

Risk Assessment of Contamination of the Country's Soil and Water Resources with Arsenic

NADER KHADEM MOGHADAM IGDELOU^{1*}, AHMAD GOLCHIN²

1. Ph.D. student of Soil Science Department, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, Zanjan, Iran.

2. Professor of Soil Science Department, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, Zanjan, Iran.

(Received: Jan. 28, 2019- Revised: Feb. 21, 2019- Accepted: March. 3, 2019)

ABSTRACT

Arsenic is a metalloid that is toxic to plants, animals, microorganisms, and humans. WHO has set the permissible limit of arsenic in drinking water at 10 µg/l and various literatures have reported this limit for the soil to be 20 mg/kg. The concentration of arsenic in water and soil at different parts of Iran (areas with concentrations higher than the permissible limit) have been reported to be 10-840 µg/l and 23.1-1775.2 mg/kg, respectively. The major sources of arsenic contamination in Iran are gold and copper mines (especially Takab and Kerman areas) and Urmia-Dokhtar volcanic formation, which contain various heavy and toxic metals. The most mines of Iran are located on this formation and the use of old mining techniques and equipment has increased the severity of the contamination. In addition, the use of pesticides, insecticides, and other agricultural inputs has led the entry of arsenic into these resources. Using the genetic diversity of plants (plants resistant to arsenic), remediation of arsenic contaminated environments and increasing the concentrations of plant nutrients such as iron, manganese, phosphate, sulfur, and silicon in the soil or growth medium, can greatly reduce the concentration of arsenic in plant tissues, especially in rice. The use of modern equipment in mining can be useful to reduce environmental pollution. Contamination of surface and subsurface water to arsenic in 13 provinces of the country indicates the serious threat of arsenic to people's health and this makes decontamination of water in these areas compulsory.

Keywords: drinking water, permissible limit, rice, skin cancer, Urmia-Dokhtar formation

ارزیابی خطر آلودگی منابع آب و خاک کشور به آرسنیک

نادر خادم مقدم ایگده^{۱*}، احمد گلچین^۲

۱. دانشجوی دکتری گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، ایران.

۲. استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، ایران.

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۱/۸ - تاریخ بازنگری: ۱۳۹۷/۱۲/۲ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۷/۱۲/۱۲)

چکیده

آرسنیک شبه فلزی است که برای گیاهان، حیوانات، میکروارگانیسم‌ها و انسان سمی است. سازمان بهداشت جهانی حد مجاز آرسنیک در آب آشامیدنی را $10 \mu\text{g/l}$ و منابع مختلف این حد را در خاک 20mg/kg بیان کرده‌اند. غلظت آرسنیک در آب و خاک نقاط مختلف ایران (نقاطی با غلظت بیش از حد مجاز) به ترتیب بین $10-840 \mu\text{g/l}$ و $1/2-23/1775 \text{mg/kg}$ گزارش شده است. از جمله منابع آلاینده، می‌توان به وجود معادن طلا و مس (به‌ویژه منطقه تکاب و کرمان) و سازند آتش‌فشانی ارومیه-دختر که حاوی انواع فلزات سنگین و خطرناک می‌باشد، اشاره کرد. اکثر معادن ایران بر روی این سازند واقع شده‌اند و استفاده از روش‌های قدیمی استخراج در معادن و فرسودگی تجهیزات بر شدت آلودگی افزوده است. علاوه بر این، کاربرد آفت‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها و دیگر نهاده‌های کشاورزی عامل ورود آرسنیک به منابع آب و خاک است. با استفاده از تنوع ژنتیکی گیاهان (گیاهان مقاوم به آرسنیک)، پاک‌سازی محیط‌های آلوده و با افزایش غلظت عناصری مانند آهن، منگنز، فسفات، گوگرد و سیلیسیم در محیط رشد گیاه می‌توان از قابلیت دسترسی گیاهان به آرسنیک به‌ویژه در برنج تا حدود زیادی کاست. استفاده از تجهیزات مدرن در امر استخراج معادن می‌تواند در زمینه آلودگی محیط‌زیست راهگشا باشد. وضعیت آلودگی آب‌های سطحی و زیرسطحی به آرسنیک در ۱۳ استان کشور نشان از جدی بودن تهدید آرسنیک برای سلامت مردم بوده و این امر تصفیه آب در این مناطق آلوده را الزام‌آور می‌کند.

واژه‌های کلیدی: آب آشامیدنی، برنج، حد مجاز، سازند ارومیه-دختر، سلطان پوست

مقدمه

خاک، کاهش عملکرد، افت کیفیت محصولات، افزایش غلظت آن‌ها در تولیدات کشاورزی و آسیب به سلامت انسان از طریق ورود به زنجیره غذایی شوند (Haydarpoor et al., 2017). از میان فلزات سنگین، آرسنیک (As) یک فلز سنگین بسیار خطرناک می‌باشد که به‌وسیله منابع طبیعی و مصنوعی وارد محیط‌زیست می‌شود (Baroni et al., 2000). این فلز با ایجاد انواع بیماری‌ها، سلامتی انسان را تهدید می‌کند. به‌طوری که در مسمومیت‌های حاد حتی باعث مرگ افراد می‌شود. احتمال تأثیر آرسنیک به‌عنوان یکی از فاکتورهای آسیب‌رسان و ایجاد کننده سرطان پوست برای اولین بار در سال ۱۸۸۸ توسط هاجینسون^۱ مورد بررسی قرار گرفت (Chen et al., 1997). تعداد زیادی از مردم جهان به دلیل استفاده از آب آلوده به آرسنیک از بین رفته‌اند و میلیون‌ها نفر از بیماری‌های پوستی و انواع مختلف سرطان‌های ناشی از آلودگی رنج می‌برند (Saadati et al., 2017). اگرچه آلودگی آرسنیک بیش‌تر متعلق به کشورهای جنوب شرقی آسیا می‌باشد، ولی در مناطقی از ایران نیز آلودگی منابع خاک و آب به این آلاینده گزارش شده است (Haydarpoor et al., 2017). این

امروزه افزایش جمعیت و پیشرفت علم و فناوری باعث افزایش فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی و متعاقب آن افزایش تولید مواد آلاینده محیط‌زیست گردیده است. آلاینده‌ها از جمله عوامل مختل‌کننده محیط‌زیست به شمار رفته و از میان آن‌ها فلزات سنگین به دلیل غیرقابل تجزیه بودن و اثرات سوء آن‌ها بر سلامتی موجودات زنده و انسان حائز اهمیت می‌باشند (Rajkumar et al., 2010). فلزات سنگین موجود در منابع آب و خاک یا به‌صورت طبیعی و یا در اثر آلودگی وارد این منابع می‌شوند (Hou et al., 2013). مقادیر بالای فلزات سنگین در آب بر سلامت انسان تأثیر سوء داشته و منجر به غیرقابل مصرف شدن آب می‌شود (Smith and Steinmaus, 2009). این فلزات زمانی که در مقادیر زیاد در خاک وجود داشته باشند به‌وسیله ریشه گیاهان جذب و به اندام‌های هوایی منتقل شده و موجب اختلال در سوخت و ساز گیاه و کاهش رشد می‌شوند. علاوه بر این، وجود مقادیر زیاد فلزات سنگین در خاک یک تهدید جدی می‌باشد؛ زیرا ممکن است سبب تخریب ساختمان خاک، کاهش فعالیت‌های زیستی و حاصلخیزی

* نویسنده مسئول: Nader.khadem@znu.ac.ir

در شکل (۱) ارائه شده است.

آرسنیک از زمان‌های بسیار دور به‌عنوان یک سم کاربرد داشته است. هم‌چنین در صنایع مختلف و در تولید محصولات فراوانی از قبیل شیشه، سرامیک، وسایل الکتریکی، مواد آرایشی و مواد انفجاری آتش‌بازی‌ها کاربرد دارد. در نیمه دوم قرن بیستم، آرسنیک به‌طور گسترده‌ای در تولید آفت‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها و همین‌طور تولید مواد محافظ چوب مورد استفاده قرار گرفته است (Grover *et al.*, 2010; Yang *et al.*, 2007) و بدین ترتیب مقدمه ورود آرسنیک به بخش کشاورزی فراهم شده است و تا قبل از شروع جنگ جهانی دوم اکثر مواد شیمیایی استفاده شده علیه آفات از مواد معدنی چون آرسینک و گوگرد تهیه می‌گردید و توسعه حشره‌کش‌های معدنی نظیر آرسنیک، جیوه و مس مقارن با شروع قرن بیستم بود. اولین ترکیبات گوارشی که علیه حشرات مورد استفاده قرار گرفته احتمالاً ترکیبات آرسنیک‌دار بودند. در دهه ۱۸۶۰ سم "سبز پاریس" که حاوی آرسنیت مس ($\text{CuAsO}_2(\text{OH})$) بود برای مبارزه با سوسک کلرادو و کرم سیب و سای برگ‌خواران استفاده می‌شد. از دیگر املاح آرسنیک‌دار که خاصیت آفت‌کشی دارند، می‌توان به آرسنات سرب (PbHAsO_4) و آرسنات کلسیم ($\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$) اشاره کرد. اگرچه تقاضا برای تولید و توزیع آفت‌کش که باعث افزایش بهبود کیفیت و کارایی کشاورزی می‌شوند، روشن است ولی استفاده بیش از حد از این سموم می‌تواند مخاطرات زیست‌محیطی فراوانی به همراه داشته باشد (Dehghani, 2010). آرسنیک به‌سادگی تخریب نشده و می‌تواند به شکل‌های مختلف تبدیل شده یا از حالت محلول به فرم ترکیب با دیگر عناصر مثل آهن درآید. آرسنیک معدنی عموماً در دو حالت اکسیداسیون متداول به‌صورت آرسنیت سدیم (NaAsO_2) و آرسنات سدیم (Na_2HAsO_4) وجود دارد که هر دو آن‌ها برای انسان و گیاهان سمی هستند (Choong *et al.*, 2007).

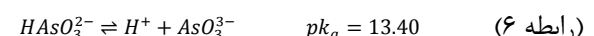
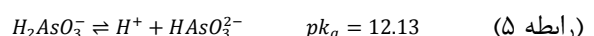
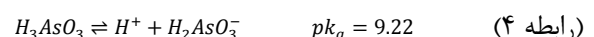
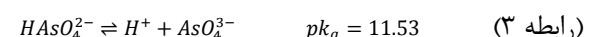
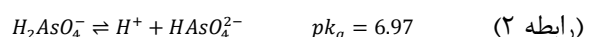
مقدار آرسنیک در سنگ‌های پوسته زمین و توزیع آن در ایران و جهان

مقدار آرسنیک در داخل سنگ‌های آذرین متفاوت بوده ولی میانگین آن ۵ mg/kg می‌باشد. مقدار آن در سنگ‌های دگرگونی و رسوبی بستگی به نوع سنگ منشاء دارد. میانگین آرسنیک در سنگ‌های دگرگونی در حدود ۶ mg/kg و در سنگ‌های رسوبی بین ۵-۱۰ mg/kg می‌باشد و هم‌چنین در شیل‌ها و زغال‌ها مقدار زیادی آرسنیک وجود دارد (Petrusevski *et al.*, 2007). فراوانی آرسنیک در مواد تشکیل دهنده پوسته زمین در جدول (۱) ارائه شده است (Nriagu *et al.*, 2007).

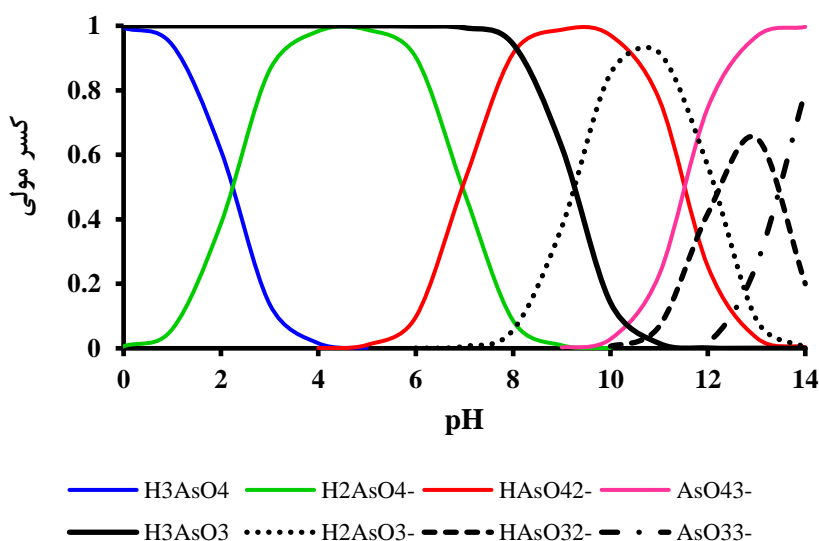
مطالعه بر آلودگی شبه‌فلز آرسنیک در منابع خاک و آب ایران متمرکز است. منابع، سطوح آلودگی، توزیع مکانی نقاط آلوده به آرسنیک در این مقاله به‌وضوح بیان شده است. از آنجایی که در مطالعات انجام شده نمونه‌های خاک با اسید مخلوط مانند HF، HClO_4 ، HNO_3 ، H_2O_2 ، تیزاب سلطانی، H_2SO_4 هضم شده بودند، لذا غلظت آرسنیک خاک به‌صورت غلظت کل آرسنیک ارائه شده است. هدف از این مطالعه، شناسایی دقیق مناطقی با خاک و آب آلوده به آرسنیک در سراسر ایران و نمایان‌سازی علل آلودگی منابع آب و خاک و بیان روش‌های اصلاح منابع آلوده است.

معرفی عنصر آرسنیک و کاربردهای آن

آرسنیک یک شبه فلز سنگین است که از واژه یونانی آرسنیکون (*Arsenikon*) به معنی "نیرومند" گرفته شده است (Choong *et al.*, 2007). آرسنیک متعلق به گروه ۱۵ جدول تناوبی عناصر است و توانسته است از نظر فراوانی در پوسته زمین رتبه بیست را به خود اختصاص دهد (Mosaferi *et al.*, 2017). این عنصر دارای ۴ وضعیت اکسایشی As(V) ، As(III) ، As(0) و As(-III) است که شایع‌ترین گونه‌های آن در طبیعت شکل آرسنات (As(V)) و آرسنیت (As(III)) می‌باشد (Nowak *et al.*, 2002; Ungureanu *et al.*, 2015a). سمیت As(III) تقریباً ۷۰ برابر بیش‌تر از اشکال آلی آرسنیک‌دار و ۱۰ برابر بیش‌تر از As(V) است (Larios *et al.*, 2012). آرسنیت حلالیت و تحرک خیلی بیش‌تری نسبت به آرسنات دارد و لذا نسبت به سایر ترکیبات سمی‌تر است. گونه‌بندی آرسنیک در محلول‌های آبی اکثراً به‌وسیله پتانسیل ردکس (Eh) و pH کنترل می‌شود. در شرایط اکسید در pHهای بین ۸-۴ (شرایطی که بیش‌تر در محیط حاکم است) انتظار بر این است که گونه‌های H_2AsO_4^- و HAsO_4^{2-} در محیط‌های آبی غالب باشند. گونه‌های H_3AsO_4 و AsO_4^{3-} به ترتیب گونه‌های غالب در شرایط بسیار اسیدی و قلیایی هستند. در شرایط کاهشی و در pHهای کم‌تر از ۹، H_3AsO_3 گونه غالب است. ثابت انحلال گونه‌های مربوط به آرسنیک در معادلات (۶-۱) آورده شده است.



توزیع گونه‌های آرسنیک و آرسنیت به‌صورت تابعی از pH



شکل ۱. گونه‌های مختلف آرسنیک در محلول‌های آبی

جدول ۱. فراوانی طبیعی آرسنیک در پوسته زمین.

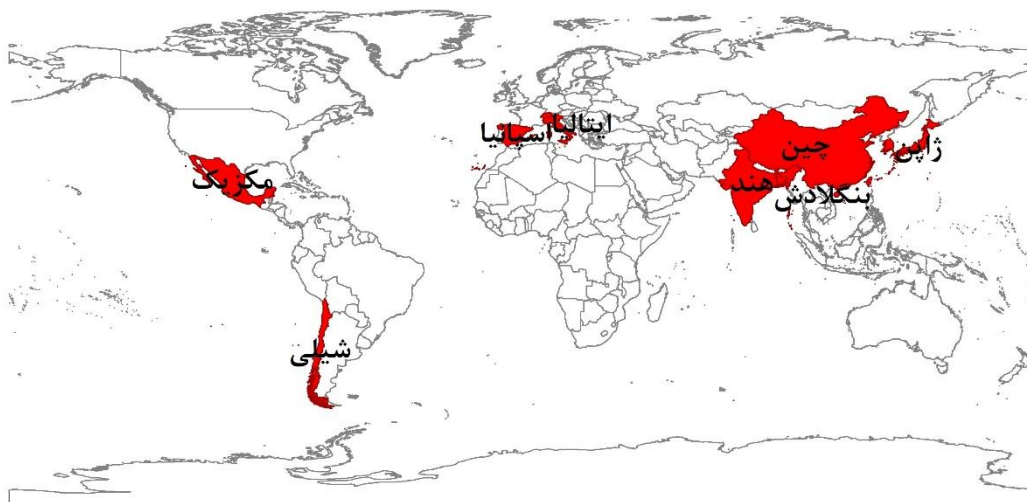
غلظت آرسنیک (mg/kg)	نوع سنگ
سنگ‌های آذرین	
۰/۱۶-۳	فوق بازیک‌ها
۰/۱۱۳-۰۶	بازالت‌ها
۰/۵-۵/۸	آندیزیت‌ها
۰/۱۳-۲/۸	گرانیت‌ها
سنگ‌های رسوبی	
۰/۴۹۰-۳	شیل‌ها و رس‌ها
۰/۱۸۸-۴	فسفوریت‌ها
۰/۱۲۰-۶	ماسه سنگ‌ها
۰/۲۰-۱	سنگ آهک
زغال سنگ	
۹/۰ ± ۰/۸	بیتومینوس
۷/۱ ± ۴/۴	لیگنایت‌ها
۳۴۰-۱۶	پیت

توزیع آرسنیک در خاک‌های جهان توسط Saifullah *et al.* (2018) ارائه شده است. شکل (۲) آلودگی خاک‌های جهان به آرسنیک را نشان می‌دهد. بیشترین تعداد گزارش ناشی از وجود آرسنیک بیش از حد بحرانی (۲۰ mg/kg) در کشورهای نشان داده شده در شکل (۲) به ثبت رسیده و این بدین مفهوم نیست که کل خاک این کشورها آلوده به آرسنیک است.

این عنصر جزئی از بیش از ۳۰۰ نوع ماده معدنی موجود در طبیعت است و معمولاً در کانی‌های غیر آهنی از جمله مس، سرب، روی، طلا و اورانیوم یافت می‌شود. جدول (۲) کانی‌های اصلی حاوی آرسنیک در خاک را نشان می‌دهد. از متداول‌ترین کانی آرسنیک‌دار می‌توان به رالگار، اریپمنت، آرسینوپریت و اسکرویدیت اشاره کرد. آرسنیک معمولاً با کانی‌های سولفیدی همراه است (Antunes and Albuquerque, 2013).

جدول ۲. انواع کانی‌های اصلی حاوی آرسنیک (Mandal and Suzuki, 2002).

رخداد	ترکیبات	کانی
رگه‌های هیدروترمال	As	آرسنیک عنصری
یکی از آخرین کانی‌های حاوی نقره در توالی رسوب اولیه	Ag ₃ AsS ₃	Proustite
رایج در رسوبات رگه‌ای مزوترمال	NiAs ₂	Rammelsbergite
رایج در رسوبات رگه‌ای مزوترمال	(Co,Fe)As ₂	Safflorite
رایج در رگه‌های هیدروترمال	PbCuAsS ₃	Seligmannite
-	CoAs ₂	Smaltite
رسوبات رگه‌ای و نوریت	NiAs	Niccolite
رسوبات رگه‌ای که اغلب مرتبط با رس‌ها و سنگ آهک بوده و همچنین از چشمه‌های آبگرم رسوب می‌کند.	AsS	Realgar
رگه‌های هیدروترمال، چشمه‌های آبگرم و محصول تصعید آتش‌فشانی	As ₂ S ₃	Orpiment
رسوبات دماهای بالا، سنگ‌های دگرگونی	CoAsS	Cobaltite
فراوان‌ترین کانی آرسنیک‌دار، غالب در رگه‌های معدنی	FeAsS	Arsenopyrite
رگه‌های هیدروترمال	(Cu,Fe) ₁₂ As ₄ S ₁₃	Tennantite
رگه‌های هیدروترمال	Cu ₃ AsS ₄	Enargite
کانی ثانویه تشکیل شده از اکسیداسیون آرسینوپریت، آرسنیک بومی و دیگر کانی‌های آرسنیک‌دار	As ₂ O ₃	Arsenolite
کانی ثانویه تشکیل شده از اکسیداسیون رالگار، آرسینوپریت و دیگر کانی‌های آرسنیک‌دار	As ₂ O ₃	Claudetite
کانی ثانویه	FeAsO ₄ .2H ₂ O	Scorodite
کانی ثانویه	(Ni,Co) ₃ (AsO ₄) ₂ .8H ₂ O	Annabergite
کانی ثانویه، ضایعات ذوب شده	Mg ₃ (AsO ₄) ₂ .8H ₂ O	Hoernesite
-	(Mn,Mg) ₄ Al(AsO ₄)(OH) ₈	Haematolite
کانی ثانویه	CaCu(AsO ₄)(OH)	Conichalcite
کانی ثانویه	Zn ₂ (OH)(AsO ₄)	Adamite
در رگه‌ها یافت شده و جایگزین رسوبات تشکیل شده در دماهای متوسط می‌گردد.	Cu ₃ As	Domeykite
در رسوبات رگه‌ای مزوترمال یافت می‌شود.	FeAs ₂	Loellingite
محصول اکسیداسیون آرسینوپریت و دیگر کانی‌های آرسنیک‌دار است.	Fe ₃ (AsO ₄) ₂ (OH) ₃ .5H ₂ O	Pharmacosiderite



راهنما

آلودگی خاک های جهان به آرسنیک

شکل ۲. آلودگی خاک‌هایی با ۲۰ mg/kg آرسنیک و بیش تر در سطح جهان

شرق سیرجان کشیده شده است (شکل ۳)، خواستگاه مناسبی را در زمینه مطالعه روی کانسارهای مس پورفیری فراهم می‌آورد. 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 (Ghadiri et al., 2017).

پژوهش‌گران برای بررسی وضعیت آلودگی خاک‌ها از ضریبی بنام ضریب آلودگی (Contamination factor) (C_f) استفاده می‌کنند که بررسی کمی‌تر میزان آلودگی در خاک‌ها را امکان‌پذیر می‌کند. این ضریب به‌عنوان ضریب کیفیت زیست‌محیطی معرفی شده است (Li et al., 2003). به‌صورت تقسیم غلظت عنصر در خاک به بیشینه غلظت مجاز از رابطه (۷) محاسبه می‌شود.

$$C_f = C_x / C_b \quad (\text{رابطه } 7)$$

در این رابطه C_x میانگین غلظت یک عنصر در محیط مورد بررسی و C_b غلظت طبیعی همان عنصر در محیط مرجع می‌باشد. طبق رده‌بندی هاکانسون بر اساس ضریب آلودگی، خاک‌ها از نظر کیفیت در چهار گروه قرار می‌گیرند (جدول ۳).

کشور ایران به دلیل قرارگیری روی کمربند جهانی مس به‌ویژه اهمیت نوار آتش‌فشانی ارومیه-دختر که از ارومیه تا جنوب

جدول ۳. رده‌بندی خاک‌ها براساس ضریب آلودگی (Hakanson, 1980)

ضریب آلودگی (C_f)	کیفیت خاک
$1 \geq C_f$	بدون آلودگی
$3 > C_f > 1$	آلودگی متوسط
$6 > C_f \geq 3$	آلودگی نسبتاً شدید
$6 \leq C_f$	آلودگی شدید



شکل ۳. کمربند آتش‌فشانی ارومیه-دختر و تأثیر آن بر آلودگی‌های آرسنیک تعدادی از استان‌های ایران

رفتار آرسنیک در خاک و تأثیر عوامل مختلف بر فراهمی و قابلیت جذب آن

حلالیت آرسنیک فاکتور مهمی است که قابلیت دسترسی آن را برای گیاهان فراهم نموده و نقش کلیدی در انتقال آرسنیک به زنجیره غذایی از طریق گیاهان ایفا می‌کند (Lombi et al., 2001). قابلیت دسترسی آرسنیک برای گیاهان از طریق ترکیب مینرالوژیکی، غلظت کل آرسنیک، pH، ماده آلی، کربنات کلسیم آزاد، پتانسیل رداکس، بافت خاک و وضعیت حاصلخیزی خاک متأثر می‌شود (Suda and Srivastava and Dwivedi K, 2016; Makino, 2016). pH خاک متغیر اصلی در تعیین مقدار حلالیت

رفتار آرسنیک در خاک و تأثیر عوامل مختلف بر فراهمی و قابلیت جذب آن

حلالیت آرسنیک فاکتور مهمی است که قابلیت دسترسی آن را برای گیاهان فراهم نموده و نقش کلیدی در انتقال آرسنیک به زنجیره غذایی از طریق گیاهان ایفا می‌کند (Lombi et al., 2001).

می‌شوند. یکی از این روش‌ها، روش طبیعی و دیگر روش آن‌تروپوژنیک^۱ است.

روش طبیعی؛ متوسط سالیانه انتشار آرسنیک به اتمسفر در سطح جهانی حدود ۱۲ میلیون تن است. این منابع شامل گرد و غبار بر خواسته از قاره‌ها، آتش‌سوزی جنگل‌ها، آتش‌فشان‌ها، نمک‌های بر خواسته از دریاها، چشمه‌های آبگرم و آبفشان‌هاست. هر چند که فوران آتش‌فشان‌ها ممکن است ۴۰٪-۲۰٪ از کل انتشار طبیعی آرسنیک را شامل شود، این در حالی است که آئروسول‌های^۲ اتمسفری ممکن است ۵۰٪-۳۰٪ کل انتشار طبیعی آرسنیک را تشکیل دهد. آئروسول‌هایی که به‌صورت نمک از سطح دریاها بر خواسته‌اند ممکن است ۱۰٪< انتشار آرسنیک را در برگیرد (Pacyna and Pacyna, 2001).

روش آن‌تروپوژنیک؛ معادن، ذوب آهن و فراوری سنگ معدن، آفت‌کش‌ها، کودها و صنایع شیمیایی، نیروگاه‌های حرارتی که با زغال سنگ یا پیت کار می‌کنند، مواد نگه‌دارنده چوب که از CCA^۳ استفاده می‌کنند و سوزاندن ضایعات مواد نگه‌دارنده چوب، سالیانه مقادیر زیادی آرسنیک را وارد محیط‌زیست می‌کنند. به‌طور کلی برآورد سالیانه انتشار جهانی آرسنیک به اتمسفر ۱۹ هزار تن (بازه ۱۲-۲۵/۶ هزار تن) است اما در خاک و محیط‌های آبی به ترتیب ۸۲ و ۴۲ هزار تن تخمین زده شده است (Nriagu et al., 2007). با این حال انتشار آرسنیک در اروپا از سال ۱۹۸۶ تا ۱۹۹۵ از ۵ هزار تن به ۰/۶ هزار تن کاهش یافته است (Pacyna and Pacyna, 2001)، در حالی که در آمریکا، میزان انتشار آرسنیک بین سال‌های ۱۹۷۹ تا ۱۹۸۶ به میزان ۳/۳ هزار تن در هر سال بوده است. جدول (۴) تأثیر فعالیت صنایع مختلف بر غلظت آرسنیک خاک را نشان می‌دهد (Kabata-Pendias and Pendias, 2010).

جدول ۴. غلظت آرسنیک (mg/kg) در خاک‌های آلوده شده توسط

صنایع مختلف.

کشور	غلظت آرسنیک در خاک	منابع آلاینده
انگلستان	۷۲۹	سنگ بستر معدنی
انگلستان	۹۰-۹۰۰	استخراج فلزات غیر آهنی
انگلستان	۲۵۰۰	صنایع فراوری فلز
لهستان	۱۵۰-۲۰۰۰	صنایع فراوری فلز
مجارستان	۱۰-۲۰۰۰	صنایع فراوری فلز
ژاپن	۲۴۷-۳۸	صنایع فراوری فلز
مکزیک	۴۴۲۴-۷۹۸	کارخانه ذوب مس-آرسنیک
برزیل	۸۶۰-۲۰۰	سنگ آهن، معدن طلا

و قابلیت دسترسی به عناصر از جمله آرسنیک است (Fayiga et al., 2007). این مکانیسم می‌تواند به‌وسیله تغییر در گونه‌های آرسنیک و ایجاد انحلال یا رسوب از طریق افزایش یا کاهش بار کانی‌های رسی مؤثر واقع شود (Streat et al., 2008). برخلاف سایر عناصر که با افزایش pH خاک، غیر متحرک می‌شوند، حلالیت آرسنیک با افزایش pH خاک، با توجه به گونه‌های آن ممکن است افزایش یا کاهش یابد (Moreno-Jiménez et al., 2010). مطالعات زیادی نشان داده‌اند که در خاک در بازه‌های معمول pH (۳-۸) حلالیت As(V) با افزایش pH خاک افزایش می‌یابد، این در حالی است که As(III) یک روند برعکسی را نشان می‌دهد (Dias et al., 2009; Kumar et al., 2016). شواهد نشان می‌دهد در خاک‌هایی که سولفات و کربنات در آن‌ها غالب است، آرسنیک می‌تواند به‌صورت سولفات کلسیم (García et al., 2009) و آرسنات کلسیم هم رسوب (co-precipitation) نماید (Zhang and Selim, 2008). در شرایط پتانسیل ردکس بالا، آرسنیک عمدتاً به‌صورت یون $H_2AsO_4^-$ در pH ۶/۹ وجود دارد، اما با نزدیک‌تر شدن pH به شرایط قلیایی، یون $HA_2O_4^{2-}$ غالب می‌شود. علاوه بر این، با افزایش pH خاک آرسنیک به‌صورت $FeAsO_4$ ، $AlAsO_4$ ، $Mn_3(AsO_4)_2$ ، $Ca_3(AsO_4)_2$ رسوب می‌کند (Sadiq et al., 1983). حلالیت Fe-As(V) با کاهش pH، کاهش می‌یابد در حالی که حلالیت Fe-As(III) با افزایش pH، کاهش می‌یابد (Gulens et al., 1978).

بافت خاک در تعیین قابلیت دسترسی آرسنیک برای گیاهان حائز اهمیت است (Fitz and Wenzel, 2002). در کل قابلیت دسترسی آرسنیک در خاک‌های رسی نسبت به خاک‌های شنی کم‌تر است (Sahoo and Kim, 2013). Alvarez-Benedí et al. (2005) در بررسی دینامیک و جذب آرسنیک در سه خاک با بافت‌های شن لومی، لوم رسی شنی و رسی، با استفاده از ایزوترم‌های جذب-و جذب نشان دادند که مقدار زیادی از آرسنیک به‌صورت جزء غیرقابل دسترس در خاک‌هایی با بافت ریز نسبت به خاک‌هایی با بافت درشت وجود دارد. برخی از یون‌های رقابت‌کننده (مثل فسفات و سیلیسیم) و آن‌هایی که بر واکنش‌های ردکس تأثیرگذار هستند، می‌توانند بر قابلیت دسترسی آرسنیک مؤثر باشند (Dubey et al., 2016). هرچند که گستره برهم‌کنش‌ها و پاسخ‌ها، به غلظت این یون‌ها در خاک وابسته است.

راه‌های آلوده شدن منابع آب و خاک به آرسنیک

منابع آب و خاک از طریق دو روش عمده به آرسنیک آلوده

3. Chromated copper arsenate (CCA)

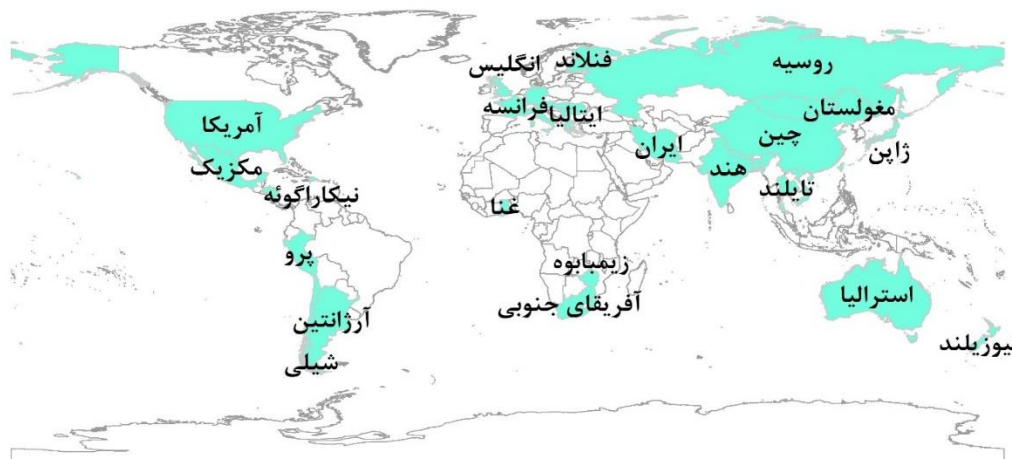
1. Anthropogenic
2. Aerosols

از نظر توزیع جغرافیایی سفره‌های آبی آلوده به آرسنیک دنیا را به چهار دسته تقسیم می‌کنند که عبارت‌اند از حوضه‌های ابرفتی و دلتاها (بنگلادش، هند، نپال، تایوان، چین، ویتنام و مجارستان)؛ حوضه‌های بسته مناطق خشک و نیمه‌خشک (مکزیک، آرژانتین و آمریکا)؛ معدن کاری در مناطقی که حاوی کانی‌های سولفیدی می‌باشد (آمریکا، چین و غنا) و منبع ژئوترمال در دنیا (شیلی، آمریکا، فرانسه و ژاپن) (شکل ۴) (Ebrahimpour *et al.*, 2010). به نظر می‌رسد که آلودگی منابع آب ایران می‌تواند از هر چهار نوع باشد. کشورهای نشان داده شده در شکل (۴) براساس گزارش‌های موجود مبنی بر وجود آرسنیک بیش از حد مجاز در آب آشامیدنی ارائه شده‌اند.

جدول ۵. غلظت مجاز آرسنیک در آب آشامیدنی (Smedley and Kinniburgh, 2002; Ungureanu *et al.*, 2015b Institute of Standards and Industrial Research of Iran,)

غلظت آرسنیک در آب آشامیدنی	غلظت آرسنیک در آب رودخانه‌ها	سازمان‌ها/کشورها
μg/l		
۱۰	۱۰	سازمان بهداشت جهانی
۱۰	۱۰	آمریکا
۱۰	۱۰	اتحادیه اروپا
۷	۰/۲-۱	استرالیا
۱۰	۱۰	موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران
۵۰	۵۰	بقیه کشورها

آلودگی آب‌های زیرزمینی و سطحی با آرسنیک حضور آرسنیک در آب‌های طبیعی ناشی از فرایند شستشوی سنگ‌ها و رسوبات حاوی آن است (Choong *et al.*, 2007). یون سولفات و یون‌های آرسنات جزء گروه بازهای سخت هستند (Pearson, 1963). الکترون‌گاتیوی این دو یون به حدی بالاست که تقریباً هر کاتیونی که با آن‌ها تشکیل کمپلکس دهد، اختلاف الکترون‌گاتیوی بیش از ۱/۷ خواهد داشت (Pauling, 1960). در نتیجه بیش‌تر کاتیون‌ها با این لیگاندها در قالب پیوندهای یونی، کمپلکس‌های یک‌به‌یک تشکیل می‌دهند و به همین دلیل این کمپلکس‌ها از پایداری کمی برخوردار هستند (Langmuir, 1997) و همین امر موجب افزایش حلالیت این ترکیبات در آب می‌شود. نقش مخرب این عنصر باعث شده تا سازمان بهداشت جهانی (WHO) رهنمود آرسنیک در آب آشامیدنی را در سال ۱۹۹۳ از ۵۰ به ۱۰ μg/l بازبینی نماید (جدول ۵) (Petrusevski *et al.*, 2007). با در نظر گرفتن اثرات سلامتی ناشی از مواجهه با آرسنیک از طریق آب آشامیدنی، ضروری می‌نماید منابع آب شرب در همه نقاط ایران به‌ویژه در مناطق دارای پتانسیل آلودگی طبیعی، مورد پایش قرار گیرد. با توجه به اهمیت این موضوع و مطابق با گزارشات موجود، منابع آب‌های زیرزمینی و سطحی آلوده به آرسنیک در سطح جهان و ایران به ترتیب در شکل‌های (۴) و (۵) ارائه شده است.



راهنما

کشورهای دارای آب آلوده به آرسنیک

شکل ۴. توزیع آب‌های سطحی یا زیرزمینی با آلودگی ۱۰ μg/l آرسنیک یا بیش‌تر در سراسر جهان (Petrusevski *et al.*, 2007)

آرسنیک در آب، آن را وارد زنجیره غذایی انسان نماید. آلودگی آب آشامیدنی نقاط مختلف ایران به آرسنیک با مختصات هر نقطه و مقدار آلاینده آرسنیک به تفکیک شهرستان و آبادی در بخش ضمیمه در و جدول (۶) ارائه شده است.

با توجه به عبور آب رودخانه قزل‌اوزن از میان خاکسترهای آتش‌فشانی این منطقه (جدول ۲)، اندازه‌گیری مقدار آرسنیک موجود در آب این رودخانه نیز الزامی به نظر می‌رسد، چرا که فعالیت‌های کشاورزی از جمله برنج که با آب این رودخانه در منطقه میانه صورت می‌گیرد، می‌تواند در صورت بالا بودن غلظت

بیکربنات نیز هستند، موجب آزادسازی آرسنیک از کانی‌های سولفات به آب‌های زیرزمینی می‌شود (Nadiri et al., 2012). از ۱۳ استان کشور که آلودگی آب‌ها به آرسنیک از آن‌ها گزارش شده است، ۹ استان در روی کمر بند آتش‌فشانی ارومیه-دختر واقع شده‌اند (شکل ۳). با توجه به شکل (۳) نیاز به بررسی آب‌های سطحی و زیرزمینی استان‌های سمنان، قم و مرکزی به دلیل اثرپذیری از سازند زمین‌شناسی حاوی فلزات سنگین (آرسنیک) است. مطالعه آرسنیک در آب‌های آشامیدنی و سطحی استان‌های یزد و به‌ویژه زنجان که درگیر خاک‌های آلوده به سرب، روی و کادمیم نیز هست (Yari et al., 2016)، بیش از پیش احساس می‌شود، چرا که کشت و کار در آب و خاک آلوده به آرسنیک می‌تواند زندگی انسان‌های زیادی را به‌طور ناخواسته به خطر اندازد.

مقدار آرسنیک در خاک و تأثیر آن بر رشد و نمو گیاهان

مطالعات مختلفی بالاترین غلظت مجاز آرسنیک در خاک را از ۲۰ mg/kg در خاک‌های لومی تا ۱۰ mg/kg در خاک‌های شنی عنوان کرده‌اند (Pais and Jones, 1997). متوسط مقدار As در خاک‌های جهان ۱۰ mg/kg است از این‌رو سطح As در خاک‌های تیمار نشده و غیر آلوده به‌ندرت از ۱۰ mg/kg تجاوز می‌کند (جدول ۷) (Adriano, 2001a). این در حالی است که مقدار طبیعی آن در خاک‌ها حدود ۶ mg/kg ذکر شده است و در گیاهان مقدار طبیعی آن حدود ۵ mg/kg است (Hajar et al., 2014). حداکثر غلظت مجاز آرسنیک کل در خاک‌های کشاورزی در کشورهای انگلستان، آلمان، لهستان، کانادا و استرالیا به ترتیب ۲۰، ۳۰، ۴۰، ۵۰ mg/kg در نظر گرفته شده است (Sadr et al., 2010). ورود آرسنیک به خاک‌های کشاورزی، می‌تواند ظرفیت و توسعه اندام‌های تولیدمثل را کاهش دهد. بنابراین اجزای عملکرد گیاهان کاهش یافته که نتیجه آن کاهش عملکرد و تولید میوه است. نمونه‌ای از خاک‌های آلوده به آرسنیک همراه با کانی‌های حاوی آن در شکل (۶) ارائه شده است.



شکل ۵. توزیع نقاطی با آب آلوده به آرسنیک در ایران (دوایر سبز رنگ) به تفکیک استان‌های آلوده به آرسنیک

(Rahimsouri et al., 2011) در بررسی کیفیت آب چشمه‌ها

و آب‌های آشامیدنی روستاهای واقع در حوضه آبریز رودخانه آغ‌دره، شمال غرب تکاب، استان آذربایجان غربی، عنوان کردند که این چشمه‌ها از شیل‌های سیاه حاوی کانی‌های پیریت آرسنیک، آرسنوپیریت، اسکرویدیت و استینیت است که به‌عنوان یکی از سنگ‌های منشأ اصلی آلودگی آرسنیک و آنتیموان آب و رسوبات بستر رودخانه آغ‌دره است. عامل اصلی آلودگی آب‌های استان آذربایجان شرقی به آرسنیک به‌ویژه در شهرستان هشتروند، وجود دو کانی اریپمنت و رالگار در این منطقه است (شکل ۶) که باعث آلودگی آب‌های زیرزمینی و سطحی به‌خصوص مخزن ۱۳۵ میلیون مترمکعبی سد سهند، که تأمین کننده آب شرب، صنعتی و کشاورزی ۱۱ هزار هکتار از اراضی قابل کشت می‌باشد، شده است. علاوه بر این، خاک‌های آهکی این منطقه که حاوی



شکل ۶. وجود آرسنیک در خاک‌های شهرستان هشتروند (الف) وجود سولفیدهای آرسنیک در خاک‌های مارنی (ب) آثار کانی‌سازی اریپمنت و رالگار (Nadiri et al., 2012).

دیواره سلولی (۲) جریان فلزات سنگین از سیتوپلاسم به سمت اجزای سلولی واقع شده در بیرون از هسته مانند واکوئل‌ها (۳) تشکیل کمپلکس یون‌های فلزی با مواد مختلفی از جمله اسیدهای آلی، آمینواسیدها، کلات‌های گیاهی و متالوتیونین‌ها در درون سلول‌ها (۴) تجمع اسمولیت‌ها و محافظین اسمزی و القای تولید آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان (۵) فعال‌سازی یا تعدیل متابولیسم گیاه به منظور فراهم آوردن تعداد کافی از مسیرهای متابولیسمی عملیاتی و احیای سریع ساختارهای سلولی آسیب دیده می‌باشد (Cho et al., 2003).

سمیت گیاهی ناشی از فلزات سنگین بر حسب گونه گیاه متفاوت است. برای گیاهان گل‌دار سمیت فلزات سنگین به ترتیب: $Sb \sim Bi < Cd < Hg \sim As < Tl < Se < Pb < (بیسموت) < (تالیوم)$ می‌باشد (Ward and Singh, 2004). با این وجود، نکته مهم آن است که عوامل متعددی می‌توانند این ترتیب را تحت تأثیر قرار دهند. این عوامل شامل ویژگی‌های خاک و نوع گیاه می‌باشند. حساسیت گیاهان به فلزات سنگین به شبکه‌ای از مکانیسم‌های فیزیولوژیکی و مولکولی مرتبط به هم وابسته است که تعدادی از این مکانیسم‌ها شامل؛ (۱) جذب و انباشت فلزات از طریق برقراری پیوند با مواد مترشحه برون سلولی و اجزای سازنده

جدول ۷. محدوده غلظت‌های آرسنیک و چند فلز سنگین دیگر در خاک (mg/kg).

غلظت در گیاه (وزن خشک گیاه)	حداکثر غلظت مجاز در خاک	غلظت معمول در خاک	فلز سنگین
(Ghulam et al., 2018) < ۱	Liao et al., 2005; Pais) (and Jones, 1997	(Liu et al., 2009) ۲۰	As ۶-۵
Kamari and) (Farshadfar, 2012 ۰/۰-۲/۸	(Adriano, 2001a)	۱ (Kabata-Pendias, 2010)	کادمیم (Cd) ۰/۴
-	Shanguan et al.,) (2016	۳۵ (Baek et al., 2014)	آنتیموان (Sb) ۰/۴۸
(Hajar et al., 2014) ۱۰	(Adriano, 2001a)	۲۰ (Liu et al., 1994)	سرب (Pb) ۱۷-۱۵
Kamari and) (Farshadfar, 2012 ۱۰-۱	Ravankhah et al.,) (2016	۶۸ Fathi Hafshjani et al.,) (2011	نیکل (Ni) ۵۰
Kamari and) (Farshadfar, 2012 ۲۰۰-۱۵	Ravankhah et al.,) (2016	۷۰ Wuana and Okieimen,) (2011	روی (Zn) ۵۰
Kamari and) (Farshadfar, 2012 ۱۵-۲	Ravankhah et al.,) (2016	۴۵ (Adriano, 2001a)	مس (Cu) ۳۰

اسامی داخل پرانتز نشان دهنده منابع مورد استفاده است و واحد اعداد بر حسب mg/kg ارائه شده است.

آرسنیک معرفی شدند. غلظت کل کادمیم، کروم و آرسنیک در بخش هوایی *P. tuberosa rox* به ترتیب ۱۵۷۱، ۷۹۵۷ و (mg/kg) ۳۱۱۸ و در گونه *P. oleracea* به ترتیب ۱۱۲۸، ۷۵۵۲ و ۲۴۷۶ بود. هر دو گونه خرفه با توجه به توانایی بالای تولید زیست توده و تجمع فلزات، برای پالایش مناطق آلوده با پساب‌های صنعتی توصیه شدند (Tiwari et al., 2008). تعدادی از گونه‌های گیاهی بیش انباشتگر برای چندین فلز به‌ویژه شبه فلز آرسنیک در جدول (۸) ارائه شده است.

آلودگی منابع آب و خاک به آرسنیک می‌تواند گیاهان را تحت تأثیر قرار دهد ولی گیاهان مقاوم به آرسنیک علائم مسمومیت با آرسنیک را برخلاف گیاهان حساس، در غلظت‌های بسیار بالا نشان می‌دهند. یک نوع سرخس (*Pteris vittata*) قادر به جمع‌آوری ((mg/kg) ۱۴۵۰۰ آرسنیک در برگ‌های خود بدون نشان دادن علائم سمیت می‌باشد (Mandal et al., 2012). مشخص شده است که میزان سنتز کلات‌های گیاهی در گونه مقاوم به آرسنیک *Holcus lanatus* L. نسبت به گونه‌های غیر

وجود فیتوکلات‌ها در گیاهان غیرمتحمل برای سمیت‌زدایی آرسنیک ضروری است. نقش فیتوکلات‌ها در تحمل آرسنات در گیاهان اخیراً اثبات شده است. فیتوکلات‌ها می‌توانند گیاهان را قادر سازند تا غلظت‌های بالایی از آرسنات را به‌صورت کمپلکس As-فیتوکلات تا سطوحی که برای دیگر گیاهان (گیاهانی که فیتوکلات سنتز نمی‌کنند) سمی است، تجمع دهند. سیستم ریشه‌ای توسعه یافته و دارای انشعابات فراوان گونه‌های گیاه دارویی ریحان و هم‌چنین حلالیت بالای آرسنیک در آب را دلیل تجمع معنی‌دار آرسنیک به‌وسیله این سه گونه گزارش شده است (Asgari Lajayer et al., 2016). گیاه خرفه (*Portulaca oleracea* L. از نظر فیزیولوژیکی دارای قابلیت تحمل بسیار بالا به فلزات سنگین در محیط‌های آلوده است. نتایج حاصل از بررسی دو گونه خرفه *P. tuberosa rox* و *P. oleracea* که تحت آبیاری با پساب صنعتی بودند، نشان داد که بیش‌ترین غلظت فلزات در ریشه و کم‌ترین مقدار آن‌ها در گل در هر دو گیاه حاصل شد. هر دو گونه خرفه بیش انباشتگر فلزات سنگین کادمیم، کروم و

جدول ۹. غلظت مجاز آرسنیک در دانه برنج (Saifullah et al., 2018).

غلظت آرسنیک در دانه برنج (mg/kg)	سازمان‌ها/کشورها
۰/۲	سازمان بهداشت جهانی
۰/۲	اداره ایمنی مواد غذایی اروپا
۰/۲	سازمان استاندارد مواد غذایی چین

گیاهان مختلف مقاومت متفاوتی در برابر آرسنیک خاک از خود نشان می‌دهند (جدول ۱۰). اعضای خانواده لوبیاها، برنج و اکثر لگوم‌ها به آرسنیک نسبتاً حساس هستند. در یک آزمایش گلدانی، غلظتی از آرسنیک که محدود کننده عملکرد کتان و سویا بود، به ترتیب ۴/۴ mg/kg و ۱ تشخیص داده شد (Adriano, 2001b).

جدول ۱۰. مقایسه حساسیت گیاهان به آرسنیک.

مقاوم	نسبتاً مقاوم	حساس
میوه‌ها		
سیب	گیلاس	هلو
گلابی	توت‌فرنگی	زردآلو
انگور		
تمشک		
دیوبری		
سبزیجات و حبوبات		
چاودار	چغندر قند	نخود
نعناع	ذرت	پیاز
آسپاراگوس	کدو	خیار
کلم	شلغم	لوبیا شربین
هویج	تربچه	لوبیا لیما
هویج وحشی		سویا
گوجه‌فرنگی		برنج
سیب‌زمینی		اسفناج
سویس چارد		
گندم		
جو		
کتان		
بادام‌زمینی		
تنباکو		
گیاهان علوفه‌ای		
سودان گراس	گندم علوفه‌ای	یونجه
بلوگراس	کاکل‌دار	
چچم ایتالیایی	تیموتی	برام گراس
بلوگراس کنتاکی		شیدر
علف فصائو		ماشک
رد تاپ		سایر لگوم‌ها

مقاوم بسیار بیش‌تر است (Hartley-Whitaker et al., 2002).

جدول ۸. تعدادی از گونه‌های گیاهی بیش‌اندوز (Kamari and Farshadfar, 2012).

خانواده	گونه گیاهی	فلز
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i>	نقره (Ag)، کادمیم (Cd)، کروم (Cr)
Asteraceae	<i>Helianthus indicus</i>	(Ni)، سرب (Pb) و روی (Zn)
Fabaceae	<i>Sesbania drummondii</i>	سرب (Pb)
Araceae	<i>Lemna gibba</i>	آرسنیک (As)
Brassicaceae	<i>Alyssum</i>	نیکل (Ni)
Solanaceae	<i>Salanum nigrum</i>	کادمیم (Cd)
Brassicaceae	<i>Thlaspi caerulescens</i>	کادمیم (Cd)

قرار گرفتن در معرض آرسنات منجر به افزایش تولید فیتوکلات‌ها شده که باعث بهبود مکانیسم‌های سمیت‌زدایی آرسنات در گیاهان می‌شود، که طی این عمل آرسنات کمپلکس‌هایی را با گروه تیول فیتوکلات‌ها تشکیل داده که منجر به تثبیت شدن آرسنات در واکنش‌ها می‌شود (Chakraborty and Chakraborty, 2015). مطالعات متعدد نشان داده‌اند که برنج می‌تواند آرسنیک را تا بیش از ۲ mg/kg در دانه‌ها انباشته نماید که قسمت عمده آن به‌صورت آرسنیک معدنی است (Islam et al., 2008; Sun et al., 2004). این مقدار از آرسنیک معدنی خیلی بیش‌تر از حد مجاز توصیه شده برای برنج از سوی سازمان بهداشت جهانی است (Bhattacharya et al., 2010) (جدول ۹). علاوه بر این، غلظت آرسنیک در کاه و بقایای برنج که بیش از آرسنیک موجود در دانه است (Azizur Rahman et al., 2008)، می‌تواند در صورت استفاده از آن به‌عنوان خوراک دام به گوشت و شیر دام‌ها وارد شده و تبدیل به خطر بالقوه‌ای برای انسان شود. شرایط بی‌هوایی مثل خاک شالیزارها می‌تواند تأثیر عمیقی بر قابلیت دسترسی آرسنیک برای گیاهان از طریق تغییر در گونه‌بندی آن ایجاد نماید (تبدیل آرسنات به آرسنیت) (Stroud et al., 2011). برنج گیاهی است که ظرفیت بالایی برای جذب آرسنیک از خاک و انتقال آن به بخش هوایی در مقایسه با سایر غلات دارد (Zhao et al., 2010). دانه‌های برنج می‌توانند به‌طور تقریبی ۱۰ برابر بیش‌تر از سایر گیاهان مثل گندم، ذرت و جو آرسنیک جذب نمایند (Williams et al., 2007). قرارگیری گیاهان برنج و گندم در معرض آرسنات، سطوح واسطه‌های چرخه کربس و فعالیت آنزیم‌های مختلف تنفس را کاهش داده که منجر به تغییراتی در الگوی رشد گیاهچه‌ها می‌شود. در حضور آرسنات سطح گلوتاتینون و فعالیت‌های سنتز کننده آنزیمی که برای رشد و متابولیسم طبیعی گیاهچه‌های برنج لازم است، متوقف می‌شود.

جدول ۱۱. غلظت آرسنیک کل در نمونه‌های خاک مناطق مختلف ایران.

استان	شهرستان	محل	مختصات جغرافیایی	آرسنیک (mg/kg)	منبع
آذربایجان شرقی	هشترود	قوپوز	37°27'45"N 46°50'21"E	۱۲۸۷	Behbahaninia and (Farahani, 2016)
آذربایجان غربی	تکاب	تکاب	36°24'12"N 47°06'36"E	۱۸۹/۹۱	(Hashemi et al., 2015)
		معدن متروکه آی قلعه‌سی	36°20'39"N 47°22'09"E	۶۳۰/۸	
		بالا دست معدن متروکه آی قلعه‌سی	36°20'48.1"N 47°22'1.4"E	۲۳/۱	
		امتداد رگه اصلی معدن آی قلعه‌سی	36°20'45.5"N 47°22'14.6"E	۴۸۱/۹	
		شمال شرق معدن آی قلعه‌سی	36°20'42.4"N 47°22'10.5"E	۳۴/۹	
		شمال ترانشه افقی معدن آی قلعه‌سی	36°20'40.8"N 47°22'7.1"E	۹۶/۳	
		روبروی رگه اصلی معدن آی قلعه‌سی	36°20'33.3"N 47°22'12.2"E	۴۰/۷	
زنجان	ماهانشان	مسیر معدن تا آی قلعه‌سی	36°20'18.7"N 47°22'12.5"E	۱۲۹/۲	(Dahrazma et al., 2015)
		۷۰۰ متری گسل اصلی	36°20'11.4"N 47°21'47.9"E	۲۵/۷	
		آبراهه نرسیده به آبراهه شاهد	36°20'18.4"N 47°22'55.1"E	۲۵	
		یک کیلومتری غرب آی قلعه‌سی	36°19'21.8"N 47°21'45.4"E	۵۰/۸	
		مسیر آبراهه اصلی شرق آی قلعه‌سی	36°19'20.8"N 47°23'3.8"E	۱۷۳/۱	
		جنوب روستای آی قلعه‌سی	36°18'58.7"N 47°22'41.8"E	۱۲۰/۴	
		نمونه شاهد غرب روستای آی قلعه‌سی	36°19'29.8"N 47°20'11.0"E	۳۰/۵	
کردستان	بیجار	انگوران	36°34'39.067"N 47°38'57.883"E	۵۳/۹۸	(Shariati et al., 2011)
		دندی	36°32'43.266"N 47°37'42.297"E	۴۵/۷	
		کپز	36°35'7.521"N 47°33'56.162"E	۳۸/۵۷۵	
		شیخ لر	36°35'40.659"N 47°29'7.646"E	۵۹/۲۵	
کرمان	کرمان	خایینک	36°34'5.289"N 47°39'12.216"E	۷۱/۶۸	(Karimi et al., 2014)
		ابراهیم آباد	35°46'00.501"N 47°19'17.399"E	۱۷۷۵/۲	
		باشوکی	35°46'13.412"N 47°16'39.022"E	۱۵۷۹/۶	
		علی آباد	35°44'56.384"N 47°20'48.790"E	۱۷۴۷/۳	
		بابانظر	35°47'42.741"N 47°20'15.140"E	۵۷۷/۷	
نجف آباد	35°47'34.760"N 47°14'16.236"E	۱۳۸/۲			
گوندک	35°46'12.456"N 47°22'27.760"E	۱۶۶۵/۲			
خراسان رضوی	کاشمر	چلیبو	35°10'21.94"N 47°47'51.71"E	۹۹۰	Babaakbari Sari et al., (2014)
کرمان	کرمان	مس سرچشمه	35°38'43.49"N 58°33'40.61"E	۲۰۴/۶	Mahmoodi Graee et al., 2014
کرمان	کرمان	مس سرچشمه	29°59'43.62"N 55°47'39.27"E	۱۰۴/۰۱	Shayestehfar et al., (2012)

فلزات سنگین واقع شده‌اند. منطقه تکاب به دلیل قرارگیری بر روی زون ارومیه-دختر یکی از مناطق متالوژنی در ایران است؛ از طرفی این منطقه از دیدگاه زمین‌ساختی، محل برخورد زون‌های سنندج-سیرجان و البرز-آذربایجان بوده و کانه‌زایی روی-سرب

مطابق با داده‌های جدول (۱۱) بیشتر آلودگی خاک‌های ایران به آرسنیک در اطراف معادن استخراج فلز قرار دارند (معدن مس سرچشمه کرمان و معدن آی قلعه‌سی آذربایجان غربی) و همه استان‌های نام برده شده در جدول (۱۱) بر روی سازند حاوی

فلزات سنگین را به شیوه‌ای کم هزینه، آسان، ایمن و دوست‌دار محیط‌زیست پاک‌سازی کنند، مورد نیاز است (Khan et al., 2009).

گیاه‌پالایی یکی از مهم‌ترین روش‌های زیستی مورد استفاده جهت پاک‌سازی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین است. این فناوری مستلزم استفاده از گیاهان انباشتگر فلزات به‌منظور زدایش، جابجایی و یا تثبیت آلاینده‌های فلزی موجود در خاک می‌باشد که در مورد آرسنیک می‌توان به گونه‌های گیاهی یاد شده در جدول (۸) اشاره کرد، با این وجود زمان‌بر بودن این تکنیک یکی از معایب آن محسوب می‌شود (Wenzel et al., 1999). بر این اساس، کارایی تکنیک گیاه‌پالایی تحت تأثیر فعالیت میکروبی‌های ریزوسفری، گونه فلز و غلظت عناصر فلزی موجود در خاک قرار می‌گیرد (Khan, 2005). ریزوباکترهای محرک رشد گیاه از طریق مکانیسم‌های مختلفی نظیر بهبود رشد گیاه و افزایش زیست‌فراهمی فلزات قادر به افزایش کارایی گیاه‌پالایی آلاینده‌های فلزی می‌باشند. به‌عنوان مثال، استفاده از ریزوباکترهای سودوموناس و آسینتوباکتر که از قابلیت ارتقای رشد گیاه برخوردار هستند، سبب بهبود توان گیاه‌پالایی گونه غیربیش اندوز ذرت (*Zea mays* L.) از طریق افزایش رشد و زیست‌توده آن می‌گردد (Lim/kgann, 1995). موفقیت روش گیاه‌پالایی نه‌تنها به گیاه، بلکه به اثرات متقابل ریشه‌های گیاه با میکروارگانیسم‌های ریزوسفری، نوع و غلظت فلزات سنگین در خاک نیز بستگی دارد (Zhuang et al., 2007). میکروارگانیسم‌های ریزوسفری مخصوصاً باکتری‌های محرک رشد گیاه (PGPR) می‌توانند با افزایش میزان جذب فلز سنگین و کمک به استقرار بهتر گیاه، افزایش رشد سیستم ریشه‌ای و در نتیجه افزایش رشد گیاه با استفاده از مکانیسم‌های مختلفی از قبیل انحلال ترکیبات کم‌محلول و نامحلول عناصر غذایی و در نتیجه افزایش زیست‌فراهمی آن‌ها، تثبیت نیتروژن مولکولی و فراهمی زیستی نیتروژن برای گیاه، تولید هورمون‌های گیاهی مانند ایندول استیک اسید (IAA)، افزایش تحمل گیاه به تنش‌های محیطی مانند تنش شوری، خشکی، کنترل و حذف بیمارگرهای گیاهی با تولید متابولیت‌هایی از قبیل سیانید هیدروژن، تولید سیدروفور، آنزیم‌های لیتیک، آنتی‌بیوتیک و رقابت برای اشغال آشیان اکولوژیک مناسب در ریزوسفر باعث بهبود کارایی گیاه‌پالایی شوند (Glick, 2014). برخی مطالعات نشان می‌دهد که استفاده از گیاهان به‌همراه ریزوباکترهای تحریک‌کننده رشد و مقاوم به آرسنیک می‌تواند به‌عنوان راهکاری مناسب جهت پالایش خاک‌های آلوده به آرسنیک مطرح باشد (Wang et al., 2011). برخی گیاهان از جمله بقولات و

آی‌قلعه‌سی در شمال غرب زون ارومیه-دختر قرار دارد. Dahrazma et al. (2015) در ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در خاک منطقه معدن متروکه سرب-روی آی‌قلعه‌سی، در جنوب شرق تکاب با ۲۳ نمونه به این نتیجه رسیدند که معدن متروکه باعث آلوده شدن خاک ۱۲ روستای اطراف به آرسنیک شده است. با توجه به گزارش شبکه بهداشت روستای قوپوز از توابع شهرستان هشترود استان آذربایجان شرقی، در نمونه‌های گرفته شده از ساکنین حوزه آبخیز این منطقه، میزان آرسنیک بالاتر از حد مجاز بوده به‌نحوی که بیش‌تر اهالی با معضل بیماری ناشی از افزایش این عنصر مواجه هستند. غلظت آرسنیک کل در نمونه خاک تهیه شده از این روستا، ۱۲۸۷ mg/kg گزارش شده که در محدوده بسیار آلوده قرار می‌گیرد و نسبت به بالاترین غلظت مجاز آن در خاک که ۲۰ mg/kg گزارش شده است، حدود ۶۴ برابر افزایش نشان می‌دهد (شکل ۵ و جدول ۱۱). محققان دلیل بالا بودن غلظت آرسنیک در نمونه خاک را به آتش‌فشانی بودن منطقه مورد مطالعه نسبت داده‌اند و معتقدند که گسترش زیاد خاکسترهای آتش‌فشانی در منطقه منشأ آلودگی است. نتایج تجزیه نمونه‌های سنگی نیز مقادیر بالای آرسنیک در نمونه‌های خاکستر را تأیید کرده‌اند (Behbahaninia and Farahani, 2016). فعالیت‌های انسانی از جمله اکتشاف، استخراج و فراوری مواد معدنی می‌تواند سبب افزایش غلظت آرسنیک در یک ناحیه گردد، به‌گونه‌ای که میزان بالای آن در مناطقی که در پیرامون حوزه‌های استخراجی و کارخانه ذوب فلز قرار دارند، دیده شده است (Nriagu et al., 2007)، از طرفی فرسوده بودن تجهیزات استخراج و فراوری مواد معدنی نیز مزید بر علت شده است.

روش‌های اصلاح خاک‌های آلوده به آرسنیک

روش‌های مرسوم مورد استفاده جهت زدایش فلزات سنگین از مکان‌های آلوده شامل: (۱) پر کردن زمین: حفاری، انتقال و ریختن خاک آلوده در مکانی که جهت دفع ضایعات خطرناک مجاز می‌باشد. (۲) تثبیت: فرآوری شیمیایی خاک به‌منظور غیر متحرک کردن فلزات، که معمولاً به دنبال آن سطح خاک جهت جلوگیری از نفوذ آلاینده‌های فلزی به اعماق خاک، تیمار می‌شود. (۳) آبشویی: استفاده از محلول‌های اسیدی به‌عنوان عوامل اختصاصی آبشویی جهت دگرگون کردن و شستن فلزات از خاک و به دنبال آن، برگرداندن بقایای پالایش شده خاک به مکان اولیه می‌باشند (Krishnamurthy, 2000). کاربرد این فرایندها گاهی به دلیل بروز موانع تکنیکی و اقتصادی با محدودیت مواجه می‌شود. از این‌رو، یافتن روش‌های جایگزینی که بتوانند خاک‌های آلوده به

عواملی هستند که فرایند آلوده شدن محیط‌زیست را تشدید می‌کنند. به‌منظور کشت و کار در مناطق آلوده به آرسنیک می‌توان از اصلاح‌کننده‌های آلی یا معدنی و یا از گیاهان و درختان مقاوم به آرسنیک استفاده نمود و از بین‌روش‌های اصلاح خاک‌های آلوده به آرسنیک، روش سازگار با محیط‌زیست، روش گیاه‌پالایی است و بدترین الگوی کشت در چنین خاک‌های آلوده‌ای، کشت برنج است. در نهایت مطالعات انجام شده، بیانگر وضعیت بحرانی آلودگی منابع آب و خاک در استان‌های آذربایجان شرقی، کرمان، آذربایجان غربی و استان کردستان است و بدین‌منظور انجام مطالعات تفصیلی در مورد بررسی و پایش آلودگی این مناطق ضروری می‌باشد.

پیشنهاداتی برای کارهای آینده

از بعضی از استان‌هایی که بر روی کمر بند آتش‌فشانی ارومیه-دختر واقع شده‌اند گزارش‌هایی مبنی بر آلودگی آب به آرسنیک ثبت شده است ولی از استان‌هایی مانند سمنان، مرکزی و قم که دارای این سازند زمین‌شناسی هستند، گزارش‌هایی از آلودگی آب و خاک به آرسنیک ارائه نشده است؛ بنابراین این استان‌ها باید از لحاظ آلودگی آب و خاک به آرسنیک بررسی شوند. در استان زنجان هم که بر روی این کمر بند آتش‌فشانی واقع شده است به‌غیر از شهرستان ماهنشان که آلودگی خاک به آرسنیک در آن بالاست، در سایر شهرستان‌های این استان آلودگی آب و خاک به آرسنیک بررسی نشده است. در استان یزد نیز به جز در شهرستان طبس که آلودگی آب به آرسنیک بررسی شده در سایر نقاط این استان به‌ویژه شمال شرق این استان که روی سازندهای آرسنیک‌دار واقع شده، باید بررسی بیشتر صورت گیرد. اهمیت موضوع ایجاب می‌نماید که آب برخی از رودخانه‌های مهم مثل قزل‌اوزن در استان زنجان و سایر رودخانه‌ها از لحاظ آلودگی به آرسنیک و هم‌چنین آب سدهایی مثل سد سهند که تأمین‌کننده آب شرب، کشاورزی و صنعت در شهرستان هشترود و شهرستان‌های هم‌جوار می‌باشد، به‌دقت پایش شود. در بیش‌تر مطالعات بر روی خاک‌های آلوده، غلظت آرسنیک کل اندازه‌گیری شده است، در صورتی که گیاهان فقط بخش قابل دسترس آرسنیک را جذب می‌کنند، لذا بهتر است که غلظت آرسنیک قابل جذب نیز در مناطق آلوده اندازه‌گیری و گزارش شود.

REFERENCES

- Adriano, D. C. (2001a). Arsenic. In *Trace elements in terrestrial environments* (Second edi, Vol. 32, pp. 219–261). Georgia, U.S.: Springer.
- Adriano, D. C. (2001b). *Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals*, 2nd. New York: Springer.
- Aghavali, N., Nezhadali, M. and Qomi, M. (2017). Study of As, Pb and Cd presence in drinking water

باکتری‌های همزیست با آن‌ها جهت پالایش محیط‌های آلوده به این عناصر مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Sriprang *et al.*, 2002). این باکتری‌ها به فلزات سنگین مقاوم بوده و به دلیل دارا بودن برخی خصوصیات بیوشیمیایی و اکولوژیکی، توانایی تجزیه عناصر آلوده‌کننده را دارند و کاندیداهای مناسبی جهت پالایش خاک‌های آلوده هستند (Teng *et al.*, 2015). تعداد زیادی راهبرد برای کاهش قابلیت دسترسی زیستی و جذب آرسنیک توسط گیاهان در خاک‌های آلوده به کار گرفته می‌شوند. اکثر این راهبردها متکی به اصلاح خصوصیات فیزیکیوشیمیایی خاک به‌وسیله انواع مختلف اصلاح‌کننده است. پرکاربردترین اصلاح‌کننده‌های خاکی به کار گرفته شده برای کاهش تحرک و حلالیت آرسنیک به دو دسته تقسیم می‌شود: اصلاح‌کننده‌های معدنی (مثل اکسیدها/هیدروکسیدها، کاتولین، عناصر ضروری مانند N, P, S و Fe) (Honma *et al.*, 2016; Matsumoto *et al.*, 2016; Michálková *et al.*, 2016) و اصلاح‌کننده‌های آلی (شامل بیوجار، کمپوست ضایعات مواد غذایی و یا مواد گیاهی، لجن فاضلاب و مواد هومیکی طبیعی) (Rinklebe *et al.*, 2016; Tsang *et al.*, 2016). این اصلاح‌کننده‌های خاک ممکن است pH خاک را افزایش دهند (Rees *et al.*, 2014) و بدین ترتیب رسوب یا هم‌رسوب آرسنیک با (هیدروکسید) اکسیدها، کربنات‌ها و یا فسفات‌ها افزایش دهند (Ahmad *et al.*, 2014). به هر حال گیاه‌پالایی یکی از مقرون به صرفه‌ترین تکنیک پالایش خاک‌های آلوده به آرسنیک برای خاک‌های ایران است به‌ویژه این که شرایط آب و هوایی نیز برای بهره‌گیری از ریزوباکترهای تحریک‌کننده رشد و مقاوم به آرسنیک نیز مهیا باشد.

نتیجه‌گیری

شناسایی و پالایش آب و خاک‌های آلوده به آرسنیک در مناطق مختلف ایران به دلیل تأثیری که آرسنیک بر سلامتی مردم دارد، بسیار ضروری است. از بین ۳۱ استان کشور، در ۱۳ استان آلودگی آب به آرسنیک گزارش شده است و ۹ استان از ۳۱ استان آلوده به آرسنیک بر روی کمر بند آتش‌فشانی ارومیه-دختر واقع شده‌اند که یک سازند زمین‌شناسی مس پورفیری حاوی فلزات سنگین مخصوصاً آرسنیک است. علاوه بر وجود کانی‌های مختلف حاوی آرسنیک در مناطق مختلف آلوده، فعالیت‌های معدن‌کاوی از دیگر

of groundwater sources of Ferdows and Tabas area. *Journal of Environmental Geology*, 11(39), 100-108. (In Farsi)

- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S. S. and Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere*, 99, 19–33.

- Ahmadi, A., Azhdari Moghadam, M. M. and Firoozkoobi, Z. (2009). Arsenic and sulfur geochemistry in Khash plain aquifer. In: *1st National Conference on Hydrogeology*. Behbahan Azad University, Khuzestan, Iran. (In Farsi)
- Alidadi, H., Ramezani, A., Moheb Rad, B., Dehghan, A. A., Esmaeili, H., Raffe, S., Dowlatabadi, M. and Paydar, M. (2017). GIS-based assessment of arsenic contamination of water supplies in rural areas of Rivash town: comparisons with national and WHO standards. *Journal of Water Wastewater*, 27(6), 87-91. (In Farsi)
- Álvarez-Benedí, J., Bolado, S., Cancillo, I., Calvo, C. and Garcia-Sinovas, D. (2005). Adsorption-desorption of arsenate in three Spanish soils. *Vadose Zone Journal*, 4(2), 282-290.
- Antunes, I. M. H. R. and Albuquerque, M. T. D. (2013). Using indicator kriging for the evaluation of arsenic potential contamination in an abandoned mining area (Portugal). *Science of the Total Environment*, 442, 545-552.
- Asgari Lajayer, H., Najafi, N. and Moghiseh, E. (2016). Cultivation of medicinal plants in soils contaminated with heavy metals: strategy for managing contaminated land. *Journal of Land Management*, 3.2(2), 107-119. (In Farsi)
- Azizur Rahman, M., Hasegawa, H., Mahfuzur Rahman, M., Mazid Miah, M. A. and Tasmin, A. (2008). Arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.): Human exposure through food chain. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69(2), 317-324.
- Babaakbari Sari, M., Farahbakhsh, M., Savaghebi, G. R. and Najafi, N. (2014). Investigation of arsenic concentration in some of the calcareous soils of Ghorveh and arsenic uptake by maize, wheat and rapeseed in a natural contaminated soil. *Water and Soil Science*, 23(4), 1-16. (In Farsi)
- Baek, Y. W., Lee, W. M., Jeong, S. W. and An, Y. J. (2014). Ecological effects of soil antimony on the crop plant growth and earthworm activity. *Environmental Earth Sciences*, 71(2), 895-900.
- Baroni, F., Boscagli, A., Protano, G. and Riccobono, F. (2000). Antimony accumulation in *Achillea ageratum*, *Plantago lanceolata* and *Silene vulgaris* growing in an old Sb-mining area. *Environmental Pollution*, 109(2), 347-352.
- Behbahaninia, A. and Farahani, M. (2016). Investigation of natural sources contamination with arsenic in the suburbs of Hashtrood city, East Azerbaijan province. *Journal of Environmental Science and Technology*, 18(3), 469-475. (In Farsi)
- Bhattacharya, P., Samal, A. C., Majumdar, J. and Santra, S. C. (2010). Arsenic contamination in rice, wheat, pulses, and vegetables: A study in an arsenic affected area of West Bengal, India. *Water, Air, and Soil Pollution*, 213(1-4), 3-13.
- Chakraborty, U. and Chakraborty, B. (2015). *Abiotic Stresses in Crop Plants*.
- Chen, C. J., Hsueh, Y. M., Chiou, H. Y., Hsu, Y. H., Chen, S. Y., Horng, S. F., Liaw, K. F. and Wu, M. M. (1997). Human carcinogenicity of inorganic arsenic. In w. R. C. C. O. Abernathy, R. L. Calderon (Ed.), *Arsenic* (1st editio, pp. 232-242). Springer.
- Cho, M., Chardonnens, A. N. and Dietz, K. (2003). Differential heavy metal tolerance of *Arabidopsis halleri* and *Arabidopsis thaliana*: a leaf slice test. *New Phytologist*, 158(2), 287-293.
- Choong, T. S. Y., Chuah, T. G., Robiah, Y., Gregory Koay, F. L. and Azni, I. (2007). Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview. *Desalination*, 217(1-3), 139-166.
- Dahrazma, B., Azarpeykan, A., Modabberi, S. and Sayyareh, A. (2015). Assessment of heavy metals contamination in the soil of Ay Ghalasi abandoned lead-zinc mine area, southeast Takab. *Geosciences*, 24(94), 129-138. (In Farsi)
- Dehghani, R. (2010). *Pests control methods*. Kashan University, press. 333p. (In Farsi)
- Dias, F. F., Allen, H. E., Guimarães, J. R., Taddei, M. H. T., Nascimento, M. R. and Guilherme, L. R. G. (2009). Environmental behavior of arsenic(III) and (V) in soils. *Journal of Environmental Monitoring*, 11(7), 1412-1420.
- Dubey, A. K., Kumar, N., Sahu, N., Verma, P. K., Chakrabarty, D., Behera, S. K. and Mallick, S. (2016). Response of two rice cultivars differing in their sensitivity towards arsenic, differs in their expression of glutaredoxin and glutathione S transferase genes and antioxidant usage. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 124, 393-405.
- Ebrahimpour, S., Mohammadzadeh, H. and Naseri, N. (2010). Arsenic pollution in groundwater and its effects on human health. In: *the 1st Iranian National Conference on Applied Research in Water Resources*. Kermanshah University of Technology, Kermanshah, Iran. (In Farsi)
- Fathi Hafshjani, Z., Lotfi, M. and Sayareh, A. (2011). Investigation of arsenic contamination in western Bijar soils. In: *proceedings of 30th symposium of geosciences*. Geological Survey & Mineral Explorations of Iran (GSI), Tehran, Iran. (In Farsi)
- Fayiga, A. O., Ma, L. Q. and Zhou, Q. (2007). Effects of plant arsenic uptake and heavy metals on arsenic distribution in an arsenic-contaminated soil. *Environmental Pollution*, 147(3), 737-742.
- Fitz, W. J. and Wenzel, W. W. (2002). Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: Fundamentals and potential application to phytoremediation. *Journal of Biotechnology*, 99(3), 259-278.
- García, I., Diez, M., Martiín, F., Simóon, M. and Dorronsoro, C. (2009). Mobility of arsenic and heavy metals in a sandy-loam textured and carbonated soil. *Pedosphere*, 19(2), 166-175.
- Ghadiri Soufi, E., Soltani Mohammadi, S., M. Yousefi, M. and Aalianvari, A. (2017). Assessing arsenic contamination affected by mining activities in Kerman province by using indicator Kriging method. *Geosciences*, 26(103), 219-226. (In Farsi)

- Ghoncheh, M., Koohi, F. and Salehiniya, H. (2015). Epidemiology and trend of skin cancer incidence in southern Iran. *Journal of Dermatology and Cosmetic*, 6(2), 85-92. (In Farsi)
- Ghulam, A., Behzad, M., Irshad, B., Muhammad, S., Nabeel Khan, N., Muhammad Imran, K., Muhammad, A., Munawar, H. and Natasha. (2018). Arsenic uptake, toxicity, detoxification, and speciation in plants: Physiological, biochemical, and molecular aspects. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(1).
- Glick, B. R. (2014). Bacteria with ACC deaminase can promote plant growth and help to feed the world. *Microbiological Research*, 169(1), 30-39.
- Grover, K., Komarneni, S. and Katsuki, H. (2010). Synthetic hydrotalcite-type and hydrocalumite-type layered double hydroxides for arsenate uptake. *Applied Clay Science*, 48(4), 631-637.
- Gulens, J., Champ, D. R., Jackson, R. E. and Directorate, I. W. (1978). Influence of redox environments on the mobility of arsenic in ground water. In *Hydrological and geochemical studies in the perch lake basin: a second report of progress etudes hydrologiques et geochimiques dans le bassin du lac perch: deuxieme rapport sur i'etat d'avancement des travaux* (Vol. 25, pp. 81-95).
- Hajar, E. W. I., Sulaiman, A. Z. Bin and Sakinah, A. M. M. (2014). Assessment of Heavy Metals Tolerance in Leaves, Stems and Flowers of Stevia Rebaudiana Plant. *Procedia Environmental Sciences*, 20, 386-393.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975-1001.
- Hartley-Whitaker, J., Woods, C. and Meharg, A. A. (2002). Is differential phytochelatin production related to decreased arsenate influx in arsenate tolerant *Holcus lanatus*? *New Phytologist*, 155(2), 219-225.
- Hashemi, F., Moore, F., Keshavarzi, B., Rahmani Shahraki, A. R. and Sharifi, R. (2015). Investigating arsenic contamination and pathways into livestock of Tekab area, West Azerbaijan province. *Journal of Environmental Geology*, 8(28), 35-44. (In Farsi)
- Hatami Manesh, M., Mirzayi, M., Bandegani, M., Sadeghi, M. and Sabet, F. N. (2014). Determination of mercury, lead, arsenic, cadmium and chromium in salt and water of Maharloo Lake, Iran, in different seasons. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*, 23(108), 91-98. (In Farsi)
- Haydarpoor, L., Soltani Toolarood, A. A. and Goli Kalanpa, E. (2017). Evaluation of plant growth promoting traits of arsenic resistant bacteria and their effect on morphological properties of *Origanum vulgare* plant in an arsenic-polluted soil. *Journal of Soil Biology*, 4(2), 135-151. (In Farsi)
- Honma, T., Ohba, H., Kaneko-Kadokura, A., Makino, T., Nakamura, K. and Katou, H. (2016). Optimal soil Eh, pH, and water management for simultaneously minimizing arsenic and cadmium concentrations in rice grains. *Environmental Science and Technology*, 50(8), 4178-4185.
- Hosseinpour Feizi, M. A., Mosaferi, M., Dastgiri, S. and Kusha, A. (2011). Study of arsenic in drinking water: a case study in East Azerbaijan province. *Tabriz University of Medical Sciences and Health Services*, 33(2), 25-31. (In Farsi)
- Hou, D., He, J., Lü, C., Ren, L., Fan, Q., Wang, J. and Xie, Z. (2013). Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 93, 135-144.
- Islam, M., Jahiruddin, M. and Islam, S. (2004). Assessment of Arsenic in the Water-Soil-Plant Systems in Gangetic Floodplains of Bangladesh. *Asian Journal of Plant Sciences*.
- Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace Elements in Soils and Plants* (Fourth edi). New York, United States: Tylor and Francis Inc.
- Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. (2010). References. In *Trace Elements in Soils and Plants, Fourth Edition* (Vol. 2nd, pp. 407-505). CRC Press.
- Kamari, A. and Farshadfar, M. (2012). New technology for phytoremediation to create a sustainable environment. *Journal of BioSafety*, 5(2), 107-121. (In Farsi)
- Karimi, N., Pormehr, M. and Ghasempour, H. R. (2014). Contamination study of water, soil and wheat to arsenic of the Bijar region. *Environmental Sciences*, 12(4), 25-36. (In Farsi)
- Khan, A. G. (2005). Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 18(4), 355-364.
- Khan, M. S., Zaidi, A., Wani, P. A. and Oves, M. (2009). Role of plant growth promoting rhizobacteria in the remediation of metal contaminated soils. *Environmental Chemistry Letters*, 7(1), 1-19.
- Krishnamurthy, G. S. R. (2000). Speciation of heavy metals: An approach for remediation of contaminated soils, in remediation engineering of contaminated soils. New York: Marcel Decker Inc.
- Kumar, M., Rahman, M. M., Ramanathan, A. L. and Naidu, R. (2016). Arsenic and other elements in drinking water and dietary components from the middle Gangetic plain of Bihar, India: health risk index. *Science of the Total Environment*, 539, 125-134.
- Langmuir, D. (1997). *Aqueous environmental*. Prentice Hall.
- Larios, R., Fernández-Martínez, R., LeHecho, I. and Rucandio, I. (2012). A methodological approach to evaluate arsenic speciation and bioaccumulation in different plant species from two highly polluted mining areas. *Science of the Total Environment*, 414, 600-607.
- Li, J., Xie, Z. M., Xu, J. M., Ye, L. J. and Liu, X. M. (2016). Optimal

- (2003). Evaluation on environmental quality of heavy metals in vegetable plantation soils in the suburb of Hangzhou. *Ecology and Environment*, 12(3), 277–280.
- Liao, X. Y., Chen, T. Bin, Xie, H. and Liu, Y. R. (2005). Soil As contamination and its risk assessment in areas near the industrial districts of Chenzhou City, Southern China. *Environment International*, 31(6), 791–798.
- Ling/kgann, B. (1995). Influence of auxin producing rhizobacteria on root morphology and nutrient accumulation of crops I. Change in root morphology and nutrient accumulation in maize (*Zea mays* L.) caused by inoculation with indole 3-acetic acid (IAA) producing *Pseudomonas* and . *Angewandte Botanik*, 69, 31–36.
- Liu, D., Jiang, W., Wang, W., Zhao, F. and Lu, C. (1994). Effects of lead on root growth, cell division, and nucleolus of *Allium cepa*. *Environmental Pollution*, 86(1), 1–4.
- Liu, Y., Wang, H. B., Wong, M. H. and Ye, Z. H. (2009). The role of arsenate reductase and superoxide dismutase in As accumulation in four *Pteris* species. *Environment International*, 35(3), 491–495.
- Lombi, E., Zhao, F. J., Dunham, S. J., and McGrath, S. P. (2001). Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils. *Journal of Environmental Quality*, 30(6), 1919–1926.
- MahmoodAbad, S. S. M., Noorbala, M. T., Mohammadi, M., Rahaei, Z. and Ehrampush, M. H. (2011). Knowledge, attitude, and performance of students toward skin cancer in Yazd, 2009. *International Journal of Dermatology*, 50(10), 1262–1265.
- Mahmoodi Graee, M. H., Taheri, M., Mehrzad, J. and Dadestan, A. (2013). Investigation of soil contamination to arsenic and antimony in Chalpo mineral area of Kashmar. P 291-296. In: *1st Conference on Iranian Applied Geochemistry (CIAG)*. Damghan University, Semnan, Iran. (In Farsi)
- Malakootian, M., Darabi Fard, Z., Amirmahani, N. and Nasiri, A. (2015). Evaluation of arsenic, copper, lead, cadmium, and iron concentration in drinking water resources of central and southern Bardsir plain, Iran, in 2014. *Journal of Kerman University of Medical Sciences*, 22(5), 542-554. (In Farsi)
- Mandal, A., Purakayastha, T. J., Patra, A. K. and Sanyal, S. K. (2012). Phytoremediation of Arsenic Contaminated Soil by *Pteris Vittata* L. II. Effect on Arsenic Uptake and Rice Yield. *International Journal of Phytoremediation*, 14(6), 621–628.
- Mandal, B. K. and Suzuki, K. T. (2002). Arsenic round the world: A review. *Talanta*, 58(1), 201–235.
- Matsumoto, S., Kasuga, J., Makino, T. and Arao, T. (2016). Evaluation of the effects of application of iron materials on the accumulation and speciation of arsenic in rice grain grown on uncontaminated soil with relatively high levels of arsenic. *Environmental and Experimental Botany*, 125, 42–51.
- Michálková, Z., Komárek, M., Veselská, V. and Čihalová, S. (2016). Selected Fe and Mn (nano) oxides as perspective amendments for the stabilization of As in contaminated soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11), 10841–10854.
- Moradian, A. and Razmara, M. (2015). Investigation of As distribution and geochemical parameters affecting its dissolution and mobility in water resources of Sefid Rud. *Journal of Environmental Geology*, 8(29), 15-32. (In Farsi)
- Moreno-Jiménez, E., Manzano, R., Esteban, E. and Peñalosa, J. (2010). The fate of arsenic in soils adjacent to an old mine site (Bustarviejo, Spain): mobility and transfer to native flora. *Journal of Soils and Sediments*, 10(2), 301–312.
- Mosaferi, M., Sheykhosslami, S., Dastgiri, S. and Shakerkhatibi, M. (2017). Determination of arsenic in recreational hot water springs in Sarein-Ardabil region considering possible dermal exposure. *Medical Journal of Tabriz University of Medical Science & Health Service*, 39(2), 70-76. (In Farsi)
- Mosaferi, M., Taghipour, H., Hassani, A., Borghei, M., Kamali, Z. and Ghadirzadeh, A. (2008). Study of arsenic presence in drinking water sources: a case study. *Iranian Journal of Health and Environment*, 1(1), 19-28. (In Farsi)
- Nadiri, A., Asghari Moghaddam, A., Sadeghi, F. and Aghae, H. (2012). Investigation of arsenic anomalies in water resources of Sahand dam. *Journal of Environmental studies*, 38(3), 61-74. (In Farsi)
- Nasrabadi, T. and Bidabadi, N. S. (2013). Evaluating the spatial distribution of quantitative risk and hazard level of arsenic exposure in groundwater, case study of Qorveh County, Kurdistan Iran. *Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 10(30), 1–8.
- Institute of Standards and Industrial Research of Iran. (2008). Drinking water - Physical and chemical specifications. P 1-18. In: *5th revision. National Iranian Standard 1053*, Iran. (In Farsi)
- Nowak, J., Kaklewski, K. and Klódko, D. (2002). Influence of various concentrations of selenic acid (IV) on the activity of soil enzymes. *Science of the Total Environment*, 291(1–3), 105–110.
- Nriagu, J. O., Bhattacharya, P., Mukherjee, A. B., Bundschuh, J., Zevenhoven, R. and Loeppert, R. H. (2007). Arsenic in soil and groundwater: an overview. In R. H. L. P. Bhattacharya, A. B. Mukherjee, J. Bundschuh, R. Zevenhoven (Ed.), *Trace Metals and other Contaminants in the Environment* (Vol. 9, pp. 3–60).
- Pacyna, J. M. and Pacyna, E. G. (2001). An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Reviews*, 9(4), 269–298.
- Pais, I. and Jones Jr, J. B. (1997). *The handbook of trace elements* (1st Editio). Bosa Roca, United States: Taylor and Francis Inc.

- Pauling, L. (1960). *The Nature of the Chemical Bond...* (Vol. 260). Cornell university press Ithaca, NY.
- Pearson, R. G. (1963). Hard and soft acids and bases. *Journal of the American Chemical Society*, 85(22), 3533–3539.
- Petrusevski, B., Sharma, S., Schippers, J. C. and Shordt, K. (2007). Arsenic in drinking water. *Delft: IRC International Water and Sanitation Centre*, 17(1), 36–44.
- Rahimsouri, Y., Yaghubpur, A. and Modabberi, S. (2011). Hydrogeochemistry and water quality of springs and drinking waters of villages in Aq-Darreh river watershed, NW Takab, West Azarbaijan. *Geosciences*, 21(82), 77-82. (In Farsi)
- Rajkumar, M., Ae, N., Prasad, M. N. V. and Freitas, H. (2010). Potential of siderophore-producing bacteria for improving heavy metal phytoextraction. *Trends in Biotechnology*, 28(3), 142–149.
- Ravankhah, N., Mirzaei, R. and Masoum, S. (2016). Risk assessment of heavy metals in surface soil. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*, 26(136), 109-120. (In Farsi)
- Rees, F., Simonnot, M. O. and Morel, J. L. (2014). Short-term effects of biochar on soil heavy metal mobility are controlled by intra-particle diffusion and soil pH increase. *European Journal of Soil Science*, 65(1), 149–161.
- Rinklebe, J., Shaheen, S. M. and Frohne, T. (2016). Amendment of biochar reduces the release of toxic elements under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain soil. *Chemosphere*, 142, 41–47.
- Saadati, R., Bahramnejad, B. and Harighi, B. (2017). Characterization of rhizobial bacteria isolated from arsenic-contaminated site in south-eastern Kurdistan province and their influence on plant growth. *Journal of Soil Biology*, 5(1), 15-27. (In Farsi)
- Sadiq, M., Zaidi, T. H. and Mian, A. A. (1983). Environmental behavior of arsenic in soils: Theoretical. *Water, Air, and Soil Pollution*, 20(4), 369–377.
- Sadr, S., Afyuni, M. and Fathian Por, N. (2010). Spatial variability of arsenic under different land use in Isfahan region. *Journal of Water and Soil Science*, 13(50), 65-75. (In Farsi)
- Sahoo, P. K. and Kim, K. (2013). A review of the arsenic concentration in paddy rice from the perspective of geoscience. *Geosciences Journal*, 17(1), 107–122.
- Saifullah, Dahlawi, S., Naeem, A., Iqbal, M., Farooq, M. A., Bibi, S. and Rengel, Z. (2018). Opportunities and challenges in the use of mineral nutrition for minimizing arsenic toxicity and accumulation in rice: A critical review. *Chemosphere*, 194, 171–188.
- Shangguan, Y. xian, Zhao, L., Qin, Y., Hou, H. and Zhang, N. (2016). Antimony release from contaminated mine soils and its migration in four typical soils using lysimeter experiments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 133, 1–9.
- Shariati, S., Aghanabati, S. A., Mousavi Harami, S. R., Modabberi, S. and Adabi, M. H. (2011). Assessment of pollution rate caused by the mining industries and processing of lead and zinc on the water and soil of Angouran-Dandy region. *Geosciences*, 21(81), 45-54. (In Farsi)
- Shayestehfar, M. R., Shafiee, N., Shirani, H., Rezaei, A. and Kargar Dianati, M. R. (2012). Distribution of As and Se elements in the soil of the Sarcheshmeh Copper mine area, Kerman. *Journal of Water and Soil*, 26(3), 533-544. (In Farsi)
- 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, A. H. and Steinmaus, C. M. (2009). Health Effects of Arsenic and Chromium in Drinking Water: Recent Human Findings. *Annual Review of Public Health*, 30(1), 107–122.
- Sriprang, R., Hayashi, M., Yamashita, M., Ono, H., Saeki, K. and Murooka, Y. (2002). A novel bioremediation system for heavy metals using the symbiosis between leguminous plant and genetically engineered rhizobia. *Journal of Biotechnology*, 99(3), 279–293.
- Srivastava, S. and Dwivedi K, A. (2016). Biological Wastes the Tool for Biosorption of Arsenic. *Journal of Bioremediation and Biodegradation*, 07(01), 1–3.
- Streat, M., Hellgardt, K. and Newton, N. L. R. (2008). Hydrous ferric oxide as an adsorbent in water treatment: part 2. Adsorption studies. *Process Safety and Environmental Protection*, 86(1), 11–20.
- Stroud, J. L., Norton, G. J., Islam, M. R., Dasgupta, T., White, R. P., Price, A. H., Meharg, A. A., McGrath, S. P. and Zhao, F. J. (2011). The dynamics of arsenic in four paddy fields in the Bengal delta. *Environmental Pollution*, 159(4), 947–953.
- Suda, A. and Makino, T. (2016). Functional effects of manganese and iron oxides on the dynamics of trace elements in soils with a special focus on arsenic and cadmium: A review. *Geoderma*, 270, 68–75.
- Sun P.N. AU3 - Carey, A.M. AU4 - Zhu, Y.G. AU5 - Deacon, C. AU6 - Raab, A. AU7 - Feldmann, J. AU8 - Islam, R.M. AU9 - Meharg, A.A., G. X. A.-W. (2008). Inorganic arsenic in rice bran and its products are an order of magnitude higher than in bulk grain. *Environmental Science and Technology*, 42(19), 7542–7546.
- Teng, Y., Wang, X., Li, L., Li, Z. and Luo, Y. (2015). Rhizobia and their bio-partners as novel drivers for functional remediation in contaminated soils. *Frontiers in Plant Science*, 6(February), 1–11.
- Tiwari, K. K., Dwivedi, S., Mishra, S., Srivastava, S., Tripathi, R. D., Singh, N. K. and Chakraborty, S. (2008). Phytoremediation efficiency of *Portulaca tuberosa* rox and *Portulaca oleracea* L. naturally growing in an industrial effluent irrigated area in

- Vadodra, Gujrat, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 147(1-3), 15-22.
- Touzandejani, M., Soffianian, A., Mirghafar, N. and Soleimani, M. (2017). Assessment of arsenic contamination probability of groundwater in Hamedan-Bahar basin using geostatistical methods. *Journal of Water and Soil*, 31(3), 874-885. (In Farsi)
- Tsang, D. C. W., Zhou, F., Zhang, W., and Qiu, R. (2016). Stabilization of cationic and anionic metal species in contaminated soils using sludge-derived biochar. *Chemosphere*, 149, 263-271.
- Ungureanu, G., Santos, S., Boaventura, R. and Botelho, C. (2015a). Arsenic and antimony in water and wastewater: Overview of removal techniques with special reference to latest advances in adsorption. *Journal of Environmental Management*, 151, 326-342.
- Ungureanu, G., Santos, S., Boaventura, R. and Botelho, C. (2015b). Arsenic and antimony in water and wastewater: Overview of removal techniques with special reference to latest advances in adsorption. *Journal of Environmental Management*, 151, 326-342.
- Wang, Q., Xiong, D., Zhao, P., Yu, X., Tu, B. and Wang, G. (2011). Effect of applying an arsenic-resistant and plant growth-promoting rhizobacterium to enhance soil arsenic phytoremediation by *Populus deltoides* LH05-17. *Journal of Applied Microbiology*, 111(5), 1065-1074.
- Ward, O. P. and Singh, A. (2004). Soil bioremediation and phytoremediation—An overview. In A. S. and O. P. Ward (Ed.), *Applied Bioremediation and phytoremediation* (pp. 1-12). Springer.
- Wenzel, W. W., Adriano, D. C., Salt, D. and Smith, R. (1999). *Phytoremediation: a plant—microbe-based remediation system. Bioremediation of contaminated soils*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America.
- Williams, P. N., Villada, A., Deacon, C., Raab, A., Figuerola, J., Green, A. J., Feldmann, J. and Meharg, A. A. (2007). Greatly enhanced arsenic shoot assimilation in rice leads to elevated grain levels compared to wheat and barley. *Environmental Science and Technology*, 41(19), 6854-6859.
- Wuana, R. A. and Okieimen, F. E. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology*, 2011, 1-20.
- Yang, L., Donahoe, R. J. and Redwine, J. C. (2007). In situ chemical fixation of arsenic-contaminated soils: An experimental study. *Science of the Total Environment*, 387(1-3), 28-41.
- Yari, Y., Momtaz, H. R. and Taheri, M. (2016). Spatial Distribution of Some Heavy Metals in Soils of Zanzan Industrial Region. *Water and Soil Science*, 26(4.1), 223-236. (In Farsi)
- Zhang, H. and Selim, H. M. (2008). Reaction and Transport of Arsenic in Soils: Equilibrium and Kinetic Modeling. In D. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy* (1st editio, Vol. 98, pp. 45-115). Louisiana, U.S.: Louisiana State University.
- Zhao, X. Q., Mitani, N., Yamaji, N., Shen, R. F. and Ma, J. F. (2010). Involvement of Silicon Influx Transporter OsNIP2;1 in Selenite Uptake in Rice. *Plant Physiology*, 153(4), 1871-1877.
- Zhuang, X., Chen, J., Shim, H. and Bai, Z. (2007). New advances in plant growth-promoting rhizobacteria for bioremediation. *Environment International*, 33(3), 406-413.

ضمیمه

جدول ۶. آلودگی آب آشامیدنی نقاط مختلف ایران به آرسنیک

استان	شهرستان	محل	مختصات جغرافیایی	غلظت آرسنیک در آب آشامیدنی (µg/l)	منابع
آذربایجان شرقی	هشترود	قوپوز	37°27'44.9"N 46°50'21.3"E	۳۹۴	(Mosaferi et al., 2008)
		قرللو	37°26'13.788"N 46°48'42.275"E	۲۰۰	
		نظر کهریزی	37°20'44.556"N 46°45'45.147"E	۱۸۱	
		آغچه کندی	37°30'45.875"N 46°48'22.527"E	۱۵۱	
		ذوالبین	37°28'39.628"N 46°52'54.163"E	۳۰۳	
		ایستگاه سراجو	37°18'22.177"N 46°42'32.810"E	۶۴	
		مشک آباد قدیم	37°17'30.903"N 46°43'8.764"E	۱۰۱	
		مشک آباد جدید	37°17'58.743"N 46°42'54.678"E	۹۲	
		تیکمه داش	37°15'40.252"N 46°43'53.001"E	۱۸	
		باباگرگر	37°18'25.819"N 46°46'14.004"E	۱۱۹	
		گشایش	37°16'50.992"N 46°47'38.380"E	۳۰	
		ایاز	37°29'54.113"N 46°46'49.989"E	۳۱	
		گل تپه	37°25'25.161"N 46°49'44.405"E	۹۷	
		تارقلی	37°27'27.517"N 46°55'20.562"E	۶۱	
		خواجه عور	37°24'10.882"N 46°01'42.986"E	۶۰	
		برده	37°31'14.928"N 46°47'34.137"E	۹۹	
		وظیفه خوران	37°32'11.597"N 46°59'3.299"E	۱۲	
دوده	37°25'18.742"N 46°10'4.246"E	۷۵			
		مخزن سد سهند	37°25'54.72"N 46°48'56.18"E	۱۰۰	(Nadiri et al., 2012)
چرا اویماق	چرا اویماق	قره گنای علیا	37°06'38.915"N 47°25'23.888"E	≤۳۵	Hosseinpour Feizi et al., 2011
		قره گنای سفلی	37°06'45.450"N 47°28'15.621"E		
		قره گنای وسطی	37°06'26.793"N 47°26'19.855"E		
		قره آغاج کوشک	37°02'24.159"N 46°06'15.874"E		
		گویجه قلعه	36°47'9.770"N 46°59'43.690"E		
		ویران قیه	37°02'4.207"N 46°54'30.435"E		
		دوه میدانی	37°14'31.520"N 46°55'38.132"E		
		هزاران علیا	37°09'48.376"N 46°39'50.104"E		
		شرشر	37°08'15.529"N 46°40'49.422"E		
		ایده لو	37°09'50.873"N 46°51'40.643"E		
		بابونه وسطی	36°58'30.561"N 47°02'54.321"E		
		صوفی احمد	37°10'18.333"N 47°17'51.248"E		
		قره گل	37°19'14.733"N 46°56'33.449"E		
		آبدارلار	36°49'58.975"N 46°57'42.094"E		
		آبگرم	36°58'59.218"N 47°00'51.141"E		
		ارسنگای سفلی	36°59'42.762"N 46°57'20.592"E		

استان	شهرستان	محل	مختصات جغرافیایی	غلظت آرسنیک در آب آشامیدنی (µg/l)	منابع
		تکاملوی علیا	37°13'49.931"N 46°53'21.435"E	۳۵ < ≤ ۷۵	
		گلپتر	37°06'17.842"N 46°40'10.031"E		
		یاربلاغی	37°06'18.666"N 47°22'44.434"E		
		کهنه قشلاق	37°03'38.600"N 47°17'39.056"E		
		امیرآباد	37°06'30.485"N 47°20'44.712"E		
		منشگه	36°59'48.128"N 47°04'12.960"E		
		قطعه	36°55'0.000"N 47°03'26.224"E		
		قرهسفر	36°58'44.748"N 47°07'5.642"E		
		پالچقلو	37°07'52.098"N 47°04'27.484"E		
		چوبدار کندی	37°05'28.309"N 46°04'28.520"E		
		چارچی کندی	37°12'14.614"N 46°51'56.581"E		
		گوی‌دش	36°57'41.372"N 46°51'9.531"E		
		حاجی کندی علیا	37°03'23.080"N 47°02'53.355"E		
		ساری‌قمیش	37°13'29.951"N 47°17'54.507"E		
		قیه‌قشلاقی	37°15'41.085"N 47°06'0.518"E		
		سلطان‌آباد	37°17'56.270"N 47°02'54.068"E		
		قرلجه ارشد	37°01'25.710"N 47°04'26.207"E		
		اربط	37°00'13.152"N 47°04'39.807"E		
		قوچ احمد	36°56'47.079"N 47°02'44.272"E		
		بابونه علیا	36°57'57.855"N 46°02'48.736"E		
		ماخوله	37°00'27.603"N 47°02'2.763"E	۵۰۰ <	
		حمام	36°54'11.421"N 47°02'23.044"E		
آذربایجان غربی	تکاب	آغ‌دره وسطی	36°39'16"N 47°02'23"E	۱۱/۸	(Rahimsouri et al., 2011)
		آغ‌دره پایین	36°38'51"N 47°04'30"E		
اردبیل	سرعین	آبگرم قهوه سوئی	38°09'13"N 48°04'22"E	۲۴۰ ۱۰۰ ۱۰ ۴۰ ۲۰ ۱۲	(Mosaferi et al., 2017)
		آبگرم ساریسو	38°09'04"N 48°04'26"E		
		آبگرم جامیش گولی	38°09'09"N 48°04'33"E		
		آبگرم گوزسوئی	38°08'31"N 48°04'07"E		
		آبگرم بش باجیلار	38°09'11"N 48°04'22"E		
		آبگرم ژنرال	38°09'09"N 48°04'28"E		
یزد	طیلس	مهربانی	33°38'43.768"N 57°08'27.805"E	۱۵/۹	(Aghavali et al., 2017)
		دشتخوان	33°35'00"N 56°55'00"E		
اصفهان	اردستان	سفیده	33°19'28.940"N 52°46'55.171"E	۳۱/۹	(Aghavali et al., 2017)
		دولت‌آباد	33°10'3.872"N 52°48'17.871"E		
		دوجار	33°18'35.362"N 52°11'26.745"E		

استان	شهرستان	محل	مختصات جغرافیایی	غلظت آرسنیک در آب آشامیدنی (µg/l)	منابع
خراسان جنوبی	فردوس	فردوس	34°01'18"N 58°10'21"E	۱۵	(Aghavali et al., 2017)
خراسان رضوی	کاشمر	حوالی چلیو	35°38'56.74"N 58°33'25.22"E	۱۰/۵۵	(Alidadi et al., 2017)
		چلیو	35°38'43.49"N 58°33'40.61"E	۱۱/۲۱	
		۱۷ کیلومتری چلیو	35°39'02.35"N 58°21'21.37"E	۱۰/۵۷	
		حوالی ریوش	35°30'41.446"N 58°33'8.827"E	۱۰/۴۸	
کرمان	بردسیر	بردسیر	29°54'189"N 56°34'390"E	۲۱۰	Malakootian et al.,) (2015
		دشتکار	29°52'362"N 56°38'612"E	۱۶۵	
		نارپ	29°45'844"N 56°40'569"E	۹۹	
		اردوگاه افانغه	29°48'928"N 56°36'124"E	۱۲۲	
		تلمبه شیخ ربانی	29°49'150"N 56°39'765"E	۹۸	
		تلمبه شهید عقیقی	29°47'853"N 56°41'024"E	۳۹	
		ده نذری	29°50'417"N 56°36'768"E	۳۹	
		اسلام آباد	29°49'421"N 56°35'970"E	۵۳	
		ده ابوذر	29°49'387"N 56°33'096"E	۴۵	
		مزرعه بعثت	29°54'189"N 56°34'390"E	۱۹۰	
		ده بابک	29°49'910"N 56°39'017"E	۴۰	
		بیژن آباد	29°53'202"N 56°42'180"E	۱۲۹	
		تلمبه آغل	29°50'331"N 56°35'982"E	۱۱۱	
		ده غنضنفر	29°48'774"N 56°37'877"E	۹۹	
		دیشگان	29°41'442"N 56°29'645"E	۱۴۵	
		بید شهابی	29°45'983"N 56°30'141"E	۲۹	
		کیخسروی	29°37'835"N 56°36'708"E	۱۵۵	
		چمن رنگ	29°35'395"N 56°39'969"E	۵۵	
		خرمنده	29°33'859"N 56°41'697"E	۱۳	
		لاله زار	29°30'616"N 56°49'383"E	۱۶	
شیرینک	29°31'575"N 57°00'721"E	۲۰			
باب شمیل	29°29'440"N 57°08'500"E	۳۲			
صاحب آباد	29°37'138"N 57°12'819"E	۳۹			
کردستان	قروه	اوپبلاغ	35°24'22.254"N 47°50'5.057"E	۲۴۰	Nasrabadi and) (Bidabadi, 2013
		نارنجک	35°07'36.193"N 48°05'42.751"E	۷۲	
		جعفر	35°25'44.458"N 47°40'1.234"E	۸۲	
		حسن خان	35°26'15.323"N 47°41'20.594"E	۷۲	
		بهارلو	35°12'8.058"N 48°07'22.465"E	۷۲	
		گیلکلو	35°27'14.095"N 47°43'51.823"E	۴۰۰	
		طوغان بابا گرگر	35°15'37.761"N 47°57'4.235"E	۱۲۰	
		قزلجه کند	35°19'24.492"N 47°58'10.534"E	۶۷	
دلبران	35°14'40.692"N	۱۵۰			

استان	شهرستان	محل	مختصات جغرافیایی	غلظت آرسنیک در آب آشامیدنی (µg/l)	منابع
			47°59'9.335"E		
		گوندک	35°46'12.456"N 47°22'27.760"E	۴۹۰	
		بابانظری	35°47'42.741"N 47°20'15.140"E	۲۰۲	
		قشلاق لو	35°47'40.537"N 47°16'58.342"E	۱۰۰	Ebrahimipour <i>et al.</i> ,) (2010)
	بیجار	قشلاق نوروز	35°42'58.180"N 47°27'32.337"E	۱۰۵	
		ابراهیم آباد	36°13'39.940"N 47°37'15.571"E	۱۳۵	
		باشوکی	35°46'13.412"N 47°16'39.022"E	۱۹۲	
		اکبر آباد	28°22'9.287"N 60°29'55.972"E	۸۴۰	
		ناصری	28°10'40.337"N 61°14'41.834"E	۱۵	
		بیت آباد	28°18'53.109"N 61°26'10.692"E	۱۰۳	
		اسپتیک	27°55'55.465"N 60°42'58.512"E	۱۷/۵	Ahmadi <i>et al.</i> , 2009)
	خاش	شکاری	28°14'36.04"N 61°12'14.81"E	۲۲/۲	
		اسلام آباد	28°24'50.661"N 60°28'39.592"E	۱۵/۱	
		خاش	28°13'37"N 61°12'02"E	۱۰/۹	
		سالکده	37°23'11"N 50°00'21"E	۱۷/۷۱	Moradian and Razmara,) (2015)
	رشت	فخرآباد	37°23'42"N 49°52'22"E	۱۵/۳	
		دریاچه مهارلو	29°28'27"N 52°47'44"E	۲۷۰	Hatami Manesh <i>et al.</i> ,) (2014)
		شهرک صنعتی	34°55'54"N 48°33'31"E	۷۹/۳۲	
		بهار	34°54'30"N 48°26'27"E	۷۹/۳۲	Touzandejani <i>et al.</i> ,) (2017)
	همدان	صالح آباد	34°55'26"N 48°20'35"E	۷۹/۳۲	