

## اثرات و کارکرد بیوچار در احیای اکوسیستم مناطق خشک و بیابانی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۲/۲۵

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۳/۲۷

کد مقاله: ۱۲۳۰۵

راضیه حسین پور<sup>۱</sup>، حمیدرضا عسگری<sup>۲</sup>

### چکیده

بیوچار یک ماده کربنی است که از گرماکافت بقایای آلی در محیط دارای اکسیژن کم و یا فاقد اکسیژن شکل می‌گیرد. این ترکیب نسبت به تجزیه بسیار مقاوم است و برای مدت‌زمان طولانی‌تری در خاک می‌ماند و سبب کاهش ضایعات زراعتی و تبدیل آن‌ها به یک اصلاح‌کننده خاک می‌شود. این امر منجر به حفظ کربن در خاک، افزایش امنیت غذایی، افزایش تنوع زیستی و کاهش تخریب جنگل‌ها می‌شود. عوامل مختلفی از جمله ماده اولیه و شرایط تشکیل بر کیفیت بیوچارها اثر می‌گذارند. بیوچار می‌تواند خواص فیزیکی و شیمیایی خاک را از طریق تاثیر بر بهبود بخشیدن ظرفیت ذخیره آب، نفوذ، هوادهی خاک، رشد ریشه، تراکم خاک، ظرفیت نگهداشت مواد مغذی، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) و اسیدیته (pH) و بهره‌وری سیستم‌های کشاورزی را از طریق اثرات مستقیم و غیرمستقیم بر رشد محصول و کیفیت خاک افزایش دهد. مطالعات در زمینه استفاده از بیوچار در اقلیم‌های خشک و نیمه‌خشک محدود می‌باشد. شواهد موجود در زمینه افزایش ظرفیت نگهداری و کاهش نفوذ آب نشان می‌دهد که این مواد پتانسیل بالایی برای بهبود بهره‌وری خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک دارند. چالش تولید و استفاده از بیوچار در مناطق خشک شامل بهینه‌سازی ترکیب ماده خام اولیه و فرایندهای تولید برای ایجاد بیوچار با pH نزدیک‌تر به حالت خنثی و ظرفیت نگهداری آب خواهد بود. به‌منظور استفاده وسیع و کافی از بیوچار بایستی منابع زیست توده به صورت پایدار در دسترس باشد. از آنجایی که بیوچار می‌تواند نقش قابل توجهی در احیای مناطق خشک و نیمه خشک و پایداری اراضی مناطق خشک و بیابانی ایفا می‌کند، نیاز است با برگزاری برنامه‌ها و کلاس‌های مختلف آموزشی و دوره‌های ترویجی، آگاهی بهره‌برداران و کشاورزان در زمینه مزایای استفاده از بیوچار و کارکردهای آن افزایش یابد.

واژگان کلیدی: بیوچار، مناطق خشک، احیا مناطق بیابانی، پیرولیز، خصوصیات خاک، ترسیب کربن، مواد آلی خاک.

۱- دانشجوی دکتری مدیریت و کنترل بیابان، گروه مدیریت مناطق بیابانی، دانشکده مرتع و آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان Raziye.hosseinpour@gmail.com

۲- دانشیار گروه مدیریت مناطق بیابانی، دانشکده مرتع و آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

بیش از ۹۰ درصد مساحت ایران دارای اقلیم خشک و نیمه‌خشک است. مناطق بیابانی حدود ۲۰ درصد از مساحت کشور را در ۱۷ استان و ۹۷ شهرستان در بر گرفته است. خاک‌های این مناطق تکامل نیافته، دارای مواد آلی کم و در بیشتر موارد pH قلیایی و حساس به فرسایش بادی است. بیابان، به عنوان یک اکوسیستم، به طور طبیعی دارای یک ظرفیت مشخص از لحاظ میزان بهره‌برداری از منابع اصلی و پایه نظیر منابع آب و خاک بوده و در صورت مدیریت صحیح می‌تواند در حالت تعادل قرار داشته باشد (ذاکری زارچ، ۱۳۹۷). از طرف دیگر، خاک‌های شور عمدتاً مختص مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان بوده و تقریباً ۴۰ درصد از مساحت زمین را به خود اختصاص می‌دهند (Walker et al., 2019). بنابراین، شوری خاک یک نگرانی جدی جهت توسعه و بهره‌برداری از منابع آب‌و خاک در مناطق خشک و نیمه‌خشک است (Sahaar & Niemann, 2020). شوری زیاد خاک بر هدایت روزه‌های گیاهان، کارایی مصرف آب و رشد تأثیر منفی دارد این موضوع بیانگر احتمال ازدیاد تنش شوری در محیط ریشه گیاه است (Liu et al., 2020).

بیوچار عمدتاً از کاه و کلش گیاهی، شاخه‌ها، کود حیوانی به دست می‌آید (Guo et al., 2016). این ماده به دلیل ویژگی‌هایی مانند سطح ویژه بالا، ساختار متخلخل و گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن سطحی فراوان، به‌طور گسترده به‌عنوان یک ماده سازگار با محیط‌زیست برای بهبود و اصلاح خاک، کنترل آلودگی آب، کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای و سایر اهداف استفاده می‌شود (Xiang et al., 2021). بیوچار می‌تواند چگالی ظاهری خاک را کاهش و تخلخل خاک را افزایش داده (Li et al., 2018)، فعالیت فلزات سنگین را در خاک کاهش دهد (Yang et al., 2016)، و سبب افزایش محتوای مواد آلی خاک، تنظیم pH خاک، و بهبود بخشیدن به فعالیت میکروبی خاک شود و سرعت سبز شدن محصول را افزایش دهد (Nie et al., 2018). همچنین جهت اصلاح خاک‌های شور، استفاده از بیوچار حائز اهمیت است (Guo et al., 2016).

بیوچار را می‌توان در ترکیب با سایر کودهای آلی و شیمیایی استفاده کرد. کاربرد بیوچار با کودهای فسفر آلی - غیرالی به‌طور قابل‌توجهی محتوای فسفر و کربن آلی خاک را نسبت به استفاده تنها از کودهای فسفر آلی یا غیرالی افزایش داد (Ari fetal., 2021). استفاده از بیوچار در مناطق خشک و نیمه‌خشک مفید بوده زیرا رطوبت خاک را افزایش داده (Novak et al. 2012)، پتانسیل ترسیب کربن را بهبود بخشیده (Sohi, 2012) و همچنین اثرات منفی شوری خاک را کاهش می‌دهد (Thomas et al. 2013). Singh و همکاران (۲۰۱۹) در مطالعه‌ای که انجام دادند، استفاده همزمان از استراتژی کم آبیاری و بیوچار را بر تولید پایدار سبزیجات در مناطق کم آب هند مورد بررسی قرار دادند. نتایج پژوهش آنها نشان داد که افزودن بیوچار تحت استراتژی کم آبیاری به جبران کاهش عملکرد سبزیجات و افزایش راندمان مصرف آب منجر شد.

بیوچار به‌عنوان یک اصلاح‌کننده خاک برای بهبود خواص فیزیکی و شیمیایی خاک و بهره‌وری محصول پیشنهاد شده است. با این حال، مکانیسم‌های مؤثر آن بر رشد گیاه هنوز به خوبی درک نشده است. در اطلاعات محدودی در مورد میزان و نحوه کاربرد بیوچار جهت افزایش کیفیت خاک و بهره‌وری محصول در مناطق خشک و نیمه‌خشک وجود دارد. بنابراین هدف از این مقاله، بررسی اثرات و کارکرد بیوچار در اکوسیستم مناطق خشک و بیابانی می‌باشد.

## ۲- تعریف، تولید، ترکیب و کیفیت بیوچار

### ۲-۱- تعریف بیوچار

بیوچار به زغال تولید شده از زیست توده گفته می‌شود. در فرایند تولید بیوچار، از محصولات زائد کشاورزی، کودهای حیوانی استفاده می‌شود که در مقایسه با دفع این محصولات به‌عنوان زباله به روش‌های معمولی مقرون به‌صرفه‌تر است (Demirbas et al., 2006). تجزیه حرارتی این پسماندها باعث تولید انرژی شده و بیوچار تولیدی دارای مقدار زیادی از عناصر غذایی مانند پتاسیم، نیتروژن، فسفر و مقدار زیادی کربن آلی بوده، که به‌عنوان اصلاح‌کننده برخی ویژگی‌های خاک استفاده می‌شود. پسماندهای کشاورزی و حیوانی به دلیل حجم زیاد، فضای زیادی اشغال می‌کند و از طرف دیگر شیرابه حاصل از آنها باعث آلودگی محیط‌زیست از طریق ورود به آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود. با تبدیل این پسماندها به بیوچار نه تنها باعث تولید انرژی می‌شود، بلکه کاهش قابل‌توجهی در حجم و وزن مواد زائد و آثار نامطلوب شیرابه حاصل می‌شود (Van Zwieten et al., 2012). بیوچار واژه جدیدی است، اما استفاده آن از قدیم در بسیاری از مناطق جهان معمول بوده است. برخلاف زغال چوب تولید شده برای سوخت، بیوچار ویژگی‌هایی دارد که آن را برای اصلاح خاک ارزشمند می‌سازد. بیوچار با توجه به نوع مواد اولیه و شرایط ساخت آن، دارای تنوع زیادی است (Chan et al., 2008). بیوچار دارای یک ساختار منحصر به فرد فیزیکی و شیمیایی است که منجر به افزایش باروری خاک و بهبود عملکرد محصولات زراعی به‌خصوص در خاک‌های تخریب یافته می‌شود (Warnock et al., 2010).

## ۲-۲- فرآیند تولید بیوجار

امروزه بسیاری از کشورهای در حال توسعه به استفاده بهینه از زیست توده مانند باگاس نیشکر، کاه و کلش گندم، غلاف برنج و بقایای سایر محصولات در زمینهای کشاورزی تمایل دارند (Fu et al., 2011). تعریف اتحادیه اروپا در سال ۲۰۰۱ میلادی از زیست توده شامل مواد قابل تجزیه حاصل از پسماندها و بقایای کشاورزی (مواد گیاهی و دامی) و همچنین زائدات صنعتی و شهری است. اخیراً یکی از راهکارهای استفاده از بقایای کشاورزی که مورد توجه قرار گرفته است پیرولیز می باشد (Pattiya, 2011).

پیرولیز فرآیند تبدیل گرمایی و شیمیایی در شرایط کم یا بدون اکسیژن است که منجر به ایجاد سه فاز گاز، مایع و جامد میشود. فاز گازی به طور عمده شامل متان یا سایر هیدروکربنهای قابل اشتعال است. فازهای گازی و مایع میتوانند به عنوان سوخت و برای تولید گرما و انرژی پاک مورد استفاده قرار گیرند. فاز جامد که بیوجار یا زغال زیستی نامیده میشود یک ماده جامد متخلخل و غنی از کربن است که در واقع ساختار آروماتیک چند حلقه‌ای آن سبب پایداری در محیط و ذخیره و ترسیب کربن در خاک می شود (Verheijen et al., 2015).

تبدیل ترموشیمیایی زیست توده به بیوجار باعث ایجاد مواد غنی از کربن شده، شکل و غلظت مواد مغذی موجود در مواد اولیه را تغییر می دهند. بیوجار حاصل نسبت به ماده آلی اصلی خود از نظر شیمیایی مقاوم تر بوده و در برابر تجزیه بیولوژیکی مقاوم است. بنابراین استفاده از بیوجار می تواند مخازن پایدار کربن آلی خاک را حفظ یا افزایش داده که به نوبه خود می تواند به عنوان یک مخزن طولانی مدت کربن عمل کند (Albuquerque et al. 2014).

پیرولیز در دماهای بالا به افزایش آروماتیسیته<sup>۱</sup> (غیر فرار، کربن بالا و اکسیژن کم) در بیوجار منجر می شود. این زغال ها آهسته تر اکسید شده و گروه های عاملی سطحی حاوی اکسیژن را تشکیل می دهند (Jung et al., 2016). برعکس، بیوجارهای تشکیل شده در دمای پایین تر، حاوی اجزای حساس تر و فرار با محتوای کربن نسبتاً کم و اکسیژن زیاد هستند و نسبتاً آلیفاتیک<sup>۲</sup> هستند (Fang et al. 2014).

دامنه تغییرات وسیعی برای عناصر موجود در بیوجار گزارش شده است. به عنوان مثال کربن (۹۰۵-۱۷۲ گرم بر کیلوگرم)، نیتروژن (۵۶/۴-۱/۸ گرم بر کیلوگرم)، فسفر کل (۴۸۰-۲/۷ گرم بر کیلوگرم) و پتاسیم کل (۵۸ تا ۱ گرم بر کیلوگرم) می تواند تا چند برابر تغییر کنند (Lehmann and Joseph, 2015). بیوجار همچنین حاوی اکسیژن، هیدروژن، گوگرد، کاتیون های بازی و فلزات سنگین به مقادیر مختلف است (Brewer and Brown, 2012). تنوع در خواص مواد مغذی را می توان به منبع خوراک بیوجار و شرایط پیرولیز نسبت داد (Lehmann and Joseph 2015). نسبت های C/N بیوجار می تواند از ۷ تا ۴۰۰ متغیر باشد، نسبت های C/N بالاتر با دمای تبدیل بالاتر در ارتباط است (Yuan et al. 2011). pH بیوجار حاصل می تواند از ۴ تا ۱۲ متغیر باشد (Lehmann and Joseph, 2015) و با افزایش دمای تجزیه، PH افزایش می یابد (Naeem et al. 2016).

به منظور تطبیق بیوجار تولید شده با نیاز سیستم کشاورزی می توان مواد اولیه و شرایط واکنش را تغییر داد. به عنوان مثال، مواد اولیه ای که زغال با تخلخل بیشتر را تولید می کنند، به نوبه خود ظرفیت نگهداری آب بیشتری خواهند داشت (Gray et al., 2014). در مطالعه Gray و همکاران (۲۰۱۴)، دمای پایین تر فرآیند تهیه بیوجار به تخلخل بیشتر اما آب گریزی بیشتر منجر شد.

## ۲-۳- ساختار و ترکیب بیوجار

هیدروژن، اکسیژن، نیتروژن، گوگرد و فسفر اغلب اتم های درون شبکه حلقوی<sup>۳</sup> بیوجار را تشکیل می دهند (Bourke et al., 2007). بیوجار دارای گروه های عامل متنوع و بسیار زیادی از جمله گروه های هیدروکسیل<sup>۴</sup> (OH-)، کتون<sup>۵</sup> (OR-)، استر ((C=O)-)، آلدهید (H(C=O)-)، آمینو (NH<sub>2</sub>-)، نیترو (NO<sub>2</sub>-) و کربوکسیل<sup>۶</sup> (OH(C=O)-) است (Amonette & Joseph, 2012). ویژگی هایی از قبیل آب دوستی یا آب گریزی، اسیدیته و قلیائیت بیوجار را به وجود گروه های عامل سطح آن نسبت می دهند. بیوجار تازه تولید شده معمولاً ماهیت آب گریزی دارد که دلیل آن غیر قطبی بودن سطح آن است (Lehmann & Joseph, 2015). ساختار گرافینی بیوجار، شامل گروه های عامل متفاوتی است که آن را به جاذب بسیار خوبی برای آلانندها و به دام انداختن دی اکسید کربن، جذب گازهای سمی و به نوعی کاتالیزور تبدیل می کند. با فرایندهای مختلف از جمله اکسید کردن اسیدی و قلیایی، آمینه کردن، سولفور کردن، اشباع بازی با اکسید فلز و مغناطیسی کردن می توان خواص بیوجار را نیز بهبود بخشید. ماهیت مواد پیش ساز و اصلاح مقدماتی به عنوان عوامل کلیدی بر ویژگی های محصول نهایی اثر می گذارند. بیوجار متخلخل و سطح ویژه بسیار زیادی دارد. این ترکیب به طور معمول از تجزیه حرارتی پیش سازهای آلی غنی از اکسیژن مانند زیست

- 1 aromaticity
- 2 aliphatic
- 3 Aromatic
- 4 Hydroxyl
- 5 Ketone
- 6 Carboxyl

توده لیگنوسلولوزیک تولید می‌شود. زیست‌توده لیگنوسلولوزیک از سه ساختار عمده پلیمری زیستی شامل سلولز، لیگنین و همی سلولز تشکیل شده است. سلولز یک پلیمر خطی است که از واحدهای گلوکز با متوسط درجه پلیمریزاسیون ۱۰۰۰ تشکیل شده است. گروه‌های هیدروکسیل بر روی واحدهای گلوکز وجود دارد و دارای پیوندهای هیدروژنی درونی و بین‌مولکولی است که منجر به تشکیل ساختار مولکولی عظیم با حوزه‌های کریستالی و آمورف می‌شود. (Sajjadi et al., 2019).

## ۲-۴- کیفیت بیوچار

بسته به مواد اولیه و پارامترهای فرآیند (دما، زمان اقامت و غیره)، در بیوچار ساختارهای فیزیکی و شیمیایی مختلفی را ایجاد می‌کند که می‌توانند مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک را تغییر دهند. اعتقاد بر این است که بیوچار حاصل به تجزیه میکروبی مقاوم است. خصوصیات شیمیایی بیوچار به ماده اولیه، دما در طول پیرولیز و زمان اقامت وابستگی بالایی دارد. تمام بیوچارها از حلقه آروماتیک فشرده ساخته شدند که با افزایش دمای پیرولیز بیشتر و بزرگ‌تر فشرده و غلیظ می‌شوند. pH و رسانایی الکتریکی (EC) بیشتر برای بیوچارهایی با درجه حرارت بالاتر است (Tebin, 2016). مواد اولیه یک عامل اصلی در تنظیم خواص شیمیایی و فیزیکی بیوچار است (Sohi et al., 2009). وجود عناصر قلیایی (مانند کلسیم و منیزیم)، موجب می‌شود که pH بیوچار عموماً خنثی تا قلیایی باشد، اما pH بیوچار ممکن است با توجه به نوع ماده آلی و شرایط پیرولیز از ۴ تا ۱۲ متغیر باشد. pH بیوچارهایی که منشأ چوبی دارند کمتر از بیوچارهایی با منشأ علفی هستند و علت آن احتمالاً وجود عناصر قلیایی مانند سدیم و پتاسیم بیشتر در گیاهان علفی می‌باشد (Singh et al., 2010). به‌طور کلی، افزایش دمای تولید بیوچار سبب افزایش مقدار مواد مغذی همچون فسفر، پتاسیم و کلسیم می‌شود در حالی که کربن آلی و مقدار ماده آلی کاهش می‌یابد (Whalen & Gul, 2015).

## ۳- کاربرد بیوچار

### ۳-۱- تأثیر بیوچار بر خصوصیات مختلف خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک

بیوچار می‌تواند رشد گیاه را با بهبود ویژگی‌های فیزیکی خاک (جرم مخصوص ظاهری، سطح ویژه، ظرفیت نگهداری آب، نفوذپذیری) (Sun and Lu, 2014) و ویژگی‌های شیمیایی خاک (شوری، حفظ و قابلیت دسترسی مواد مغذی، ظرفیت تبادل کاتیونی و pH) افزایش دهد (Abel et al., 2013). علاوه بر این، بیوچار خواص بیولوژیکی خاک را با افزایش تنوع زیستی و فراهم کردن یک محیط مناسب برای جوامع میکروبی خاک بهبود می‌بخشد (Abujabbar et al. 2016).

### ۳-۱-۱- تأثیر بیوچار بر خصوصیات فیزیکی خاک

بیوچار دارای سطح ویژه نسبتاً بالایی بوده و برهمکنش آن با ذرات خاک، باعث افزایش سطح ویژه خاک می‌شود (Lehmann et al. 2009). بسته به ماده خام اولیه و فرآیند تولید، جرم مخصوص ظاهری بیوچار معمولاً بین  $0.8 \text{ g cm}^{-3}$  (Gundale and DeLuca, 2006) تا  $0.43 \text{ g cm}^{-3}$  (Pastor-Villegas et al. 2006) متغیر بوده که بسیار کمتر از جرم مخصوص خاک‌های معدنی ( $2-1.16 \text{ g cm}^{-3}$ ) است (Chaudhari et al. 2013). ساختار بسیار متخلخل بیوچارها تا حدی ناشی از دست رفت بخشی از مواد فرار در طول فرآیند تولید است (Brewer and Brown, 2012) و به بهبود حرکت آب در خاک و نگهداشت آب در خاک کمک می‌کند (Lim et al. 2016).

بنابراین، در مناطق خشک و نیمه‌خشک، خاک‌های تیمار شده با بیوچار می‌توانند رطوبت موجود در خاک‌های درشت دانه و شنی با مقادیر مواد آلی کم را افزایش دهند (Liu et al. 2012). در مطالعه‌ای که به این منظور در چین انجام شد، استفاده از بیوچار باعث افزایش ظرفیت نگهداری و همچنین کاهش نفوذ و تبخیر از خاک‌های خشک و شنی شد (Wang et al. 2017). ناگفته نماند که میزان تأثیرگذاری استفاده از بیوچار جهت اصلاح خاک مناطق خشک و نیمه‌خشک به میزان بیوچار مورد استفاده، اندازه ذرات و نوع خاک منطقه ارتباط نزدیکی دارد. در این خصوص Novak و همکاران (۲۰۱۲) گزارش دادند که استفاده از بیوچار در خاک‌های شنی آلتی‌سول و لوم سیلت اریدوسول که به ترتیب دارای ظرفیت نگهداری آب کم و بارش مؤثر کم هستند، ظرفیت نگهداری آب خاک را افزایش داده‌اند.

### ۳-۱-۲- تأثیر بیوچار بر خصوصیات شیمیایی خاک

افزودن بیوچار به خاک به‌طور مؤثر سبب بهبود حاصلخیزی خاک و بهره‌وری استفاده از مواد مغذی در بسیاری از خاک‌های کشاورزی شده است (Lehmann and Joseph 2015). با این حال، ارزش بیوچار در سیستم‌های تولید محصولات زراعی و باغی در مناطق خشک کمتر مورد مطالعه قرار گرفته است و ویژگی‌های برخی از بیوچارها ممکن است چالش‌هایی را برای استفاده از آنها در آن خاک‌ها ایجاد کنند. تغییرات ناشی از بیوچار بر خصوصیات شیمیایی خاک شامل افزایش pH، CEC، راندمان مصرف عناصر غذایی (Lehmann and Joseph 2015) و محتوای عناصر غذایی (Biederman and Harpole, 2013) است. با این حال، Arif و همکاران (۲۰۱۷) تأثیر بیوچار بر روی خاک‌های قلیایی مناطق نیمه‌خشک پاکستان را بررسی کردند.

نتایج آنها نشا داد که با افزایش pH کاهشی در دسترس بودن عناصر غذایی مشاهده نشد. کاربرد بیوپچار همچنین دسترسی به پتاسیم و فسفر را افزایش می‌دهند (Jeffery et al. 2011).

ظرفیت تبادل کاتیونی (میزان ظرفیت خاک برای حفظ کاتیون‌های کلیدی قابل تبادل) می‌تواند هدر رفت ناشی از آبشویی را کاهش دهد (Sohi et al. 2009). استفاده از بیوپچار در خاک‌های کشاورزی به سبب اکسیداسیون سطحی بیوپچار و فراوانی گروه‌های عاملی سطحی با بار منفی (Cheng et al. 2008)، همراه با ساختار متخلخل و سطح ویژه بزرگ آن، ظرفیت تبادل کاتیونی را در طول زمان افزایش می‌دهد (Downie et al. 2009). بنابراین، در خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک، نیاز به کود گیاهی را می‌توان به دلیل افزایش کارایی مصرف مواد مغذی با افزودن بیوپچار کاهش داد (Lehmann and Joseph, 2015).

اگرچه ظرفیت تبادل آنیون بیوپچار (AEC) کمتر مورد توجه قرار گرفته است ولی (Lawrinenko and Laird 2015) گزارش کردند که گروه‌های عاملی اکسونیوم از تبادل آنیونی مستقل از pH پشتیبانی کرده و می‌توانند آبشویی نیترات ( $\text{NO}_3^-$ ) و فسفات ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) را کاهش دهند.

### ۳-۱-۳- تاثیر بیوپچار بر خصوصیات بیولوژیکی خاک

بیوپچار به سبب داشتن خصوصیتی مانند ساختار متخلخل، ظرفیت جذب بالا و ظرفیت تبادل کاتیونی بالا، پتانسیل تحریک فعالیت و تنوع جوامع میکروبی خاک را (Zheng et al. 2013) بهبود می‌بخشد. به سبب خصوصیات ذاتی، بیوپچارها می‌توانند نگهداشت عناصر غذایی و فراهمی میکروارگانیسم‌ها در خاک را افزایش دهند (Lehmann et al. 2011). خلل و فرج موجود در بیوپچار، زیستگاه مناسبی برای میکروارگانیسم‌ها فراهم کرده، بنابراین بیوپچار با بیشترین میزان ریزتخلخل، مفیدترین زیستگاه برای میکروارگانیسم‌ها هستند.

بیوپچار می‌تواند میکروارگانیسم‌ها را از شکار و خشک شدن محافظت کند و همچنین مخازنی از کربن ناپایدار و مواد مغذی معدنی بود که به رشد میکروارگانیسم‌ها کمک می‌کند (Warnock et al. 2007). استفاده از مقادیر بالای بیوپچار می‌تواند ترکیب میکروبی خاک را به سمت جوامع تحت سلطه باکتریایی (در مقابل قارچی) تغییر دهد (Li et al. 2015). بررسی انجام شده توسط (Zhang et al. 2018) نشان داد که افزودن بیوپچار نسبت باکتری‌های گرم مثبت به باکتری‌های گرم منفی و زیست توده و فعالیت‌های میکروبی را افزایش می‌دهد. این تغییر در جامعه میکروبی هم به پتانسیل بیوپچار برای افزایش pH (Rousk et al. 2010) و هم به افزایش کربن آلی در خاک (Farrell et al. 2013) نسبت داده شده است. علاوه بر این، خاک‌های اصلاح شده می‌توانند به دلیل جذب ترکیبات سمی به بیوپچار، فراوانی و رشد میکروبی را افزایش دهند (Kasozzi et al. 2010).

### ۳-۲- تاثیر بیوپچار بر ترسیب کربن و کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای

استفاده از بیوپچار برای افزایش پتانسیل ترسیب دراز مدت کربن و کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای (Lehmann and Joseph, 2015) به‌عنوان یک استراتژی بالقوه برای کاهش گرمایش زمین پیشنهاد شده است. در این خصوص Rehrah و همکاران (2018) کاهش قابل توجهی در انتشار گازهای گلخانه‌ای پس از کاربرد بیوپچار را در مقایسه با مواد خام آنها گزارش کردند. پتانسیل ترسیب کربن کاربرد بیوپچار با پایداری بالای ترکیبات کربن دار تشکیل شده در طی پیرولیز زیست توده (Forbes et al. 2006) و متعاقب آن تجزیه آهسته آنها در خاک نسبت داده می‌شود (Sohi et al. 2009). کاربرد بیوپچار همچنین ممکن است انتشار گازهای گلخانه‌ای را به‌طور مستقیم و غیرمستقیم از طریق حفظ نیتروژن خاک و در نتیجه کاهش مصرف کودهای سنتزی مورد نیاز برای دستیابی به عملکرد محصول، بهره‌وری بیشتر محصول در واحد سطح زمین، و شاید مصرف انرژی کمتر برای آبیاری از طریق بهبود ظرفیت نگهداری آب در خاک، کاهش دهد (Woolf et al. 2010). خاک‌های خشک ممکن است در هنگام دریافت بارش‌های متناوب یا آب آبیاری، مستعد انتشار گازهای گلخانه‌ای باشند (Maucieri et al. 2017). کاهش انتشار در اکسید کربن (Stewart et al. 2013)، منوکسید نیتروژن ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (Shanthi et al. 2013) و متان (Leng et al. 2012) از خاک‌های کشاورزی با بهبود تهویه خاک رخ می‌دهد.

### ۳-۳- کاربرد بیوپچار در مناطق خشک و بیابانی

افزایش مقاومت خاک‌های شنی مناطق بیابان در برابر خشکسالی و فرسایش بادی، کلید کنترل بیابان‌زایی و فرسایش بادی است. استفاده از بیوپچار به‌عنوان یک اصلاح‌کننده می‌تواند کیفیت خاک را بهبود بخشد (Fu et al., 2021). اقدامات اصلاحی جهت کنترل فرسایش بادی و بیابان‌زایی شامل مالچ پاشی، کشت گیاهان و حصارکشی بوده، همگی دارای معایبی هستند و روش‌های جدیدی برای بهبود حفظ آب و تقویت مقاومت به فرسایش خاک شنی بیابان وجود دارد. استفاده از بیوپچار به‌عنوان یک اصلاح‌کننده خاک از پتانسیل قابل توجهی برای بهبود کیفیت خاک برخوردار بوده و این ماده ممکن است انتخاب مناسبی برای کمک به کنترل بیابان‌زایی و فرسایش بادی باشد (Tenenbaum, 2009).

بیوپچار را می‌توان به‌عنوان یک استراتژی بالقوه برای صرفه‌جویی در آب آبیاری و/یا کاهش اثرات تنش خشکی در ماسه بیابانی استفاده کرد (Baiamonte et al., 2020). در مطالعه‌ای که در کشور امارات متحده عربی توسط Baiamonte و همکاران انجام شد استفاده از بیوپچار در شن و ماسه مناطق بیابانی به افزایش منافذ بافتی و ساختاری خاک منتهی گردید. همچنین Fu و همکاران (۲۰۲۱) در مطالعه‌ای که در مناطق بیابانی چین انجام دادند دریافتند که بیوپچار به‌طور قابل‌توجهی تخلخل خاک و تعداد ریز منافذ را افزایش می‌دهد. بنابراین، محتوای آب اشباع خاک، نقطه پژمردگی دائمی (PWP<sup>۱</sup>)، ظرفیت مزرعه (FC)، و محتوای آب موجود (AWC) به‌طور قابل‌توجهی افزایش یافت. بهبود قابل‌توجه در شاخص ساختمان خاک<sup>۲</sup> نشان داد که بیوپچار پایداری خاکدانه‌ها را افزایش می‌دهد، بنابراین، مقاومت خاک بیابان شنی در برابر فرسایش بادی افزایش می‌یابد.

#### ۴- اثرات منفی استفاده از بیوپچار

با توجه به اجزاء مضر، ساختار و اندازه ذرات بیوپچار، نباید اثرات منفی کاربرد بیوپچار را نادیده گرفت. از نظر اجزاء مضر موجود در بیوپچار می‌توان این اجزا و آلاینده‌ها را به دو بخش داخلی و خارجی تقسیم کرد:

##### ۴-۱- آلاینده‌های داخلی

آلاینده‌های داخلی موجود در بیوپچار شامل فلزات سنگین، PAHs<sup>۳</sup>، دیوکسین‌ها، EPFRs<sup>۴</sup>، PFCs و ترکیبات آلی فرار می‌باشند (Lyu et al., 2016). بیوپچار با نوع زیست توده متفاوت است. هنگامی که زیست توده با محتوای فلز سنگین بالا استفاده می‌شود، به دلیل فرآیندهایی مانند شست و شو ممکن است محتوای فلزات سنگین موجود در بیوپچار حاصل افزایش یابد. von Gunten و همکاران (۲۰۱۷) دریافتند که در بیوپچار چوبی (مشتق شده از تراشه‌های چوب بامبو یا بلوط)، فلزات سنگین مانند روی و منگنز (در مقادیر زیاد) ممکن است عمدتاً به شکل کاتیون‌های تک‌ظرفیتی و دو ظرفیتی وجود داشته باشند. کنترل دمای پیرولیز نیز برای کنترل محتوای فلزات سنگین در بیوپچار مهم هستند. به‌عنوان مثال Devi and Saroha (۲۰۱۴) دریافتند که محتویات مس، سرب و روی در بیوپچار با افزایش دما به‌طور قابل‌توجهی افزایش می‌یابد و زمانی که دمای پیرولیز از ۲۰۰ درجه سانتی‌گراد به ۷۰۰ درجه سانتی‌گراد افزایش می‌یابد، محتویات سه فلز افزایش می‌یابد.

PAHs که دارای سمیت زیستی بالایی هستند، می‌توانند بر بقای گیاهان و میکروارگانیسم‌ها تأثیر بگذارند. PAH موجود در بیوپچار تهیه شده از زیست توده تحت شرایط مختلف تولید (مانند دما) متفاوت بود (Hale et al., 2012). Hale و همکاران (۲۰۱۲) PAH ها را در بیش از ۵۰ نوع بیوپچار (تهیه شده با پیرولیز آهسته) به صورت کمی تحلیل کردند (که با گرم کردن آهسته مواد آلی تا حدود ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد در غیاب O با زمان‌های ماندگاری طولانی) مشخص شد که غلظت کل PAH ها در بیوپچار حاصل از پیرولیز آهسته کمتر از بیوپچار حاصل از پیرولیز سریع بود. اجزای مضر مانند دیوکسین‌ها نیز ممکن است در طی آماده‌سازی بیوپچار تولید شوند (Tsouloufa et al., 2020). Hale و همکاران (۲۰۱۲) دیوکسین‌های (۱۳۰) دیوکسین سمی و غیر سمی) موجود در بیش از ۵۰ نوع بیوپچار (به دست آمده از ضایعات مواد غذایی، کودهای شیر هضم شده، چوب کاج و کاج) که با پیرولیز آهسته بین دمای ۲۵۰ تا ۹۰۰ درجه سانتی‌گراد تولید شده بودند، مورد مطالعه قرار دادند. نشان داده شده است که ضایعات مواد غذایی که اغلب دارای محتوای نمک بالایی هستند، حاوی مقدار قابل‌توجهی دیوکسین هستند (Sørmo et al., 2020). انتخاب دمای پیرولیز بیوپچار نیز بر تشکیل دیوکسین‌ها تأثیر دارد. اگرچه دیوکسین‌ها در دمای تولید بیش از ۱۰۰۰ درجه سانتی‌گراد از بین می‌روند، مصرف انرژی به‌طور قابل‌توجهی افزایش می‌یابد. بنابراین، مواد اولیه زیست توده باید دارای محتوای کلر کم باشد تا از تشکیل سطوح قابل‌تشخیص دیوکسین جلوگیری کند (Wiedner et al., 2013). در مقایسه با لیگنین غیرچوبی و چوب سخت، لیگنین چوب نرم منجر به تولید رادیکال‌های آزاد (EPFRs) بیشتر در شرایط یکسان می‌شود (Lei et al., 2019). بنابراین، باید به خطرات زیست‌محیطی بالقوه EPFR ها در کاربرد بیوپچار، به‌ویژه بیوپچار مشتق شده از چوب نرم (به‌عنوان مثال، صنوبر داگلاس) توجه بیشتری شود. از جمله مواد دیگر مضر برای محیط‌زیست می‌توان به PFCs<sup>۵</sup> اشاره کرده که آلاینده‌های پایدار با مقاومت بالا در برابر تخریب شیمیایی و حرارتی هستند (Yu et al., 2009).

##### ۴-۲- آلاینده‌های خارجی

زمانی که بیوپچار در یک منطقه خاص استفاده شود، به سبب انجام واکنش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی در طی تماس با اجزای مختلف محیط‌زیست (خاک و آب‌وهوا) باعث تخریب آن شده و ویژگی‌های آن به‌طور قابل‌توجه تغییر می‌کند (Lehmann

1 permanent wilting point  
 2 oil structural index  
 3 polycyclic aromatic hydrocarbons  
 4 environmentally persistent free radicals  
 5 perfluorochemicals

(etal., 2011). تخریب فیزیکی عمدتاً به تأثیر عوامل فیزیکی مختلف بر بیوجار پس از ورود به محیط اشاره دارد. به عنوان مثال، به دلیل فرسایش، ضربه یا اثرات باد، بیوجار ممکن است پس از ورود به محیط کاهش می‌یابد. در مقایسه با بیوجار گیاهان چوبی، بیوجار گیاهان علفی بیشتر مستعد تخریب فیزیکی هستند (Skjemstad and Graetz, 2003). تخریب شیمیایی عمدتاً به تغییرات در ساختار شیمیایی بیوجار به دلیل اکسیداسیون شیمیایی پس از کاربرد در محیط اشاره دارد (Luo et al., 2017). تخریب بیولوژیکی عمدتاً به فرآیندی اشاره دارد که طی آن میکروارگانیسم‌ها از بیوجار به عنوان بستری برای تنفس اکسیداتیو و سایر فعالیت‌های زندگی استفاده می‌کنند (Zimmerman, 2010). در طی این فرآیند، آنزیم‌های خارج سلولی از میکروارگانیسم‌ها ترشح می‌شوند که به شکستن پیوندهای C-C ساختار آروماتیک بیوجار منجر شده و در نتیجه به تخریب بیوجار منجر می‌شوند (Czimeczik and Masiello, 2007).

بیوجار به سبب داشتن اجزاء مضر، ساختار و خصوصیات سطحی نامطلوب و خصوصیات شیمیایی در سطح میکرو/نانو، دارای خطرات زیست‌محیطی بالقوه برای خاک، آب و اتمسفر ایجاد می‌کند. کاربرد گسترده‌تر بیوجار دارای عدم قطعیت‌های زیست‌محیطی بالقوه است. ارتباطات پیچیده بین خصوصیات فیزیکی و فعل‌وانفعالات شیمیایی غیرقابل پیش‌بینی بین بیوجار و جنبه‌های مختلف محیطی که در آن استفاده شده، به طیف گسترده‌ای از اثرات منفی احتمالی منجر خواهد شد (Xiang et al., 2021).

#### ۴-۳- اتمسفر

PM<sup>۱</sup> تولید شده در طی پیرولیز بیوجار نه تنها غلظت PM اتمسفر را افزایش می‌دهد، بلکه ممکن است اثر سمی بر موجودات نیز داشته باشد (Gelardi et al., 2019). بنابراین، تعیین در معرض قرارگیری و سمیت PM ساطع شده از فرآیند پیرولیز در طی تولید بیوجار ضروری است. نتایج مطالعه Dunnigan و همکاران (۲۰۱۷) نشان داد که با افزایش دمای پیرولیز، غلظت PAH موجود در ذرات معلق (PM) تا ۱۱۹ درصد افزایش یافته به گونه‌ای که در دماهای ۴۰۰ تا ۸۰۰ درجه سانتی‌گراد به ترتیب  $\mu\text{g PM} / \text{g PAH}$  ۴۰۳ و ۸۸۲ بود.

#### ۵- نتیجه‌گیری

سمیت بیوجار عمدتاً به دلیل مواد خام اولیه و شرایط تولید است. بنابراین، مواد خام اولیه‌ای بایستی برای تولید بیوجار استفاده شود که غلظت مواد مضر در آن کم باشد و با توجه به اینکه، زیست توده گیاهی حاوی پیش‌سازهای PAH کمتری است، توصیه می‌شود. همچنین از نظر سرعت پیرولیز، پیرولیز آهسته توصیه می‌شود. بیوجار تولید شده با سرعت آهسته دارای خطرات زیست‌محیطی کمتری نسبت به مواردی است که با پیرولیز سریع تولید می‌شود. استفاده از بیوجار در مناطقی با کمبود شدید آب کاملاً محدود است. ایده استفاده از بیوجار برای بهبود بهره‌وری در مناطق نیمه‌خشک و خشک مورد علاقه بسیاری از دانشمندان می‌باشد. اولاً، به منظور استفاده وسیع و کافی از بیوجار بایستی منابع زیست توده در مقیاس انبوه و به صورت پایدار در دسترس باشد. کشاورزان در مناطق خشک (که انتظار می‌رود زیست توده برای سیستم‌های تبدیل بیوجار تأمین کنند) ممکن است با محدودیت تولید مواجه شوند. همچنین، بقایای گیاهی و سایر منابع زیست توده در چنین مکان‌هایی معمولاً کاربردهای دیگری دارند (مثلاً به عنوان خوراک دام). بسیاری از این مناطق همچنین به دلیل بهره‌برداری بیش‌ازحد از منابع، با تخریب محیط‌زیست مواجه هستند. بنابراین، سیستم‌های تولید بیوجار در مقیاس محدود را می‌توان برای اراضی باغی و زمین‌های کوچک در این مناطق به کاربرد. البته بیان این موضوع نشان دهنده عدم کارایی و کارکرد بیوجار در این مناطق نیست و قطعاً کاربرد بیوجار همان طور که ذکر شد، نقش قابل توجهی در احیای مناطق خشک و نیمه خشک و پایداری اراضی این مناطق ایفا می‌کند.

در نهایت پیشنهاد می‌شود که یارانه سخاوتمندانه به کشاورزان برای اجرایی شدن کشاورزی صنعتی اختصاص یافته و همچنین آموزش کشاورزی صنعتی می‌تواند از آلودگی خاک و آب جلوگیری کرده و استفاده بهینه از منابع آبی را ممکن سازد. همچنین بایستی با اجرای دوره‌های آموزشی توسط دهیاری‌ها، مزایای استفاده از بیوجار برای کشاورزان روشن شود. همچنین با احداث واحدهای تولید بیوجار در مقیاس منطقه‌ای، ضایعات کشاورزی و کودهای دامی به‌طور بهینه به بیوجار تبدیل شود که به نوبه خود از آلودگی زیست‌محیطی جلوگیری می‌کند.

برای دستیابی به عملکرد بهینه زیست‌محیطی بیوجار بایستی روابط بین برخی از عوامل تولید (منابع زیست توده و شرایط آماده‌سازی) و خطرات زیست‌محیطی در مطالعات بعدی بررسی شود. همچنین تأثیرات منفی بیوجار بر محیط‌زیست باید در سطوح میکروسلولی و ملکولی مورد مطالعه قرار گیرد. همچنین تعامل بین بیوجار و مؤلفه‌های محیطی از جمله خاک، آب و اتمسفر و تأثیرات منفی زیست‌محیطی بیوجار بر کل اکوسیستم به صورت آزمایشگاهی و مطالعات موردی، بررسی شود.

## منابع

۱. ذاکری زارچ، مجید. ۱۳۹۷. بررسی تاثیر عملیات اصلاحی بر پوشش گیاهی و خاک مناطق خشک و نیمه خشک (مطالعه موردی شهرستان اشکذر). پایان نامه کارشناسی ارشد بیابان زدایی. دانشکده منابع طبیعی و کویبرشناسی. دانشگاه یزد.
2. Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., & Wessolek, G. (2013). Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 202, 183-191.
3. Abujabhah, I. S., Bound, S. A., Doyle, R., & Bowman, J. P. (2016). Effects of biochar and compost amendments on soil physico-chemical properties and the total community within a temperate agricultural soil. *Applied Soil Ecology*, 98, 243-253.
4. Alburquerque, J. A., Calero, J. M., Barrón, V., Torrent, J., del Campillo, M. C., Gallardo, A., & Villar, R. (2014). Effects of biochars produced from different feedstocks on soil properties and sunflower growth. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177(1), 16-25.
5. Amonette, J. E., & Joseph, S. (2012). Characteristics of biochar: microchemical properties. In *Biochar for environmental management* (pp. 65-84). Routledge.
6. Arif, M., Ali, S., Ilyas, M., Riaz, M., Akhtar, K., Ali, K., ... & Wang, H. (2021). Enhancing phosphorus availability, soil organic carbon, maize productivity and farm profitability through biochar and organic-inorganic fertilizers in an irrigated maize agroecosystem under semi-arid climate. *Soil Use and Manag* Arif, M., Ilyas, M., Riaz, M., Ali, K., Shah, K., Haq, I. U., & Fahad, S. (2017). Biochar improves phosphorus use efficiency of organic-inorganic fertilizers, maize-wheat productivity and soil quality in a low fertility alkaline soil. *Field crops research*, 214, 25-37. *ement*, 37(1), 104-119.
7. Baiamonte, G., Crescimanno, G., Parrino, F., & De Pasquale, C. (2019). Effect of biochar on the physical and structural properties of a sandy soil. *Catena*, 175, 294-303.
8. Baiamonte, G., Minacapilli, M., & Crescimanno, G. (2020). Effects of biochar on irrigation management and water use efficiency for three different crops in a desert sandy soil. *Sustainability*, 12(18), 7678.
9. Biederman, L. A., & Harpole, W. S. (2013). Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB bioenergy*, 5(2), 202-214.
10. Bourke, J., Manley-Harris, M., Fushimi, C., Dowaki, K., Nunoura, T., & Antal, M. J. (2007). Do all carbonized charcoals have the same chemical structure? 2. A model of the chemical structure of carbonized charcoal. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 46(18), 5954-5967.
11. Brewer, C. E., & Brown, R. C. (2012). 5.18-Biochar A2-Sayigh, Ali. *Comprehensive Renewable Energy*. Elsevier, Oxford, 357-384 .
12. Chan, K. Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., & Joseph, S. (2008). Using poultry litter biochars as soil amendments. *Soil Research*, 46(5), 437-444.
13. Chaudhari, P. R., Ahire, D. V., Ahire, V. D., Chkravarty, M., & Maity, S. (2013). Soil bulk density as related to soil texture, organic matter content and available total nutrients of Coimbatore soil. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 3(2), 1-8.
14. Cheng, C. H., Lehmann, J., & Engelhard, M. H. (2008). Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(6), 1598-1610.
15. Czimczik, C. I., & Masiello, C. A. (2007). Controls on black carbon storage in soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 21.(۳)
16. Demirbas, A., Pehlivan, E., & Altun, T. (2006). Potential evolution of Turkish agricultural residues as bio-gas, bio-char and bio-oil sources. *International Journal of Hydrogen Energy*, 31(5), 613-620.
17. Devi, P., & Saroha, A. K. (2014). Risk analysis of pyrolyzed biochar made from paper mill effluent treatment plant sludge for bioavailability and eco-toxicity of heavy metals. *Bioresource technology*, 162, 308-315.
18. Downie A, Crosky A, Munroe P (2009) Physical properties of biochar. *Biochar for environmental management: Science and technology*:13-32
19. Dunnigan, L., Morton, B. J., van Eyk, P. J., Ashman, P. J., Zhang, X., Hall, P. A., & Kwong, C. W. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons on particulate matter emitted during the co-generation of bioenergy and biochar from rice husk. *Bioresource technology*, 244, 1015-1023.
20. Fang, Y., Singh, B., Singh, B. P., & Krull, E. (2014). Biochar carbon stability in four contrasting soils. *European Journal of Soil Science*, 65(1), 60-71.



21. Farrell, M., Kuhn, T. K., Macdonald, L. M., Maddern, T. M., Murphy, D. V., Hall, P. A., ... & Baldock, J. A. (2013). Microbial utilisation of biochar-derived carbon. *Science of the Total Environment*, 465, 288-297.
22. Forbes, M. S., Raison, R. J., & Skjemstad, J. O. (2006). Formation, transformation and transport of black carbon (charcoal) in terrestrial and aquatic ecosystems. *Science of the total environment*, 370(1), 190-206.
23. Fu, G., Qiu, X., Xu, X., Zhang, W., Zang, F., & Zhao, C. (2021). The role of biochar particle size and application rate in promoting the hydraulic and physical properties of sandy desert soil. *CATENA*, 207, 105607.
24. Fu, P., Yi, W., Bai, X., Li, Z., Hu, S., & Xiang, J. (2011). Effect of temperature on gas composition and char structural features of pyrolyzed agricultural residues. *Bioresource Technology*, 102(17), 8211-8219.
25. Gelardi, D. L., Li, C., & Parikh, S. J. (2019). An emerging environmental concern: Biochar-induced dust emissions and their potentially toxic properties. *Science of the Total Environment*, 678, 813-820.
26. Gray, M., Johnson, M. G., Dragila, M. I., & Kleber, M. (2014). Water uptake in biochars: the roles of porosity and hydrophobicity. *Biomass and bioenergy*, 61, 196-205.
27. Guilherme, M. R., Aouada, F. A., Fajardo, A. R., Martins, A. F., Paulino, A. T., Davi, M. F., ... & Muniz, E. C. (2015). Superabsorbent hydrogels based on polysaccharides for application in agriculture as soil conditioner and nutrient carrier: A review. *European Polymer Journal*, 72, 365-385.
28. Gundale, M. J., & DeLuca, T. H. (2006). Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *Forest ecology and management*, 231(1-3), 86-93.
29. Guo, M., He, Z., & Uchimiya, S. M. (2016). Introduction to biochar as an agricultural and environmental amendment. *Agricultural and environmental applications of biochar: Advances and barriers*, 63, 1-14.
30. Hale, S. E., Lehmann, J., Rutherford, D., Zimmerman, A. R., Bachmann, R. T., Shitumbanuma, V., ... & Cornelissen, G. (2012). Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars. *Environmental science & technology*, 46(5), 2830-2838.
31. Hou, X., Li, R., He, W., Dai, X., Ma, K., & Liang, Y. (2018). Superabsorbent polymers influence soil physical properties and increase potato tuber yield in a dry-farming region. *Journal of soils and sediments*, 18(3), 816-826.
32. Jeffery, S., Verheijen, F. G., van der Velde, M., & Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, ecosystems & environment*, 144(1), 175-187.
33. Jung, K. W., Kim, K., Jeong, T. U., & Ahn, K. H. (2016). Influence of pyrolysis temperature on and phosphate adsorption capability of biochar derived from waste-marine macroalgae (*Undaria pinnatifida* roots). *Bioresource technology*, 200, 1024-1028.
34. Kasozi, G. N., Zimmerman, A. R., Nkedi-Kizza, P., & Gao, B. (2010). Catechol and humic acid sorption onto a range of laboratory-produced black carbons (biochars). *Environmental science & technology*, 44(16), 6189-6195.
35. Lawrinenko M, Laird DA (2015) Anion exchange Capacity of Biochar. *Green Chemistry*. 17(9):4628–4636
36. Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). *Biochar for environmental management: an introduction* (pp. 33-46). Routledge.
37. Lehmann, J., Czimczik, C., Laird, D. and Sohi, S. (2009) Stability of Biochar in Soil. *Biochar for Environmental Management Science and Technology*, 183-206.
38. Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota—a review. *Soil biology and biochemistry*, 43(9), 1812-1836.
39. Lei, M., Wu, S., Liang, J., & Liu, C. (2019). Comprehensive understanding the chemical structure evolution and crucial intermediate radical in situ observation in enzymatic hydrolysis/mild acidolysis lignin pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 138, 249-260.
40. Leng, R. A., Inthapanya, S., & Preston, T. R. (2012). Biochar lowers net methane production from rumen fluid in vitro. *Livestock Research for Rural Development*, 24(6), 103.
41. Li, C., Xiong, Y., Qu, Z., Xu, X., Huang, Q., & Huang, G. (2018). Impact of biochar addition on soil properties and water-fertilizer productivity of tomato in semi-arid region of Inner Mongolia, China. *Geoderma*, 331, 100-108.

42. Li, M., Liu, M., Joseph, S., Jiang, C. Y., Wu, M., & Li, Z. P. (2015). Change in water extractable organic carbon and microbial PLFAs of biochar during incubation with an acidic paddy soil. *Soil Research*, 53(7), 763-771.
43. Lim, T. J., Spokas, K. A., Feyereisen, G., & Novak, J. M. (2016). Predicting the impact of biochar additions on soil hydraulic properties. *Chemosphere*, 142, 136-144.
44. Liu, A., Ou, Z., & Nachshon, U. (2020). On the potential impact of root system size and density on salt distribution in the root zone. *Agricultural Water Management*, 234, 106118.
45. Liu, P., Liu, W. J., Jiang, H., Chen, J. J., Li, W. W., & Yu, H. Q. (2012). Modification of biochar derived from fast pyrolysis of biomass and its application in removal of tetracycline from aqueous solution. *Bioresource technology*, 121, 235-240.
46. Luo, L., Lv, J., Chen, Z., Huang, R., & Zhang, S. (2017). Insights into the attenuated sorption of organic compounds on black carbon aged in soil. *Environmental Pollution*, 231, 1469-1476.
47. Lyu, H., He, Y., Tang, J., Hecker, M., Liu, Q., Jones, P. D., ... & Giesy, J. P. (2016). Effect of pyrolysis temperature on potential toxicity of biochar if applied to the environment. *Environmental pollution*, 218, 1-7.
48. Maucieri, C., Barbera, A. C., Vymazal, J., & Borin, M. (2017). A review on the main affecting factors of greenhouse gases emission in constructed wetlands. *Agricultural and forest meteorology*, 236, 175-193.
49. Naeem, M. A., Khalid, M., Ahmad, Z., & Naveed, M. (2016). Low pyrolysis temperature biochar improves growth and nutrient availability of maize on typic calcariigid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 47(1), 41-51.
50. Nie, C., Yang, X., Niazi, N. K., Xu, X., Wen, Y., Rinklebe, J., ... & Wang, H. (2018). Impact of sugarcane bagasse-derived biochar on heavy metal availability and microbial activity: a field study. *Chemosphere*, 200, 274-282.
51. Novak, J. M., Busscher, W. J., Watts, D. W., Amonette, J. E., Ippolito, J. A., Lima, I. M., ... & Schomberg, H. (2012). Biochars impact on soil-moisture storage in an ultisol and two aridisols. *Soil Science*, 177(5), 310-320.
52. Pastor-Villegas, J., Pastor-Valle, J. F., Rodríguez, J. M., & García, M. G. (2006). Study of commercial wood charcoals for the preparation of carbon adsorbents. *Journal of analytical and applied pyrolysis*, 76(1-2), 103-108.
53. Pattiya, A. (2011). Bio-oil production via fast pyrolysis of biomass residues from cassava plants in a fluidised-bed reactor. *Bioresource Technology*, 102(2), 1959-1967.
54. Rehrah, D., Bansode, R. R., Hassan, O., & Ahmedna, M. (2018). Short-term greenhouse emission lowering effect of biochars from solid organic municipal wastes. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(5), 1093-1102.
55. Rousk, J., Bååth, E., Brookes, P. C., Lauber, C. L., Lozupone, C., Caporaso, J. G., ... & Fierer, N. (2010). Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *The ISME journal*, 4(10), 1340-1351.
56. Sahaar, S. A., & Niemann, J. D. (2020). Impact of regional characteristics on the estimation of root-zone soil moisture from the evaporative index or evaporative fraction. *Agricultural Water Management*, 238, 106225.
57. Sajjadi, B., Zubatiuk, T., Leszczynska, D., Leszczynski, J., & Chen, W. Y. (2019). Chemical activation of biochar for energy and environmental applications: a comprehensive review. *Reviews in Chemical Engineering*, 35(7), 777-815.
58. Shanthi, P., Renuka, R., Sreekanth, N. P., Babu, P., & Thomas, A. P. (2013). A study of the fertility and carbon sequestration potential of rice soil with respect to the application of biochar and selected amendments. *Annals of environmental science*, 7, 17-30.
59. Singh, B.P., B.J. Hatton., B. Singh., A.L. Cowie., and A. Kathuria. 2010. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of Environmental Quality*. 39(4):1224–1235.
60. Singh, M., Saini, R. K., Singh, S., & Sharma, S. P. (2019). Potential of integrating biochar and deficit irrigation strategies for sustaining vegetable production in water-limited regions: A review. *HortScience*, 54(11), 1872-1878.
61. Skjemstad, J. O., & Graetz, R. D. (2003). The impact of burning on the nature of soil organic matter in Australia. *Agronomia*, 37, 85-90.
62. Sohi, S., Lopez-Capel, E., Krull, E., and Bol, R. (2009). Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. *CSIRO Land and Water Science Report*, 5(09), 17-31
63. Sørmo, E., Silvani, L., Thune, G., Gerber, H., Schmidt, H. P., Smebye, A. B., & Cornelissen, G. (2020). Waste timber pyrolysis in a medium-scale unit: Emission budgets and biochar quality. *Science of the Total Environment*, 718, 137335.

64. Stewart, C. E., Zheng, J., Botte, J., & Cotrufo, M. F. (2013). Co-generated fast pyrolysis biochar mitigates green-house gas emissions and increases carbon sequestration in temperate soils. *Gcb Bioenergy*, 5(2), 153-164.
65. Sun, F., & Lu, S. (2014). Biochars improve aggregate stability, water retention, and pore-space properties of clayey soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177(1), 26-33.
66. Tenenbaum, D. J. (2009). Biochar: carbon mitigation from the ground up. *Environ. Health Perspect.* 117 (2), A70–A73.
67. Teβin, A. K. 2016. A study on Biochar in soil: Effect on physical, chemical and hydrological properties in differently textured soils . M.Sc. Thesis, Agro Environmental Management. AU.
68. Thomas, S. C., Frye, S., Gale, N., Garmon, M., Launchbury, R., Machado, N., ... & Winsborough, C. (2013). Biochar mitigates negative effects of salt additions on two herbaceous plant species. *Journal of Environmental Management*, 129, 62-68.
69. Tsouloufa, A., Dailianis, S., Karapanagioti, H. K., & Manariotis, I. D. (2020). Physicochemical and toxicological assay of leachate from malt spent rootlets biochar. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 104(5), 634-641.
70. Van Zwieten, L., Singh, B., Joseph, S., Kimber, S., Cowie, A., & Chan, K. Y. (2012). Biochar and emissions of non-CO2 greenhouse gases from soil. In *Biochar for environmental management* (pp. 259-282). Routledge .
71. Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A. C., Van der Velde, M., & Diafas, I. (2010). Biochar application to soils. A critical scientific review of effects on soil properties, processes, and functions. *EUR*, 24099, 162.
72. von Gunten, K., Alam, M. S., Hubmann, M., Ok, Y. S., Konhauser, K. O., & Alessi, D. S. (2017). Modified sequential extraction for biochar and petroleum coke: Metal release potential and its environmental implications. *Bioresource technology*, 236, 106-110.
73. Walker, S., Kumar, J., & Biswas, B. (2019). Assessment of different indices (vegetation, salinity) and salt effected area trend analysis using shannon entropy approach—a case study in a semi-arid region of india using rs/gis. *Plant Arch*, 19, 3457-3466.
74. Wang, Y., Liu, Y., Liu, R., Zhang, A., Yang, S., Liu, H., ... & Yang, Z. (2017). Biochar amendment reduces paddy soil nitrogen leaching but increases net global warming potential in Ningxia irrigation, China. *Scientific reports*, 7(1), 1-10.
75. Warnock, D. D., Mummey, D. L., McBride, B., Major, J., Lehmann, J., & Rillig, M. C. (2010). Influences of non-herbaceous biochar on arbuscular mycorrhizal fungal abundances in roots and soils: results from growth-chamber and field experiments. *Applied Soil Ecology*, 46(3), 450-456.
76. Whalen, J., & Gul, S. 2015. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* . 206: 46-59.
77. Wiedner, K., Rumpel, C., Steiner, C., Pozzi, A., Maas, R., & Glaser, B. (2013). Chemical evaluation of chars produced by thermochemical conversion (gasification, pyrolysis and hydrothermal carbonization) of agro-industrial biomass on a commercial scale. *Biomass and Bioenergy*, 59, 264-278.
78. Woolf, D., Amonette, J. E., Street-Perrott, F. A., Lehmann, J., & Joseph, S. (2010). Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature communications*, 1(1), 1-9.
79. Xiang, L., Liu, S., Ye, S., Yang, H., Song, B., Qin, F., ... & Tan, X. (2021). Potential hazards of biochar: The negative environmental impacts of biochar applications. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126611.
80. Yang, X., Liu, J., McGrouther, K., Huang, H., Lu, K., Guo, X., ... & Wang, H. (2016). Effect of biochar on the extractability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and enzyme activity in soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(2), 974-984.
81. Yu, J., Hu, J., Tanaka, S., & Fujii, S. (2009). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in sewage treatment plants. *Water research*, 43(9), 2399-2408.
82. Yuan, J. H., Xu, R. K., & Zhang, H. (2011). The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource technology*, 102(3), 3488-3497.
83. Zhang, L., Jing, Y., Xiang, Y., Zhang, R., & Lu, H. (2018). Responses of soil microbial community structure changes and activities to biochar addition: a meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 643, 926-935.
84. Zimmerman, A. R. (2010). Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). *Environmental science & technology*, 44(4), 1295-1301

