیون و احیا نیز نشان داده شده است؛ بنابراین سازوکار انتقال الکترون به پژوهش‌های بیشتری نیاز دارد تا بتوان این مواد را برای افزایش کارایی در فرایندهای وابسته به انتقال الکترون بهینه کرد. درنهایت، بررسی اثرهای بلندمدت این کامپوزیت‌ها بر کیفیت خاک، پایداری آلاینده‌های جذب‌شده، تغییرات احتمالی در چرخه عناصر، جامعه میکروبی خاک و رشد گیاه ضروری است؛ زیرا این اثرها می‌توانند بر ایمنی زیست‌محیطی و کارایی واقعی آنها در کاربردهای کشاورزی و محیط‌زیستی تأثیرگذار باشند.

نتیجه‌گیری

با گسترش صنعت و افزایش جمعیت آلودگی خاک و آب به

جدول ۷. کارایی کامپوزیت های بیوچار - معدنی / رس / آهن در جذب آلاینده های آلی و غیر آلی در مقایسه با کاربرد منفرد آنها در محیط های مختلف

آلاینده	محیط	غلظت ppm	نوع و مقدار جاذب g. Kg ⁻¹ یا g. L ⁻¹	دوره آزمایش	پاسخ	مکانیسم
As	رسوبات رودخانه	۳۹/۳۰	شاهد بیوچار کاه برنج (۲۰) بیوچار- آتاپولوگیت (۲۰)	۶۰ روز	غلظت در کل آب رسوبات (mg. L ⁻¹)	کمپلکس سطحی و تبادل یونی
						۱/۶۰ ۱/۲۰ ۰/۲۰
Cr (VI)	آب	۵۰	بیوچار باگاس سورگوم (۴) بنتونیت (۴) بیوچار- بنتونیت (۴)	۱ ساعت	ظرفیت جذب (mg. g ⁻¹)	کمپلکس سطحی، رسوب و تبادل یونی
						۰/۵۲۹ ۰/۲۹۱ ۰/۵۷۲
NO ₃ ⁻	آب	۲۰۰	بیوچار برنج (۳۳) بیوچار- مونت موریلونیت (۳۳)	۲۴ ساعت	جذب (mg. g ⁻¹)	برهمکنش الکترواستاتیکی، تبادل یونی، کمپلکس و رسوب
						۵ ۹
Pb (II)	آب	۶۰۰	بیوچار ضایعات سیگار (۲) بیوچار- بنتونیت (۲)	۱۸ ساعت	حذف (%)	پر کردن منافذ، رسوب و برهمکنش الکترواستاتیکی
						۸۹/۵۲ ۹۹/۹۲
Zn (II)	آب	۵۰	بیوچار کاه ذرت (۲) بیوچار- مونت موریلونیت (۲)	۱۲ ساعت	ظرفیت جذب (mg. g ⁻¹)	کمپلکس سطحی، برهمکنش الکترواستاتیکی و تبادل یونی
						۲/۱۷ ۷/۴۱
Cd (II)	آب	۳۰	بیوچار علف مرتعی (۰/۵) بیوچار- بنتونیت (۰/۵)	۲۴ ساعت	جذب (mg. g ⁻¹)	جذب فیزیکی از طریق تبادل یونی
						۲۷/۳ ۲۸/۸
NH ₄ ⁺	آب	۲۰۰	بیوچار بامبو (۱۰) بیوچار- بنتونیت (۱۰)	۴۰ ساعت	جذب (mg. g ⁻¹)	جذب سطحی و برهمکنش های هم افزایی
						۲/۴۴ ۱۲/۵۲
هومات (C ₉ H ₈ O ₄ ⁻²) فسفات (PO ₄ ⁻³)	آب	۵۰	بیوچار سنبل آبی (۰/۱) بیوچار- زئولیت (۰/۱) بیوچار سنبل آبی (۰/۱) بیوچار- زئولیت (۰/۱)	۴۸ ساعت	جذب (mg. g ⁻¹)	برهمکنش های الکترواستاتیکی، پل کاتیونی، جذب فیزیکی، کمپلکس سطحی و رسوب
						۱۲/۳۹ ۸/۸۳ ۲۴/۳۳ ۱۴/۹۷
آترازین	خاک	۳۰	بیوچار کود حیوانی (۲۵) مونت موریلونیت (۲۵) بیوچار- مونت موریلونیت (۲۵)	۳ روز	ضریب توزیع جذب برای حذف (%)	برهمکنش آبگریزی، π-π، توزیع و جذب سطحی شامل پر کردن منافذ
						۱۱۴ ۱/۱۸ ۷۹/۶

جدول ۷. کارایی کامپوزیت‌های بیوچار - معدنی / رس / آهن در جذب آلاینده‌های آلی و غیر آلی در مقایسه با کاربرد منفرد آنها در

محیط‌های مختلف (ادامه جدول ۷)

بیوچار زباله شهری (۲)	۳/۹۲	جذب فیزیکی، پر
بیوچار - گلِ آخر (۲)	۴/۰۴	کردن منافذ،
تتراسایکلین	آب	۲۰
بیوچار - مونت‌موریلونیت (۲)	۱۲ ساعت	جذب (mg. g^{-1})
هم‌افزایی، II-II	۸/۳۸	برهمکنش‌های الکترواستاتیکی و تبادل یونی
بیوچار کاه گندم (۱/۲۵)	۱۰/۵	برهمکنش
بیوچار - مونت‌موریلونیت (۱/۲۵)	۴۸ روز	جذب (mg. g^{-1})
نورفلوکساسین	آب	۰/۴ - ۱۵
بیوچار - مونت‌موریلونیت (۱/۲۵)	۲/۵۳	الکترواستاتیکی، پیوند هیدروژنی و پر کردن منافذ
بیوچار زباله شهری (۱)	۱۲/۱۶	برهمکنش‌های الکترواستاتیکی،
بیوچار - مونت‌موریلونیت (۱)	۱۶/۳۶	هم‌افزایی، II-II
سیپروفلوکساسین	آب	۲۵
بیوچار - مونت‌موریلونیت (۱)	۷	آبگریزی و تبادل کاتیونی
بیوچار پوست فندق تازه - خاک (۱۲/۵)	۱۶۲	
بیوچار یک ساله - خاک (۱۲/۵)	۱۵۶	برهمکنش آبگریزی
بیوچار دو ساله - خاک (۱۲/۵)	۲۳۷	
بیوچار گندم - مونت - موریلونیت (۴)	۴۸ ساعت	ضریب جذب (L.Kg^{-1})
بیوچار گندم - کائولینیت (۴)	۷/۳۸	توزیع، پیوند هیدروژنی و برهمکنش‌های II-II
بیوچار کاه ذرت (۸)	۱۹	رسوب، اکسایش - کاهش، برهم‌کنش - های الکترواستاتیکی و تبادل یونی
بیوچار - نانوذرات صفر ظرفیتی آهن (۸)	۴۲	غیرمتحرک کردن (%)
بیوچار - نانوذرات مگنتیت (۸)	۲۳	
بیوچار ضایعات چای سبز (۱۰)	۴۰	رسوب، اکسایش - کاهش، کاهش، برهمکنش‌های الکترواستاتیکی، کمپلکس و تبادل یونی
نانوذرات صفر ظرفیتی آهن (۱۰)	۳۰ روز	غیرمتحرک کردن (%)
بیوچار - نانوذرات صفر ظرفیتی آهن (۱۰)	۹۹	
Pb	خاک	۳/۸
Pb	خاک	۲۲۳۱
سولفامتوکسازول	خاک	۰/۱ - ۴۰۰ ^a
ایندازیفلام	خاک	۰/۳
فلورواتیل دی آمینوتریاز	خاک	۰/۳

جدول ۷. کارایی کامپوزیت های بیوچار - معدنی / رس / آهن در جذب آلاینده های آلی و غیر آلی در مقایسه با کاربرد منفرد آنها در محیط های مختلف (ادامه جدول ۷)

اکسایش، تبادل لیگاند، برهمکنش الکترواستاتیکی کمپلکس و رسوب	۳۷/۵	(%)	غیرمتحرک کردن	۳ روز	بیوچار فیبر نخل - بارگذاری هماتیت با $FeCl_3$ (۳۰)	۳	خاک	As
اکسایش، تبادل لیگاند، برهمکنش الکترواستاتیکی، کمپلکس و رسوب	۳۵/۵۹				بیوچار پوسته برنج - بارگذاری با $Fe(SO_4)_2$ (۰/۲۵)	۱۰-۷۰		As
رسوب، اکسایش - کاهش، برهمکنش - های الکترواستاتیکی، کمپلکس و تبادل یونی	۶۷/۱۱	جذب ($mg \cdot g^{-1}$)	۲۴ ساعت		بیوچار پوسته برنج - بارگذاری با $Fe(SO_4)_2$ (۰/۲۵)	۵-۱۰۰	آب	Cd
جذب سطحی، برهمکنش الکترواستاتیکی، تبادل لیگاند و کمپلکس سطحی	۳۲۰				بیوچار چوب - نانوذرات آهن (۰/۰۴)	۱-۲۵		Hg(II)
جذب سطحی، برهمکنش های $II-III$ الکترواستاتیکی، تبادل لیگاند و کمپلکس سطحی	۱۰۴	جذب ($mg \cdot g^{-1}$)	۴۸ ساعت		بیوچار چوب - نانوذرات آهن (۰/۰۴)	۰/۱-۸	آب	CH_3Hg^+
۰/۶۰۷					شاهد			
۰/۴۰۱					بیوچار پوست بادام (۱۰۰)			
۰/۴۴۴					بیوچار - نانو رس			
۰/۳۶۴					بیوچار - نانو آهن (۱۰۰)	۱۰		Cd
۰/۴۰۶					بیوچار پوست گردو (۱۰۰)			
۰/۳۵۰					بیوچار - نانو رس (۱۰۰)			
۰/۳۶۸		شاخص تحرک	۲۰ هفته		بیوچار - نانو آهن (۱۰۰)		خاک	
۰/۱۷۶					شاهد			
۰/۱۲۷					بیوچار پوست بادام (۱۰۰)			
۰/۱۲۲					بیوچار - نانو رس			
۰/۱۰۸					بیوچار - نانو آهن (۱۰۰)	۱۴۰		Cu
۰/۱۱۲					بیوچار پوست گردو (۱۰۰)			
۰/۱۳۷					بیوچار - نانو رس (۱۰۰)			

۰/۱۵۰	بیوچار- نانو آهن (۱۰۰)	
۰/۱۸۶	شاهد	
۰/۰۶۷	بیوچار پوست بادام (۱۰۰)	
۰/۰۷۲	بیوچار- نانو رس	۳۰۰
۰/۰۶۲	بیوچار- نانو آهن (۱۰۰)	Cr
۰/۰۴۳	بیوچار پوست گردو (۱۰۰)	
۰/۰۸۶	بیوچار- نانو رس (۱۰۰)	
۰/۰۸۰	بیوچار- نانو آهن (۱۰۰)	
۰/۱۶۵	شاهد	
۰/۱۰۹	بیوچار پوست بادام (۱۰۰)	
۰/۱۰۳	بیوچار- نانو رس	
۰/۰۹۸	بیوچار- نانو آهن (۱۰۰)	۳۰۰
۰/۱۰۲	بیوچار پوست گردو (۱۰۰)	Ni
۰/۱۳۱	بیوچار- نانو رس (۱۰۰)	
۰/۰۹۵	بیوچار- نانو آهن (۱۰۰)	
۰/۱۰۵	شاهد	
۰/۰۸۹	بیوچار پوست بادام (۱۰۰)	
۰/۰۹۷	بیوچار- نانو رس	
۰/۰۹۶	بیوچار- نانو آهن (۱۰۰)	۳۰۰
۰/۰۹۲	بیوچار پوست گردو (۱۰۰)	Zn
۰/۰۹۲	بیوچار- نانو رس (۱۰۰)	
۰/۰۹۰	بیوچار- نانو آهن (۱۰۰)	

^aμmol L⁻¹

اصلاح کرد. از میان روش های تولید، بارگذاری هدفمند و ایجاد برهم کنش های هم افزا به عنوان روش های نوین منجر به بهبود ویژگی های فیزیکی شیمیایی و عملکردی این مواد به دلیل افزایش خاصیت الکترونگاتیوی، افزایش سطح ویژه، بار سطحی، تقویت پایداری، توسعه و بهینه سازی ساختار تخلخلی نسبت به اجزای اولیه آنها می شود. بر این اساس، کامپوزیت های مبتنی بر بیوچار را می توان به عنوان نسل نوینی از جاذب های کارآمد و پایدار معرفی کرد که ظرفیت بالقوه قابل توجهی برای کاربرد در سامانه های پالایش خاک و آب های آلوده و مدیریت پایدار آلاینده های زیست محیطی دارند.

یکی از چالش های جدی و فراگیر زیست محیطی در سطح جهان تبدیل شده است. از این رو، بهره گیری از مواد ارزان قیمت، پایدار، تجدیدپذیر و سازگار با محیط زیست برای حذف آلاینده ها به روش درجا اهمیت ویژه ای یافته است. در این میان، بیوچار به عنوان ماده ای متخلخل و غنی از ساختارهای آروماتیک، با ویژگی هایی مانند pH قلیایی، فراوانی گروه های عاملی سطحی، سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد را می توان با مواد معدنی مختلف از جمله پودرهای معدنی، کانی های رسی و ترکیبات آهن و آلومینیوم برای تولید کامپوزیت های بیوچار به منظور افزایش ظرفیت جذب آلاینده ها

References

منابع مورد استفاده

1. Ahmad, M., A.U. Rajapaksha, J.E. Lim, M. Zhang, N. Bolan, D. Mohan, M. Vithanage, S.S. Lee and Y.S. Ok. 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere* 99: 19-33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
2. Ahmad, M., A.R. Usman, M.I. Rafique and M.I. Al-Wabel. 2019. Engineered biochar composites with zeolite, silica, and nano-zerovalent iron for the efficient scavenging of chlortetracycline from aqueous solutions. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 15136-15152. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04850-7>
3. Ahmad, S., X. Liu, J. Tang, J. and S. Zhang. 2022. Biochar-supported nanosized zero-valent iron (nZVI/BC) composites for removal of nitro and chlorinated contaminants. *Chemical Engineering Journal* 431: 133187. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133187>
4. Ahmed, R., G. Liu, B. Yousaf, Q. Abbas, H. Ullah and M.U. Ali. 2020. Recent advances in carbon-based renewable adsorbent for selective carbon dioxide capture and separation-A review. *Journal of Cleaner Production* 242. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118409>
5. Akhil, D., D. Lakshmi, A. Kartik, D.V.N. Vo, J. Arun and K.P. Gopinath. 2021. Production, characterization, activation and environmental applications of engineered biochar: a review. *Environmental Chemistry Letters* 19: 2261-2297. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01167-7>
6. AlWabel, M.I. Q. Hussain and ARA. Usman. 2018. Impact of biochar properties on soil conditions and agricultural sustainability: A review. *Land Degradation and Development* 29: 2124-2161. <https://doi.org/10.1002/ldr.2829>
7. Arif, M., G. Liu, B. Yousaf, R. Ahmed, S. Irshad, A. Ashraf, ... and M.S. Rashid. 2021. Synthesis, characteristics and mechanistic insight into the clays and clay minerals-biochar surface interactions for contaminants removal-A review. *Journal of Cleaner Production* 310: 127548. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127548>
8. Ashiq, A., N.M. Adassooriya, B. Sarkar, A.U. Rajapaksha, Y.S. Ok and M. Vithanage. 2019a. Municipal solid waste biochar-bentonite composite for the removal of antibiotic ciprofloxacin from aqueous media. *Journal of Environmental Management* 236: 428-435. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.006>
9. Ashiq, A., B. Sarkar, N. Adassooriya, J. Walpita, A.U. Rajapaksha, Y.S. Ok and M. Vithanage. 2019b. Sorption process of municipal solid waste biochar-montmorillonite composite for ciprofloxacin removal in aqueous media. *Chemosphere* 236: 124384. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124384>
10. Atugoda, T., C. Gunawardane, M. Ahmad and M. Vithanage. 2021. Mechanistic interaction of ciprofloxacin on zeolite modified seaweed (*Sargassum crassifolium*) derived biochar: Kinetics, isotherm and thermodynamics. *Chemosphere* 281: 130676. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130676>
11. Awad, A. M., S.M. Shaikh, R. Jalab, M.H. Gulied, M.S. Nasser, A. Benamor and S. Adham. 2019. Adsorption of organic pollutants by natural and modified clays: a comprehensive review. *Separation and Purification Technology* 228: 115719. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115719>
12. Bandara, T., A. Franks, J. Xu, N. Bolan, H. Wang and C. Tang. 2020. Chemical and biological immobilization mechanisms of potentially toxic elements in biochar-amended soils. *Critical Reviews in Environmental. Science and Technology* 50(9): 903-978. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1642832>
13. Belghazdis, M and E. Hachem. 2022. Clay and Clay Minerals: A Detailed Review. *International Journal of Recent Technology and Applied Science* 4(2): 54-75. <https://doi.org/10.36079/lamintang.ijortas-0402.367>
14. Bousdra, T., S.G. Papadimou and E.E. Golia. 2023. The use of biochar in the remediation of Pb, Cd, and Cu-contaminated soils. The impact of biochar feedstock and preparation conditions on its remediation capacity. *Land* 12(2): 383. <https://doi.org/10.3390/land12020383>
15. Chen, B., D. Zhou and L. Zhu. 2008. Transitional adsorption and partition on nonpolar and polar aromatic contaminants by biochars of pine needles with different pyrolytic temperatures. *Environmental Science and Technology* 42: 5137-5143. <https://doi.org/10.1021/es8002684>
16. Chen, H., Y. Gao, J. Li, Z. Fang, N. Bolan, A. Bhatnagar,... and H. Wang. 2022. Engineered biochar for environmental decontamination in aquatic and soil systems: a review. *Carbon Research* 1(1): 4. <https://doi.org/10.1007/s44246-022-00005-5>
17. Chen, L., X.L. Chen, C.H. Zhou, H.M. Yang, S.F. Ji, D.S. Tong, ... and M.Q. Chu. 2017. Environmental-friendly montmorillonite-biochar composites: Facile production and tunable adsorption-release of ammonium and phosphate. *Journal of Cleaner Production* 156: 648-659. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.050>
18. Cheng, S., T. Chen, W. Xu, J. Huang, S. Jiang and B. Yan. 2020. Application research of biochar for the remediation of soil heavy metals contamination: a review. *Molecules* 25(14): 3167. <https://doi.org/10.3390/molecules25143167>
19. De Andrade, J.R., M.F. Oliveira, M.G.C. da Silva and M.G.A. Vieira. 2018. Adsorption of pharmaceuticals from water and wastewater using nonconventional low-cost materials: a review. *Industrial and Engineering Chemistry Research* 57: 3103-3127. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.7b05137>

20. Dong, X., Y. Chu, Z. Tong, M. Sun, D. Meng, X. Yi, ... and J. Duan. 2024. Mechanisms of adsorption and functionalization of biochar for pesticides: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 272: 116019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116019>
21. Fan, J., X. Chen, Z. Xu, X. Xu, L. Zhao, H. Qiu and X. Cao. 2020. One-pot synthesis of nZVI-embedded biochar for remediation of two mining arsenic-contaminated soils: arsenic immobilization associated with iron transformation. *Journal of Hazardous Materials* 398: 122901. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122901>
22. Gholizadeh, M., S. Meca, S. Zhang, F. Clarens and X. Hu. 2024. Understanding the dependence of biochar properties on different types of biomass. *Waste Management* 182: 142-163. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2024.04.011>
23. Gong, H., J. Chi, Z. Ding, F. Zhang and J. Huang. 2020. Removal of lead from two polluted soils by magnetic wheat straw biochars. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 205: 111132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111132>
24. Huang, W.H., D.J. Lee and C. Huang. 2021. Modification on biochars for applications: A research update. *Bioresource Technology* 319: 124100. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124100>
25. Inyang, M. and E. Dickenson. 2015. The potential role of BC in the removal of organic and microbial contaminants from potable and reuse water : a review. *Chemosphere* 134: 232–240. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.072>
26. Iqbal, T., S. Iqbal, F. Batool, D. Thomas and M.M.H. Iqbal. 2021. Utilization of a newly developed nanomaterial based on loading of biochar with hematite for the removal of cadmium ions from aqueous media. *Sustainability* 13(4): 2191. <https://doi.org/10.3390/su13042191>
27. Ismadji, S., D.S. Tong, F.E. Soetaredjo, A. Ayucitra, W.H. Yu and C.H. Zhou. 2016. Bentonite hydrochar composite for removal of ammonium from Koi fish tank. *Applied Clay Science* 119: 146-154. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.08.022>
28. Jasim, A. M. and S.K.L. Alzurfi. 2022. Compared cadmium adsorption from biochar and magnetite biochar in water. *International Journal of Health Sciences* 6: 11603-11621. <https://doi.org/10.53730/ijhs.v6nS5.11998>
29. Kaczor, Z., Z. Buliński and S. Werle. 2020. Modelling approaches to waste biomass pyrolysis: a review. *Renewable Energy*, 159: 427-443. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.05.110>
30. Khalfa, L., A. Sdiri, M. Bagane and M.L. Cervera. 2021. A calcined clay fixed bed adsorption studies for the removal of heavy metals from aqueous solutions. *Journal of Cleaner Production* 278: 123935. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123935>
31. Lazaratou, C. V., D.V. Vayenas and D. Papoulis. 2020. The role of clays, clay minerals and clay-based materials for nitrate removal from water systems: A review. *Applied Clay Science* 185: 105377. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2019.105377>
32. Li, J., D. Yang, W. Zou, X. Feng, R. Wang, R. Zheng, ... and H. Chen. 2024. Mechanistic insights into the synergetic remediation and amendment effects of zeolite/biochar composite on heavy metal-polluted red soil. *Frontiers of Environmental Science and Engineering* 18(9): 114. <https://doi.org/10.1007/s11783-024-1874-6>
33. Li, X., C. Wang, J. Zhang, J. Liu, B. Liu and G. Chen. 2020. Preparation and application of magnetic biochar in water treatment: A critical review. *Science of the Total Environment* 711: 134847. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134847>
34. Liang, G., Z. Wang, X. Yang, T. Qin, X. Xie, J. Zhao and S. Li. 2019. Efficient removal of oxytetracycline from aqueous solution using magnetic montmorillonite-biochar composite prepared by one step pyrolysis. *Science of the Total Environment* 695: 133800. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133800>
35. Liu, Z., Z. Xu, L. Xu, F. Buyong, T.C. Chay, Z. Li, ... and X. Wang. 2022. Modified biochar: synthesis and mechanism for removal of environmental heavy metals. *Carbon Research* 1(1): 8. <https://doi.org/10.1007/s44246-022-00007-3>
36. Lyu, H., J. Tang, M. Cui, B. Gao and B. Shen. 2020a. Biochar/iron (BC/Fe) composites for soil and groundwater remediation: synthesis, applications, and mechanisms. *Chemosphere* 246: 125609. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125609>
37. Lyu, H., Z. Yu, B. Gao, F. He, J. Huang, J. Tang and B. Shen. 2019. Ball-milled biochar for alternative carbon electrode. *Environmental Science and Pollution Research* 26(14): 14693-14702. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04899-4>
38. Lyu, H., Q. Zhang and B. Shen. 2020b. Application of biochar and its composites in catalysis. *Chemosphere* 240: 124842. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124842>
39. Malehmir Chegini, M. and A. Golchin. 2024. Effect of Biochar and Activated Carbon from Organic Waste on the Immobilization of Heavy Metals (Pb, Zn, Cd) and Corn Plant Growth in Contaminated Soil. *Water and Soil* 38(5): 607-627. <https://doi.org/10.22067/jsw.2024.89325.1426>
40. MalehMir Chegini, M., A. Golchin, N. Khadem Moghadam Igdelou and K. Moraveij. 2020. The effect of Pyrolysis Temperature and Type of Organic Residues on Physicochemical Properties of Produced Biochar. *Iranian Journal of Soil and Water Research* 51(3): 575-593. <https://doi.org/10.22059/IJSWR.2019.289906.668332>

41. Medha, I., S. Chandra and J. Bhattacharya. 2023. Elucidating the potential of biochar-bentonite composite and kaolinite-based seed balls for the remediation of coal mining impacted heavy metals contaminated soil. *Sustainability* 15(17): 12900. <https://doi.org/10.3390/su151712900>
42. Mian, M. M. and G. Liu. 2020. Activation of peroxymonosulfate by chemically modified sludge biochar for the removal of organic pollutants: Understanding the role of active sites and mechanism. *Chemical Engineering Journal* 392: 123681. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123681>
43. Pan, X., Z. Gu, W. Chen and Q. Li. 2021. Preparation of biochar and biochar composites and their application in a Fenton-like process for wastewater decontamination: A review. *Science of the Total Environment* 754: 142104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142104>
44. Peiris, C., Y.A. Alahakoon, U.M. Arachchi, T.E. Mlsna, S.R. Gunatilake and X. Zhang. 2023. Phosphorus-enriched biochar for the remediation of heavy metal contaminated soil. *Journal of Agriculture and Food Research* 12: 100546. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2023.100546>
45. Persson, I. 2010. Hydrated metal ions in aqueous solution: How regular are their structures? *Pure and Applied Chemistry* 82(10): 1901–1917. <https://doi.org/10.1351/PAC-CON-09-10-22>
46. Premarathna, K. S. D., A.U. Rajapaksha, N. Adassoriya, B. Sarkar, N.M. Sirimuthu, A. Cooray, ... and M. Vithanage. M. (2019a). Clay-biochar composites for sorptive removal of tetracycline antibiotic in aqueous media. *Journal of Environmental Management* 238: 315–322. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.069>
47. Premarathna, K.S.D., A.U. Rajapaksha, B. Sarkar, E.E. Kwon, A. Bhatnagar, Y.S. Ok and M. Vithanage. 2019b. Biochar-based engineered composites for sorptive decontamination of water: A review. *Chemical Engineering Journal* 372: 536–550. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.04.097>
48. Seddigh, M., M. Khalili Rad and N. Ghorbanzadeh. 2024. The effect of biochar and hematite on cadmium availability in a paddy soil under flooded and drained conditions, *Iranian Journal of Soil and Water Research* 54 (11): 1667–1680. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.365268.669571>
49. Sewu, D.D., D.S. Lee, H.N. Tran and S.H. Woo. 2019. Effect of bentonite-mineral co-pyrolysis with macroalgae on physicochemical property and dye uptake capacity of bentonite/BC composite. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 104: 106–113. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2019.08.017>
50. Shaheen, S. M., A. Mosa, A. El-Naggar, M.F. Hossain, H. Abdelrahman, N.K. Niazi, ... and J. Rinklebe. 2022b. Manganese oxide-modified biochar: production, characterization and applications for the removal of pollutants from aqueous environments-a review. *Bioresource Technology* 346: 126581. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126581>
51. Singh, B., S.R. Cattle and D.J. Field. 2014. Edaphic soil science, introduction to. PP. 35–58. In N. K. Van Alfen (Ed.), *Encyclopedia of agriculture and food systems*, Academic Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00092-9>
52. Sparks, D. 2010. *Soil Chemistry with an Environmental Perspective*. Second Edition. Translated by Ostan, Sh. Publishing Center. University of Tabriz. Tabriz University Press, Tabriz.
53. Su, J. Z., M.Y. Zhang, W.H. Xu, W.M. Xu, C. Liu, S. Rui, ... and P. Xiang. 2024. Preparation and applications of iron/biochar composites in remediation of heavy metal contaminated soils: Current status and further perspectives. *Environmental Technology and Innovation* 35: 103671. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103671>
54. Tran, H.N., F. Tomul, N. Thi Hoang Ha, D.T. Nguyen, E.C. Lima, G.T. Le, C.-T. Chang, V. Masindi and S.H. Woo. 2020. Innovative spherical BC for pharmaceutical removal from water: insight into adsorption mechanism. *Journal of Hazardous Materials* 394: 122255. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122255>
55. Trigo, C., K.A. Spokas, L. Cox and W. C. Koskinen. 2014. Influence of soil biochar aging on sorption of the herbicides MCPA, nicosulfuron, terbutylazine, indaziflam, and fluoroethyldiaminotriazine. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 62(45): 10855–10860. <https://doi.org/10.1021/jf5034398>
56. Ur Rehman, M. Z., Z. Batool, M.A. Ayub, K.M. Hussaini, G. Murtaza, M. Usman, ... and S. Ali. 2020. Effect of acidified biochar on bioaccumulation of cadmium (Cd) and rice growth in contaminated soil. *Environmental Technology and Innovation* 19: 101015. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101015>
57. Viotti, P., S. Marzeddu, A. Antonucci, M.A. Décima, P. Lovascio, F. Tatti and M.R. Boni. 2024. Biochar as alternative material for heavy metal adsorption from groundwaters: lab-scale (column) experiment review. *Materials* 17(4): 809. <https://doi.org/10.3390/ma17040809>
58. Vithanage, M., I. Herath, S. Joseph, J. Bundschuh, N. Bolan, Y.S. Ok, M.B. Kirkham and J. Rinklebe. 2017. Interaction of arsenic with biochar in soil and water: a critical review. *Carbon* 113: 219–230. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2016.11.032>
59. Vu, T.H. and N. Gowripalan. 2018. Mechanisms of Heavy Metal Immobilisation using Geopolymerisation Techniques A review. *Journal of Advanced Concrete Technology* 16: 124–135. <https://doi.org/10.3151/jact.16.124>
60. Wan, X., C. Li and S.J. Parikh. 2020. Simultaneous removal of arsenic, cadmium, and lead from soil by iron-modified magnetic biochar. *Environmental Pollution* 261: 114157. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114157>

61. Wang, H., L. Tan, B. Hu, M. Qiu, L. Liang, L. Bao, ... and C. Huang. 2019. Removal of Cr (VI) from acid mine drainage with clay-biochar composite. *Desalination and Water Treatment*. 165: 212–221. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24572>
62. Wang, S., B. Gao, A.R. Zimmerman, Y. Li, L. Ma, W.G. Harris and K.W. Migliaccio. 2015. Removal of arsenic by magnetic biochar prepared from pinewood and natural hematite. *Bioresource Technology* 175: 391-395. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.104>
63. Wang, Y. Y., L. C. You, H.H. Lyu, Y.X. Liu, L.L. He, Y.D. Hu, ... and S.M. Yang. 2022. Role of biochar mineral composite amendment on the immobilization of heavy metals for Brassica chinensis from naturally contaminated soil. *Environmental Technology and Innovation* 28: 102622. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102622>
64. Wang, Y., Y. Liu, W. Zhan, K. Zheng, J. Wang, C. Zhang and R. Chen. 2020. Stabilization of heavy metal-contaminated soils by biochar: Challenges and recommendations. *Science of the Total Environment* 729: 139060. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139060>
65. Wu, J., Z. Li, L. Wang, X. Liu, C. Tang and J. Xu. 2020. A novel calcium-based magnetic biochar reduces the accumulation of As in grains of rice (*Oryza sativa* L.) in As-contaminated paddy soils. *Journal of Hazardous Materials* 394: 122507. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122507>
66. Xiao, B., J. Jia, W. Wang, B. Zhang, H. Ming, S. Ma, ... and M. Zhao. 2023. A review on magnetic biochar for the removal of heavy metals from contaminated soils: Preparation, application, and microbial response. *Journal of Hazardous Materials Advances* 10: 100254. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100254>
67. Xu, R. K., N.P. Qafoku, E. Van Ranst, J.Y. Li and J. Jiang. 2016. Adsorption properties of subtropical and tropical variable charge soils: implications from climate change and biochar amendment. *Advances in Agronomy* 135: 1-58. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.09.001>
68. Yaashikaa, P.R., P.S. Kumar, S. Varjani and A.J.B.R. Saravanan. 2020. A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy. *Biotechnology Reports* 28: e00570. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00570>
69. Yang, F., L. Zhao, B. Gao, X. Xu and X. Cao. 2016. The interfacial behavior between biochar and soil minerals and its effect on biochar stability. *Environmental Science and Technology* 50(5): 2264-2271. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03656>
70. Yang, X., S. Zhang, M. Ju and L. Liu. 2011. Preparation and modification of BC materials and their application in soil remediation. *Applied Sciences* 9(7): 1365. <https://doi.org/10.3390/app9071365>
71. Yao, Y., B. Gao, J. Fang, M. Zhang, H. Chen, Y. Zhou, A.E. Creamer, Y. Sun and L. Yang. 2014. Characterization and environmental applications of clay-BC composites. *Chemical Engineering Journal* 242: 136–143. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.12.062>
72. Yuan, S., L.X. Zhao, H.B. Meng and Y.J. Shen. 2016. The main types of biochar and their properties and expectative researches. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers* 22(5): 1402-1417. <https://doi.org/10.11674/zwzf.14539>
73. Yuan, Y., S. Majumder, M. Yang and S. Guo. 2020. Recent advances in catalyst-free photochemical reactions via electron-donor-acceptor (EDA) complex process. *Tetrahedron Letters* 61(8): 151506. <https://doi.org/10.1016/j.tetlet.2019.151506>
74. Zhang, X., B. Zhao, H. Liu, Y. Zhao and L. Li. 2022. Effects of pyrolysis temperature on biochar's characteristics and speciation and environmental risks of heavy metals in sewage sludge biochars. *Environmental Technology and Innovation* 26: 102288. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102288>
75. Zhu, R., Q. Chen, Q. Zhou, Y. Xi, J. Zhu and H. He. 2016. Adsorbents based on montmorillonite for contaminant removal from water: a review. *Applied Clay Science* 123: 239–258. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.12.024>