روش‌های اصلاح آلودگی آرسنیک در آب و خاک

ابراهیم سپهر[۱*]، محمدعلی شیری‌آذر[۲]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۱/۰۱ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۹)

چکیده

آرسنیک یک عامل سرطان‌زا است که وجود آن در منابع آبی و خاکی در غلظت‌های بیشتر از حد قابل‌قبول یک تهدید زیست‌محیطی تلقی می‌شود. آلودگی آب و خاک به آرسنیک، مهم‌ترین مسیر ورود آن به چرخه غذایی انسان است. آرسنیک در محیط زیست به شکل‌های آلی و معدنی وجود دارد و سمیت شکل‌های معدنی به علت حلالیت و تحرک بالای آنها بیشتر است. آرسنیک در خاک معمولاً به شکل جذب‌شده به سطوح ذرات خاک به‌ویژه اکسی هیدروکسیدهای آهن و به عنوان جزئی از کانی‌های خاک وجود دارد که پایداری و تحرک آن‌ها تابع شرایط محیطی از قبیل pH، Eh و وجود یون‌های رقابت کننده است. روش‌های سمیت زدایی آرسنیک از آب و خاک به سه نوع فیزیکی، شیمیایی و زیستی تقسیم می‌شوند. کم‌هزینه بودن، دوستدار محیط‌زیست، عدم تولید بقایای سمی، گونه‌بندی آرسنیک و عملیات اجرایی آسان از عوامل تأثیرگذار در انتخاب نوع روش است. در این مقاله مقدار و عوامل تعیین‌کننده غلظت و گونه‌بندی آرسنیک در آب، خاک و روش جزءبندی آرسنیک در خاک مرور می‌شود. در ادامه روش‌های حذف و سمیت زدایی آرسنیک از آب‌وخاک با تأکید بر روش‌های جذب و نامتحرک سازی آن با استفاده از موادی با منشأ طبیعی، فراوانی زیاد، غیر آلاینده بودن و دارای ظرفیت بالای جذب مرور می‌شود.

واژه‌های کلیدی: آرسنیک، سمیت، اکسی هیدروکسیدهای آهن، جذب

سپهر ا.، شیری‌آذر م.ع. ۱۳۹۹. روش‌های اصلاح آلودگی آرسنیک در آب و خاک. تحقیقات کاربردی خاک. جلد ۸، شماره ۴. صفحه: ۶۹-۸۴.

۱- دانشجوی دکتری گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه ارومیه
۲- استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه ارومیه (مکاتبه کننده)
* پست الکترونیک: e.sepehr@urmia.ac.ir

مقدمه

از نظر فراوانی آرسنیک (As) بیستمین عنصر موجود در پوسته زمین است و روز به روز به خاطر سمیت بالا به اهمیت آلایندگی زیست‌محیطی آن افزوده می‌شود (Ma *et al*., 2014). آرسنیک معدنی به عنوان یک عامل سرطانزا برای انسان معرفی شده است (Mohamadi, 2019). آلودگی مزمن آرسنیک می‌تواند منجر به ایجاد بیماری‌هایی نظیر سرطان پوست، اختلالات دستگاه گوارش، دیابت، اختلال عملکرد سیستم کلیه، بیماری قلبی عروقی و سرطان‌های داخلی شود (Hassan, 2018). آرسنیک از طریق غذا (۴۰ درصد) (Jain & Chandramani, 2018)، آب آشامیدنی، تماس پوستی (Susan *et al*., 2019) و هوا (Tanda *et al*., 2019) وارد بدن انسان می‌شود. حد قابل‌قبول آرسنیک معدنی ۰/۰۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن بدن در هفته و برای آب آشامیدنی ۰/۰۱ میلی‌گرم در لیتر است (WHO, 2011). فرایندهای طبیعی مانند هوازدگی مواد مادری، فوران‌های آتش‌فشانی و تخلیه آب‌های زمین‌گرما[1] (Niazi *et al*., 2018; Ravenscroft *et al*., 2009) و فعالیت‌های انسان مثل معدن کاری و ذوب فلزات، استفاده‌های کشاورزی و تولید حفاظ چوب (Akter et al., 2005; Gupta & Chatterjee, 2017) موجب آزادسازی آرسنیک به منابع آب و خاک می‌شوند. آب‌های زیرزمینی آلوده به آرسنیک یکی از مهم‌ترین منابع در معرض قرارگیری موجودات زنده به آرسنیک است (Arslan *et al*., 2016). مکانیسم‌هایی نظیر انحلال کاهشی اکسیدهای آهن، واجذب قلیایی، اکسیداسیون سولفیدی و فعالیت‌های ژئوترمال باعث آزادسازی آرسنیک به آب‌های زیرزمینی می‌شود (Ravenscroft *et al*., 2009). آرسنیک باحالت‌های مختلف اکسیداسیونی (۵+، ۳+، ۰ و ۳-) (Mirzaei *et al*., 2014) قابلیت ایجاد ترکیبات مختلف کووالانسی را دارد، با این حال، آرسنیک اغلب در طبیعت با اکسیژن و گوگرد تشکیل پیوند می‌دهد (Hassan, 2018). حلالیت ترکیبات آرسنیک بسته به pH و شرایط یونی محیط تغییر می‌کند (Singh *et al*., 2015). آرسنیک می‌تواند رفتارهای متفاوتی در شرایط احیایی و اکسیدی نسبت به سایر اکسی آنیون‌ها از خود نشان می‌دهد و به علت محلول بودن آرسنات و آرسنیت در دامنه وسیعی از pH و Eh باعث افزایش سمیت آن در شرایط مختلف در طبیعت می‌شود. در شرایط اسیدی و احیایی گونه آرسنیت و در شرایط اکسیدی و بازی گونه آرسنات در محلول غالب است. در دامنه وسیعی از pH آرسنیت به شکل تفکیک نشده حضور دارد. در شرایط احیایی شدید گاز آرسین (AsH_3) تولید می‌شود (Sarkar & Paul, 2016). غلظت آرسنیک در آب‌های شیرین غیر آلوده ۰/۰۰۱ تا ۰/۰۱ میلی‌گرم در لیتر است. غلظت متوسط آرسنیک در آب دریاچه معمولاً کمتر از آب رودخانه‌ها می‌باشد و در دریاچه‌های متأثر از فعالیت‌هایی نظیر صنعت و معدن کاری به ۰/۱ تا ۰/۵ و گاهی تا ۱ میلی‌گرم در لیتر نیز می‌رسد (Smedley & Kinniburgh, 2002). غلظت آرسنیک در آب دریا معمولاً بین ۰/۰۰۱ تا ۰/۰۰۸ میلی‌گرم در لیتر (Hassan, 2018) و در جریان‌های زمین‌گرما از ۰/۱ تا ۵۰ میلی‌گرم در لیتر متغیر است (Sarkar & Paul, 2016). تنوع زیاد در محتوی آرسنیک در آب رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و آب‌های زیرزمینی در سراسر جهان ناشی از تغییرات جغرافیایی می‌باشد (Sarkar & Paul, 2016). استفاده از منابع آب آلوده به آرسنیک برای تولید محصولات کشاورزی غلظت آرسنیک را در خاک افزایش داده و مقدار انتقال آن به گیاه را تشدید می‌کند (Haydarpoor *et al*., 2016). حد مجاز غلظت آرسنیک در آب برای مصارف آبیاری ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر است (Singh *et al*., 2015). ازنظر ترمودینامیکی یون آرسنات پایدارترین گونه آرسنیک در آب می‌باشد، نسبت یون آرسنات به آرسنیت آب دریا در pH برابر ۸ ، 10^{26} به ۱ می‌باشد که در واقعیت به علت فعالیت بیولوژیکی از ۰/۱ به ۱ تا ۱۰ به ۱ نیز می‌رسد (Mandal & Suzuki, 2002). آرسنیک حساسیت کاملاً متفاوتی به تحرک در pH های معمول آب‌های زیرزمینی دارد و رفتارهای متفاوتی در شرایط احیایی و اکسیدی نسبت به سایر اکسی آنیون‌ها (سلنیوم، کروم، مولیبدنیوم و آنتیموان) از خود نشان می‌دهد (Sarkar & Paul, 2016). مطالعه اشکال شیمیایی عناصر به درک تحرک، قابلیت زیست‌فراهمی و سمیت آن‌ها کمک می‌کند. گونه‌بندی آرسنیک به‌وسیله متغیرهای زیستی و غیر زیستی تعیین می‌شود و نه‌تنها برای درک بهتر چرخه بیوشیمیایی آن در اکوسیستم‌های مختلف و مکانیسم‌های

1.Geothermal

انباشت و سم‌زدایی بلکه برای طراحی روش‌های مناسب حذف آن از محیط نیز مهم است (Mahimairaja *et al*., 2005). آرسنیک در محیط‌های آبی به دو شکل آلی و معدنی وجود دارد که معمولاً غالبیت و سمیت گونه‌های معدنی آن بیشتر است (Singh *et al*., 2015).

جدول ۱- گونه‌های غالب آلی و معدنی آرسنیک در محیط‌های آبی و ثابت تفکیک آن‌ها (Bowell *et al*., 2014)

Table 1. The dominant organic and inorganic arsenic species and pKs in the aqueous environments (Bowell *et al*., 2014)

Arsenic aqueous species	Dissolution reaction	pK
Arsenic acid	$H_3AsO_4 = H_2AsO_4^- + H^+$	$pK_{a1} = 2.25$
	$H_2AsO_4^- = HAsO_4^{2-} + H^+$	$pK_{a2} = 6.98$
	$HAsO_4^{2-} = AsO_4^{3-} + H^+$	$pK_{a3} = 11.58$
Arsenous acid	$H_3AsO_3 = H_2AsO_3^- + H^+$	$pK_a = 9.24$
Monomethylarsonic acid	$CH_3AsO(OH)_2 = CH_3As(OH)O_2^- + H^+$	$pK_{a1} = 4.19$
	$CH_3As(OH)O_2^- = CH_3AsO_3^{2-} + H^+$	$pK_{a2} = 8.77$
Dimethylarsinic acid	$(CH_3)_2AsO(OH) = (CH_3)_2AsO_2^- + H^+$	pKa = 6.14

روش‌های حذف آرسنیک از محیط‌های آبی

روش‌های معمول حذف آرسنیک از محیط‌های آبی اغلب مبنای فیزیکوشیمیایی دارد که می‌توان به روش‌های انعقاد – رسوب (Guzmán *et al*., 2016)، جذب سطحی، تعویض یونی، فیلتر غشایی و اسمز معکوس (Uddin *et al*., 2007) اشاره کرد. علاوه بر روش‌های فیزیکوشیمیایی از تکنولوژی‌های زیستی مانند گیاه‌پالایی[1]، فیلتر زیستی[2] (Sarkar & Paul, 2016) و جذب میکروبی[3] (Tabaraki & Heidarizadi, 2018) برای حذف آرسنیک از آب استفاده می‌شود.

الف) انعقاد – رسوب و فیلتراسیون

حذف آرسنیک محلول به‌وسیله انعقاد – رسوب و فیلتراسیون[4] یکی از روش‌های مناسب برای جداسازی آرسنیک می‌باشد. منعقدکننده‌ها با خنثی کردن بار ذرات کلوئیدها پایداری آن‌ها را از بین می‌روند. خنثی کردن بار ذرات باعث حذف نیروی دافعه بین آن‌ها و هم‌آوری ذرات و رسوب آن‌ها می‌شود. ترکیبات محلول آرسنیک نیز با مکانیسم هم رسوبی از محلول خارج می‌شود. همچنین ترکیبات کلوئیدی و معلق آرسنیک در آب نیز توسط منعقد کننده‌ها و هم آورنده‌ها به‌طور مستقیم رسوب می‌کنند. هم آورنده‌ها[5] مواد شیمیایی هستند که تجمیع ذرات معلق یا کلوئیدی موجود در آب را افزایش می‌دهند و آن‌ها از محلول خارج می‌شوند. فرایند هم آوری نیاز به مخلوط بسیار ملایم قبل از تشکیل انبوهه دارد ولی منعقد کننده‌ها باید در آب به‌شدت مخلوط شوند (Choong *et al*., 2007). کارایی روش فرایند انعقاد – رسوب با یک فیلتر و تصفیه مناسب افزایش می‌یابد (Han *et al*., 2002; Litter *et al*., 2010). فیلتراسیون و تصفیه در حذف آرسنیک از آب نقش کلیدی دارد، به‌طوری‌که کارایی حذف آرسنات تنها با روش انعقاد – رسوب ۳۰ درصد ولی با استفاده فیلترهای ۰/۱ تا ۱ میکرومتری به ۹۶ درصد می‌رسد (Litter *et al*., 2010). سولفات آلومینیوم ($Al_2(SO_4)_3$)، کلرید آهن ($FeCl_3$) و سولفات آهن ($FeSO_4$) از رایج‌ترین نمک‌های مورداستفاده برای این روش هستند که رسوبات تولیدشده توسط کلرید آهن بزرگ‌تر از سولفات آهن است (Ravenscroft *et al*., 2009; Han *et al*., 2002). واکنش‌های شیمیایی احتمالی حذف آرسنیک از فاز محلول درروش انعقاد – رسوب با سولفات آلومینیوم طی معادله‌های ۱ تا ۳ نشان داده شده است. pH یکی از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار در روش رسوب – انعقاد است که اثر آن با کاربرد انواع انعقاد کننده‌ها و گونه آرسنیک موجود در محلول متفاوت است، برای مثال حد مطلوب pH در کاربرد آلوم نزدیک خنثی ولی در کاربرد نمک‌های آهن در طیف وسیعی از pH بازده بالاست (Han *et al*., 2002).

1. Phytoremediation
2. Biological filtration
3. Biosorption
4.Coagulation-precipitation and filtration
5. flocculants

$$dissolution: Al_2(SO_4)_3.18H_2O \rightarrow 2Al^{3+} + 3SO_4^{2+} + 18H_2O \quad (۱)$$

$$Al\ precipitation: 2Al^{3+} + 6H_2O \rightarrow 2Al(OH)_3 + 6H^+ \quad (۲)$$

$$Co-\ precipitation: H_2AsO_4^- + Al(OH)_3 \rightarrow Al-As\ (complex) + other\ products \quad (۳)$$

با افزایش pH و قدرت یونی حذف آرسنات با استفاده از نمک‌های فریک کاهش می‌یابد (Han *et al*., 2002). از معایب عمده این روش می‌توان به تولید مواد سمی از قبیل یون‌های محلول و کارایی کم برای حذف آرسنیت نام برد. وجود کلر در آب آلوده با اکسید کردن آرسنیت به آرسنات کارایی این روش را بالا می‌برد (Sarkar & Paul, 2016). رسوب‌شیمیایی ممکن است در مقیاس بزرگ برای آرسنیک بسیار مفید باشد، اما برای حذف بیشتر آرسنیک تا سطح قابل‌قبول (۰/۰۱ میلی‌گرم در لیتر) برای آب آشامیدنی مناسب نیست (Pal, 2015). یکی دیگر نمونه‌های پرکاربرد برای روش انعقاد – رسوب استفاده از آهک است. مهم‌ترین مکانیسم‌های حذف در این روش جذب سطحی آرسنیک بر روی رسوب ایجادشده و فرایند هم رسوبی گونه‌های فعال آرسنیک با رسوبات و هیدروکسیدهای تولیدی می‌باشد. مزیت عمده این روش کارایی بالا در pH های بالا (حدود ۱۱) و حذف کل آرسنیک محلول (آرسنات + آرسنیت) است (Ravenscroft *et al*., 2009).

پالیر و همکاران (Pallier *et al*., 2010) گزارش کردند که کاربرد ۹/۲ میلی‌گرم در لیتر آهن (Fe^{3+}) به شکل نمک کلرید آهن ($FeCl_3$) به همراه رس کائولینایت قابلیت حذف آرسنات و آرسنیت به مقدار ۹۰ و ۷۷ درصد را دارد. هو و همکاران (Hu *et al*., 2012) از سه منعقدکننده آلومینیومی (کلرید آلومینیوم و دو نوع کلرید پلی آلومینیوم) استفاده کردند که همه آنها توانستند غلظت آرسنیک را با غلظت اولیه ۲۸۰ میکروگرم در لیتر به زیر ۱۰ میکروگرم در لیتر کاهش دهند.

ب) جذب سطحی

فرایند جذب[1]هنوز به‌عنوان یک روش امیدوار کننده، کم هزینه و با کاربرد آسان برای حذف آرسنیک از محیط‌های آبی در نظر گرفته می شود (Alchouron *et al*., 2019). تولید حداقل محصول جانبی، سهولت کاربرد و قابل‌استفاده برای آب یا فاضلاب‌هایی که حاوی مقادیر متوسط یا پایین این آلاینده‌ها هستند و نیاز به حذف سریع آن‌ها دارند، در نظر گرفته می‌شود. قیمت پایین، مقاومت مکانیکی و شیمیایی خوب، فراوانی، کاربرد و تولید آسان، ظرفیت جذب بالا یا سطح ویژه بالا از ویژگی‌های یک جاذب خوب است (Rosales *et al*., 2017). داشتن همه مزایا به‌صورت همزمان برای یک جاذب ممکن نیست، ولی وجود اکثر این ویژگی‌ها برای یک جاذب خوب ضروری است.

استفاده از جاذب برای حذف آرسنیک از محیط‌های آبی شامل دو روش اصلی پیمانه‌ای[2] و ستونی[3] می‌باشد. معمولاً روش پیمانه‌ای برای ارزیابی توانایی یک ماده (جاذب) برای جذب و همچنین ظرفیت جذب جاذب انجام می‌شود. داده‌های به‌دست‌آمده از روش پیمانه‌ای در اغلب موارد محدود به مقیاس آزمایشگاهی از سوی دیگر، داده‌های به‌دست‌آمده از روش ستونی می‌توانند در صنایع و کاربری‌های خانگی سودمند باشد (Roy *et al*., 2015). غلظت اولیه جذب‌شونده، pH، دما، زمان تماس، مقدار جاذب، حلالیت گونه‌های آرسنیک و حضور سایر یون‌های رقابت کننده جذب آرسنیک به‌وسیله جاذب را تحت تأثیر قرار می‌دهند (Roy, 2015; Lin *et al*., 2017; He *et al*., 2018). افزایش pH باعث کاهش و افزایش دما باعث افزایش جذب آرسنیک توسط جاذب می‌شود (Wang *et al*., 2017; Niazi *et al*., 2018). در یک آب حاوی ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر آرسنیک و ۵ میلی‌گرم در لیتر فسفات حداکثر ۶۰ درصد آرسنیک جذب مخلوط نانو ذرات مگنتیت و مگهمیت می‌شود (Chowdhury & Yanful, 2010). حلالیت حل شونده در محیط آبی طبق اصل لاندلیوس[4]جذب را تحت تأثیر قرار می‌دهد به‌طوری‌که حلالیت گونه محلول رابطه معکوس با مقدار جذب دارد (Sarkar & Paul, 2016).

1. . Adsorption
2. Batch
3. Column
4. Lundelius' rule

حساسیت جذب آرسنیت به تغییرات قدرت یونی محلول و pH کمتر از آرسنات می‌باشد و مدت‌زمان جذب برای رسیدن به تعادل برای آرسنیت کمتر است (Singh *et al.*, 2015). لازم به ذکر است که جاذب‌های مختلف برخی گونه‌های یونی را بر بقیه ترجیح می‌دهند؛ مثلاً اکسید آلومینیوم[1]فعال‌شده گونه آرسناتی $H_2AsO_4^-$ را به گونه H_3AsO_3 ترجیح می‌دهد (Sarkar & Paul, 2016). تمایل به تشکیل پیوند برای آرسنات بیشتر به اکسی هیدروکسیدهای آهن و آلومینیوم کریستال ضعیف می‌باشد درحالی‌که آرسنیت بیشتر تمایل دارد با اکسی هیدروکسیدهای کریستالی آهن پیوند شود (Zanzo *et al.*, 2017). جاذب‌های مختلف برای جذب آرسنیک مورداستفاده قرارگرفته‌اند؛ که می‌توان به آلومینای فعال‌شده، هیدروکسید آهن (III) گرانوله، کیتوزان و مشتقات آن، کربن فعال، آهک، نانو ذرات هیدروکسیدهای آهن، آلومینای پوشش داده‌شده با اکسید آهن و آهن صفر ظرفیتی اشاره کرد. ظرفیت جذب آرسنیک توسط آلومینای فعال‌شده معمولا در محدوده ۳ تا ۱۱۲ میلی‌گرم بر گرم می‌باشد (Singh *et al.*, 2015). در بین جاذب‌های مورد استفاده برای حذف آرسنیک از آب ترکیبات آهن‌دار به علت فراوانی زیاد در طبیعت، هزینه کم، عدم آلایندگی زیست‌محیطی و مهم‌تر از همه تمایل به جذب بیشتر آرسنیک بیشتر موردتوجه قرار می‌گیرد (Ren *et al.*, 2011). واکنش‌های شیمیایی احتمالی جذب آرسنات به‌وسیله هیدروکسید آهن در معادله‌های ۴ تا ۶ نشان داده شده است (Aide *et al.*, 2016):

$$Fe(OH)_3(s) + H_3AsO_4 \rightarrow FeAsO_4.H_2O + H_2O \quad (۴)$$

$$\equiv FeOH^0 + AsO_4^{3-} + 3H^+ \rightarrow \equiv FeH_2AsO_4 + H_2O \quad (۵)$$

$$\equiv FeOH^0 + As_4^{3-} + 2H^+ \rightarrow \equiv FeHAsO_4^- + H_2O \quad (۶)$$

هیدروکسیدهای دوگانه لایه‌ای[2] (LDHs) یا رس‌های آنیونی به دلیل ظرفیت بالای تبادل آنیونی (۲ تا ۵ میلی مول بر گرم)، سطح ویژه زیاد (۲۰ تا ۱۲۰ مترمربع بر گرم)، قابلیت تولید آسان و وجود مقادیر بالا از آنیون های قابل تبادل در فضای بین لایه ای توجه زیادی را برای حذف آرسنیک از محیط‌های آبی به خود جلب کرده است (Elhalil *et al.*, 2018). طبق گزارش لو و همکاران (Lu *et al.*, 2015) LDH سنتز شده از نمک‌های فلزات روی و آهن می‌تواند ۱۱۵/۳۷ میلی‌گرم بر گرم آرسنات را در pH برابر ۷ و در محدوده غلظت ۲ تا ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر آرسنات جذب کند. استفاده از جاذب‌هایی در مقیاس نانو مثل نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی با اینکه قابلیت جذب بالایی دارند ولی به خاطر داشتن انرژی سطح بالا تمایل به هم‌آوری و ایجاد ذرات بزرگ را دارند که سطح ویژه آن کاهش‌یافته و از قابلیت جذب آن می‌کاهد (Lata & Samadder, 2016; Wang *et al.*, 2017). برای پایدار ساختن نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی از نگه‌دارنده استفاده می‌شود، در این روش هم ویژگی‌های خود نگه‌دارنده و هم ویژگی‌های نانو ذرات صفر ظرفیتی حفظ می‌شود. نگه‌دارنده باعث پخش نانو ذرات شده و قابلیت جذب را افزایش می‌دهد (Wang *et al.*, 2017). نگه‌دارنده‌ها می‌توانند کربن فعال، مونتموریلونایت، بیوچار و سایر مواد ارزان قیمت باشند. از دیگر معایب استفاده از نانو ذرات روش‌های پیچیده جداسازی و فراوری آن می‌باشد (Lata & Samadder, 2016). در سال‌های اخیر به علت فراوانی، طبیعت دوست بودن و مقرون به صرفه بودن تولید، بیوچار توجه محققان برای استفاده از آن برای حذف آلاینده‌ها را به خود جذب کرده است. بیشتر بیوچارها به علت آزادسازی مواد معدنی قلیایی (از قبیل Ca، Mg) ناشی از تخریب حرارتی مواد خام زیست‌توده در اثر فرایند پیرولیز قلیایی هستند (Yoon *et al.*, 2017)، که باعث افزایش ظرفیت جذب عناصر سنگین کاتیونی می‌شود. ظرفیت بیوچار برای جذب آلاینده‌های اکسی آنیونی مثل آرسنیک به علت وجود بارهای منفی در سطح و کم بودن ظرفیت تبادل آنیونی بیوچار پایین است. با این حال به علت وجود خاکستر و برخی از مواد مثل سیلیکا در ساختار آن، بیوچار به عنوان یک جاذب خوب برای جذب آرسنیک از آب معرفی شده است. بیوچار حاصل از زیست توده بامبو قابلیت جذب ۴۹ میلی‌گرم بر گرم آرسنات را در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد دارد که با افزایش دما تا ۴۰ درجه سانتی‌گراد به ۲۵۶ میلی‌گرم بر گرم می‌رسد

1. Alumina

2. Layered Double Hydroxides

(Alchouron *et al*., 2019). برای افزایش ظرفیت جذب اکسی‌آنیون‌ها اصلاح بیوچار با استفاده از یون و اکسیدهای فلزاتی همچون کلسیم، منیزیم، آهن و آلومینیوم، اسیدها و بازها صورت می‌گیرد (Li *et al*., 2018). به طور کلی تشکیل کمپلکس و برهم‌کنش‌های الکترواستاتیک ناشی از وجود گروه‌های عاملی مهم‌ترین مکانیسم‌های جذب آرسنیک توسط بیوچار (اصلاح شده) هستند. تولید بیوچار در دمای پیرولیز پایین‌تر با استفاده از مواد اولیه مناسب می‌تواند به داشتن بیوچار مطلوب با داشتن مقادیر زیادی از گروه‌های عاملی برای حذف آرسنیک از آب کمک کند (Li *et al*., 2017).

ج) تبادل یونی

تبادل یونی[1]یک فرایند فیزیکوشیمیایی است که در آن یون‌های فاز جامد با تعداد معادل یون‌های آرسنیک از آب مبادله می‌شوند (Singh *et al*., 2015). رزین‌های مصنوعی اغلب با ساختار پلیمری می‌توانند با فرآیند تبادل یونی شکل‌های یونی آرسنیک را به‌طور مؤثر از آب آلوده جذب کنند (Litter *et al*., 2010). pH، نوع رزین، غلظت آرسنیک، قلیائیت و یون‌های رقابت کننده در فرایند تبادل یونی اثر دارند به‌طوری حضور یون‌های سولفات، کربنات، بی‌کربنات و کلراید مهم‌ترین مانع حذف آرسنیک از آب با استفاده از رزین‌های تبادل یونی می‌باشد (Singh *et al*., 2015; Sarkar & Paul, 2016). در دامنه وسیعی از pH رزین‌های حاوی آنیون‌های اسیدهای قوی دارای کارایی بالاتری از رزین‌های دارای آنیون‌های اسیدهای ضعیف هستند (Singh *et al*., 2015). آزمایشات نشان می‌دهد که تبادل یونی می‌تواند مقدار آرسنیک بیش از ۹۵٪ کاهش دهد. یکی از مهمترین معایب استفاده از روش تبادل یونی آزادسازی مواد شیمیایی مضر در بازسازی رزین‌ها به محیط زیست می‌باشد (Pal, 2015). برای افزایش انتخاب‌گری رزین به یون‌های آرسنیک پلیمر تبادل‌گر لیگاندی[2]با کاتیون مس (Cu^{2+}) پوشش داده می‌شود که تمایل زیادی برای یون آرسنات در دامنه pH ۶ تا ۸ دارد. فاکتور تمایز این پلیمر برای آرسنات به سولفات ۱۰۰برابر بیشتر از سایر رزین‌های تبادلی می‌باشد (An *et al*., 2005). از معایب این روش می‌توان به ناکارآمد بودن آن برای حذف آرسنیت (در دامنه وسیعی از pH به شکل مولکولی می‌باشد)، مجموع جامدات محلول (TDS) بالای آب (به‌ویژه یون سولفات) و وجود مقادیر زیاد یون آهن که باعث کمپلکس شدن آرسنیک و عدم تعویض آن اشاره کرد (Litter *et al*., 2010; Singh *et al*., 2015).

د) فیلتراسیون غشایی

غشاها[3]مواد مصنوعی با میلیاردها منافذ یا حفره‌های میکروسکوپی هستند که به‌عنوان یک مانع انتخابی برای عبور مواد موجود در آب عمل می‌کنند. عبور مواد مختلف موجود در آب از غشا تحت تأثیر نیروی شیب فشار، غلظت مواد موجود در آب، پتانسیل الکتریکی غشاء، سرعت جریان آب ورودی، درجه حرارت و خواص شیمیایی آب ورودی (مانند pH، کربن آلی محلول، ماهیت اجزاء، و غیره) و غشاء بستگی دارد (Uddin *et al*., 2007). بسته به اندازه منافذ، فرایند فیلتراسیون غشاء تحت‌فشار به‌طورکلی به میکروفیلتراسیون (اندازه منافذ غشاء ۱۰ – ۰/۱ میکرومتر)، اولترافیلتراسیون (اندازه منافذ غشا ۰/۱ – ۰/۰۱ میکرومتر)، نانوفیلتراسیون (اندازه منافذ غشا ۰/۰۱ – ۰/۰۰۱ میکرومتر) و اسمز معکوس (اندازه منافذ غشا ~ ۰/۰۰۰۱ میکرومتر) طبقه‌بندی می‌شوند (Sarkar & Paul, 2016). میکرو و اولترافیلتراسیون عمدتاً از طریق غربالگری فیزیکی، درحالی‌که نانوفیلتراسیون و اسمز معکوس با مکانیسم جریان کاپیلاری یا انتشار شیمیایی ذرات را از آب ورودی جدا می‌کنند. در فرآیند اسمز معکوس، آب حاوی آرسنیک تحت فشار بالا از یک غشای نیمه نفوذپذیر عبور داده می‌شود. غشای اسمز معکوس مانع عبور همه نوع از یون‌ها می‌شود و کارایی حذف آرسنیک در این روش معمولاً بالای ۹۰ درصد است (Sarkar & Paul, 2016). کارایی روش اسمز معکوس می‌تواند تحت تأثیر pH قرار گیرد (Yoon *et al*., 2009). شرایط بهینه برای حذف ۹۹ درصد آرسنیک از آب به روش اسمز معکوس با فشار ۱۹۰ پوند بر اینچ مربع، دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد و pH برابر ۶/۹ بدست آمد (Golami *et al*., 2009). راندمان حذف را می‌توان با حفظ (ایجاد) بار منفی در غشاء فیلتر افزایش داد، غشاءهای دارای بار منفی مانع از عبور اکسی آنیون آرسنیک از غشا می‌شود که به این پدیده ممانعت دونان[4] گفته می‌شود (Seidel *et al*., 2001).

1. Ion exchange
2. Polymeric ligand exchanger
3. Membrane
4. Donnan exclusion

جدول ۲- جاذب‌ها با ساختار پایه کربنی و سایر مواد به‌کاربرده شده برای حذف آرسنیک از محیط‌های آبی

Table 2. Carbon-based and other materials used as adsorbents to remove arsenic from aqueous solutions

Adsorbent	As species	Adsorption capacity ($mg\ g^{-1}$)	Reference
ZVI*-biochar complexes	Arsenate	15.58	(Bakshi *et al*., 2018)
Iron-impregnated biochar	Arsenate	6.8	(He *et al*., 2018)
Fe-impregnated biochar (hydrolysis)	Arsenate	2.16	(Hu *et al*., 2015)
Fe - coated rice husk	Arsenate	2.5	(Pehlivan *et al*., 2013)
Japanese oak wood biochar	Arsenate	3.89	(Niazi *et al*., 2018)
Japanese oak wood biochar	Arsenite	3.16	(Niazi *et al*., 2018)
Biochar supported ZVI	Arsenate	124.5	(Wang *et al*., 2017)
Fe-rich fly ash	Arsenate	19.46	(Li *et al*., 2009)
citric acid modified WMR**	Arsenite	4.72	(Shakoor *et al*., 2018)
Fe-Mn modified biochar	Arsenite	8.25	(Lin *et al*., 2017)
Chitosan - $Cu(OH)_2$	Arsenate	39	(Elwakeel *et al*., 2015)
Chitosan - CuO	Arsenate	28.1	(Elwakeel *et al*., 2015)
Solid wastes biochar - KOH	Arsenate	30.98	(Jin *et al*., 2014)
Fe - coated biochar	Arsenate	16.9	(Samsuri *et al*., 2013)
Fe oxide coated diatomite	Arsenate	6.2	(Pan *et al*., 2010)
$ZnCl_2$-activated biochar	Arsenite	27.67	(Xia *et al*., 2016)
Cu/Mg/Fe-LDH	Arsenate	15.6	(Guo *et al*., 2013)
Al-Zn-LDH	Arsenate	40.37	(Meng *et al*., 2016)
Bamboo biochar	Arsenate	49	(Alchouron *et al*., 2019)
Bamboo biochar/nano Fe_3O_4	Arsenate	90	(Alchouron *et al*., 2019)
Magnetic Fe_3O_4/ biochar	Arsenite	5.49	(Navarathna *et al*., 2019)
Fe-Zr Binary Oxide	Arsenate	46.1	(Ren *et al*., 2011)
Fe-Zr Binary Oxide	Arsenite	120	(Ren *et al*., 2011)
Montmorillonite/nano ZVI	Arsenite	59.9	(Bhowmick *et al*., 2014)
Montmorillonite/nano ZVI	Arsenate	45.5	(Bhowmick *et al*., 2014)
Fe-Zr Binary Oxide-Coated Sand	Arsenate	45.05	(Chaudhry *et al*., 2017)
Fe_3O_4-Halloysite nanocomposite	Arsenite	126.74	(Song *et al*., 2019)
Fe_3O_4-Halloysite nanocomposite	Arsenate	121.29	(Song *et al*., 2019)
trimethylammonium chloride/ Cellulose Nanofibrils	Arsenate	25.49	Najib & Christodoulatos. 2019)

* آهن صفر ظرفیتی (Zero-Valent Iron) ** پوست هندوانه Water Melon Rind

یکی از معایب روش نانوفیلتراسیون و اسمز معکوس گرفتگی فیلتر ناشی از رسوب تولیدشده به‌وسیله یون‌ها و کلوئیدها می‌باشد. برای حل این مشکل سختی آب ورودی را قبل از فیلتراسیون با استفاده از آهک کاهش می‌دهند. اسمز معکوس و نانوفیلتراسیون هنگامی‌که آب ورودی حاوی مواد جامد معلق است به‌کندی انجام می‌گیرد (Mondal *et al*., 2013). مقدار حذف آرسنات در روش اسمز معکوس معمولاً بیشتر از آرسنیت است. اسمز معکوس و نانوفیلتراسیون برای حذف آرسنات از آب کارا بوده (۹۹ – ۹۱ درصد) ولی برای آرسنیت بازده کمتری دارد (۵۵ – ۲۰ درصد) (Fu & Wang, 2011). از روش‌های زیستی حذف آرسنیک از محیط‌های آبی می‌توان به فیتوفیلتراسیون که در آن از گونه‌های گیاهی به‌صورت آب‌کشت[1] برای حذف آرسنیک از آب استفاده می‌شود اشاره کرد. برخی از گونه‌های سرخس قادر به کاهش آرسنیک از ۲۰۰ تا ۲/۸ میکروگرم در لیتر هستند و توانایی کاهش غلظت آرسنیک از ۲۴ تا ۰/۴ میکروگرم در لیتر در طول ۲۴ ساعت هستند (Litter *et al*., 2010). نوعی از خزه دریایی[2] قادر به جذب ۲۲۲/۲ و ۲۰۰ میلی‌گرم آرسنیت و آرسنات از آب آلوده هستند (Tabaraki & Heidarizadi, 2018).

1. Hydroponic

2. *Sargassum glaucescens*

آرسنیک در خاک

خاک ازنظر ترمودینامیکی یک سیستم باز در نظر گرفته می‌شود که با محیط پیرامونی تبادل ماده و انرژی دارد. ازاین‌رو تغلیظ و رقت عناصر در خاک تابع فرایندهای خاکی شامل رسوبات جوی، چرخه هیدرولوژیکی، چرخه بیولوژیکی گیاهان و جانداران خاکی و فرایندهای شیمیایی خاک می‌باشد (Aide *et al*., 2016).

محدوده طبیعی غلظت آرسنیک کل خاک ۰/۴ تا ۴۱ میلی‌گرم در کیلوگرم است که این محدوده برای اکثر خاک‌های غیر آلوده به آرسنیک ۱ تا ۴۰ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد. کمترین مقدار آرسنیک در خاک‌های شنی و خاک‌های مشتق شده از گرانیت، و کمترین مقدار آن برای خاک‌های آلی و آبرفتی گزارش‌شده است (Zhou *et al*., 2017). طبق دستورالعمل آژانس حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده آمریکا، حد مجاز آرسنیک در خاک ۲۴ میلی‌گرم در کیلوگرم است (Singh *et al*., 2015). یکی از مهم‌ترین کانی‌های حاوی آرسنیک آرسنوپیریت می‌باشد که طی واکنش ۷ باعث آزادسازی آرسنیک در خاک می‌شود (Smith *et al*., 1998).

$$\equiv FeOH^0 + As_4^{3-} + 2H^+ \rightarrow \equiv FeHAsO_4^- + H_2O \quad (۷)$$

واکنش بالا ممکن است کلاً یک فرایند غیرزنده[1]باشد، ولی سرعت این واکنش در حضور گونه‌هایی مثل تیوباسیلوس فرواکسیدانس[2] تیوباسیلوس تیواکسیدانس[3] و لپتوسپریوم فرواکسیدانس[4]افزایش یابد (Aide *et al*., 2016). در شرایط قلیایی شدید و احیایی در حضور ماده آلی طبق واکنش ۸ اکسی‌هیدروکسید آهن حل می‌شود و باعث آزادسازی آرسنیک جذب‌شده به فاز جامد به فاز محلول می‌شود (Akter *et al*., 2005).

$$4FeOOH + CH_2O + 7H_2CO_3 \rightarrow 4Fe^{2+} + 8HCO_3 + 6H_2O \quad (۸)$$

روش آنالیز مؤلفه‌های اصلی نشان می‌دهد که نوع سنگ‌بستر بیشترین تأثیر را در مقدار غلظت آرسنیک کل در خاک دارد (Mandal & Suzuki, 2002). مقدار آرسنیک خاک می‌تواند همبستگی معنی‌داری با مقدار رس و سیلت (Huang, 2006) و آهک (Mahimairaja *et al*., 2005) خاک داشته باشد. مقدار آرسنیک موجود در بخش رس چهار برابر بیشتر از بخش سیلت و همچنین کمتر از ۲ درصد از آرسنیک کل در بخش شن یک خاک اسیدی سولفاتی می‌باشد (Dudas, 1987).

آرسنیک در خاک می‌تواند به شکل آلی و معدنی وجود داشته باشد (Mahimairaja *et al*., 2005)، به‌طوری‌که شکل معدنی غالب بوده ولی ممکن است در خاک‌های آلوده ۴۰ درصد آرسنیک به شکل آلی باشد (Rukh *et al*., 2017). در حالت اکسیدی گونه آرسنات غالب بوده و جذب سطوح رس، اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز و مواد آلی می‌شود. در شرایط احیایی مثل خاک‌های غرقاب و سیلابی آرسنیت شکل غالب آرسنیک در خاک است (Mandal & Suzuki, 2002). در شرایط اسیدی آرسنیک به شکل آرسنات آهن و آلومینیوم با حلالیت کمتر از آرسنات کلسیم موجود در شرایط قلیایی می‌تواند حضورداشته باشد (Thornton & Farago, 1997). فرایندهای جذب سمیت، سرنوشت، تحرک و قابلیت زیست‌فراهمی آرسنیک در خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند (Rukh *et al*., 2017). قابلیت جذب آرسنیک خاک برای گیاه علاوه بر واریته به خواص فیزیکی و شیمیایی خاک مانند pH، بافت، ظرفیت تبادل کاتیونی، اکسیدهای آهن، محتوی مواد آلی (Dai *et al*., 2016) و جزءبندی آرسنیک در ریزوسفر (Simmler *et al*., 2016) بستگی دارد. یافتن مدل برای پیش‌بینی مقدار قابلیت جذب آرسنیک برای گیاه با استفاده از پارامترهای زود یافت خاک به علت به هم وابسته بودن و تداخل این پارامترها مشکل است و سعی بر مطالعه و یافتن مدل تک پارامتری مفید خواهد بود (Dai *et al*., 2016).

جزء بندی[5]آرسنیک در خاک

عصاره گیری متوالی یک روش نسبتاً ساده و مناسب برای ارزیابی کمی مقدار عنصر پیوند شده با اجزای متفاوت خاک و قدرت تحرک و قابلیت زیست‌فراهمی آن می‌باشد. در خاک‌های معدنی و هوازی، آرسنیک عمدتاً با اکسی هیدروکسیدهای آهن همراه است، درحالی‌که کانی‌های سولفیدی آرسنیک در شرایط بی‌هوازی ممکن است رسوب کنند. در حضور اکسی هیدروکسیدهای آهن تنها

1. Abiotic
2. *Thiobacillus ferrooxidans*
3. *Thiobacillus thiooxidans*
4. *Leptosprillum ferrooxidans*
5. .Fractionation

مقادیر کمی از آرسنیک با اکسی هیدروکسیدهای آلومینیوم و یا منگنز، کانی‌های رس و مواد آلی پیوند می‌شود. پیوند آرسنیک به مواد آلی ممکن است در خاک‌های آلی اهمیت داشته باشد (Alloway, 2013).

مقایسه‌های روش‌های مختلف عصاره گیری متوالی در خاک‌های آلوده به آرسنیک نشان داد که یک روش مبتنی بر عصاره گیری کاتیون[1]راحت‌تر و مناسب‌تر از روش مبتنی بر عصاره گیری چانگ و جکسون در ارزیابی پتانسیل تحرک آرسنیک می‌باشد (Sahuquillo *et al.*, 2007). از روش‌های متداول و مناسب عصاره گیری متوالی برای آرسنیک در خاک می‌توان به روش ونزل و همکاران (Wenzel *et al.*, 2001) که آرسنیک غیراختصاصی جذب‌شده با سولفات آمونیوم ۰/۰۵ مولار، جذب اختصاصی با فسفات آمونیوم ۰/۰۵ مولار، آرسنیک جذب‌شده به اکسیدهای آهن و آلومینیوم بی‌شکل و کریستال ضعیف به‌وسیله بافر اگزالات آمونیوم ۰/۲ مولار در تاریکی، آرسنیک جذب‌شده به اکسیدهای آهن و آلومینیوم کریستال قوی به‌وسیله بافر اگزالات آمونیوم ۰/۲ مولار و آسکوربیک اسید و آرسنیک باقی‌مانده نیز با اسید نیتریک غلیظ و آب‌اکسیژنه عصاری گیری می‌شود.

روش‌های اصلاح خاک‌های آلوده به آرسنیک

به‌طورکلی روش‌های اصلاح خاک‌های آلوده در سه گروه فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی دسته‌بندی می‌شود. چندین عامل مهم وجود دارد که می‌تواند بر انتخاب و کاربرد روش‌های پاک‌سازی خاک‌های آلوده تأثیرگذار باشد، این عوامل عبارت‌اند از: هزینه، زمان، عامه‌پسندی و تجاری بودن، قابلیت اجرا در درازمدت، قابلیت کاربرد در خاک‌هایی که به چندین عنصر آلوده هستند و کاربرد در سطوح بالای آلودگی (Khalid *et al.*, 2017). اغلب برای بالا بردن کارایی اصلاح خاک‌های آلوده به آرسنیک تلفیقی از روش‌های مختلف به‌کاربرده می‌شود.

الف) روش‌های فیزیکی

روش‌های فیزیکی شامل جایگزینی خاک[2]، جداسازی خاک[3] و شیشه کردن[4] می‌باشد. جایگزینی خاک با اقداماتی مثل انتقال دادن خاک آلوده، حفر کردن و واردکردن خاک جدید همراه است که در روش حفر کردن خاک آلوده به عمق فرستاده می‌شود و غلظت آلاینده در خاک سطحی کاهش می‌یابد و در حالت دوم خاک سالم با خاک آلوده مخلوط شده و غلظت آرسنیک کاهش می‌یابد(Yao *et al.*, 2012; Khalid *et al.*, 2017).

درروش جداسازی خاک آلوده با استفاده از موانع فیزیکی از خاک غیر آلوده جدا می‌شود تا از حرکت آلاینده جلوگیری شود و این روش با سایر اقداماتی مثل ایجاد پوشش برای خاک آلوده همراه است. در روش شیشه کردن با استفاده از دمای بالا مواد شیشه‌ای[5]تولیدشده تا از تحرک فلزات (شبه فلزات) جلوگیری شود (Yao *et al.*, 2012).

ب) روش‌های شیمیایی

روش‌های شیمیایی عمدتاً نامتحرک سازی و شستشوی خاک با استفاده از مواد شیمیایی و فرایندهای الکتروسنتیک[6]را شامل می‌شوند. در مکانیسم نامتحرک سازی آرسنیک موجود در محلول خاک با استفاده از مواد اصلاح‌کننده، جاذب‌ها از طریق توزیع دوباره آرسنیک در فاز محلول و جامد خاک از تحرک آرسنیک و زیست‌فراهمی خاک کاسته می‌شود (Khalid *et al.*, 2017). درروش نامتحرک سازی از جاذب‌هایی استفاده می‌شود که علاوه بر فراوانی زیاد در طبیعت، مقرون‌به‌صرفه هم باشند (Chen *et al.*, 2018).

موادی مثل آهک، کودهای فسفری، لجن، گچ، سولفات آهن، زئولیت، کائولن برای کاهش تحرک آرسنیک در خاک به‌عنوان جاذب و اصلاح‌کننده استفاده می‌شود (Naidu *et al.*, 2006). استفاده از سولفات آهن و اکسید آهن مقدار آرسنیک را در آب خروجی ستون خاک آلوده به ترتیب ۷۷ و ۵۶ درصد کاهش می‌دهد (Hartley *et al.*, 2004). کاربرد ۴ درصد بیوچار باعث کاهش آرسنیک قابل‌تبادل ۱۰۵/۸ به ۵۴ میلی‌گرم در کیلوگرم و غلظت آرسنیت را ۶۲/۳ درصد در آب منفذی کاهش داد (Chen *et al.*, 2018). باقریفام و همکاران (Bagherifam *et al.*, 2014) گزارش کردند که اصلاح زئولیت با آهن و آلومنیوم به طور همزمان مقدار آرسنیک قابل عصاره گیری با DTPA را در کاربردهای ۲ و ۵ درصد به ترتیب ۶۶ و ۷۲

1. Cation-based scheme
2. Soil replacement
3. Soil isolation
4. Vitrification
5. Vitreous material
6. Electrokinetic

درصد کاهش می‌دهد و با کاربرد ۵ درصد زئولیت اصلاح-شده با آهن و آلومنیوم در خاک غلظت آرسنیک در بخش هوایی گیاه جو ۷۷ درصد نسبت به شاهد کاهش می‌یابد. در روش شستشوی خاک،عصاره گیرهای شیمیایی با استفاده از مکانیسم‌هایی از قبیل تبادل یونی و کلاته کردن آرسنیک از مکان‌های جذبی واجذب‌شده و به فاز محلول وارد می‌شود و سپس خاک شستشو داده می‌شود. برای واجذب آرسنیک از لیگاندهایی مثل فسفات و یا اسیدهای غلیظ استفاده می‌شود (Naidu *et al*., 2006; Park & Son, 2016). شستشوی خاک آلوده به آرسنیک با اسید فسفریک و مونوپتاسیم فسفات با غلظت ۲۰۰ میلی‌مول در لیتر به ترتیب منجر به حذف ۱۸/۲ و ۲۰/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم آرسنیک از خاک می‌شود (Zeng *et al*., 2008). درروش الکتروسینتیک خاک آلوده به آرسنیک مابین دو الکترود که جریان الکتریکی بین آن‌ها در جریان است قرار می‌گیرد و گونه‌های آرسنیک محلول با مکانیسم‌هایی از قبیل مهاجرت الکتریکی[1] جریان اسمز الکتریکی[2] و الکتروفورز[3] تحت جریان الکتریکی به سمت قطب‌های الکتریکی حرکت داده می‌شود. در این روش اشکال یونی آرسنیک از خاک خارج می‌شود. این روش برای خاک‌های آلوده که بافت سنگینی دارند و قابلیت نفوذ آب در آن کم است کارایی خوبی دارد. مرطوب بودن خاک برای اجرای این روش لازم است (Naidu *et al*., 2006; Yao *et al*., 2012). ج) اصلاح بیولوژیکی یکی از روش‌های کاربردی اصلاح و تثبیت دوباره خاک‌های آلوده می‌باشد. درروش اصلاح بیولوژیکی از میکروب‌ها و گیاهان برای سمیت زدایی فلزات و شبه فلزات آلاینده خاک استفاده می‌شود. اصلاح بیولوژیکی خاک یک روش کم‌هزینه، غیر تخریبی و یک راهکار دائمی است (Wang & Ma, 2014). گیاه‌پالایی یک تکنولوژی در حال ظهور است که با استفاده از گیاهان ذخیره کننده فلز[4] که طور ویژه و مهندسی‌شده برای پاک‌سازی محیط‌زیست انتخاب می‌شوند (Khalid *et al*., 2017).

از مزایای گیاه‌پالایی می‌توان به: الف) تثبیت و نامتحرک سازی گیاهی[5] که در آن از گسترش آلاینده و انتقال آن به سایر مناطق جلوگیری می‌شود؛ ب) استخراج گیاهی[6] که از عنصر جذب‌شده به گیاه برای مصارف اقتصادی استفاده می‌شود؛ ج) احیای زمین[7] که در این روش طی یک دوره زمانی با استفاده از گیاهان به‌طور تدریجی کیفیت خاک برای سایر مصارف را افزایش می‌دهند (Shukla & Srivastava, 2017). از روش گیاه‌پالایی علاوه بر رفع آلودگی برای تولید انرژی زیستی[8] نیز استفاده می‌شود.

استراتژی‌های مهم برای گیاه‌پالایی عبارت‌اند از:

الف) استخراج و تجمع گیاهی

در روش استخراج و تجمع گیاهی[9] آلاینده توسط گیاه جذب و به بخش‌های هوایی منتقل می‌شود. گونه‌هایی بیابانی از گیاه کهور[10] قابلیت بالایی برای انباشت آرسنیک دارند. نهال این گیاه در ۵ میلی‌گرم آرسنیک (آرسنات و آرسنیت) نیز قابلیت رشد دارد که می‌تواند برای احیای خاک‌های آلوده به آرسنیک در مناطق خشک مفید باشد (Bhattacharya *et al*., 2007). گونه پتریس ویتاتا[11] توانایی خاصی برای افزایش قابلیت جذب و انتقال آرسنیت دارد. گیاهان مورداستفاده در این روش باید تند رشد و دارای دوره رشد کوتاه داشته باشد (Shukla & Srivastava, 2017).

ب) تثبیت گیاهی

درروش تثبیت گیاهی[12] تحرک و زیست‌فراهمی آلاینده را در خاک به‌وسیله گیاهان کم می‌شود و از تحرک غیر درجا[13] آلاینده ممانعت کرده ولی غلظت کل آن در خاک تغییر نمی‌کند. تثبیت گیاهی با تجمع آلاینده در ریشه و رسوب آن در ریزوسفر ورود آلاینده را به ناحیه غیراشباع[14] خاک محدود می‌کنند. برخلاف سایر روش‌های گیاه‌پالایی تثبیت گیاهی خاک آلوده را اصلاح نمی‌کند بلکه آلودگی را در نزدیکی سطح کاهش می‌دهد. این روش برای کاهش تحرک فلزات (شبه فلزات) آلاینده خاک‌های لم‌یزرع مفید است. گیاهان با روش‌های متفاوت

1. Electromigration
2. Electroosmotic flow
3. Electrophoresis
4. Metal-accumulating
5. Phytostabilization and Phytoimmobilization
6. Phytomining
7. Land restoration
8. Bioenergy
9. Phytoextraction/Phytoaccumulation
10. *Prosopis spp*
11. *Pteris vittata*
12. Phytostabilization
13. Off-site
14. Vadose zone

از قبیل جلوگیری از حرکت رو به بالای آلاینده توسط تبخیر و تعرق و هم‌چنین فرسایش و رواناب مانع تحرک فلزات (شبه فلزات) می‌شوند (Khalid *et al*., 2017).

ج) تصعید گیاهی

در روش تصعید گیاهی[1] عنصر سمی توسط گیاه جذب‌شده و به شکل‌های آلی و گازی تبدیل می‌شود، گونه گازی از روزنه‌ها وارد اتمسفر می‌شود (Padmavathiamma & Li, 2007). برخی گونه‌ها مانند پتریس ویتاتا می‌توانند آرسنیک را به شکل گازی درآورده و به جو آزاد کنند. تبدیل فلزات (شبه‌فلزها) به شکل گازی تو سط گیاهان تحت تأثیر آنزیم‌ها و ژن‌های گوناگون در درون گیاه است. تعداد کمی از گونه‌های گیاهی به‌طور طبیعی می‌توانند این کار را انجام دهند (Khalid *et al*., 2017). گیاهانی مانند درخت خردل هندی[2] (Pickering *et al*., 2000) و برخی از گونه های باکتریایی نظیر سودوموناس، میکروکوکوس، آگروباکتریوم، اشرشیا ا. کلای[3] و باسیلوس توانایی بالایی برای جذب آرسنیک از خاک آلوده دارند (Dhuldhaj *et al*., 2013; Singh *et al*., 2015). سرخس جنگل[4] توانایی ذخیره ۱۴۴۲ تا ۷۵۲۶ میلی‌گرم در کیلوگرم آرسنیک از خاک آلوده و ۲۷۰۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم در شرایط آبکشت را دارد (Singh *et al*., 2015).

نتیجه‌گیری کلی

آلودگی آرسنیک در محیط‌زیست یک تهدید جدی برای سلامتی انسان و سایر موجودات زنده می‌باشد. منشأ آلودگی آرسنیک در طبیعت عمدتاً طبیعی بوده ولی گسترش فعالیت‌های صنعتی و بالا رفتن استانداردهای زندگی منجر به آزادسازی آرسنیک به محیط‌زیست در مقیاس جهانی می شود. آلوده بودن منابع آبی (سطحی و زیرسطحی) و خاک به آرسنیک مهم‌ترین باعث تشدید ورود آن به چرخه غذایی انسان و حیوانات می‌باشد. حلالیت بالای گونه‌های معدنی آرسنیک در دامنه گسترده‌ای از pH و Eh باعث سمیت زیاد آن‌ها در محیط‌های آبی و خاک می‌شود. هزینه کم، دوستدار محیط‌زیست، ساده و کاربردی بودن روش‌های کاهش سمیت آرسنیک در آب و خاک در شرایط مختلف مبنای کاربرد آن‌ها هستند، که در بین آنها روش جذب با استفاده از جاذب‌های غیرسمی، دارای ظرفیت بالای جذب آرسنیک و فراوان در طبیعت توجه محققان را به خود جلب کرده است. به علت اثرات زیان‌بار زیست‌محیطی آلودگی منابع خاک و آب به آرسنیک مطالعه جامع و پیوسته برای شناسایی منابع آبی و خاکی آلوده به آرسنیک در ایران جهت برآورد دقیق جمعیت تحت تأثیر و به‌تبع آن مطالعه راهکاری مناسب اجتماعی علمی برای مواجه با این مشکل ضروری به نظر می‌رسد.

سپاس‌گزاری

این مطالعه با حمایت معاونت محترم پژوهشی دانشگاه ارومیه و صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری انجام شده است که بدینوسیله تشکر و قدردانی می‌گردد.

Reference

Aide M., Beighley D., and Dunn D. 2016. Arsenic in the soil environment: A soil chemistry. *International Journal of Applied*, 11(1): 1-28.

Akter K.F., Owens G., Davey D.E., and Naidu R. 2005. Arsenic speciation and toxicity in biological systems. In *Reviews of environmental contamination and Toxicology:* 97-149. Springer, New York, NY.

Alchouron J., Navarathna C., Chludil H.D., Dewage N.B., Perez F., Pittman Jr C.U., Vega A.S., and Mlsna T.E. 2019. Assessing South American Guadua chacoensis bamboo biochar and Fe_3O_4 nanoparticle dispersed analogues for aqueous arsenic (V) remediation. *Science of The Total Environment*, 706: 135943.

Alloway B.J. 2013. Sources of heavy metals and metalloids in soils. In Heavy metals in soils. *Springer*, Dordrecht, pp.11-50.

An B., Steinwinder T.R., and Zhao D. 2005. Selective removal of arsenate from drinking water using a polymeric ligand exchanger. *Water Research*, *39*(20): 4993-5004.

Arslan B., Djamgoz M.B., and Akün E. 2016. ARSE\NIC: A review on exposure pathways, accumulation, mobility and transmission into the human food chain. *In Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Volume 243: 27-51.

1. Phytovolatilization
2. Indian Mustard
3. *E. coli*
4. Brake fern

Bagherifam S., Lakzian A., Fotovat A., Khorasani R., Akbarzadeh S., and Motadaien A. 2014. 'Immobilization of arsenic in a calcareous soil using an iron-manganese- and aluminum-modified zeoilite', *Journal of Environmental Science and Technology*, 16(2), pp. 39-54.

Bakshi S., Banik C., Rathke S.J., and Laird D.A. 2018. Arsenic sorption on zero-valent iron-biochar complexes. *Water research*, 137:153-163.

Bhattacharya P., Welch A.H., Stollenwerk K.G., McLaughlin M.J., Bundschuh J., and Panaullah, G. 2007. Arsenic in the environment: biology and chemistry. *Science of the Total Environment*, 379: pp.109–120

Bhowmick S., Chakraborty S., Mondal P., Van Renterghem W., Van den Berghe S., Roman-Ross G., Chatterjee D., and Iglesias M. 2014. Montmorillonite-supported nanoscale zero-valent iron for removal of arsenic from aqueous solution: kinetics and mechanism. *Chemical Engineering Journal*, 243: 14-23.

Bhowmick S., Chakraborty S., Mondal P., Van Renterghem W., Van den Berghe S., Roman-Ross G., Chatterjee D., and Iglesias M. 2014. Montmorillonite-supported nanoscale zero-valent iron for removal of arsenic from aqueous solution: Kinetics and mechanism. *Chemical Engineering Journal*, 243, pp.14-23.

Bowell R.J., Alpers C.N., Jamieson H.E., Nordstrom D.K., and Majzlan J. 2014. The environmental geochemistry of arsenic—an overview—. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 79(1): 1-16.

Chaudhry S.A., Zaidi Z., and Siddiqui S.I. 2017. Isotherm, kinetic and thermodynamics of arsenic adsorption onto Iron-Zirconium Binary Oxide-Coated Sand (IZBOCS): Modelling and process optimization. *Journal of Molecular Liquids*, 229, pp.230-240.

Chen Y., Xu J., Lv Z., Huang L., and Jiang J., 2018. Impacts of biochar and oyster shells waste on the immobilization of arsenic in highly contaminated soils. *Journal of Environmental Management*, 217: 646-653.

Choong T.S., Chuah T.G., Robiah Y., Koay F.G., and Azni I. 2007. Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview. *Desalination*, 217(1-3): 139-166.

Chowdhury S.R., and Yanful E.K. 2010. Arsenic and chromium removal by mixed magnetite–maghemite nanoparticles and the effect of phosphate on removal. *Journal of Environmental Management*, 91(11): 2238-2247.

Dai Y., Lv J., Liu K., Zhao X., and Cao Y., 2016. Major controlling factors and prediction models for arsenic uptake from soil to wheat plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 130: 256-262.

Dhuldhaj U.P., Yadav I.C., Singh S., and Sharma N.K. 2013. Microbial interactions in the arsenic cycle: adoptive strategies and applications in environmental management. *In Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Volume 224: 1-38. Springer, New York, NY.

Dudas M.J. 1987. Accumulation of native arsenic in acid sulphate soils in Alberta. *Canadian journal of soil science*, 67(2): 317-331.

Elhalil A., Farnane M., Machrouhi A., Mahjoubi F.Z., Elmoubarki R., Tounsadi H., Abdennouri M., and Barka N. 2018. Effects of molar ratio and calcination temperature on the adsorption performance of Zn/Al layered double hydroxide nanoparticles in the removal of pharmaceutical pollutants. *Journal of Science: Advanced Materials and Devices*, 3(2), pp.188-195. (In Persian)

Elwakeel K.Z., and Guibal E. 2015. Arsenic (V) sorption using chitosan/$Cu(OH)_2$ and chitosan/CuO composite sorbents. *Carbohydrate polymers*, 134:190-204.

Fu F., and Wang Q. 2011. Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *Journal of environmental management*, 92(3): 407-418.

Golami M., Mohammadi H., and Mokhtari S.A. 2009. Application of Reverse Osmosis Technology for Arsenic Removal from Drinking Water. *J Adv Med Biomed Res*, 17 (68):9-20. (In Persian)

Guo Y., Zhu Z., Qiu Y., and Zhao J. 2013. Synthesis of mesoporous Cu/Mg/Fe layered double hydroxide and its adsorption performance for arsenate in aqueous solutions. *Journal of Environmental Sciences*, *25*(5), pp.944-953.

Gupta D.K., and Chatterjee S. eds. 2017. Arsenic Contamination in the Environment: The Issues and Solutions. *Springer*.

Guzmán A., Nava J.L., Coreño O., Rodríguez I., and Gutiérrez S. 2016. Arsenic and fluoride removal from groundwater by electrocoagulation using a continuous filter-press reactor. *Chemosphere*, *144*: 2113-2120.

Han B., Runnells T., Zimbron J., and Wickramasinghe R. 2002. Arsenic removal from drinking water by flocculation and microfiltration. *Desalination*, *145*(1-3): 293-298.

Hartley W., and Lepp N.W. 2008. Remediation of arsenic contaminated soils by iron-oxide application, evaluated in terms of plant productivity, arsenic and phytotoxic metal uptake. *Science of the Total Environment*, 390(1): 35-44.

Hassan M.M. 2018. Arsenic in groundwater: poisoning and risk assessment. Crc Press.

Haydarpoor L., Soltani Toolarood A., and Goli Kalanpa E. 2016. Effect of Arsenic-Resistant Plant Growth Promoting (PGP) Isolates on some Physiological Characteristics, Growth and Nutrition of Mentha peparata L. in an Arsenic-Polluted Soil. *Applied Soil Research*, 2(4): 14-25. (In Persian)

He R., Peng Z., Lyu H., Huang H., Nan Q., and Tang J. 2018. Synthesis and characterization of an iron-impregnated biochar for aqueous arsenic removal. *Science of the Total Environment*, 612: 1177-1186.

Hu C., Liu H., Chen G., and Qu J. 2012. Effect of aluminum speciation on arsenic removal during coagulation process. *Separation and Purification Technology*, 86, pp.35-40.

Hu X., Ding Z., Zimmerman A.R., Wang S., and Gao B. 2015. Batch and column sorption of arsenic onto iron-impregnated biochar synthesized through hydrolysis. *Water research*, 68: 206-216.

Huang R.Q., Gao S.F., Wang W.L., Staunton S., and Wang G. 2006. Soil arsenic availability and the transfer of soil arsenic to crops in suburban areas in Fujian Province, southeast China. *Science of the Total Environment*, 368(2-3): 531-541.

Jain N., and Chandramani, S. 2018. Arsenic poisoning-An overview. *Indian Journal of Medical Specialities*, 9(3):143-145.

Jin H., Capareda S., Chang Z., Gao J., Xu Y., and Zhang J. 2014. Biochar pyrolytically produced from municipal solid wastes for aqueous As (V) removal: adsorption property and its improvement with KOH activation. *Bioresource technology*, 169: 622-629.

Khalid S., Shahid M., Niazi N.K., Murtaza B., Bibi I., and Dumat C. 2017. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 182: 247-268.

Lata S., and Samadder S.R. 2016. Removal of arsenic from water using nano adsorbents and challenges: a review. *Journal of environmental management*, 166: 387-406.

Li H., Dong X., da Silva E.B., de Oliveira L.M., Chen Y., and Ma L.Q. 2017. Mechanisms of metal sorption by biochars: biochar characteristics and modifications. *Chemosphere*, 178:466-478.

Li Y., Zhang F.S., and Xiu F.R. 2009. Arsenic (V) removal from aqueous system using adsorbent developed from a high iron-containing fly ash. *Science of the total environment*, 407(21): 5780-5786.

Lin L., Qiu W., Wang D., Huang Q., Song Z., and Chau H.W. 2017. Arsenic removal in aqueous solution by a novel Fe-Mn modified biochar composite: characterization and mechanism. *Ecotoxicology and environmental safety*, 144, pp.514-521.

Litter M.I., Morgada M.E., and Bundschuh J. 2010. Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption. *Environmental Pollution*, 158(5): 1105-1118.

Lu H., Zhu Z., Zhang H., Zhu J., and Qiu Y. 2015. Simultaneous removal of arsenate and antimonate in simulated and practical water samples by adsorption onto Zn/Fe layered double hydroxide. *Chemical Engineering Journal*, 276, pp.365-375.

Ma J., Sengupta M.K., Yuan D., and Dasgupta P.K. 2014. Speciation and detection of arsenic in aqueous samples: a review of recent progress in non-atomic spectrometric methods. *Analytica Chimica Acta*, 831: 1-23.

Mahimairaja S., Bolan N.S., Adriano D.C., and Robinson B. 2005. Arsenic contamination and its risk management in complex environmental settings. *Advances in Agronomy*, 86: 1-82.

Mandal B.K., and Suzuki K.T. 2002. Arsenic round the world: a review. *Talanta*, 58(1): 201-235.

Meng Z., Lv F., Li X., Zhang Q., Chu P.K., Komarneni S., and Zhang Y. 2016. Simultaneous arsenate and alkali removal from alkaline wastewater by in-situ formation of Zn–Al layered double hydroxide. *Microporous and Mesoporous Materials*, *227*, pp.137-143.

Mirzaei N., Reyhanitabar A., Oustan Sh., and Haghighat-Afshar M. 2014. Interactive Effects of Arsenic and Phosphorus on the Uptake of Calcium, Magnesium and Potassium by Wheat (Triticum aestivum) and Marigold (Tagestes erecta). *Applied Soil Research*, 2(1): 43-58. (In Persian)

Mohamadi S. 2019. Spatial distribution analysis of copper, zinc and arsenic heavy metals in the soil of surrounding areas of Khatoon-abad copper smelter industry. *Applied Soil Research*, 6(4): 84-96. (In Persian)

Mondal P., Bhowmick S., Chatterjee D., Figoli A., and Van der Bruggen B. 2013. Remediation of inorganic arsenic in groundwater for safe water supply: a critical assessment of technological solutions. *Chemosphere*, 92(2): 157-170.

Naidu R., Smith E., Owens G., and Bhattacharya P. 2006. Managing arsenic in the environment: from soil to human health. *CSIRO publishing*.

Najib N., and Christodoulatos C. 2019. Removal of arsenic using functionalized cellulose nanofibrils from aqueous solutions. *Journal of hazardous materials*, 367, pp.256-266.

Navarathna C.M., Karunanayake A.G., Gunatilake S.R., Pittman Jr C.U., Perez F., Mohan D., and Mlsna T., 2019. Removal of Arsenic (III) from water using magnetite precipitated onto Douglas fir biochar. *Journal of environmental management*, 250:109429.

Niazi N.K., Bibi I., Shahid M., Ok Y.S., Shaheen S.M., Rinklebe J., Wang H., Murtaza B., Islam E., Nawaz M.F., and Lüttge A. 2018. Arsenic removal by Japanese oak wood biochar in aqueous solutions and well water: Investigating arsenic fate using integrated spectroscopic and microscopic techniques. *Science of the Total Environment*, 621: 1642-1651.

Nriagu J.O., Bhattacharya P., Mukherjee A.B., Bundschuh J., Zevenhoven R., and Loeppert R.H. 2007. Arsenic in soil and groundwater: an overview. *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*, 9: 3-60.

Padmavathiamma P.K., and Li L.Y. 2007. Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. *Water, Air, and Soil Pollution*, 184(1-4): 105-126.

Pal P. 2015. Groundwater arsenic remediation: treatment technology and scale UP. *Butterworth-Heinemann*.

Pallier V., Feuillade-Cathalifaud G., Serpaud B., and Bollinger J.C. 2010. Effect of organic matter on arsenic removal during coagulation/flocculation treatment. *Journal of Colloid and Interface Science*, 342(1), pp.26-32.

Pan Y.F., Chiou C.T., and Lin T.F. 2010. Adsorption of arsenic (V) by iron-oxide-coated diatomite (IOCD). *Environmental Science and Pollution Research*, 17(8): 1401-1410.

Pehlivan E., Tran T.H., Ouédraogo W.K.I., Schmidt C., Zachmann D., and Bahadir M., 2013. Removal of As (V) from aqueous solutions by iron coated rice husk. *Fuel processing technology*, 106: 511-517.

Pickering I.J., Prince R.C., George M.J., Smith R.D., George G.N., and Salt D.E. 2000. Reduction and coordination of arsenic in Indian mustard. *Plant Physiology*, 122(4): 1171-1178.

Ravenscroft P., Brammer H., and Richards K. 2009. Arsenic pollution: a global synthesis (Vol. 28). *John Wiley and Sons*.

Ren Z., Zhang G., and Chen J.P. 2011. Adsorptive removal of arsenic from water by an iron–zirconium binary oxide adsorbent. *Journal of colloid and interface science*, 358(1), pp.230-237.

Rosales E., Meijide J., Pazos M., and Sanromán M.A. 2017. Challenges and recent advances in biochar as low-cost biosorbent: from batch assays to continuous-flow systems. *Bioresource technology*, 246: 176-192.

Roy P. 2015. Modeling of arsenic removal from drinking water through fixed bed column operation by law cost adsorbeast.

Rukh S., Akhtar M.S., Mehmood A., Hassan S., Khan K.S., Naqvi S.M., and Imran M. 2017. Arsenate and arsenite adsorption in relation with chemical properties of alluvial and loess soils. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 82(7-8): 943-954.

Sahuquillo A., Lopez-Sanchez J.F., Gleyzes C., Ruban V., Comans R., Rauret G., Ure A., Gomez A., Barahona E., Muntau H., and Tellier S. 2007. Methodologies for soil and sediment fractionation studies. *Royal Society of Chemistry*.

Samsuri A.W., Sadegh-Zadeh F., and 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): 981-988.

Sarkar A., and Paul B. 2016. The global menace of arsenic and its conventional remediation-A critical review. *Chemosphere*, 158: 37-49.

Seidel A., Waypa J.J., and Elimelech M. 2001. Role of charge (Donnan) exclusion in removal of arsenic from water by a negatively charged porous nanofiltration membrane. *Environmental Engineering Science*, 18(2): 105-113.

Shakoor M.B., Niazi N.K., Bibi I., Shahid M., Sharif F., Bashir S., Shaheen S.M., Wang H., Tsang D.C., Ok Y.S., and Rinklebe J. 2018. Arsenic removal by natural and chemically modified water melon rind in aqueous solutions and groundwater. *Science of the Total Environment, 645*: 1444-1455.

Shukla A., and Srivastava S. 2017. Emerging aspects of bioremediation of arsenic. *In Green Technologies and Environmental Sustainability*: 395-407. Springer, Cham.

Simmler M., Suess E., Christl I., Kotsev T., and Kretzschmar R. 2016. Soil-to-plant transfer of arsenic and phosphorus along a contamination gradient in the mining-impacted Ogosta River floodplain. *Science of the Total Environment*, 572: 742-754.

Singh R., Singh S., Parihar P., Singh V.P., and Prasad S.M. 2015. Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: a review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 112: 247-270.

Smedley P.L., and Kinniburgh D.G. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied geochemistry*, 17(5): 517-568.

Smith E.R.G., Naidu R., and Alston A.M. 1998. Arsenic in the soil environment (*Doctoral dissertation, Academic Press*)

Song X., Zhou L., Zhang Y., Chen P., and Yang Z. 2019. A novel cactus-like Fe3O4/Halloysite nanocomposite for arsenite and arsenate removal from water. *Journal of Cleaner Production*, 224, pp.573-582.

Susan A., Rajendran K., Sathyasivam K., and Krishnan U.M. 2019. An overview of plant-based interventions to ameliorate arsenic toxicity. *Biomedicine and Pharmacotherapy*, 109: 838-852.

Tabaraki R., and Heidarizadi E. 2018. Simultaneous biosorption of Arsenic (III) and Arsenic (V): Application of multiple response optimizations. *Ecotoxicology and environmental safety*, 166: 35-41.

Tanda S., Ličbinský R., Hegrová J., Faimon J., and Goessler W. 2019. Arsenic speciation in aerosols of a respiratory therapeutic cave: A first approach to study arsenicals in ultrafine particles. *Science of the Total Environment*, 651: 1839-1848.

Thornton I., and Farago M. 1997. The geochemistry of arsenic. In Arsenic: 1-16. *Springer, Dordrecht.*

Uddin M.T., Mozumder M.S.I., Figoli A., Islam M.A., and Drioli E. 2007. Arsenic removal by conventional and membrane technology: An overview.

Wang S., Gao B., Li Y., Creamer A.E., and He F. 2017. Adsorptive removal of arsenate from aqueous solutions by biochar supported zero-valent iron nanocomposite: batch and continuous flow tests. *Journal of hazardous materials*, 322: 172-181.

Wang X., and Ma L.Q. 2014. Recent advances in phytoremediation of arsenic-contaminated soils. In-situ Remediation of Arsenic-contaminated Sites. *CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton*: 69-86.

Wenzel W.W., Kirchbaumer N., Prohaska T., Stingeder G., Lombi E., and Adriano D.C. 2001. Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. *Analytica chimica acta*, 436(2): 309-323.

WHO N., 2011. Nitrite in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinkingwater quality. *World Health Organization, Geneva*.

Xia D., Tan F., Zhang C., Jiang X., Chen Z., Li H., Zheng Y., Li Q., and Wang Y. 2016. $ZnCl_2$-activated biochar from biogas residue facilitates aqueous As (III) removal. *Applied Surface Science*, 377: 361-369

Yao Z., Li J., Xie H., and Yu C. 2012. Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals. *Procedia Environmental Sciences*, 16: 722-729.

Yoon J., Amy G., Chung J., Sohn J., and Yoon Y. 2009. Removal of toxic ions (chromate, arsenate, and perchlorate) using reverse osmosis, nanofiltration, and ultrafiltration membranes. *Chemosphere*, 77(2): 228-235.

Yoon K., Cho D.W., Tsang D.C., Bolan N., Rinklebe J., and Song H. 2017. Fabrication of engineered biochar from paper mill sludge and its application into removal of arsenic and cadmium in acidic water. *Bioresource technology*, 246: 69-75.

Zanzo E., Balint R., Prati M., Celi L., Barberis E., Violante A., and Martin M. 2017. Aging and arsenite loading control arsenic mobility from ferrihydrite-arsenite coprecipitates. *Geoderma*, 299: 91-100.

Zeng M., Liao B., Lei M., Zhang Y., Zeng Q., and Ouyang B. 2008. Arsenic removal from contaminated soil using phosphoric acid and phosphate. *Journal of Environmental Sciences*, 20(1): 75-79.

Zhou Q., Teng Y., and Liu Y. 2017. A study on soil-environmental quality criteria and standards of arsenic. *Applied Geochemistry*, 77: 158-166.

Methods of Arsenic Decontamination of Soil and Water

Ebrahim Sepehr[1*], Mohammad Ali Shiriazar[2]

(Received: January 2019 Accepted: February 2020)

Abstract

Arsenic is a carcinogenic agent, which is found in water and soil resources at concentrations above the acceptable level and considered as an environmental threat. Soil and water contamination by arsenic is the most important route of its entry into the human food chain. Arsenic has been detected in both inorganic and organic forms in the environment which compared to organic forms, inorganic compounds of arsenic (arsenate and arsenite) are more toxic due to their higher solubility and mobility. Soil solid particles, especially iron (oxy)hydroxides and minerals considered as the main sinks of arsenic in soil, which its stability and mobility depend on environmental conditions such as pH, Eh and the presence of competing ions. Arsenic detoxification techniques are categorized into three physical, chemical and biological types. The low cost, environment-friendly, lack of toxic residue production, arsenic speciation and easy operation are the important factors that influence the choice of decontamination method. In this paper, the factors that affect the concentration and speciation of arsenic in soil and water are reviewed. In the following, the methods of arsenic decontamination of soil and water with emphasis on its adsorption and immobilization methods using natural, non-polluting, abundant and high adsorption capacitance materials are reviewed.

Keywords: Adsorption, Arsenic, Toxicity, Iron oxyhydroxides

Sepehr E. and Shiriazar M.A. 2021. Methods of arsenic decontamination of soil and water. *Applied Soil Research*. 8(4): 69-84.

1. Ph. D. Student, Department of Soil Science, Urmia University
2. Professor, Department of Soil Science, Urmia University
* Corresponding Author Email: e.sepehr@urmia.ac.ir