

Arsenic removal from soil and water by biochar: A promising environmentally-friendly approach

A. Reyhanitabar* 

Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran.
areyhani@tabrizu.ac.ir

Received: July 2024 and Accepted: February 2025

Abstract

Contamination of water and soil resources with the metalloid arsenic (As) nowadays poses a major threat to human health. According to the World Health Organization (WHO), it is not only a carcinogenic substance in humans but also a toxic substance to plants. As removal from soils comprises a variety of physical, chemical, and biological methods, each with its own advantages and disadvantages. Biochar is produced through thermochemical treatment of agricultural residues, urban solid waste, and livestock manure. As one promising solution to As contamination, biochar is generally used to achieve the four major goals of enhanced soil fertility, elevated carbon sequestration in soil, restoration of degraded lands, and soil and water pollution management. Little has been reported in the literature on data-based studies concerning As immobilization in soils; however, the newly emerging areas of interest include investigation of biochar impact mechanisms on water and contaminated soils as well as industrial-scale applications of research findings. The present study begins with a brief description of the metalloid arsenic chemistry in soil and water to proceed with a review of research findings on biochar and arsenic interactions. In this regard, the initial biomass type and pyrolysis conditions are discussed as the determining factors in such interactions. It is argued that arsenic speciation contained in water and soil may influence its mobility, bioavailability, and transfer in the presence of biochar due to soil chemistry variability, which is largely an under-investigated area in the literature. This specifically stresses the need for studies to explore biochar interactions with soil microbes in immobilizing toxic arsenic species. Another gap detected in the studies concerns the cost-benefit analysis of biochar application as a water and soil decontamination method.

Keyword: Arsenic, Biochar, Plant, Soil, Water

* - Corresponding author's email: areyhani@tabrizu.ac.ir
<https://doi.org/10.22092/lmj.2025.365884.360>

کاربرد بیوچار در آلودگی‌زدایی آب‌و خاک از آرسنیک: یک رهیافت امیدبخش و

دوستدار محیط‌زیست

عادل ریحانی تبار* 

استاد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران.

areyhani@tabrizu.ac.ir

دریافت: تیر ۱۴۰۳ و پذیرش: اسفند ۱۴۰۳

چکیده

امروزه آلودگی منابع آب‌و خاک به شبه فلز آرسنیک (As) یکی از معضلات نگران‌کننده سلامتی انسان‌ها است. این عنصر توسط سازمان بهداشت جهانی به‌عنوان یک ماده سرطان‌زا معرفی‌شده و برای گیاهان نیز سمی است. روش‌های آلودگی‌زدایی خاک‌های آلوده به آرسنیک متنوع و شامل روش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است. هر کدام از این روش‌ها دارای محاسن و معایب خاص خود هستند. بیوچار، به‌عنوان بخشی از راه‌حل، با استفاده از فرایندهای مختلف گرما شیمیایی از بقایای محصولات کشاورزی، پسماند جامد شهری و کودهای دامی تولید می‌شود. اهداف کاربرد بیوچار در چهار بخش کلی بهبود حاصلخیزی خاک، ترسیب کربن در خاک، احیای اراضی تخریب یافته و مدیریت آلودگی آب‌و خاک بیان شده است. مطالعات کمی در مورد غیرمتحرک کردن آرسنیک در خاک نسبت به محیط‌های آبی انجام شده است. اما آنچه مسلم است علاقه به تحقیقات در مورد مکانیسم عمل بیوچار برای پالایش آرسنیک در آب‌و خاک‌های آلوده و توجه به جنبه‌های کاربردی در مقیاس مهندسی رو به افزایش است. در این نوشتار ابتدا به‌طور مختصر به شیمی آرسنیک در آب‌و خاک اشاره و بعداً به برخی از تحقیقات انجام‌شده در مورد برهمکنش بیوچار و آرسنیک اشاره می‌شود. در نهایت چنین نتیجه‌گیری می‌شود که نوع زیست‌توده اولیه و شرایط پیرولیز از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر برهمکنش بیوچار- آرسنیک می‌باشند. همچنین جزءبندی گونه‌های مختلف آرسنیک در خاک ممکن است تحرک، زیست‌فراهمی و انتقال آرسنیک را در حضور بیوچار به علت تغییر در شیمی خاک تحت تأثیر قرار دهد که تاکنون مطالعه جامعی راجع به این موضوع انجام نشده است. برهمکنش بیوچار و میکروب‌های خاک در ارتباط با غیرمتحرک کردن گونه‌های سمی آرسنیک باید مورد مطالعه قرار گیرد. هیچ یک از مطالعات انجام شده تاکنون تجزیه و تحلیل هزینه-سود برای کاربرد بیوچار جهت آلودگی‌زدایی آب‌و خاک انجام نداده است که می‌تواند به‌عنوان یک شکاف در تحقیقات مربوط به برهمکنش آرسنیک-بیوچار در نظر گرفته شود.

واژه‌های کلیدی: آرسنیک، آب، بیوچار، خاک، گیاه

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: areyhani@tabrizu.ac.ir

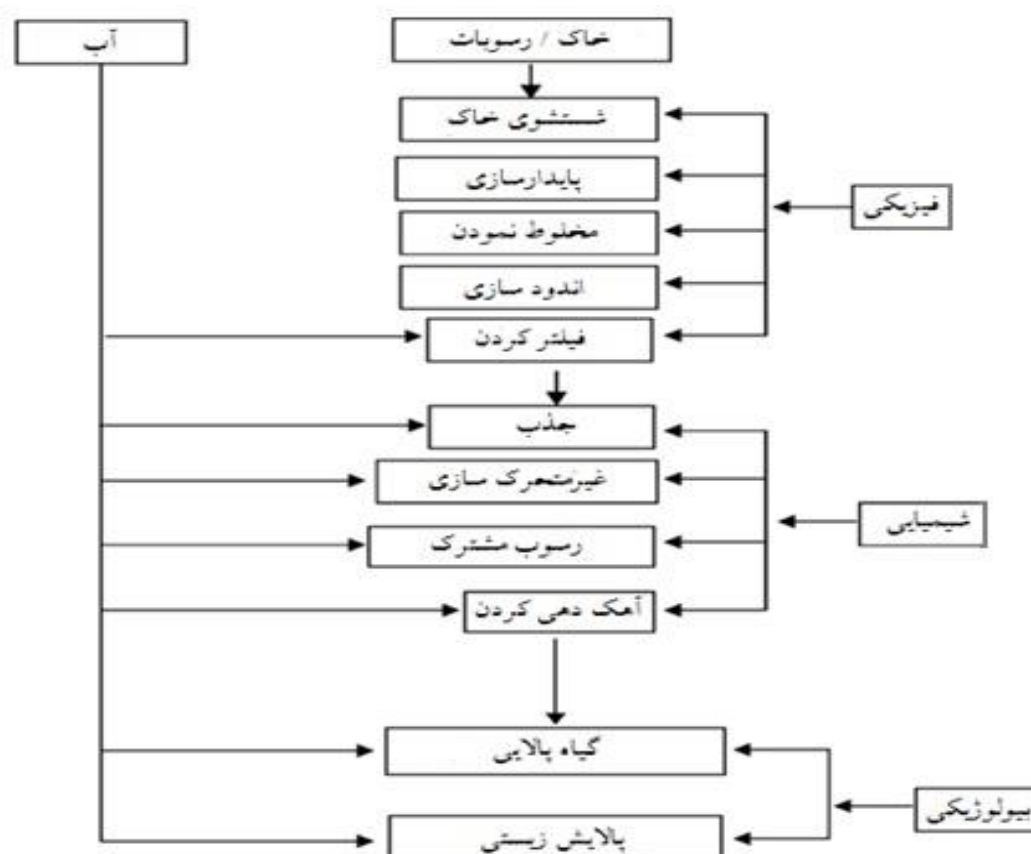
نوع مقاله: مروری



مقدمه

آرسنیک به صورت طبیعی در محیط زیست وجود دارد، اما فعالیت های بشری میزان آن را افزایش داده است. توصیه سازمان بهداشت جهانی برای غلظت مجاز آرسنیک در آب آشامیدنی ۱۰ میکروگرم در لیتر و به اعتقاد آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا، بیشینه غلظت آرسنیک در خاک ۲۰ میلی گرم در کیلوگرم است (Adriano., 2001). در بدن انسان هم غلظت ۱۰۰ میلی گرم در کیلوگرم مقدار مخاطره آمیز آرسنیک بیان شده است (Naidu et al., 2003). آرسنیک توسط سازمان بهداشت جهانی یک ماده سرطان زا معرفی شده و سرطان پوست شایع ترین است (WHO, 2023). این عنصر در گیاهان تجمع و سمی است (Wang and Mulligan 2006). به دلیل سمیت بالا و خطر زیاد این عنصر، پالایش آب و خاک های آلوده برای حفاظت از محیط زیست و سلامت عمومی ضروری است. روش های پالایش خاک های آلوده به آرسنیک متنوع و شامل روش های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است. هر کدام از این روش ها دارای محاسن و معایب خاص خود هستند؛ مثلاً روش های فیزیکی عموماً در آلودگی زیاد و در وسعت کم با هزینه زیاد قابل اجرا هستند. اگرچه روش اندود سازی خاک آلوده با خاک غیر آلوده ارزان تر از بقیه شیوه ها است اما این تکنیک نه برای اصلاح دائمی خاک بلکه برای منزوی نمودن مکان آلوده به کار می رود. همچنین موفقیت روش فیزیکی به نوع گونه عنصر آرسنیک در خاک

بستگی دارد (Naseri et al, 2014 Sepehr and Shiriazar, 2020). در زیست پالایی خاک آلوده به آرسنیک از برخی میکروارگانیسم های کارا استفاده می شود. این ریزجانداران آرسنیک را از طریق جذب زیستی در درون سلول های خود غیرمتحرک می کنند (Granchinho et al, 2001). برخی جلبک ها گونه شیمیایی سمی تر آرسنیت را به آرسنات کمتر سمی اکسید می کنند و یا ترکیبات آرسنیک از طریق تصعید از خاک خارج می گردند (Tamaki and Frankenberger, 1992). نیاز به کارشناس خبره، آزمایشگاه مدرن و هزینه زیاد از معایب پالایش زیستی به شمار می روند. در تکنیک گیاه پالایی از انواع گیاهان برای غیر متحرک سازی آرسنیک استفاده می شود. یکی از شروط موفقیت، انتخاب گیاهانی است که توانایی انباشت آرسنیک را در زیست توده خود داشته باشند، به عبارت دیگر بیش انباشتگر باشند. حداقل غلظت لازم برای اینکه گیاهی به عنوان بیش انباشتگر آرسنیک معرفی شود ۱۰۰ میلی گرم در کیلوگرم (۰/۱٪) در وزن خشک بیان شده است (Ma et al., 2001). از این گیاهان می توان به انواع سرخس ها، گیاه برنج و گل جعفری اشاره کرد (Mirzaei et al., 2014, a)؛ اما برخی موارد همچون تولید زی توده کم، عمق کم ریشه، نیاز به زمان طولانی و محدود بودن این روش به عمق فعالیت ریشه گیاه در خاک، وسعت حوزه عمل تکنیک گیاه پالایی را محدود کرده است (Mirzaei et al., 2014, b).



شکل ۱- انواع روش‌های پالایش آرسنیک از خاک و رسوبات

Figure 1- Different methods of arsenic purification from soil and sediments (Mahimairaja et al., 2005)

کاهش خواهد یافت (Sepehr and Shiriazar, 2020)؛ مثلاً سطح ویژه ذرات آهن صفر یک عامل مهم در سرعت واکنش‌های مربوط به آن است و به همین دلیل محققان به دنبال تهیه و استفاده از نانو ذرات آهن صفر هستند اما هزینه‌ها هم با بهبود فناوری افزایش می‌یابد. همچنین همه جوانب استفاده از نانو ذرات در خاک هنوز مشخص نشده است (Naseri et al., 2014).

سپهر و شیرآذر (Sepehr and Shiriazar, 2020) ضمن مطالعه روش‌های گوناگون آلودگی‌زدایی آرسنیک از منابع آب و خاک چنین نتیجه گرفتند که در انتخاب نوع روش باید به هزینه کم، عدم تولید بقایای سمی و دوستدار محیط‌زیست بودن و عملیات اجرایی آسان توجه ویژه شود. به اعتقاد این محققان جاذب مناسب آرسنیک علاوه بر ظرفیت بالای جذب باید در طبیعت فراوان و ارزان باشد. برخی محققان معتقدند که بیوپچار واجد این شرایط است (Ahmad et al, 2014).

عموماً دو رهیافت اصلی برای پالایش شیمیایی خاک‌های آلوده به فلزات و شبه فلزاتی همچون آرسنیک ارائه شده است: الف) غیر متحرک‌سازی با استفاده از مواد آلی و غیر آلی و ب) متحرک‌سازی فلزات و حذف از طریق جذب توسط گیاه (گیاه‌پالایی) یا شستشوی خاک (Bolan et al., 2004). تاکنون مشخص شده است که در پالایش شیمیایی، اکسیدهای آهن و کانی ژئولیت موفق‌تر از بقیه کانی‌ها از جمله کربنات کلسیم عمل کرده‌اند (Naidu, 2006). از بین ترکیبات آهن، آهن صفر و دو ظرفیتی مورد استفاده قرار گرفته و گزارش شده است که با تشکیل هیدروکسیدهای آهن این مواد به‌عنوان جاذب گونه‌های آرسنیک عمل می‌کنند (Naseri et al., 2014). عموماً موفقیت روش‌های شیمیایی بستگی به سرعت واکنش‌های شیمیایی دارد که آن‌هم به مجموعه عوامل محیطی بستگی دارد و در صورت مهیا نبودن این شرایط کارایی فرایندهای شیمیایی به‌شدت

بیوچار ماده آلی نوظهور: یک تیر چند نشان

بر طبق تعریف موسسه بین‌المللی بیوچار (IBI)، بیوچار به مواد جامد مشتق شده از تبدیل ترموشیمیایی زیست‌توده اولیه در یک محیط با اکسیژن محدود گفته می‌شود (Ghodsad et al., 2021). این ماده با استفاده از فرایندهای مختلف گرما شیمیایی از بقایای محصولات کشاورزی، پسماند جامد شهری و کودهای دامی تولید می‌شود. اهداف کاربرد بیوچار در چهار بخش کلی بیان شده است:

الف) تولید و استفاده در کشاورزی جهت بهبود حاصلخیزی خاک

ب) ترسیب کربن در خاک،

ج) احیای اراضی تخریب یافته و

د) مدیریت آلودگی آب‌وخاک

رایج‌ترین فرایند گرماشیمیایی پیرولیز نامیده می‌شود. این فرایند به دو نوع آهسته و سریع تقسیم می‌شود ولی پیرولیز آهسته رایج‌ترین شیوه تولید بیوچار است (Tan et al., 2015). دمای پیرولیز (شکل ۲) در کنار نوع زیست‌توده از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر ویژگی‌های بیوچار تولیدی است (Reyhanitabar et al., 2014). ماهیت کربن بیوچار مقاوم و عمدتاً آروماتیک بوده و با مصرف آن در خاک کربن در خاک ترسیب و انتشار گازهای گلخانه‌ای کاهش پیدا می‌کند (Lehmann et al., 2006). امروزه علاوه بر بحث ترسیب کربن در تسویه پساب از فلزات سنگین نیز بیوچار مطرح است (شکل ۳) (Tan et al., 2015, Rajapaksha, 2016).

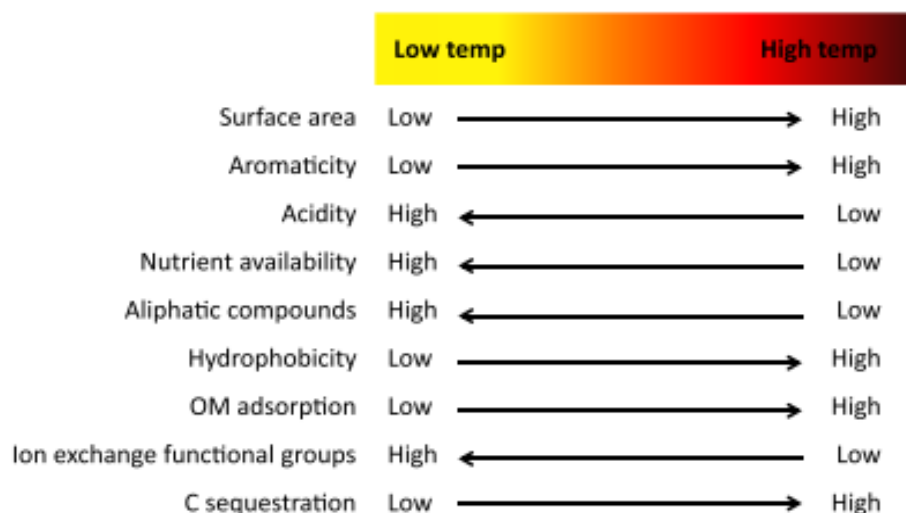
هدف مقاله

در دو دهه گذشته در مورد برهمکنش بیوچار و آرسنیک در سطح جهانی تحقیقات خوبی انجام گرفته و اکثراً نتایج امیدبخش بودند (Steiner et al., 2007, Zhang et al., 2022). به‌رغم این موضوع هنوز بسیاری

از جنبه‌های برهمکنش بیوچار با آرسنیک ناشناخته است. تنوع در ماهیت زیست‌توده اولیه و شرایط پیرولیز شاید دلیل اصلی نتایج متنوع باشند. مطالعات کمی در مورد غیرمتحرک کردن آرسنیک در محیط خاک نسبت به محیط‌های آبی انجام شده است؛ اما آنچه مسلم است علاقه به تحقیقات در مورد مکانیسم عمل بیوچار برای پالایش آرسنیک در آب‌وخاک‌های آلوده و توجه به جنبه‌های کاربردی در مقیاس مهندسی رو به افزایش است (Zhang et al., 2022). در زمینه ارزیابی و مقایسه تأثیر بیوچارهای مختلف در کاهش آلودگی آرسنیک در منابع آب‌وخاک در ایران اطلاعات بسیار اندک است، لذا با آگاهی از امکان استفاده از چنین ترکیبات دوستدار محیط‌زیست شاید بتوان راهکارهای مناسب و مؤثر و شرایط بهینه در این زمینه را که تاکنون ارائه شده است را بررسی کرد و در تحقیقات آتی بکار جست.

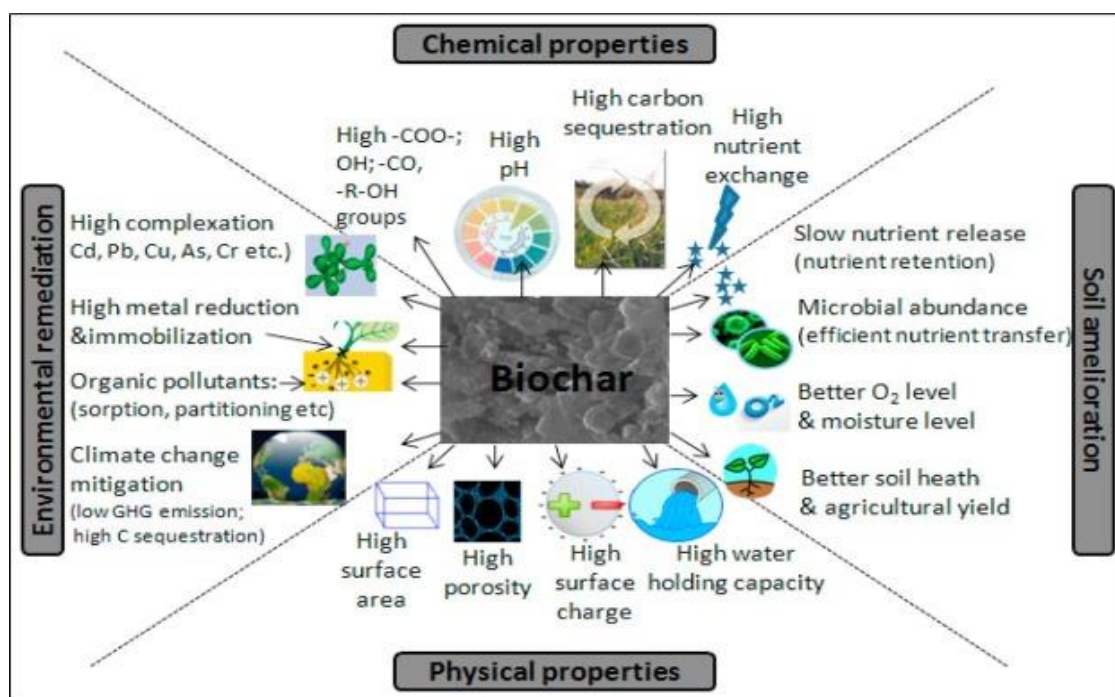
آمار آب‌وخاک‌های آلوده به آرسنیک و گستره آن در ایران

وضعیت آلودگی آب‌های سطحی و زیرسطحی در سیزده استان کشور نشان از جدی بودن تهدید آرسنیک برای سلامت مردم بوده و این امر تصفیه آب در این مناطق آلوده را الزام‌آور کرده است. کشور ایران به دلیل قرارگیری روی کمربند جهانی مس، به‌ویژه اهمیت نوار آتش‌فشانی ارومیه-دختر که از ارومیه تا جنوب شرق سیرجان کشیده شده است (شکل ۴)، خواستگاه مناسبی را در زمینه مطالعه روی کانسارهای مس پورفیری فراهم آورده است. در این راستا با توجه به اینکه پیریت و چالکوپیریت از مهم‌ترین کانی‌های سولفیدی هستند که در کانسارهای مس پورفیری وجود دارند، از این‌رو آلودگی در مناطقی که معدنکاری مس پورفیری انجام می‌گیرد باید به‌دقت مورد بررسی قرار گیرد (Khadem M. Igdelou and Golchin, 2019).



شکل ۲- تأثیر دمای پیرولیز بر ویژگی‌ها و عملکرد بیوچار

Figure 2- The effects of pyrolysis temperature on the characteristics and yield of biochar (Lehmann et al., 2006)



شکل ۳- نمایش برخی کارکردهای بیوچار در خاک و محیط زیست

Figure 3- Some functions of biochar in soil and environment (Lehmann et al., 2006)



شکل ۴- کمربند آتش فشان‌های ارومیه-دختر و تأثیر آن بر آلودگی های آرسنیک تعدادی از استان های ایران
Figure 4- Urmia-Dokhtar volcanic belt and its effect on arsenic pollution in some provinces of Iran
(Khadem Igdellou and Golchin, 2019)

مناطق خشک و نیمه خشک (مکزیک، آرژانتین و آمریکا)؛ معدنکاری در مناطقی که حاوی کانی های سولفیدی است (آمریکا، چین و غنا) و منبع ژئوترمال در دنیا (شیلی، آمریکا، فرانسه و ژاپن). به نظر می رسد که آلودگی منابع آب ایران می تواند از هر چهار نوع باشد (Khadem.Igdellou and Golchin, 2019).

مطابق با گزارش های موجود، منابع آب های زیرزمینی و سطحی آلوده به آرسنیک در ایران در شکل ۵ ارائه شده است. از نظر توزیع جغرافیایی سفره های آبی آلوده به آرسنیک دنیا را به چهار دسته تقسیم می کنند که عبارت اند از حوضه های آبرفتی و دلتاها (بنگلادش، هند، نپال، تایوان، چین، ویتنام و مجارستان)؛ حوضه های بسته



شکل ۵- توزیع نقاطی با آب آلوده به آرسنیک در ایران (دوایر سبز رنگ) به تفکیک استان های آلوده به آرسنیک
Figure 5- Distribution of points with arsenic-contaminated water in Iran (green circles) by separating arsenic-contaminated provinces (Khadem.Igdellou and Golchin, 2019)

شده است شکل (۶). علاوه بر این، خاک‌های آهکی این منطقه که حاوی بیکربنات نیز هستند، موجب آزادسازی آرسنیک از کانی‌های سولفات به آب‌های زیرزمینی شده است (Nadiri et al., 2012).

منابع آب و خاک استان آذربایجان شرقی به‌ویژه شهرستان هشتروود آلوده به آرسنیک گزارش شده‌اند. آلودگی آب‌های زیرزمینی و سطحی به‌ویژه مخزن ۱۳۵ میلیون مترمکعبی سد سهند که تأمین‌کننده آب شرب، صنعتی و کشاورزی منطقه است، باعث نگرانی در منطقه



شکل ۶- وجود آرسنیک در خاک‌های شهرستان هشتروود (a) و سولفیدهای آرسنیک در خاک‌های مارنی (b)
Figure 6- Presence of arsenic in the soils of Hashtrud County in East Azarbaijan province, North West of Iran (a) and arsenic sulfides in marl soils (b) (Nadiri et al., 2012.)

انگلستان، آلمان، لهستان، کانادا و استرالیا به ترتیب ۲۰، ۴۰، ۳۰، ۲۵ و ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین شده است (Pais and Jones, 1997). مطابق با داده‌های جدول (۱) بیشتر آلودگی خاک‌های ایران به آرسنیک در اطراف معادن استخراج فلز قرار دارند (معادن مس سرچشمه کرمان و معدن آی‌قلعه‌سی آذربایجان غربی) و همه استان‌های نام‌برده شده در جدول (۱) بر روی سازند حاوی فلزات سنگین واقع شده‌اند.

مطالعات مختلفی بالاترین غلظت مجاز آرسنیک در خاک را از ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در خاک‌های لومی تا ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در خاک‌های شنی عنوان کرده‌اند. متوسط مقدار آرسنیک در خاک‌های جهان ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است. لذا غلظت آرسنیک در خاک‌های غیر آلوده به‌ندرت از این عدد تجاوز می‌کند (جدول ۱). در حالی است که مقدار طبیعی آن در خاک‌ها حدود ۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام شده است. حداکثر غلظت مجاز آرسنیک کل در خاک‌های کشاورزی در کشورهای

جدول ۱- غلظت آرسنیک کل در نمونه‌های خاک از مناطق مختلف ایران
Table 1- Total arsenic concentration in soil samples from different regions of Iran
(Khadem M. Igdelou and Golchin, 2019)

استان	شهرستان	محل	غلظت آرسنیک
آذربایجان شرقی	هشتروود	قوپوز	189.91
آذربایجان غربی	تکاب	امتداد رگه اصلی معدن آی قلعه سی	481.9
زنجان	ماهنشان	خابینک	71.68
کردستان	بیجار	گوندک	1665.2
کردستان	قروه	بخش شمالی قروه	990
خراسان رضوی	کاشمر	چلیو	204.6
کرمان	کرمان	مس سرچشمه	104

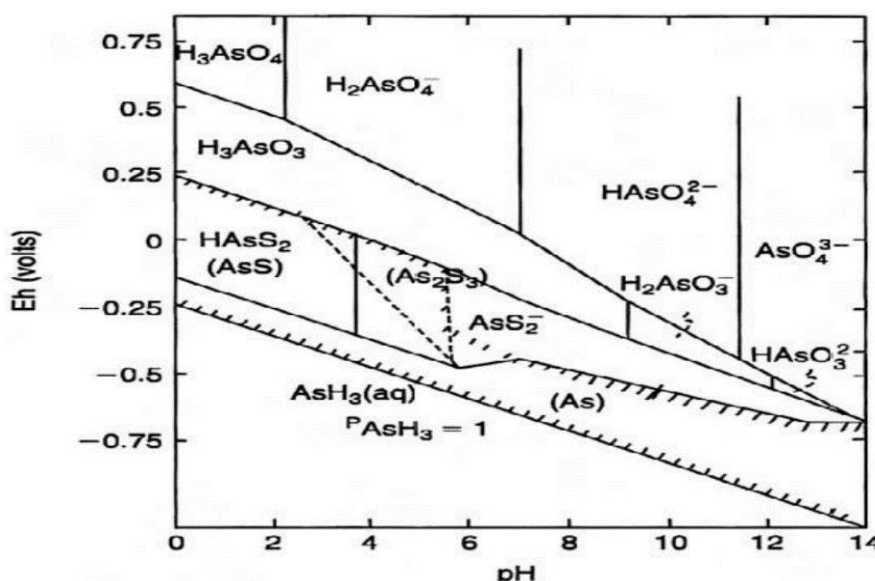
منابع آرسنیک

آرسنیک از پوسته زمین در اثر فرایندهای طبیعی و در اثر فعالیت‌های صنعتی انسانی وارد محیط زیست می‌شود. مهم‌ترین کانی‌های آرسنیک شامل آرسنو پیریت (FeAsS)، او پیمان یا زرنیخ زرد (As_2S_3)، رآلگاریا زرنیخ قرمز (AsS)، آرسنولایت (As_2O_3) و برخی ترکیبات بی‌شکل می‌باشند (Smedley and Kinniburgh, 2002).

شکل‌های آرسنیک در خاک

آرسنیک در خاک به دو شکل آلی و معدنی یافت می‌شود. میکروارگانیزم‌های خاک معمولاً اکسایش، کاهش، متیل و دی متیل کردن آرسنیک در خاک‌ها را انجام می‌دهند. در شرایط اکسیدی گونه‌های معدنی آرسنیک ممکن است

با متیل واکنش و ترکیب‌های متیل‌دار تشکیل دهند (Mandal and Suzuki, 2002). شکل‌های معدنی آرسنیک در خاک شامل اکسی آنیون‌هایی هستند که دارای بار منفی هستند. آرسنیک در خاک در چهار مرحله اکسایشی $5-$ ، $3,0-$ و $3+$ یافت می‌شود که البته $3-$ و $5-$ ظرفیتی‌ها مهم هستند. در pH دو تا نه فراوان‌ترین گونه‌های آرسنیک در خاک عبارت‌اند از H_2AsO_4^- و HAsO_4^{2-} برای آرسنات‌ها و H_3AsO_3 برای آرسنیت‌ها (شکل ۴) (Escobar and Monhemius, 1988). آرسنات قوی‌تر از آرسنیت در سطح کلئیدهای خاک جذب می‌شود و آرسنیت سمیت و تحرک بیشتری نسبت به آرسنات دارد (Pierce and Moore, 1982).



شکل ۴- تأثیر پتانسیل ریداکس (Eh) و pH بر گونه‌های آرسنیک در خاک
Figure 4- The effects of redox potential (Eh) and pH on species of arsenic in soil
(Escobar and Monhemius, 1988)

واکنش‌های آرسنیک در خاک

غلظت آرسنیک محلول خاک تحت تأثیر فرایندهای شیمیایی مختلف و ویژگی‌های خاک است. برخی از واکنش‌های مهم عبارت‌اند از واکنش‌های متیل‌دار شدن و تصعید، واکنش‌های میکروبی، واکنش‌های حل شدن و رسوب، واکنش‌های اکسایش - کاهش و واکنش‌های

جذب و واجذب در سطوح مختلف کانی‌ها. واکنش‌های متیل‌دار شدن شامل جایگزینی گروه‌های متیل ($-\text{CH}_3$) به سایر ملکول‌ها می‌باشد. ترکیب‌های آرسنیک متیل‌دار شده در خاک شامل منو متیل آرسنیک اسید، دی متیل آرسنیک اسید، تری متیل آرسنیک و متیل آرسین‌ها هستند. البته ترکیبات آرسین تمایل به تصعید و فرار به اتمسفر دارند

عوامل مؤثر بر جذب- و اجذب آرسنیک در خاک

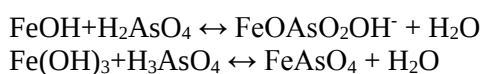
کمیت و ماهیت رس‌های خاک، اکسی هیدروکسیدهای آهن، کمیت و ماهیت کربنات‌ها، مواد آلی، pH خاک و غلظت آنیون‌های رقیب از مهم‌ترین عامل‌های مؤثر بر جذب و واجذب آرسنیک در خاک‌ها هستند (Sepehr and Shiriazar, 2020, Zhang et al., 2015).

الف- کانی‌های رس

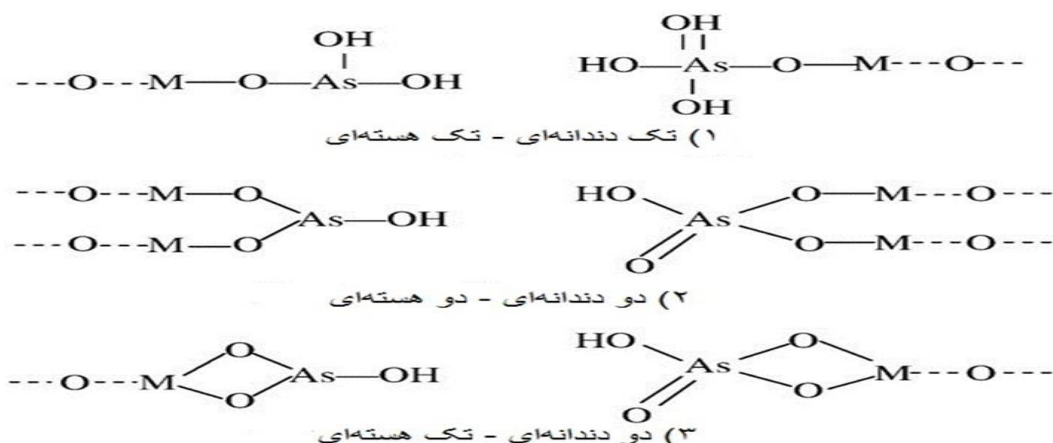
جذب اکسی آنیون‌های آرسنیک توسط جذب شیمیایی و تبادل یونی در سطوح رس‌ها به‌طور عمده توسط جانشینی هم‌شکل یا رقابت با فسفات رخ می‌دهد (Goldberg and Glaubig, 1988). اصولاً تحرک آرسنیک در خاک‌های سبک بافت بیشتر از خاک‌های رسی است. خصوصیات بار سطحی خاک‌ها تحت تأثیر pH قرار می‌گیرد، لذا در خاک‌های اسیدی مقدار جذب آنیون‌هایی مانند H_2AsO_4 می‌تواند قابل توجه باشد (Brookins, 1988).

ب) اکسی هیدروکسیدهای آهن

جذب آرسنات در اکسیدهای آهن معمولاً با کاهش pH افزایش می‌یابد و به‌سرعت در pH بالای هشت کاهش می‌یابد. جذب آرسنیت در اکسیدهای آهن بیشتر در دامنه pH بین شش تا هشت اتفاق می‌افتد. تحت شرایط هوازی، اکسیدهای آهن تقریباً غیرقابل حل بوده و عاملی برای رسوب آرسنیک محسوب می‌شوند؛ اما در pH و Eh پایین با انحلال اکسیدهای فلزی تحرک آرسنیک هم افزایش می‌یابد. با انحلال اکسیدهای فلزی تحرک آرسنیک هم افزایش می‌یابد. نگهداشت آرسنیک از طریق تشکیل ترکیبات درون کره‌ای با جاذب‌ها از طریق مکانیسم تبادل یونی انجام می‌شود. واکنش‌های محتمل جذب آرسنیک توسط اکسید و هیدروکسیدهای آهن عبارت‌اند از (Maning and Goldberg, 1997):



(Yan-Chu, 1994). میکروارگانیزم‌های خاک در بیشتر واکنش‌های اکسایش و کاهش نقش دارند و به‌عنوان کاتالیز عمل می‌کنند. از این‌رو فعالیت میکروبی می‌تواند به احیای $As(v)$ به $As(III)$ منجر شود که موجب تحرک As می‌شود. در شالیزارها رهاسازی آرسنیک با واکنش‌پذیری ریداکس اکسید آهن در ارتباط است (Yamamura and Amachi, 2014). در اراضی غرقاب پس از زهکشی، تحرک $As(v)$ به دلیل جذب توسط (هیدرو) اکسید $Fe(III)$ محدود می‌شود. در شرایط اکسیدی دو کانی آرسنات کلسیم و آرسنات منگنز شکل غالب آرسنیک در خاک قلیایی و در خاک‌های اسیدی هم کانی‌های آرسنات آهن و آلومینیوم پایدارتر هستند (Sadig, 1997). دو پارامتر pH و Eh بر گونه‌بندی آرسنیک در محلول خاک اثرگذار هستند. در سطوح بالای Eh خاک (pe+pH از ۱۰ تا ۱۸ یا Eh از ۲۰۰ تا ۵۰۰ میلی ولت) آرسنات گونه غالب است. در خاک‌های قلیایی، با کاهش (احیای) آرسنات به آرسنیت، مقدار قابل‌توجهی آرسنیک در خاک رها می‌شود. در شرایط کاهشی متوسط خاک (pe+pH از هفت تا نه یا Eh از صفر تا ۱۰۰ میلی ولت)، تحرک آرسنیک به‌وسیله حل شدن اکسی هیدروکسیدهای آهن کنترل می‌شود (Al-Abed et al., 2007, Mahimairaja et al., 2005). تراکم زیاد بار سطحی مثبت در شرایط pH کمتر از نقطه صفر بار الکتریکی (ZPC) کانی‌های خاک را مستعد جذب آرسنات می‌سازد. اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز از کانی‌های جاذب آرسنیک هستند. آرسنیت و آرسنات می‌توانند به‌صورت جذب اختصاصی در سطح کانی‌های رس و اکسیدهای فلزی از طریق تبادل لیگاندی با گروه‌های عاملی OH و OH_2^+ جذب شوند. آرسنیت می‌تواند به‌صورت غیراختصاصی و با نیروهای الکترواستاتیک در سطوح هیدروکسیدهای آلومینیوم جذب شود (Wang, 2006).



شکل ۵- انواع مکانیسم‌های جذب آرسنیک بر سطح غیرمتحرک‌کننده

Figure 5- Types of As adsorption mechanisms on immobilizing surface (Sun and Doner 1996)

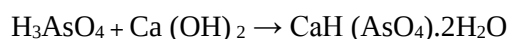
می‌شوند که این جذب به pH و میزان اسید هیومیک وابسته است (Thanabalasingam and Pickering, 1986). برای آرسنات حداکثر جذب سطحی در pH 5.5 اتفاق می‌افتد.

و) pH خاک

pH خاک در جذب آرسنیک مهم است و معمولاً با کاهش pH جذب افزایش می‌یابد (Hingston et al., 1971). حداکثر جذب آرسنات در کانی‌های رس در pH بین چهار تا شش گزارش شده است. حداکثر جذب آرسنات برای کائولینیت در pH 5، مونتموریلونیت ۶ و ایلات ۶/۵ گزارش شده است (Manning and Goldberg, 1966).

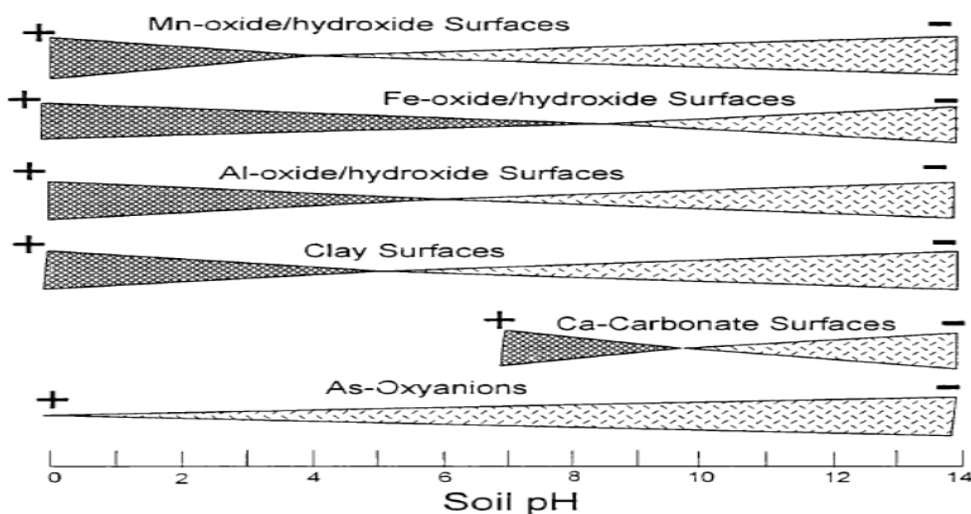
ج) کانی‌های کربنات

کربنات‌ها نقش مهمی در جذب آرسنات در خاک‌های آهکی در pH بین ۹ تا ۱۲ بازی می‌کنند (Golderberg and Glaubig, 1988). مصرف آهک در خاک‌های اسیدی باعث کاهش تحرک و آبشویی آرسنیک از طریق تشکیل آرسنات کلسیم با واکنش زیر می‌شود (Stefanakis and Koutopoulos, 1988):



د) ماده آلی

به دلیل شباهت بار الکتریکی مواد آلی خاک و اکسی آنیون‌های آرسنیک انتظار برهمکنش محدودی می‌رود. آرسنات و آرسنیت توسط اسیدهای هیومیک جذب



شکل ۴- توزیع بار الکتریکی در اجزای مختلف خاک

Figure 4- Electric charge distribution in different soil components (Sadiq, 1997)

ه) تأثیر یون رقیب

تحرک آرسنیک در خاک‌ها به‌طور قابل‌توجهی توسط آنیون‌های رقیب مانند کربنات، سولفات، فسفات و کلراید تحت تأثیر قرار می‌گیرد. تأثیر فسفات بر جذب آرسنات بستگی به محتوای اکسیدهای آهن دارد اما در کل رفتار شیمیایی آرسنات شبیه فسفات است. مکانیسم جذب هر دو توسط اکسیدهای آهن درون کره‌ای اعلام‌شده است و رقابت سولفات و اهمیت این یون رقیب ضعیف‌تر از فسفات است (Lumsdon et al., 1984).

بررسی اجمالی تحقیقات مرتبط با برهمکنش بیوچار و آرسنیک

از دهه ۱۹۸۰ میلادی به این طرف تعداد مقالات منتشرشده مرتبط با بیوچار و آرسنیک روند افزایشی داشته (Steiner et al., 2007) و در دو دهه گذشته آزمایش‌های متعددی جهت بررسی اثربخشی بیوچار جهت غیرمتحرک کردن آرسنیک در خاک انجام شده است (Qiu et al., 2024). با این حال تعداد مقالات منتشرشده در مورد پالایش خاک کمتر از محیط‌های آبی است.

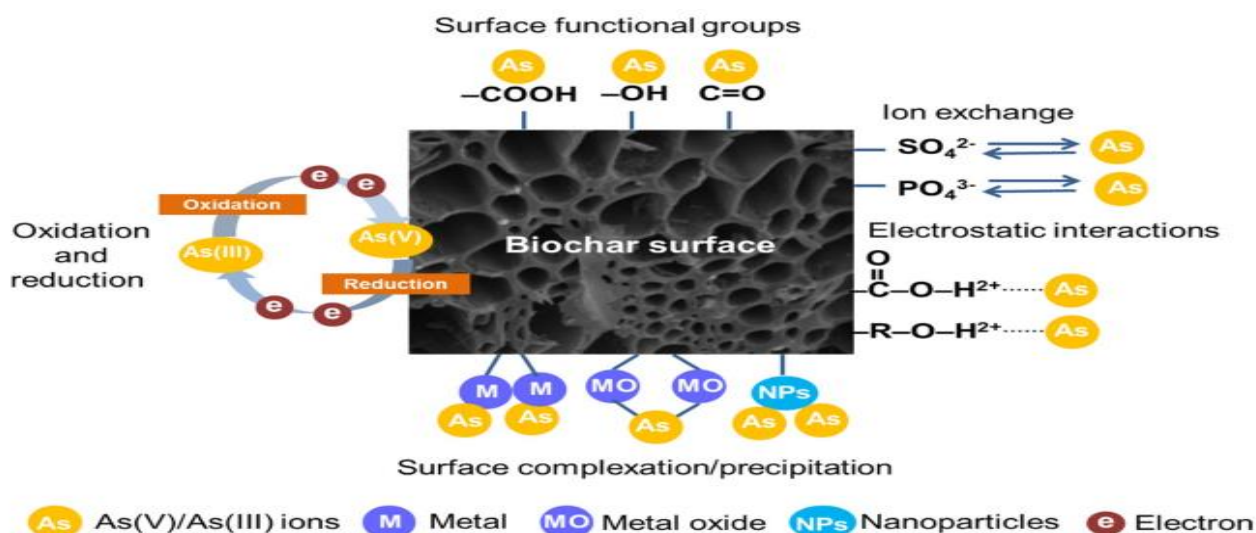
الف) استفاده از بیوچار برای پالایش آرسنیک از آب

برای حذف آرسنیک از آب آلوده بیوچارهای تهیه‌شده از انواع مختلف مواد اولیه از قبیل بیوچارهای چوبی و علفی و جامدات زیستی استفاده شده است. پالایش هر دو گونه $As(III)$ و $As(V)$ در محلول‌های آبی با استفاده از بیوچار موفق ارزیابی‌شده است (Samsuri et al., 2013). راندمان حذف $As(III)$ از محلول‌های آبی توسط بیوچار تهیه شده از چوب مخروط کاج و بیوچار همراه عنصر روی (Zn) بارگیری شده روی آن به ترتیب ۶۶ و ۸۸ درصد گزارش شده است (VanVinh et al., 2015). بیوچار تولیدشده از لجن فاضلاب در حذف

$As(V)$ از آب موفق بود (Agrafioti et al., 2014)؛ اما اکثر محققان تنها بر راندمان حذف گونه‌های آرسنیک در سامانه‌های تک یونی متمرکز شده‌اند. تعداد محدودی از مطالعات در سامانه‌های دوتایی انجام شده است (Samsuri et al., 2013). همچنین مطالعات منتشرشده برای بررسی برهمکنش بیوچار با گونه‌های مختلف آرسنیک محدود است.

عوامل مؤثر در غیرمتحرک کردن آرسنیک توسط بیوچار

ویژگی‌های بار سطحی بیوچار و گونه‌بندی آرسنیک تابع pH محیط است. گروه‌های عاملی مختلف همچون آمین‌ها، الکل، کربوکسیل و ... در سطح بیوچار بسته به pH محلول تمایل به پروتونه شدن دارند و در نتیجه بار سطح بیوچار را تغییر می‌دهند. pH محلول بر گونه‌بندی آرسنیک به شکل‌های مختلف همچون $H_2AsO_4^-$ ، AsO_4^{3-} و H_3AsO_4 ، $HAAsO_4^{2-}$ ، به دلیل تأثیرپذیری گونه‌های آرسنیک از pH محیط مکانیسم جذب آن‌ها متنوع است. پتانسیل ریداکس از عوامل کلیدی مؤثر در برهمکنش آرسنیک و سطح بیوچار است (Rinklebe et al., 2016, Amen et al., 2020). گونه‌های فعال ریداکس مانند $[NO_3, MnO_2, MnOOH, FeO(OH)]$ که با سطح بیوچار در تماس هستند می‌توانند $As(III)$ با تحرک بیشتر را به گونه با تحرک کمتر $As(V)$ تبدیل کنند (Rinklebe et al., 2016). عنصر آهن در بیوچار می‌تواند به شکل‌های اکسید آهن ($Fe_2O_3, Fe_3O_4, FeOOH$) بسته به شرایط پیرولیز حضور داشته باشد. به عنوان مثال مقدار آهن در بیوچار حاصل از جامدات زیستی تا ۲/۳ درصد کل وزن بیوچار گزارش شده است (Vithang et al., 2017, Reyhanitabar et al., 2020). کمیت و کیفیت آهن در غیرمتحرک کردن آرسنیک مهم است.

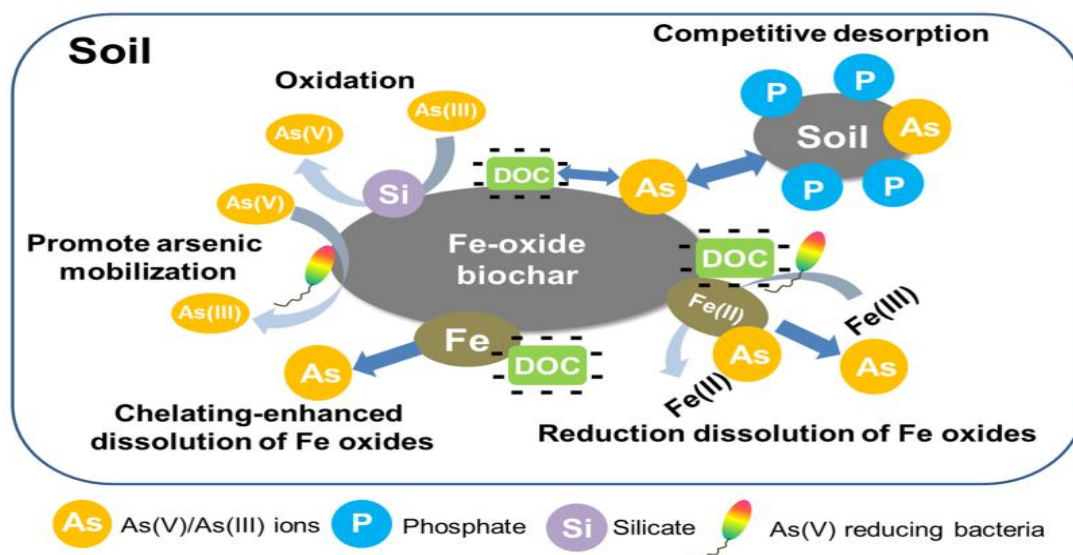


شکل ۷- نمایش برخی سازوکارهای جذب آرسنیک از آب آلوده توسط بیوچار

Figure 7- Some mechanisms of as sorption by biochar from contaminated water (Vithang et al., 2017)

حجم منافذ ممکن است آرسنیک را به داخل منافذ بیوچار منتشر کند. گروه‌های عاملی در سطح بیوچار می‌توانند از طریق پروتون‌دهی و پروتون‌گیری با مواد بار الکتریکی کسب کنند. بر طبق واکنش زیرگروه‌های آمین می‌توانند در pH های اسیدی پروتون دهی کنند و باعث جذب الکترواستاتیک گونه‌های منفی بار آرسنات شوند (Tytlak et al, 2015).

اصلاح بیوچار برای جذب آرسنیک در خاک‌های آلوده یکی از شیوه‌های اصلاح بیوچار، پوشش دادن سطح آن با آهن صفر بار، نمک‌های منگنز یا برخی دیگر از مواد معدنی است (Zhang et al., 2013 و Zhang et al., 2022). اصلاح بیوچار با محلول KOH باعث افزایش سطح ویژه و حجم منافذ شده است. افزایش سطح ویژه و

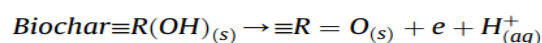
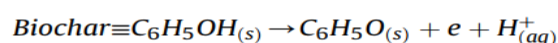
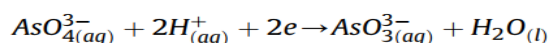


شکل ۸- نمایش عوامل مؤثر بر حذف آرسنیک از خاک توسط بیوچار حاوی اکسید آهن (کربن آلی محلول (DOC)، فسفات، سیلیکات و فعالیت میکروبی)

Figure 8- Showing the effective factors on removing As from soil by biochar containing iron oxide (dissolved organic carbon (DOC), phosphate, silicate and microbial activity) (Zhang et al., 2022)

ارتباط ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی خاک با کارایی
بیوچار در خاک آلوده به آرسنیک

ویژگی‌های خاک همچون مقادیر کربن آلی
محلول (DOC)، غلظت عناصری همچون کلسیم، منیزیم،
پتاسیم و سولفات در عملکرد بیوچار در خاک مؤثرند. مواد
آلی و گروه‌های عاملی مختلف می‌توانند با اهدای الکترون
در واکنش‌های احیا (کاهش) دخالت کنند (Choppa et al., 2016, Aftabtalab et al., 2022).

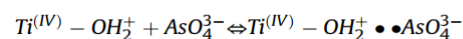
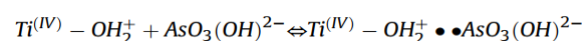
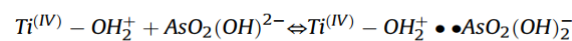
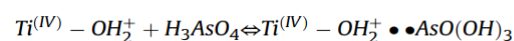


این واکنش‌ها به صورت طبیعی در خاک مخلوط
شده با بیوچار رخ می‌دهند و بر تحرک گونه‌های آرسنیک
اثراگذار هستند. اگر فرایند پیرولیز در دمای بالا انجام شود
pH بیوچارهای تولیدی افزایش یافته و ممکن است pH
خاک دریافت‌کننده هم افزایش یابد. نتیجه این عمل کاهش
بار مثبت خاک و در نتیجه کاهش جذب آنیون آرسنیک
است؛ اما در همین وضعیت هدایت الکتریکی زیاد خاک
ممکن است با افزایش غلظت کاتیون‌ها منجر به رسوب
آرسنیک شود (Liang et al., 2006). بیسلی و همکاران
(Beesley et al., 2014) گزارش کردند که بیوچار
تهیه‌شده از بقایای هرس درختان آلو، مقدار ماده آلی خاک
و تحرک As(v) را افزایش داد. برهمکنش آرسنیک با
فسفات حائز اهمیت است. قدس‌زاد و همکاران
(Ghodszad et al., 2020) گزارش کردند که بیوچار منبع
خوبی برای آزادسازی فسفر به خاک است. در آب فوسفات
تحرک As(v) را کاهش داد اما در خاک زیست‌فراهمی آن
را افزایش داد (Bolan et al., 2013). از این رو روشن است
که برهمکنش As-P وابسته به سیستم محیط و همچنین
غلظت‌های موجود As و P است (Meharg and Hartley-Whitaker, 2002).

اطلاعات در مورد پدیده مسن شدن بیوچار در
خاک کم است، اما تصور بر این است که گذشت زمان،

ژانگ و همکاران (Zhang et al., 2022) در
توصیف عوامل مؤثر بر جذب آرسنیک از خاک توسط
بیوچار، گزارش کردند که غلظت کربن آلی محلول به عنوان
متحرک‌ترین لیگاند آلی یک عامل کلیدی است. همچنین
بار منفی آن همانند فسفات و سولفات منفی بار نقش مهمی
در واجذب آرسنات داشته و لذا از عوامل مهم به حساب
می‌آیند (شکل ۸).

در برخی موارد بیوچار با دی‌اکسید تیتانیوم
به عنوان یک کاتالیست آغشته می‌شود که این کار باعث
جذب آرسنیک می‌شود. مکانیسم‌های مفروض به شرح زیر
ارائه شده‌اند (Dutta et al., 2004):



شیری‌آذر و همکاران (Shiriazar et al., 2020).
گزارش کردند که اصلاح بیوچار حاصل از بقایای
هرس درختان سیب پیرولیز شده در دمای ۳۰۰ درجه
سلسیوس با نمک آهن به علت داشتن قابلیت دسترسی
منطقه‌ای و کاربرد آسان می‌تواند به عنوان یک جاذب
ارزان قیمت برای رفع آلاینده‌های آرسنات از آب مطرح شود.
این محققان بیان کردند که نمک آهن ویژگی‌های سطح
بیوچار را تغییر داد و باعث ایجاد ترکیبات گرانوله شکل در
سطح جاذب شد. این پژوهشگران همچنین گزارش کردند
که فرایند جذب برای بیوچار اصلاح‌نشده از نوع فیزیکی و
برای بیوچارهای اصلاح‌شده از نوع شیمیایی بود. بر طبق
مقدار انرژی آزاد گیبس این محققان نتیجه گرفتند که فرایند
جذب آرسنات توسط بیوچار خودبه‌خودی است (Shiriazar et al., 2020).

میزان بار سطحی بیوچار را تغییر خواهد داد؛ اما نتایج اندک مطالعات منتشر شده ضدونقیض است. برخی محققان گزارش کرده‌اند که پیری بیوچار در خاک، بار سطحی را افزایش نداد (Nagodavithan, 2014) و برخی دیگر افزایش بار سطحی را گزارش کرده‌اند (Cheng et al., 2009). اخیراً کیو و همکاران (Qiu et al., 2024) گزارش کردند که مسن شدن بیوچار در خاک باعث متحرک شدن دوباره عنصر سرب (Pb) ولی تثبیت محکم آرسنیک (As) در خاک شد. بیوچار مورد استفاده این محققان از پیرولیز مشترک کود دامی (خوک) و علف هفت‌بند ژاپنی تهیه شده بود. همچنین آنان اعلام کردند که گذشت زمان و پدیده مسن شدن بیوچار تأثیر بیوچار بر pH و غلظت ماده آلی محلول (DOM) را کاهش اما قابلیت هدایت الکتریکی خاک را افزایش داد. در نهایت این پژوهشگران چنین نتیجه گرفتند که تأثیر بیوچار مصرفی بر شیمی سرب و آرسنیک در یک خاک‌آلوده به این دو عنصر کاملاً متفاوت بود. (Qiu et al., 2024).

نقش بیوچار بر زیست‌فراهمی آرسنیک در خاک‌آلوده

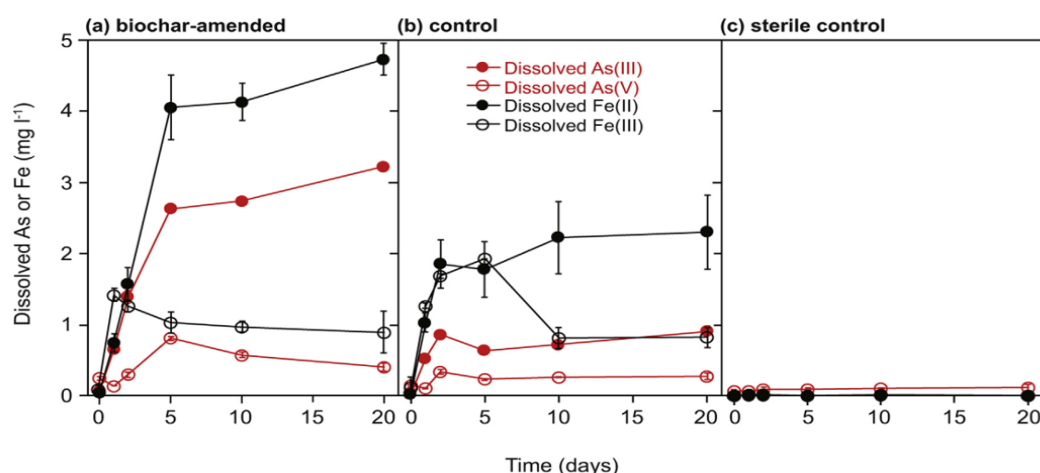
در یک خاک اسیدی آلوده به آرسنیک مصرف بیوچار باعث افزایش غلظت آرسنیک در آب منفذی شد، اما غلظت آرسنیک در ریشه و بخش هوایی گیاه گوجه‌فرنگی کاهش معنادار یافت. همچنین غلظت آرسنیک در میوه‌ها کمتر از سه میکروگرم در کیلوگرم بود (Beesley et al., 2013). در یک خاک غنی از آرسنیک به علت استفاده طولانی‌مدت از آفت‌کش‌ها، زیست‌فراهمی As برای استخراج گیاهی توسط *Lolium perenne* L. مورد بررسی قرار گرفت (Gregory et al., 2014). محققان گزارش کردند که زیست‌فراهمی As با بیوچار تولیدشده در دمای پایین (۳۵۰ درجه سلسیوس) کمتر از بیوچار تولیدشده در دماهای بالا (۶۵۰ درجه سانتی‌گراد) بود (کاهش در زیست‌فراهمی آرسنیک به ترتیب ۷۰ و ۱۰۰ درصد در مقایسه با شاهد بود). مقدار آرسنیک عصاره‌گیری شده با آب می‌تواند به دلیل رسوب با کاتیون‌های فلزی، مانند Ca^{2+} به‌صورت موقت کاهش یابد. با این حال، آن‌ها

ممکن است به‌راحتی مجدداً حل و As دوباره به محلول‌های آب رها شود. (Gregory et al., 2014) در مطالعه با گیاه چاودار، هنگامی که میزان مصرف بیوچار از ۳۰ تا ۶۰ درصد افزایش یافت، غلظت As در شاخساره افزایش یافت که نشان می‌دهد میزان مصرف بیشتر برای افزایش استخراج سبز آرسنیک در خاک مناسب است (Dixit and Herring, 2003). کاربرد بیوچار تولیدشده از بقایای باغ آلو به‌عنوان یک اصلاح‌کننده خاک در خاک معدن آلوده به آرسنیک، غلظت As در آب منافذ را افزایش داد و انباشت As در ریشه‌ها و بخش هوایی گیاهان گوجه‌فرنگی (*Solanum lycopersicum* L.) پرورش‌یافته در خاک معدن را کاهش داد (Beesley et al., 2013). این مشاهدات نشان داد که کمپلکس‌های As-DOC محلول و متحرک تشکیل، اما قادر به توضیح انتشار در بافت‌های گیاهان گوجه‌فرنگی نبود. انباشت آرسنیک در میوه‌های گوجه‌فرنگی به دلیل کاهش زیست‌فراهمی آرسنیک در خاک معدن تیمار شده با بیوچار پایین بود (Beesley et al., 2013). مقادیر فسفر و آهن در خاک می‌تواند با افزودن بیوچار به بیش از ۲۰ برابر افزایش یابد (Beesley et al., 2013). ساختار ماکرو، میکرو و نانو منافذ سطوح بیوچار می‌تواند احیای گونه‌های Fe و Mn موجود در خاک را تسهیل کند (Joseph et al., 2010) که باعث مقدار Eh منفی می‌شود. شرایط Eh منفی، کاهش گونه‌های As (V) به As (III) را افزایش می‌دهد که به‌آسانی در خاک جذب نمی‌شود و تحت پتانسیل ریداکس منفی، گونه‌های آرسنیک تحرک بیشتری در خاک دارند. (Moreno-Jiménez et al., 2012).

در تحقیقات دیگری هم گزارش شد که کاربرد برخی انواع بیوچار در خاک‌آلوده به آرسنیک تحرک این شبه‌فلز را افزایش داد. لذا برخی محققان پیشنهاد کردند که از این نوع بیوچارها همراه با تکنیک گیاه‌پالایی برای رفع آلودگی خاک‌آلوده به آرسنیک استفاده شود. (Choppala et al., 2016).

به دلیل عرضه عناصر غذایی و دارا بودن کربن لبایل، بیوچار می‌تواند فعالیت میکروبی را در خاک افزایش دهد.

بیوچار و شاخص‌های زیستی در خاک‌های آلوده به آرسنیک



شکل ۹- غلظت As (III) / As (V) محلول و $\text{Fe (II) / Fe (III)}$ محلول از خاک‌های غرقاب در تیمارهای مختلف در طول دوره انکوباسیون در (a) - ریزجهان‌های اصلاح‌شده با بیوچار (b) شاهد (ریزجهان‌های بدون بیوچار) و (c) شاهد استریل. میله‌ها خطاهای استاندارد را نشان می‌دهند

Figure 9- Concentration of dissolved As (III) / As (V) and dissolved Fe (II) / Fe (III) from waterlogged soils in different treatments during the incubation period in (a) - microcosms amended with biochar (b) control microcosm without biochar) and (c) sterile control. Bars indicate standard errors (Ohtsuka et al., 2013)

عمل کند (Lehmann et al., 2011). چنین منبع انرژی به‌راحتی در دسترس می‌تواند فعالیت‌های میکروبی و در نتیجه فعالیت آنزیم دهیدروژناز خاک را افزایش دهد. در مطالعاتی که در مورد گونه‌بندی و احیای As (V) در رسوبات معدن آبی آلوده به آرسنیک و اصلاح‌شده با بیوچار انجام شد، گزارش شد که جمعیت باکتری‌های کاهش‌دهنده As (V) ، ژئوباکتر^۱، آنارومیکسوباکتر^۲، دسولفوسپوروسینوس^۳ و پدوباکتر^۴، بعد از افزودن بیوچار افزایش یافت و مشارکت باکتری-بیوچار باعث احیای As (V) به As (III) و افزایش غلظت مواد آلی محلول در رسوبات معدن اصلاح‌شده با بیوچار شد (Chen et al., 2016). گزارش شده است که پس از افزودن بیوچار به خاک آلوده برای پالایش آرسنیک در آزمایش ستونی، غلظت آرسنیک محلول کاهش نیافت. در مقابل، افزایش قابل توجهی در رهاسازی آرسنیک در هنگام استفاده از بیوچار به رسوبات یا خاک شالیزاری آلوده مشاهده شد. افزایش

فعالیت میکروبی هم بر پتانسیل ریداکس و گونه‌بندی آرسنیک اثرگذار است. گزارش شده است که بیوچار می‌تواند باعث احیای As(v) به As(III) و آزاد شدن Fe(II) در محلول خاک شود (Zhang et al., 2014). همان‌طور که در شکل ۹ مشاهده می‌شود احیای آهن سه‌ظرفیتی در خاک شالیزار توسط بیوچار تحریک شده است. انحلال آرسنیک هم شبیه آهن تحت تأثیر بیوچار قرار می‌گیرد.

معمولاً فعالیت آنزیم دهیدروژناز (DHA) به‌عنوان شاخص فعالیت میکروبی محیط در نظر گرفته می‌شود. در یک مطالعه افزودن بیوچار پیرولیز شده در هر دو دمای پایین و بالا باعث افزایش فعالیت آنزیم دهیدروژناز نسبت به شاهد شد (Dixit and Herring, 2003). بخش لبایل کربن (C) که در بیوچار تولید شده در دمای پایین بالاتر از بیوچار با دمای بالا است، می‌تواند به‌عنوان یک منبع انرژی برای میکروارگانیسم‌های خاک

³- Desulfosporosinus

⁴- Pedobacter

¹- Geobacter

²- Anaeromyxobacter

رهاسازی آرسنیک ناشی از بیوچار عمدتاً به دلیل تغییر در جامعه میکروبی و افزایش فراوانی باکتری‌های کاهنده Fe (III) اعلام‌شده است (Rajapaksha et al., 2016).

جمع‌بندی

تبدیل بقایای کشاورزی و پس‌مانده‌ای زراعی و باغی به بیوچار و افزودن آن به خاک نتایج بسیار مفیدی در بحث ترسیب کربن به دنبال داشته و علاوه بر بهبود سطح حاصلخیزی خاک، بیوچار این ماده کربنی متخلخل پایدار با نیمه‌عمر خیلی زیاد در خاک و با سطح ویژه زیاد بر شیمی همه فلزات و شبه فلزات در خاک از جمله آرسنیک اثرگذار است. بیوچار جاذب آرسنیک است؛ اما این جذب تحت تأثیر دمای پیرولیز، نوع زیست‌توده اولیه و زمان اقامت در کوره و تکنولوژی پیرولیز قرار می‌گیرد. معمولاً بیوچار پیرولیز شده در دمای کم، جذب آرسنیک را بیشتر از بیوچار با دمای بالا تحت تأثیر قرار می‌دهد. جذب آرسنیک توسط اسیدیته محلول، دوز جاذب و جذب‌کننده و زمان تعادل نیز تحت تأثیر قرار می‌گیرد. در این راستا باید توجه بیشتری به اصلاح‌کننده‌های سطح بیوچار شود. اصلاح سطح بیوچار با استفاده از پوشش‌های مختلف آهن، از جمله نانو ذرات صفر بار آهن و دیگر عناصر مانند آلومینیوم و منگنز انجام شده است و نتایج مثبتی حاصل شده است و لذا قابل توصیه

است. سازوکار غالب جذب آرسنیک توسط بیوچار شامل جذب الکترواستاتیک، تبادل یونی، جذب فیزیکی و پیوند شیمیایی (کمپلکس و یا رسوب) گزارش شده است. تکنیک‌های کم‌هزینه اصلاح بیوچار مانند فعال‌سازی با بخار، فعال‌سازی با اسیدها و یا سایر فعال‌سازها پالایش آرسنیک را تسهیل می‌کنند لذا از توصیه‌های ترویجی این مقاله به شمار می‌آیند. فعال‌سازی بیوچار با نیتروژن گروه‌های عاملی امید را فراهم می‌کند که می‌توانند در افزایش جذب آرسنیک مفید باشند.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه تبریز، از سردبیر محترم مجله جناب آقای دکتر بشارتی و کلیه داوران گمنام این مقاله تشکر می‌شود. همچنین از همه دانشجویان محترم در گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه تبریز که با انتخاب بیوچار به عنوان موضوع پایاننامه یا رساله کمک بزرگی به بنده کرده و از کار آنان مطالبی را آموخته‌ام سپاسگزارم.

تعارض منافع

در این مقاله تعارض منافی وجود ندارد و این مسئله مورد تأیید نویسندگان مقاله است

Reference

- Adriano, D.C, 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risk of metals, 2nd edition. Springer, New York.
- Aftabtalab, A., Rinklebe J., Shaheen S.M, Niazi, N.K., Moreno-Jimenez, E., Schaller, J., and Knorr, K.H., 2022. Review on the interactions of arsenic, iron (oxy) (hydr) oxides, and dissolved organic matter in soils, sediments, and groundwater in a ternary system. *Chemosphere*, 286(2), pp. 131-147. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131790>
- Agrafioti, E., Kalderis, D., and Diamadopoulos, E. 2014. Arsenic and chromium removal from water using biochars derived from rice husk, organic solid wastes and sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 133, pp. 309-314. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.007>
- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., and Ok, Y.S. 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere*, 99, pp. 19-33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Al-Abed, S.R., Jegadeesan, G. Purandare, J. and Allen, D. 2007. Arsenic release from iron rich mineral processing waste: influence of pH and redox potential. *Chemosphere*, 66, pp. 775-782. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.07.045>
- Amen, R., Bashir, H., and Bibi, I. 2020. A critical review on arsenic removal from water using biochar-based sorbents: the significance of modification and redox reactions.

- Chemical Engineering Journal*, 396, pp.125-145. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00181-y>
7. Beesley, L., and Marmiroli, M., 2011. The immobilization and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. *Environmental Pollution*, 159(2), pp. 474-480. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.016>
8. Beesley, L., Inneh, O. S., Norton, G. J., Moreno-Jimenez, E., Pardo, T., Clemente, R., and Dawson, J. J. 2014. Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil. *Environmental Pollution*, 186, pp.195-202. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.026>
9. Beesley, L., Marmiroli, M., Pagano, L., Piloni, V., Fellet, G., Fresno, T., & Marmiroli, N., 2013. Biochar addition to an arsenic contaminated soil increases arsenic concentrations in the pore water but reduces uptake to tomato plants (*Solanum lycopersicum* L.). *Science of the Total Environment*, 454, pp. 598-603. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.047>
10. Bolan, N.S, Adriano, D.C and Mahimairaja, S., 2004. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 34, pp 291-338. <https://doi.org/10.1080/10643380490434128>
11. Bolan, N., Mahimairaja, S., Kunhikrishnan, A., and Choppala, G. 2013. Phosphorus–arsenic interactions in variable-charge soils in relation to arsenic mobility and bioavailability. *Science of the Total Environment*, 463, pp. 1154-1162.
12. Brookins, D. G. 1988. Eh-pH diagrams for geochemistry. Berlin, Germany: SpringerVerlag, p 288. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.016>
13. Chen, Z., Wang, Y., Xia, D., Jiang, X., Fu, D., Shen, L., & Li, Q. B. 2016. Enhanced bioreduction of iron and arsenic in sediment by biochar amendment influencing microbial community composition and dissolved organic matter content and composition. *Journal of Hazardous Materials*, 311, pp. 20-29. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.02.069>
14. Cheng, C. H., and Lehmann, J., 2009. Ageing of black carbon along a temperature gradient. *Chemosphere*, 75 (8), pp. 1021-1027. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.01.045>
15. Choppala, G., Bolan, N., Kunhikrishnan, A., & Bush, R., 2016. Differential effect of biochar upon reduction-induced mobility and bioavailability of arsenate and chromate. *Chemosphere*, 144, pp. 374-381.
16. Dickens, R. and Hiltbold, A.E. 1967. Movement and persistence of methanearsonates in soil. *Weeds*, 15, pp. 299–304. <https://doi.org/10.2307/4040993>
17. Dixit, S., and Herring, J. G. 2003. Comparison of arsenic (V) and arsenic (III) sorption onto iron oxide minerals: implications for arsenic mobility. *Environmental Science & Technology*, 37 (18), pp. 4182-4189. <https://doi.org/10.1021/es030309t>
18. Dutta, P. K., Ray, A. K., Sharma, V. K., & Millero, F. J. 2004. Adsorption of arsenate and arsenite on titanium dioxide suspensions. *Journal of Colloid and Interface Science*, 278 (2), pp. 270-275. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.06.015>
19. Escobar Gonzales, V. L. and Monhemius, A. J. 1988. The mineralogy of arsenates relating to arsenic impurity control. In: Reddy, R. G., Hendrix, J. L. and Queneau, P. B. (Eds.), *Arsenic Metallurgy, Fundamentals and Applications*. Metall. Soc. Inc., TMS, Warrendale, PA, pp 405–454.
20. Ferguson, J. F. and Gavis, J. 1972. A review of the arsenic cycle in natural waters. *Water Research*, 6, pp 1259–1274. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(72\)90052-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(72)90052-8)
21. Fergosen, J.F and Gavis, J. 1975. A review of the arsenic cycle in natural waters. *Water Resource* 6, pp. 1259-1274. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(72\)90052-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(72)90052-8)
22. Goldberg, S. and Glaubig, R. A. 1988. Anion srption on a calcareous, montmorillonitic soil-arsenic. *Soil Science Society of American Journal*, 52, pp. 1297-1300. <https://doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200050015x>
23. Granchinho, S.C.R, Polishchuk, E., Cullen, W.R and Reimer, K.J, 2001. Biomethylation and bioaccumulation of arsenic (V) by marine alga *Fucus gardneri*. *Applied Organometallic Chemistry*, 15: 553–560. <https://doi.org/10.1002/aoc.183>

24. Gregory, S. J., Anderson, C. W. N., Arbestain, M. C., and McManus, M. T. 2014. Response of plant and soil microbes to biochar amendment of an arsenic-contaminated soil. *Agriculture, Ecosystems and Environmental*, 191, pp.133-141. **<https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.035>**
25. Ghodszad, L., Reyhanitabar A., Maghsoodi, M. R., Asgari Lajaer., B., and Chang, S. X., 2021. Biochar affects the fate of phosphorus in soil and water: A critical review, *Chemosphere*, 283, pp.1-13. **<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131176>**
26. Hartley, W., Dickinson, N. M., Riby, P., and Lepp, N. W. 2009. Arsenic mobility in brownfield soils amended with green waste compost or biochar and planted with *Miscanthus*. *Environmental Pollution*, 157 (10), pp. 2654-2662. **<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.011>**
27. Hingston, F. J., Posner A. M. and Quirk, J. P. 1971. Competitive adsorption of negatively charged ligands on oxide surfaces. *Discussions Faraday Society Articles*, 52, pp. 334-342. **<https://doi.org/10.1039/DF9715200334>**
28. Joseph, S. D., Camps-Arbestain, M., Lin, Y., Munroe, P., Chia, C. H., Hook, J., and Lehmann, J. 2010. An investigation into the reactions of biochar in soil. *Soil Research*, 48 (7), pp. 501-515. **<https://doi.org/10.1071/SR10009>**
29. Joseph, S., Husson, O., Graber, E., Van Zwieten, L., Taherymoosavi, S., Thomas, T., and Munroe, P. 2015. The electrochemical properties of biochars and how they affect soil redox properties and processes. *Agronomy*, 5 (3), pp. 322-340. **<https://doi.org/10.3390/agronomy5030322>**
30. Khadem M. D. I and Golchin, A. 2019. Risk assessment of contamination of the country's soil and water resources with arsenic. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 50(7) pp. 1612-1617. (In Persian). **<https://dor.isc.ac/dor/20.1001.1.2008479.1398.50.7.24.8>**
31. Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., and Crowley, D. 2011. Biochar effects on soil biota—a review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 (9), pp. 1812-1836. **<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>**
32. Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., and Neves, E. G. 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (5), pp. 1719-1730. **<https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0383>**
33. Lumsdon, D. G., Fraser A. R., Russell J. D. and Livesey N. T. 1984. New infrared band assignments for the arsenate ion adsorbed on synthetic goethite (α-FeOOH). *Soil Science*, 35, pp. 381-386. **<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1984.tb00294.x>**
34. Ma, L. Q., Komar, K. M., Tu C., Zhang, W. H., Cai, Y. and Kennelley, E. D. 2001. A fern that hyperaccumulates arsenic: A hardy, versatile, fast-growing plant helps to remove arsenic from contaminated soils. *Nature*, pp. 409- 579. **<https://doi.org/10.1038/35054664>**
35. Mahimairaja, S., Bolan, N. S., Adriano, D. C. and Robinson, B., 2005. Arsenic contamination and its risk management in complex environmental settings. *Advance Agronomy*, 86: pp. 18-82. **[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(05\)86001-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(05)86001-8)**
36. Mandal, B. K. and Suzuki, K. T. 2002. Arsenic round the world: a review, *Talanta*, 58, pp. 201-235. **[https://doi.org/10.1016/S0039-9140\(02\)00268-0](https://doi.org/10.1016/S0039-9140(02)00268-0)**
37. Manning, B. A. and Goldberg, S., 1997. Arsenic (III) and arsenic (V) adsorption on three California soils. *Soil Science*, 162, pp. 886-895. **<https://doi.org/10.1097/00010694-199712000-00004>**
38. Meharg, A. A., and Hartley-Whitaker, J. 2002. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytologist*, 154 (1), pp. 29-43. **<https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00363.x>**
39. Mirzaie, N., Reyhanitabar, A., Oustan, S., and Hagighat Afshar, M. 2014. Effects of combined application of As and P on the growth characteristics and uptake of As and P by two wheat and marigold plants. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 45(3), pp. 353-367. (In Persian). **<https://doi.org/10.22059/ijswr.2014.52200>**
40. Mirzaie, N., Reyhanitabar, A., Oustan, S., and Hagighat Afshar, M. 2014. Interactive effects of arsenic and phosphorus on the uptake of calcium, magnesium and potassium by wheat (*Triticum aestivum* L.) and Marigold (*Tagetes erecta*). *Applied Soil Research*, 2(1), pp. 43-58. (In Persian). **<https://doi.org/10.22059/ijswr.2014.52200>**

41. Moreno-Jiménez, E., Esteban, E., and Peñalosa, J. M. 2012. The fate of arsenic in soil-plant systems. Reviews of environmental contamination and toxicology .Springer, New York, NY. **https://doi.org/10.1007/978-1-4614-1463-6_1**
42. Nadiri, A., Asghari Moghaddam, A., Sadeghi, F. and Aghaee, H. 2012. Investigation of arsenic anomalies in water resources of Sahand dam. *Journal of Environmental studies*, 38(3), 61-74. (In Persian).**<https://doi.org/10.22059/jes.2012.29149>**
43. Nagodavithane, C. L., Singh, B., & Fang, Y. 2014. Effect of ageing on surface charge characteristics and adsorption behaviour of cadmium and arsenate in two contrasting soils amended with biochar. *Soil Research*, 52 (2), pp. 155-163. **<http://dx.doi.org/10.1071/SR13187>**
44. Naidu, R., Bolan, N.S and Owens, G. 2003. Risk based land management: A cost effective tool for contaminated land management. Pp. 5–19. In: Currie LD, Stewart RB and Anderson CWN (eds). Environmental Management using Soil–Plant Systems, Occasional Report No. 16. Fertilizer and Lime Research Centre, Massey University, Palmerston North.
45. Naidu, R., 2006. Managing Arsenic in the Environment from Soil to Human Health. CSIRO Publishing, Australia
46. Namgay, T., Singh, B., and Singh, B. P. 2010. Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb, and Zn to maize (*Zea mays* L.). *Soil Research*, 48 (7), pp. 638-647. **<http://dx.doi.org/10.1071/SR10049>**
47. Naseri, E., Reyhanitabar, A., Oustan, S., Heydari, A., and Alidokht, L., 2014. Optimization arsenic immobilization in a sandy loam soil using iron-based amendments by response surface methodology. *Geoderma*, 232, pp.547-555. **<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.009>**
48. Ohtsuka, T., Yamaguchi, N., Makino, T., Sakurai, K., Kimura, K., Kudo, K., & Amachi, S. 2013. Arsenic dissolution from Japanese paddy soil by a dissimilatory arsenate-reducing bacterium *Geobacter* sp. OR-1. *Environmental Science & Technology*, 47(12), pp. 6263-6271. **<http://dx.doi.org/10.1021/es400231x>**
49. Pais, I. and Jones Jr, J. B. 1997. The Handbook of Trace Elements (First Edition). Bosa Roca, United States: Taylor and Francis Inc.
50. Pierce, M.L. and Moore, C.B. 1982. Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. *Water Research*, 16, pp. 1247-1253. **[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(82\)90143-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(82)90143-9)**
51. Polemio, M., Senesi, N. and Bufo, S.A. 1982. Soil contamination by metals. A survey in industrial and rural areas of southern Italy. *Science of the Total Environment*, 25, pp. 71-79. **[http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(82\)90043-2](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(82)90043-2)**
52. Qiu, J., Souza, M.F., Wang, X., Chafik, Y., Morabito, D., Ronsse, F., Sikok, Y., and Meers, E. 2024. Dynamic performance of combined biochar from co-pyrolysis of pig manure with invasive weed: Effect of natural aging on Pb and As mobilization in polluted mining soil. *Science of the Total Environment*, 935, pp. 173424. **<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173424>**
53. Rajapaksha, A. U., Vithanage, M., Lim, J. E., Ahmed, M. B. M., Zhang, M., Lee, S. S., and Ok, Y. S. 2014. Invasive plant-derived biochar inhibits sulfamethazine uptake by lettuce in soil. *Chemosphere*, 111, pp. 500-504. **<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.040>**
54. Rajapaksha, A. U., Chen, S. S., Tsang, D. C., Zhang, M., Vithanage, M., Mandal, S., and Ok, Y. S. 2016. Engineered/designer biochar for contaminant removal/immobilization from soil and water: potential and implication of biochar modification. *Chemosphere*, 148, pp. 276-291. **<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.043>**
55. Reyhanitabar, A., Farhadi, E., Ramezanzadeh, H., and Oustan S. 2020. Effect of pyrolysis temperature and feedstock sources on physicochemical characteristics of biochar. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 22(2), pp. 547–561. **<http://dorl.net/dor/20.1001.1.16807073.2020.22.2.21.9>**
56. Rinklebe, J., Shaheen, S. M., & Frohne, T. 2016. Amendment of biochar reduces the release of toxic elements under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain

- soil. *Chemosphere*, 142, pp. 41-47. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.067>
57. Sadiq, M. 1997. Arsenic chemistry in soils: An overview of thermodynamic predictions and field observations. *Water Air and Soil Pollution*, 93, pp. 117-136. <https://doi.org/10.1007/BF02404751>
58. Samsuri, A. W., Sadegh-Zadeh, F., & Seh-Bardan, B. J. 2013. Adsorption of As (III) and As (V) by Fe coated biochars and biochars produced from empty fruit bunch and rice husk. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1 (4), pp. 981-988. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2013.08.009>
59. Sepehr, E., and Shiriazar, M.A. 2020. Methods of arsenic decontamination of soil and water. *Applied Soil Research*, 8(4), pp. 69-84. (In Persian)
60. Shiriazar, M.A., Sepehr E, Maleki R, Khodaverdiloo, H, Asadzadeh and Dovlati, B.2020. Removal of arsenate from aqueous solutions using iron-modified biochar. *Journal of Water and Soil Conservation*, 27(2), pp.126-143. (In Persian)
61. Smedley, P.L. and Kinniburgh, D.G. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17, pp. 517-568. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)
62. Smith, E., Naidu, R. and Alston, A. M. 1998. Arsenic in the soil environment: A review. *Advances in Agronomy*, 64, pp.149-195. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60504-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60504-0)
63. Stefanakis, M. and Kontopoulos, A. 1988. Production of environmentally acceptable arsenites-arsenates from solid arsenic trioxide. In "Arsenic Metallurgy, Fundamentals and Applications" (Reddy, Hendrix, and Queneau, Eds. Metallurgy Society. Pp, 287-304.
64. Steiner, C., Teixeira, W. G., Lehmann, J., Nehls, T., de Macêdo, J. L. V., Blum, W. E., and Zech, W. 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and Soil*, 291 (1-2), pp. 275-290. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9193-9>
65. Sun, X. and Doner, H. E., 1996. An investigation of arsenate and arsenite bonding structures on goethite by FTIR. *Soil Science*, 161, pp. 865-872. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-199612000-00006>
66. Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y., & Yang, Z. 2015. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. *Chemosphere*, 125, pp. 70-85. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.058>
67. Thanabalasingam, P. and Pickering, W.F. 1986. Arsenic sorption by humic acids. *Environmental Pollution*, 12, pp. 233-246. [https://doi.org/10.1016/0143-148X\(86\)90012-1](https://doi.org/10.1016/0143-148X(86)90012-1)
68. Tyłak, A., Oleszczuk, P., and Dobrowolski, R. 2015. Sorption and desorption of Cr (VI) ions from water by biochars in different environmental conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (8), pp. 5985-5994. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3752-4>
69. Van Vinh, N., Zafar, M., Behera, S. K., and Park, H. S. 2015. Arsenic (III) removal from aqueous solution by raw and zinc-loaded pine cone biochar: equilibrium, kinetics, and thermodynamics studies. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12 (4), pp. 1283-1294. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-014-0507-1>
70. Vithanage, M., Herath, I., Joseph, S., Bundschuh, J., Bolan, N., Ok, Y. S., and Rinklebe, J., 2017. Interaction of arsenic with biochar in soil and water: a critical review. *Carbon*, 113, pp. 219-230. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2016.11.032>
71. Wang, S., and Mulligan, C. 2006. Occurrence of arsenic contamination in Canada: sources, behavior, and distribution. *Science Total Environ*, 366, pp.701-721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.005>
72. Wang, N., Xue, X. M., Juhasz, A. L., Chang, Z. Z., and Li, H. B. 2017. Biochar increases arsenic release from an anaerobic paddy soil due to enhanced microbial reduction of iron and arsenic. *Environmental Pollution*, 220, pp. 514-522. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.095>
73. WHO.2023.Arsenic in drinking water. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs210/en/>

74. Xu, H., Allard, B. and Grimvall, A. 1988. Influence of pH and organic substance on the adsorption of As (V) on geologic materials. *Water Air and Soil Pollution*, 40, pp. 293–305. **<https://doi.org/10.1007/BF00163734>**
75. Yamamura, S., and Amachi, S. 2014. Microbiology of inorganic arsenic: from metabolism to bioremediation. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 118(1), 1-9. **<https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2013.12.011>**
76. Yan-Chu, H. 1994. Arsenic distribution in soils. In “Arsenic in the Environment, Part I: Cycling and Characterization” (J. O. Nriagu, Ed.), Wiley, New York. pp. 17–49.
77. Zhang, M., Gao, B., Varnoosfaderani, S., Hebard, A., Yao, Y., and Inyang, M. 2013. Preparation and characterization of a novel magnetic biochar for arsenic removal. *Bioresource Technology*, 130, pp. 457-462. **<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.132>**
78. Zhang, Q. Z., Dijkstra, F. A., Liu, X. R., Wang, Y. D., Huang, J., and Lu, N. 2014. Effects of biochar on soil microbial biomass after four years of consecutive application in the north China plain. *PloS One*, 9(7), pp. 201-206. **<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102062>**
79. Zhang, W., Zheng, J., Zheng, P., Tsang, D. C., and Qiu, R. 2015. Sludge-derived biochar for arsenic (III) immobilization: effects of solution chemistry on sorption behavior. *Journal of Environmental Quality*, 44(4), pp. 1119-1126. **<https://doi.org/10.2134/jeq2014.12.0536>**
80. Zhang, Wei., Yoora, Cho., Meththika, V., Sabry, M., Shaheen, J. R., Daniel, S., Alessi, C.H. H, Yohey, H., Piumi, A. W and Yong S.O. 2022. Arsenic removal from water and soils using pristine and modified biochars. Arsenic removal from water and soils using pristine and modified biochars. *Biochar*, 4(55), pp.1-26. **<https://doi.org/10.1007/s42773-022-00181-y>**