

بررسی آلودگی آرسنیک و راه کارهای پدافند زیستی در حوضه سفیدرود

علیرضا مرادیان^۱ و پرویز رفعتی^۲

۱- دانش آموخته زمین شناسی زیست محیطی، دانشگاه فردوسی مشهد Armh22@gmail.com

۲- مربی دانشگاه جامع امام حسین (ع)

چکیده

آگاهی از شرایط زمین شناسی برای درک، تفسیر و ارزیابی آلودگی منابع آب و خاک هر منطقه ضروری می باشد. محدوده مورد مطالعه (حوضه سفیدرود) در استان گیلان قرار دارد. جهت بررسی منشأ و متغیرهای مؤثر بر تغییرات آرسنیک در محیط زیست حوضه رودخانه سفیدرود، ۳۳۶ نمونه از ۴۸ ایستگاه (در طول ۹ ماه) و همچنین آنالیزهای شیمیایی (۶۱ نمونه از سنگ و ۱۸ نمونه از رسوبات) مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. نتایج حاصل نشان داد که میزان آرسنیک در برخی از قسمت های منطقه بیشتر از استاندارد است. با محاسبه نسبت تمرکز در سنگ ها مشخص گردید که عناصر اندازه گیری شده در اکثر نمونه ها، دارای تمرکز بالاتر از مقدار کلارک می باشند که نشان دهنده این موضوع است که سنگ های منطقه، پتانسیل آلودگی این عناصر را دارند. متغیرهای هیدروژئوشیمیایی آب های سطحی و زیرزمینی بعلاوه مجموعه کانیایی و مشخصات رسوب شناسی مورد بررسی قرار گرفت و مشخص شد غلظت آرسنیک از نظر مکانی بسیار متغیر می باشد. بیشترین آلودگی آرسنیک در آب چاه های فخرآباد و سالکده طی ماه های مهر و آبان مشاهده شد. فراوانی آرسنیک رابطه غیرمستقیمی با مقدار نیترات و DO در آب های سطحی و زیرزمینی نشان می دهد. اطلاعات هیدروژئوشیمیایی نشان داد که آزاد شدن آرسنیک به درون آب های سطحی و زیرزمینی در محدوده مورد مطالعه توسط فرایندهای پیچیده ای کنترل می شود که مهم ترین این فرایندها عبارت اند از: ۱) انحلال آرسنیک از سطح اکسی- هیدروکسیدهای آهن به عنوان فرآیند اصلی آزادسازی آرسنیک، ۲) تجزیه و هوازدگی سنگ ها و کانی های حوضه، ۳) ترکیب کانی شناختی آبخوان، ۴) ورود نمک (از نهشته های تبخیری و نفوذ آب دریا به آبخوان) و ۵) فعالیت های انسانی.

واژگان کلیدی: هیدروژئوشیمی، دشت سفیدرود، آرسنیک، رسوبات، تحرک آرسنیک

مقدمه

بالاتری در مقایسه با As(V) دارد (Smedley and Kinniburgh, 2002; Wang and Mulligan 2006; Rahman et al. 2009). غلظت مجاز As در آب آشامیدنی توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO 2011) و استاندارد ۱۰۵۳ ملی ایران (۱۳۸۸) $10 \mu\text{g/l}$ تعیین شده است. در این مورد، تمایزی بین آرسنیت و آرسنات قائل نشده است زیرا به طور معمول غلظت آرسنیک موجود در محیط زیست به صورت آرسنیک کل گزارش می شود.

فعالیت های انسانی می توانند نقش مهمی در افزایش غلظت As در منابع آب داشته باشند که از میان آن ها

آرسنیک به عنوان یک عنصر سمی شناخته شده است که بیستمین عنصر فراوان در پوسته زمین، چهاردهمین عنصر فراوان در آب اقیانوس ها است (Bhumbla & Keefer, 1994). آرسنیک به طور طبیعی به دو شکل آلی و غیر آلی یافت می شود (Bodek et al., 1988). دو گونه غالب As در آب های سطحی و زیرزمینی، آرسنات و آرسنیت است که به ترتیب در حالت های اکسایشی As(V) و As(III) رخ می دهند (Kevin, 2009). آرسنیک غیر آلی سمی تر و متحرک تر از گونه های آلی As است. علاوه بر این، As(III) سمی تر، انحلال پذیرتر و تحریرپذیری

است: اقدامات پیشگیرانه، اقدامات مقابله‌ای و اقداماتی برای بازگرداندن وضعیت ناحیه به شرایط قبل از حادثه. پدافند غیرعامل شامل مجموعه‌ای از اقدامات است که بدون درگیری مستقیم اثر تهدیدات محتمل را کاهش می‌دهد. بنابراین اقداماتی که تحت عنوان پدافند غیرعامل نام گرفته‌اند، بیشتر در حوزه اقدامات پیشگیرانه و نیز اقدامات بازگرداندن اوضاع به حالت عادی قرار می‌گیرند.

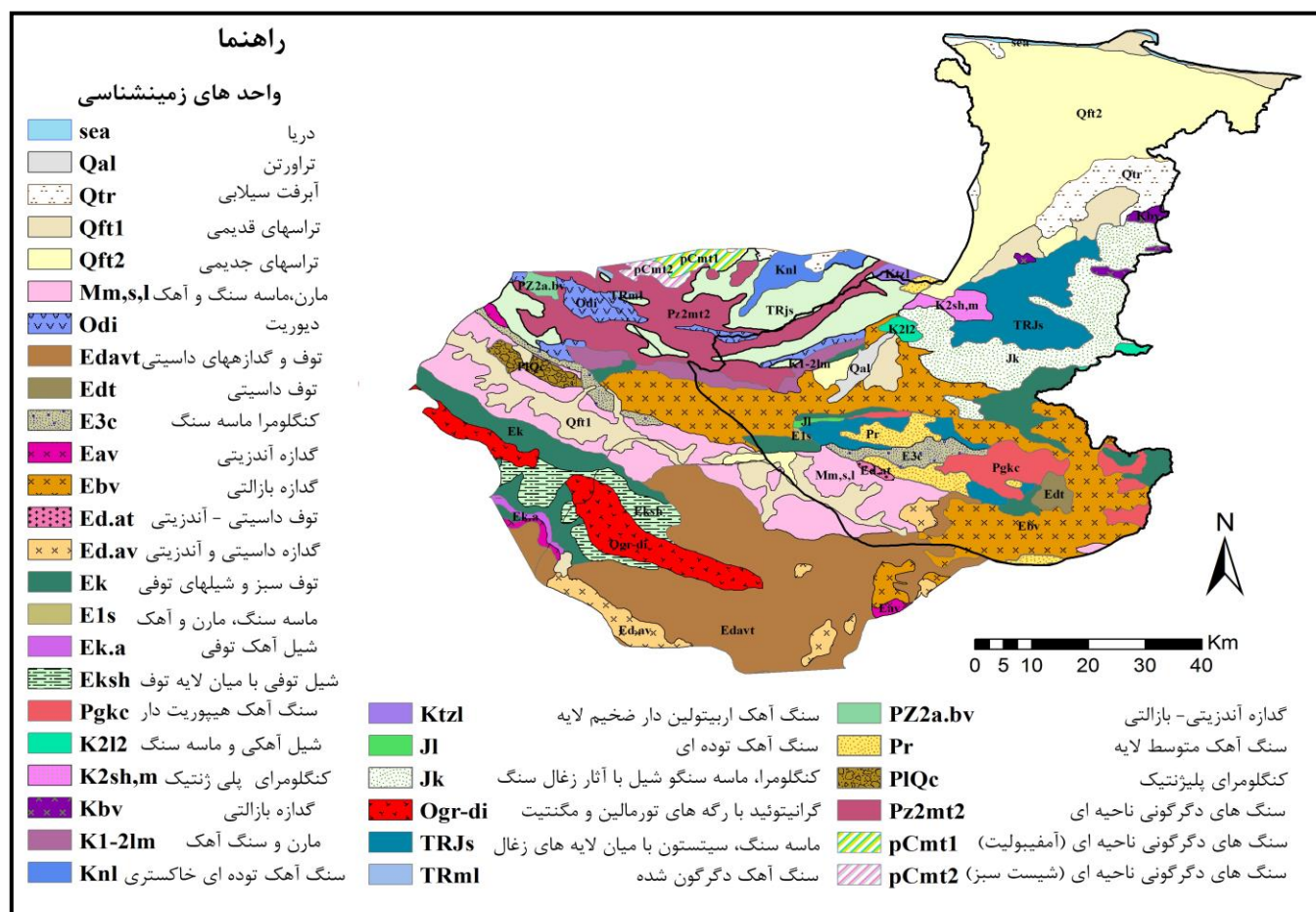
موقعیت جغرافیایی و زمین‌شناسی منطقه

دشت سفیدرود در شمال کشور (در استان گیلان) واقع شده است. این دشت یکی از بزرگ‌ترین دشت‌ها در شمال کشور است بخش عمده‌ای از گستره مورد مطالعه به وسیله رسوبات کواترنر، رودخانه‌ای، دلتایی و ساحلی پوشیده شده است. علاوه بر این، در جنوب منطقه گرانیوتیید، زون دگرسانی گرین‌شیست همراه با بازالتها و اسپلیت‌ها، توف‌های دگرسان‌شده، گدازه‌های بازالتی و آندزیتی، دیوریت، گابرو، دایک‌های آندزیتی و نهشته‌های قرمز رنگ آواری (سیلت، ماسه‌سنگ، گل‌سنگ و کنگلومرا) و مارن‌های ژپس‌دار مشاهده می‌شود (خبازنیا و همکاران، ۱۳۸۳) (شکل ۱). بخش وسیعی منطقه مورد مطالعه مناطق پست زمین‌های کشاورزی هستند که معمولاً در آن‌ها کشت برنج صورت می‌گیرد. قسمت‌های که بین مناطق مرتفع کوهستانی با مناطق پست قرار دار پوشش جنگلی دیده می‌شود. هدف از این مطالعه بررسی میزان آنومالی آرسنیک در سنگ‌ها و رسوبات منطقه، همچنین بررسی نقش متغیرهای لیتوژئوشیمیایی در آزادسازی آن در منابع آب‌زیرزمینی و سطحی در دشت سفیدرود است.

می‌توان به معدنکاری، سوزاندن سوخت‌های فسیلی، آفت‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها و کارخانه‌های شیشه‌سازی اشاره کرد (Harvey et al., 2002; Wang and Mulligan, 2006). نسبت $As(III)$ به $As(V)$ تابع سه متغیر ظرفیت اکسایشی-کاهشی، pH و فعالیت‌های زیست‌شناختی است (Cullen and Reimer, 1989). بر اساس مطالعات Macur et al. (2001; Macur et al., 2004) مشخص شده که در شرایط پایدار اکسایشی، غلظت As^{3+} در آب‌های سطحی و خاک بیشتر از As^{5+} است.

بسته به ماهیت منبع آلوده‌کننده (زمین‌زاد یا بشرزاد)، غلظت آرسنیک در خاک می‌تواند در محدوده‌ای از کمتر از ۱ تا 250000 mg/Kg باشد. بازه‌ی تغییرات در مناطق مختلف بسیار وسیع است و این به دلیل تنوع در مواد اولیه سازنده خاک است. مقدار آرسنیک قابل انحلال موجود در خاک تا حد زیادی وابسته به شرایط اکسیداسیون-احیا، pH، فعالیت‌های زیستی و برهمکنش‌های جذب است. برهمکنش‌های جذب و تحرک آرسنیک در خاک بیشتر تحت تأثیر حضور یون $H_2PO_4^-$ نسبت به سایر یون‌ها است (Mahimairaja et al., 2005).

تاریخ زندگی بشر همواره با تهدیداتی روبرو بوده است که سرمایه‌های معنوی و حتی جان او را به مخاطره می‌اندازد. تلاش انسان برای بقاء، او را ناگزیر به تجهیز در برابر تهدیدات کرده است. فرآیندی که ایمنی نامیده می‌شود ممکن است، بر اساس حوزه تأثیر تهدید، نوع تهدید و یا حوزه اقدام برای مقابله با تهدید تقسیم‌بندی شود. از منظر حوزه اقدام برای کاهش اثرات، سه بخش اصلی قابل‌تصور



شکل ۱- نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

مواد و روش‌ها

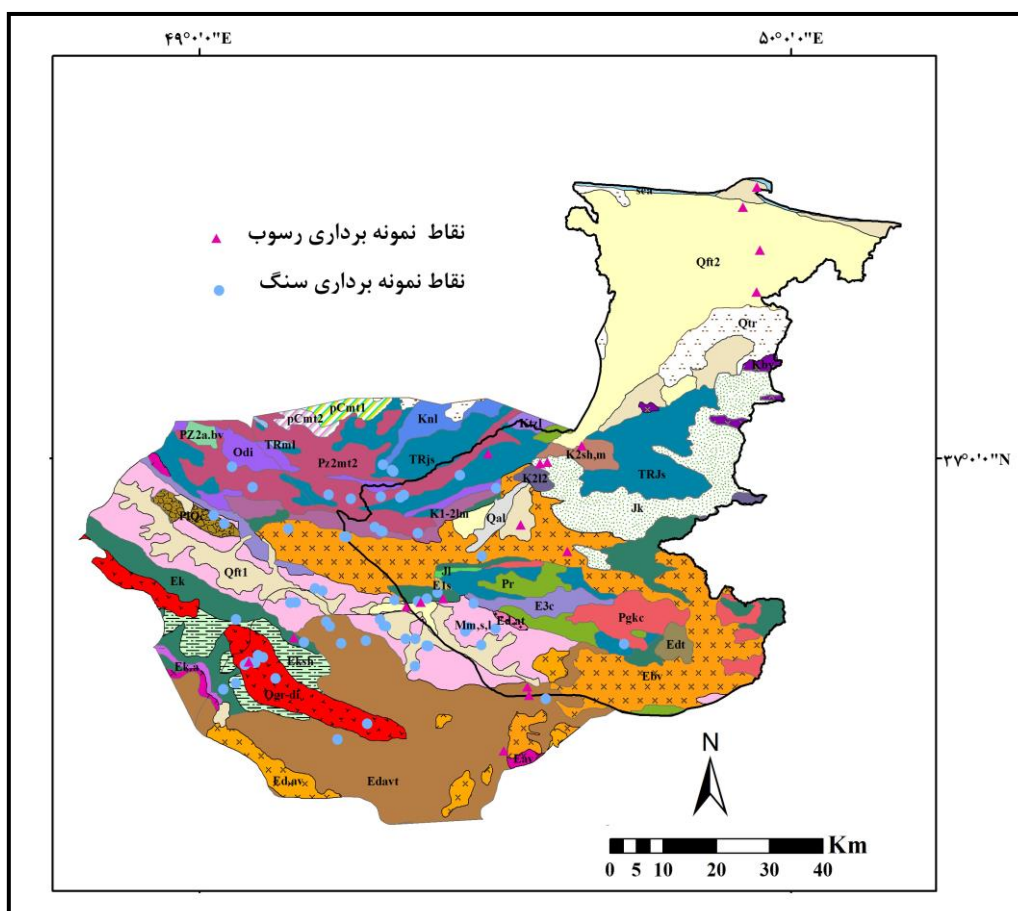
برای نمونه برداری رسوبات از رسوبات رودخانه‌ای منطقه مورد مطالعه به صورت تصادفی با در نظر گرفتن پراکنش و توزیع خوب موقعیت‌های نمونه برداری مشخص و نمونه‌ها جمع‌آوری گردید، جهت بررسی روند و میزان آلودگی رسوبات، تعداد ۱۷ نمونه، از اعماق ۱۰-۳۰ cm رسوبات مناطقی که در مجاورت با مناطق نمونه برداری آب قرار داشتند، برداشت شد. بعد از انتقال به آزمایشگاه و حذف مواد آلی، نمونه‌های رسوبات در هوای آزاد خشک گردید. بعد از حذف رطوبت از رسوبات (جهت یکدست و یکنواخت شدن ذرات)، عمل خردایش و نمایش صورت گرفت. سپس ذرات کوچک‌تر از 63μ توسط الک جداسازی شد و نمونه‌ها برای تعیین غلظت فلزات آزاد (آهن، منگنز و آلومینیوم) به روش جذب اتمی (AAS)، به

سنگ‌های موجود در مناطق مختلف به دلیل تأثیری که بر ترکیب خاک‌ها و رسوبات دارند، لذا تأثیر زیادی در کیفیت آب‌های آشامیدنی دارند. بنابراین، آگاهی از ترکیب شیمیایی این سنگ‌ها به عنوان منشأ طبیعی آلاینده‌های منابع آب به آرسنیک، امری ضروری می‌باشد. سنگ‌ها جهت تعیین ترکیب شیمیایی و اکسیدهای اصلی، مورد آنالیزهای شیمیایی قرار گرفتند. شکل ۲ مختصات نقاط نمونه برداری و ترکیب سنگ‌شناسی نمونه‌ها را نشان می‌دهد. انتخاب نقاط نمونه برداری به صورت هدفمند صورت گرفت و تلاش شد که از تمام لیتولوژی‌های موجود در منطقه مورد مطالعه نمونه برداشت شود و همچنین سعی گردید که نمونه‌ها داری پراکنش مناسب داشته باشند. در این پژوهش

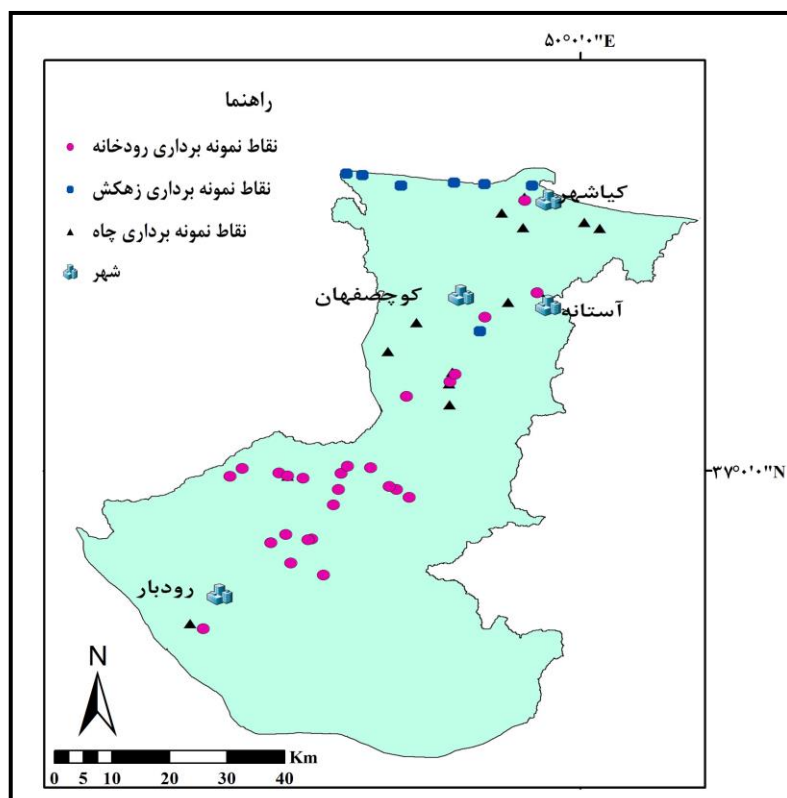
الکتریکی (EC) با استفاده از دستگاه ملتی متغیر در محل نمونه برداری صورت گرفت، برای متغیرهای اکسیژن-خواهی زیستی (BOD)، اکسیژن-خواهی شیمیایی (COD)، نترات (NO_3^-)، فسفات (PO_4^{3-})، کلرید (Cl^-)، سولفات (SO_4^{2-})، کربنات (CO_3^{2-})، بیکربنات (HCO_3^-)، کلسیم (Ca^{2+})، منیزیم (Mg^{2+})، سدیم (Na^+)، پتاسیم (K^+) و آمونیوم (NH_4^+) است از هر منبع، یک ظرف پلی اتیلن ۵۰۰ cc آب برداشت شد که پس از فیلتر کردن نمودن به آزمایشگاه ارسال گردید، با استفاده روش تیتراسیون اندازه گیری شدند. طبقه بندی داده ها با استفاده از نرم افزار Arc GIS (9.3)، نقشه های مورد نیاز و پهنه بندی اراضی از دیدگاه های مختلف تهیه گردید. جهت ترسیم نمودارها و ضرایب همبستگی از نرم افزار SPSS (19) استفاده شد.

آزمایشگاه ژئوشیمی دانشگاه فردوسی مشهد ارسال شدند. تعیین مقدار آرسنیک به روش تجزیه ای ICP-OES، در آزمایشگاه مرکزی دانشگاه فردوسی مشهد انجام گردید.

نمونه برداری از منابع آب منطقه به صورت ماهانه در طی ماه های اردیبهشت، خرداد، تیر، مرداد، شهریور، مهر و آبان، به منظور تعیین غلظت شبه فلز آرسنیک در منابع آب انجام شد (شکل ۱). برای این منظور از هر ایستگاه نمونه برداری یک ظرف شیشه ای ۸۰ cc آب برداشت شده پس از فیلتر کردن نمونه ها، جهت تثبیت به هر ظرف، ۵ cc اسید نیتریک اضافه گردید تا $\text{pH} \leq 2$ برسد تا از رسوب احتمالی فلزات سنگین جلوگیری کند (Nickson et al., 2000)؛ و سپس با استفاده از ICP-OES اندازه گیری صورت گرفت. اندازه گیری خواص فیزیکوشیمیایی آب که شامل: دما، اسیدیته (pH)، اکسیژن محلول (DO)، کل مواد جامد محلول (TDS)، هدایت



شکل ۲- موقعیت نقاط نمونه برداری رسوب و سنگ در تطابق با نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه



شکل ۳- موقعیت منطقه مورد مطالعه و مکان های نمونه برداری

بحث و نتایج

نیز تمرکز خیلی بالا دارند. بنابراین می توان نتیجه گرفت که سنگ های منطقه، پتانسیل آلاینده گی این عناصر را دارند.

در جدول ۲، نتایج به دست آمده برای آنالیز نمونه های رسوب همچنین میانگین غلظت عناصر انتخابی نمونه های رسوب با غلظت عناصر در استانداردهای زیست محیطی آورده شده است. میانگین مقدار آرسنیک و منگنز در نمونه های رسوب منطقه مورد مطالعه، بیش از شیل میانگین است. میانگین مقدار عناصر آرسنیک، آهن و منگنز در رسوب منطقه مورد مطالعه مقایسه با کرنات میانگین بالاتر است. میانگین مقدار آرسنیک در منطقه مورد مطالعه مقایسه با پوسته قاره ای و پوسته اقیانوسی نیز بالاتر است. تنها میانگین مقدار منگنز بالاتر از میانگین پوسته قاره ای می باشد. بر اساس نتایج به دست آمده از آنالیز نمونه های آب مورد مطالعه (جدول ۳)، مقدار As برخی از نمونه ها بیشتر از حد مجاز و در بسیاری از نمونه ها بیشتر از مقدار توصیه شده As در آب است.

به طور معمول تمرکز بالای آرسنیک در مناطقی رخ می دهد که نتیجه خارج شدن از منابع ژئوترمال یا آب های زیرزمینی غنی از آرسنیک باشد (Smedley & Kinniburgh, 2002). آرسنیک از طریق فعالیت های مختلف انسانی نیز وارد محیط زیست می شود. منبع اصلی بشرزاد آرسنیک، ناشی از باطله های شیمیایی (۴۰٪)، خاکستر زغال (۲۲٪)، معدنکاری (۱۶٪) و صنعت متالورژی (۱۳٪) می باشد (Eisler, 2004; Nriagu & Pacyna, 1988). آرسنیک همچنین در بسیاری از حشره کش ها، علف کش ها و کودها وجود دارد. در جدول ۱ میانگین پوسته ای عناصر (کلارک)، برای عناصر As, Fe, Al, Mn, P و S همچنین مقایسه میانگین پوسته ای عناصر با نتایج آنالیز سنگ ها مشخص شد که این عناصر در اکثر نمونه ها دارای مقادیری بالاتر از مقدار کلارک می باشند و تعداد زیادی از نمونه ها

جدول ۱- میانگین پوسته‌های یا کلارک تعدادی از عناصر

عنصر	S	P	Mn	Fe	As	Al
پوسته قارهای بالایی**	۹۵۳	۶۶۵	۵۲۷	۳۰۸۹۰	۲	۷۷۴۴۰
پوسته قارهای پایینی**	۴۰۸	۸۷۲	۹۲۹	۵۷۰۶۰	۱/۳	۸۲۱۲۰
میانگین پوسته*	۲۴۰۰	۷۰۰	۸۵۰	۴۷۲۰۰	۱۳	۸۰۰۰۰
میانگین	۳۳۶۶	۱۱۱۸	۱۳۶۲	۵/۵	۱۴۰	۶/۷
کمین	۱۰۰	۶۹۴	۲۶۲	۱/۵	۷	۰/۵
بیشینه	۸۲۲۰۰	۳۰۰۰	۱۰۹۰۷	۱۳	۶۴۳۶	۹

(*Turekian and Wedepohl, 1961; **Wedepohl, 1995)

جدول ۲- میانگین غلظت عناصر در نمونه‌های رسوب با غلظت عناصر در استانداردهای زیست محیطی رسوبات (mg/Kg)

موقعیت	نمونه	As	P	S	Mn	Fe	Al
		mg/Kg				%	
شیل*	۱۳	۷۰۰	۲۴۰۰	۸۵۰	۴,۷	۸	
کربنات میانگین*	۲,۵			۷۵۰	۱,۵		
میانگین در پوسته اقیانوسی*	۱,۵			۱۲۰۰	۷		
میانگین در پوسته قارهای*	۳,۱			۷۱۶	۴,۳		
سد منجیل	NS۶	۱۶	۵۸۸,۱	۵۸۸,۵	۶۹۸,۱۷۵	۲,۴۷	۱
علی‌آباد	NS۳	۶,۳	۷۴۷,۹	۹۰۷,۶	۸۲۵	۳,۲	۱,۳
سیردان	NS۲	۱۲	۹۱۳,۶	۱۷۱۰,۴	۴۷۷,۵	۴,۷	۱,۳
شیرین سو	NS۱	۵۹	۵۲۷	۵۶۱	۲۹۳۷,۵	۳	۱,۱
سرخرود	NS۸	۳,۹	۵۶۷,۴	۳۰۳	۱۰۸۵	۵,۷	۲,۲
لوشان ۲	NS۴	۹,۲	۸۱۸,۹	۵۴۲,۵	۸۱۷,۵	۴,۲	۱,۴
بوجاق	NS۱۷	۱۲,۱	۸۰۷	۵۸۳,۸	۹۵۷,۵	۶	۱,۱
بلی کباشهر	NS۱۶	۱۳,۹	۵۶۶,۸	۳۹۱	۱۲۰۵	۴,۵	۱,۶
دهسر	NS۱۵	۱۱,۸	۵۶۰,۲	۴۰۷,۵	۱۱۰۵	۳,۷	۱,۶
بلی آستانه	NS۱۴	۸,۶	۶۳۹,۷	۴۶۷,۶	۱۰۱۷,۵	۴,۵	۱,۴
زیلکی رود	NS۱۲	۷,۶	۴۵۰	۳۲۱,۶	۸۲۹,۴۴	۳,۵	۱,۲
سد تاریک	NS۱۳	۶,۲	۷۱۱	۵۸۳	۷۳۷,۵	۳,۲	۱,۶
سرخرود	NS۹	۵,۹	۵۳۷,۸	۲۳۹,۵	۱۲۵۵	۵,۲	۲,۳
توتکابن	NS۱۱	۷,۴۲۵	۶۳۹,۵	۳۲۷,۷	۶۷۰	۳,۵	۱,۵
چره	NS۱۰	۳,۳	۲۸۵,۶	۲۴۶	۲۸۲,۵	۱,۷	۰,۵۳
لوشان ۱	NS۵	۶,۳	۱۰۱۷	۵۹۱,۹	۹۸۰	۵,۲	۱

(*Turekian and Wedepohl, 1961)

بررسی آلودگی آرسنیک و راه کارهای پدافند زیستی در حوضه سفیدرود

جدول ۳- میانگین متغیرهای اندازه گیری شده برای نمونه های آب

pH	TDS	EC	DO	BOD	COD	PO ₄	As	ایستگاه	
mg/L				µg/L					
۷/۱۲	۱۷۴۴/۵	۲/۷۲	۴/۳۱۴	۳۰/۰۸	۶۸/۸۵	۰/۰۸	۳/۲۸	W _۱	چشمه
۷/۵۵	۹۰۷/۶	۱/۴۱	۵/۹۳	۲۶/۲۲	۶۰/۸۶	۰/۰۵	۱/۵۹	W _۲	
۷/۷۳	۶۱۸/۶	۰/۹۶۷	۲/۱۵	۳۲/۱۶	۶۳/۸۸	۰/۲۹	۱/۹۷	W _۳	
۷/۲۵	۸۹۳/۳	۱/۳۹	۳/۴۱	۳۱	۶۶/۴	۱/۲۹	۴/۷۷	W _۴	
۷/۱۸	۴۹۵	۰/۷۷	۵/۹۳	۱۸/۸۵	۴۰/۲۵	۰/۰۹	۲/۴۹	W _۵	
۷/۵۳	۳۱۲/۱۱	۰/۴۷	۴/۶۷	۱۸/۲۵	۳۹/۵۱	۰/۳۴	۲/۲۳	W _۶	
۶/۷	۵۹۷/۱۱	۰/۹۳۲	۵/۱۳	۱۵/۶۲	۳۶/۲۴	۰/۰۸	۲/۵۴	W _۷	
۶/۷۵	۸۸۴/۵	۱/۳۸۳	۵/۰۸	۲۲/۰۱	۴۴/۵۵	۰/۹۹	۱/۶۴	W _۸	
۷/۱	۸۶۸	۱/۳۵	۲/۷۴	۲۸/۸	۶۳/۷۷	۰/۷۵	۲/۴۴	W _۹	
۷/۳۲	۸۷۸/۲	۱/۳۷	۳/۲۹	۳۰/۸	۷۳/۳	۴/۸۷	۱۷/۷۱	W _{۱۰}	
۷/۲۱	۱۱/۷۷	۱/۸۴	۳/۱۹	۳۴/۶	۷۴/۹۸	۰/۶۸	۱۵/۳۶	W _{۱۱}	
۷/۱۲	۹۳۷/۵	۱/۴۶	۲/۲۷	۳۶/۳	۷۹	۰/۱۱	۳/۶۷	W _{۱۲}	
۷/۵۱	۱۰۶۱	۱/۶۸	۳/۵۵	۲۸/۶۲	۵۹/۷۸	۰/۰۵۷	۵/۰۵	W _{۱۳}	
۶/۹۷	۱۲۷۲/۴	۱/۹۹	۳/۰۲	۳۱/۷۵	۶۵/۹۴	۰/۳۳	۴/۳۲	W _{۱۴}	
۷/۴۵	۱۰۱۴/۶	۱۸	۴۰/۹	۶۲/۷۳	۰/۲۳	۱۱/۲	۴/۲۹	D _۱	سپاس
۷/۵۵	۹۶۱/۶۶	۱۷/۵۷	۴۲/۴۷	۶۸/۵۷	۰/۲۱	۱۴	۳/۶۶	D _۲	
۷/۶۱	۸۳۱/۵۵	۱۶/۴۲	۲۷/۴۱	۴۷/۹	۰/۱۴	۵/۸۹	۳/۶۸	D _۳	
۷/۵۱	۱۰۳۶	۱۸/۴۲	۳۴/۷	۶۶	۰/۳۷	۱۰/۵۵	۷/۴۹	D _۴	
۷/۵	۹۲۴/۳۳	۱۸	۴۳/۸	۷۷/۹۵	۰/۳۵	۹/۸۸	۲/۸۲	D _۵	
۷/۵۵	۹۴۱/۱۱	۱۷/۷۱	۴۳/۵	۸۷/۲۲	۰/۱۵	۱۹	۳/۳۸	D _۶	
۷/۴۲	۱۲۷۷/۱۱	۱۷/۷۱	۴۱/۸۵	۸۴/۷	۰/۲	۲۰/۶۳	۲/۸۸	D _۷	
۷/۵۴	۶۰۷/۸۸	۱۷/۱۴	۴۰/۰۲	۷۱/۵۶	۰/۲۲	۷/۷۴	۵/۲۹	D _۸	
۷/۹۳	۱۳۱۲/۸۸	۲/۰۵	۹/۳۱	۳۷/۴۳	۷۴/۸۲	۰/۱۴۲	۵/۲	R _۱	رودخانه
۷/۷۹	۹۴۲/۴۴	۱/۵	۹/۴۸	۳۳/۲	۶۵/۲۱	۰/۱۲	۴/۳۴	R _۲	
۷/۸۱	۷۸۹/۸۸	۱/۲۳	۸/۸۶	۳۴/۴۵	۷۷/۲	۰/۰۶	۴/۲۸	R _۳	
۷/۷۱	۷۵۷	۱/۰۱	۸/۴۵	۳۳/۴۲	۸۱/۴۱	۰/۱۳	۳/۷۹	R _۴	
۷/۷۷	۷۹۸/۱۱	۱/۲۵	۸/۷۴	۲۹/۷۴	۶۴/۰۱	۰/۱	۵/۸	R _۵	
۸/۱۳	۳۰۶/۶۶	۰/۴۷	۹/۳۱	۱۵/۲۷	۳۰/۸۹	۰/۰۵	۴/۷۳	R _۶	
۸/۰۵	۳۲۹/۷۷	۰/۵۱	۹/۴۱	۱۳/۶۸	۲۷/۸	۰/۰۷	۳/۰۷	R _۷	
۸/۰۷	۳۴۳/۸۸	۱/۵۱	۹/۴	۱۶/۸۷	۳۱/۶۶	۰/۰۷	۲/۸۲	R _۸	
۸	۲۱۹/۶۶	۰/۳۴	۹/۹۹	۱۵/۷۱	۳۴/۴۷	۰/۱۳	۲/۹۶	R _۹	
۷/۹۲	۱۷۶/۳۴	۰/۳۱	۹/۸۴	۱۵/۲۴	۳۱/۸۴	۰/۱	۲/۲۹	R _{۱۰}	
۷/۹۸	۲۰۱	۰/۳۰۳	۹/۵۶	۲۱/۳۵	۴۵/۴۸	۰/۰۹	۳/۳۲	R _{۱۱}	
۸/۰۴	۲۰۲	۰/۳۱	۹/۸۱	۱۳/۶۷	۲۵/۸۵	۰/۱۱	۲/۳۸	R _{۱۲}	
۷/۶۱	۲۰۰/۷۷	۰/۳۲	۹/۹۵	۱۳/۴۳	۲۸	۰/۰۶	۳/۲	R _{۱۳}	
۷/۸۳	۲۱۰	۰/۳۲۸	۱۰/۱	۱۳/۶۶	۲۶/۴۱	۰/۱۲	۲/۳۷	R _{۱۴}	
۷/۷۵	۲۱۳/۲۲	۰/۳۳	۹/۴۸	۱۵/۰۱	۳۰/۹۱	۰/۱۸	۴/۱۳	R _{۱۵}	
۷/۷۳	۱۸۵/۵۵	۰/۲۹	۹/۸۶	۱۳/۶۸	۳۲/۹۷	۰/۱۵	۳/۱۱	R _{۱۶}	
۷/۸۴	۱۹۳/۴۴	۰/۳۰۵	۹/۷۸	۱۰/۷۵	۲۵/۸۸	۰/۰۸	۳/۲۱	R _{۱۷}	

ادامه جدول ۳- میانگین متغیرهای اندازه‌گیری شده برای نمونه‌های آب

۷/۸۷	۱۸۸/۵۵	۰/۲۸	۱۰/۱۵	۱۳/۱۵	۲۸/۰۳	۰/۰۸۴	۳/۲۸	R۱۹
۷/۸۴	۲۱۱/۸۸	۰/۳۳	۹/۸۵	۱۲/۱۶	۲۵/۶۸	۰/۰۴	۲/۰۲	R۲۰
۷/۹۵	۱۹۳/۳۳	۰/۳	۹/۳	۱۰/۱۴	۲۲/۴۶	۰/۰۶	۲/۶۱	R۲۱
۷/۹۱	۱۹۵/۸۸	۰/۳	۹/۵۵	۱۲/۷۱	۲۴/۷۱	۰/۰۵	۲/۷۹	R۲۲
۷/۷۱	۱۸۹/۳۳	۰/۲۹	۹/۴	۱۰/۲۱	۲۴/۲۲	۰/۰۸	۳/۰۱	R۲۳
۷/۷۸	۱۸۹/۳۳	۰/۲۹	۹/۶۱	۱۶/۱۱	۲۶/۳۲	۰/۰۶	۳/۹۵	R۲۴
۷/۹۵	۱۱۴/۱۱	۰/۱۸	۱۰/۴۶	۱۲/۴۲	۲۲/۳۶	۰/۰۵	۲/۶۶	R۲۵
۷/۶۹	۲۴۹/۱۱	۰/۳۸۹	۹/۷۴	۱۴/۰۹	۳۱/۲۶	۰/۳۴	۲/۶۵	R۲۶
۷/۸۵	۶۷۴/۲۲	۱/۰۵	۹/۳۳	۲۰/۱۸	۴۰/۴۸	۰/۰۹	۳/۳۹	R۲۷

توزیع آرسنیک در نمونه‌های سنگ و رسوب

میانگین مقادیر آرسنیک در شیل ۱۳ ppm می‌باشد (Mason & Moore 1944). بر اساس راهنمای کیفیت رسوب انتراریو (۲۰۰۸) سطح اثر خفیف آرسنیک در رسوبات ۶ ppm و سطح تأثیر شدید آن در رسوبات ۳۳ ppm تعیین شده است. جذب آرسنیک (V) روی سطوح کانی‌ها، فرآیند مهمی است که روی تحرک و تثبیت آرسنیک تأثیر می‌گذارد (Gustafsson & Jacks, 1995). اکسی-هیدروکسیدها، به سه طریق بر آزادسازی آرسنیک مؤثرند: الف) انحلال کانی‌های حاوی آرسنیک که منجر به آزاد شدن آرسنیک کمی شود، ب) جذب آرسنیک روی اکسی-هیدروکسیدها، ج) آزاد شدن آرسنیک تحت pH بالا. حضور آهن در غلظت‌های خیلی زیاد، مانع از آزاد شدن آرسنیک به آب شده و در نتیجه به عنوان جاذب عمل می‌کند (Ahmed, 2004). وجود اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن در (به‌ویژه مارن‌های آهن‌دار)، نقش مهمی در جذب آرسنیک از محیط دارند (Ghasemi et al., 2014). شکل ۴ نقشه توزیع آرسنیک در نمونه‌های سنگ و رسوب منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. رگه‌های سولفیدی که در گرانیتوئیدی که در جنوب منطقه وجود دارد، بیشترین مقدار آرسنیک در نمونه‌های سنگی را دارا می‌باشد. زغال‌سنگ برداشت‌شده

از منطقه جیرنده در رتبه بعدی قرار دارد و سپس مارن‌های منطقه بیشترین میزان آرسنیک را دارند.

بررسی آرسنیک در حوضه آبریز

با بررسی ضرایب همبستگی بین مقادیر آرسنیک با متغیرهای فیزیکی و شیمیایی نتایج زیر حاصل شد (جدول ۴): در مجموع، ضریب همبستگی آرسنیک با سایر متغیرها پایین می‌باشد ولی همبستگی ضعیف مثبتی بین آرسنیک با TDS، EC، BOD، COD و PO_4^{3-} و نیز همبستگی ضعیف منفی با DO مشاهده می‌شود. این موضوع نشان‌دهنده کاهش آرسنیک محلول در محیط‌های با اکسیژن محلول بالاتر است.

بررسی تغییرات غلظت آرسنیک در ماه‌های مختلف در نمودار تغییرات زمانی (شکل‌های ۵، ۶ و ۷) نشان می‌دهد که کمترین میزان آرسنیک در نمونه‌های زهکش بهمن‌ماه و بیشترین میزان آن در شهریور است. برای نمونه‌های چاه‌ها، کمترین میزان در مهرماه و بیشترین میزان در شهریورماه اندازه‌گیری شده است. برای نمونه‌های برداشت‌شده از رودخانه‌ها، کم‌ترین غلظت آرسنیک در آبان‌ماه و بیشترین غلظت آن در خردادماه اندازه‌گیری شده است. در تیرماه مقدار بارش باران به کمترین میزان خود می‌رسد. با شروع فصل بارش‌ها (شهریورماه)، بر میزان AS موجود در چاه‌ها

اکسیژن کافی اکسیدشده و به اشکال مختلف رسوب می کنند (محمدی مرشت و همکاران، ۱۳۹۰). در نتیجه آرسنیک می تواند در طی این فرآیند توسط آهن و منگنز جذب شده و از سیستم آب خارج می شود. بنابراین در ماه های اردیبهشت، خرداد، تیر و مرداد که کشاورزی انجام می شود، از مقدار آرسنیک محلول در آب کاسته می شود اما بلافاصله بعد از اتمام فعالیت های کشاورزی (شهریورماه)، مقدار آرسنیک محلول در آب افزایش می یابد.

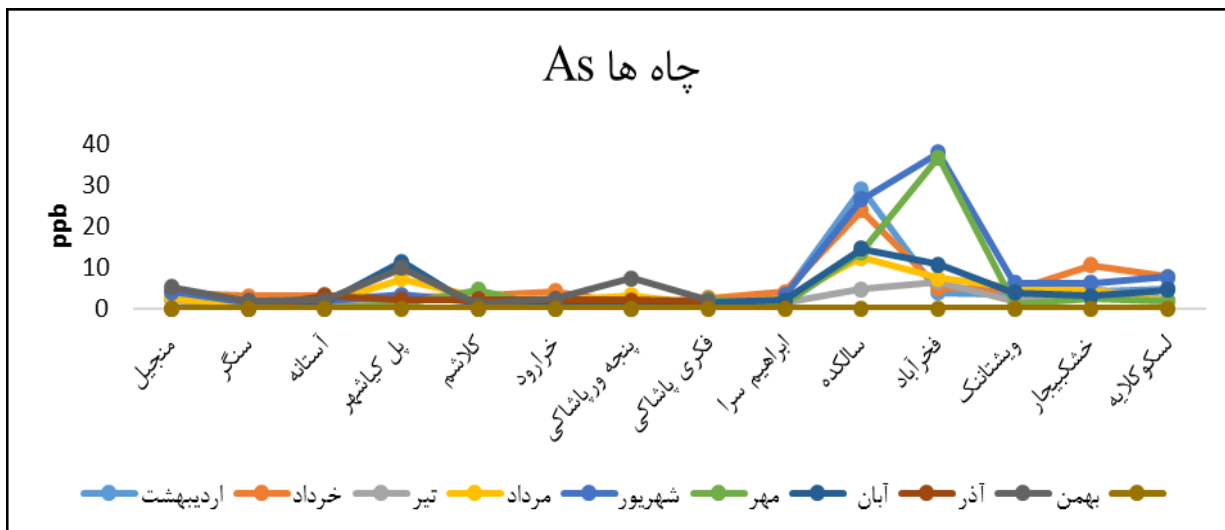
افزوده می شود که مبین این است که احتمالاً As در اثر شست و شوی رسوبات و خاک ها، آزاد و وارد منابع آب زیرزمینی شده است. همچنین در فصول سرد، مقدار اکسیژن محلول آب بیشتر می شود که موجب اکسید شدن آرسنیک و در نتیجه ایجاد رسوب آرسنیک می شود. علاوه بر این، خاک های شالیزاری در زمان غرقاب، در شرایط احیایی بوده و در این خاک ها، آهن و منگنز به فرم احیاء، در طبقات زیرین بر روی سطوح ریشه و یا نواحی دارای

جدول ۴- همبستگی بین متغیرهای اندازه گیری شده در نمونه های آب منطقه مورد مطالعه

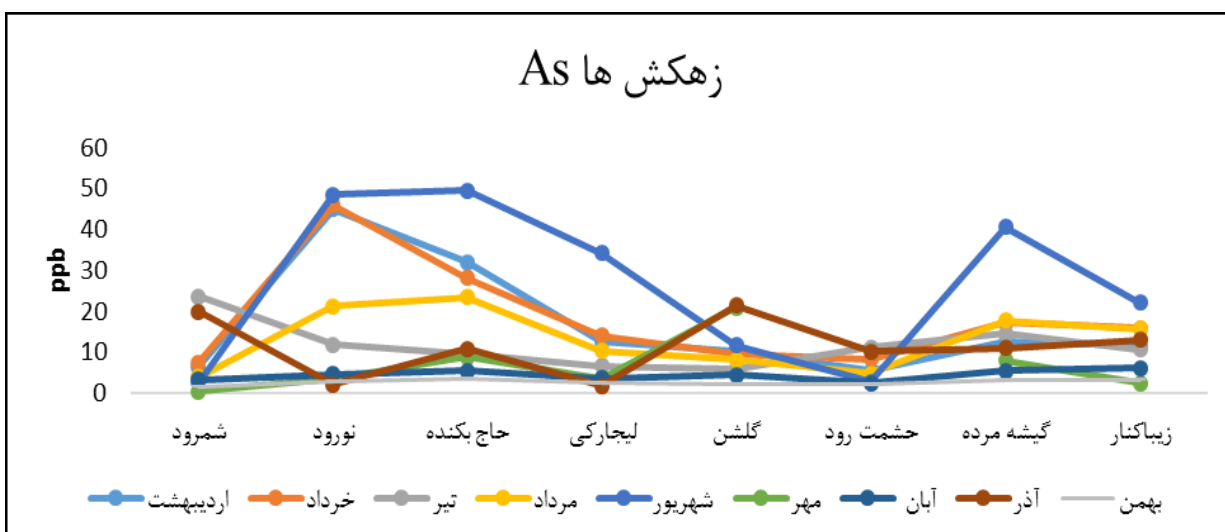
	PH	TDS	EC	T	DO	BOD	COD	NH ⁴⁺	NO ₃	PO ₄	As
PH	۱										
TDS	-۰,۳۰۶**	۱									
EC	-۰,۲۵۳**	۰,۹۷۶**	۱								
T	-۰,۱۷۱**	۰,۲۳۱**	۰,۰۸۵	۱							
DO	۰,۴۵۹**	-۰,۵۹۴**	-۰,۵۱۰**	-۰,۲۱۷**	۱						
BOD	-۰,۲۳۰**	۰,۵۶۰**	۰,۵۵۰**	۰,۱۰۶*	-۰,۲۶۵**	۱					
COD	-۰,۲۳۷**	۰,۵۵۷**	۰,۵۰۶**	۰,۱۵۵**	-۰,۴۱۱**	۰,۸۶۳**	۱				
NH ₄	-۰,۰۲۹	-۰,۰۰۸	-۰,۰۲۰	۰,۰۱۶	-۰,۰۰۸	۰,۰۳۱	۰,۰۳۰	۱			
NO ₃	-۰,۰۱۵	۰,۰۰۸	۰,۰۳۹	-۰,۰۷۳	-۰,۰۴۶	-۰,۰۳۶	-۰,۰۳۴	-۰,۰۲۴	۱		
PO ₄	-۰,۲۲۸**	۰,۰۸۵	۰,۰۸۸	-۰,۰۱۰	-۰,۲۱۹**	۰,۱۵۳**	۰,۱۸۳**	۰,۰۱۹	۰,۰۴۷	۱	
As	-۰,۰۸۷	۰,۴۳۵**	۰,۲۳۳**	۰,۱۵۹**	-۰,۲۷۹**	۰,۲۶۷**	۰,۲۸۴**	۰,۰۲۳	-۰,۰۳۹	۰,۱۵۸**	۱

موجود در مارن های منطقه می باشد. مارن های موجود در منطقه تا ۵۳ ppm آرسنیک دارند. فراوانی آرسنیک از سد منجیل به طرف پایین دست کاهش پیدا می کند. علاوه بر این، رودخانه هایی که در مسیر، به سفیدرود اضافه می شوند، مقدار As کمتری در مقایسه با سفیدرود دارند که اختلاط این آب ها با سفیدرود باعث کمتر شدن غلظت آرسنیک می شود، اما مقدار As در پل کیشهر مجدداً زیاد می شود. بیشترین مقدار آرسنیک در نمونه های آب زیرزمینی شرق کیشهر مشاهده می شود.

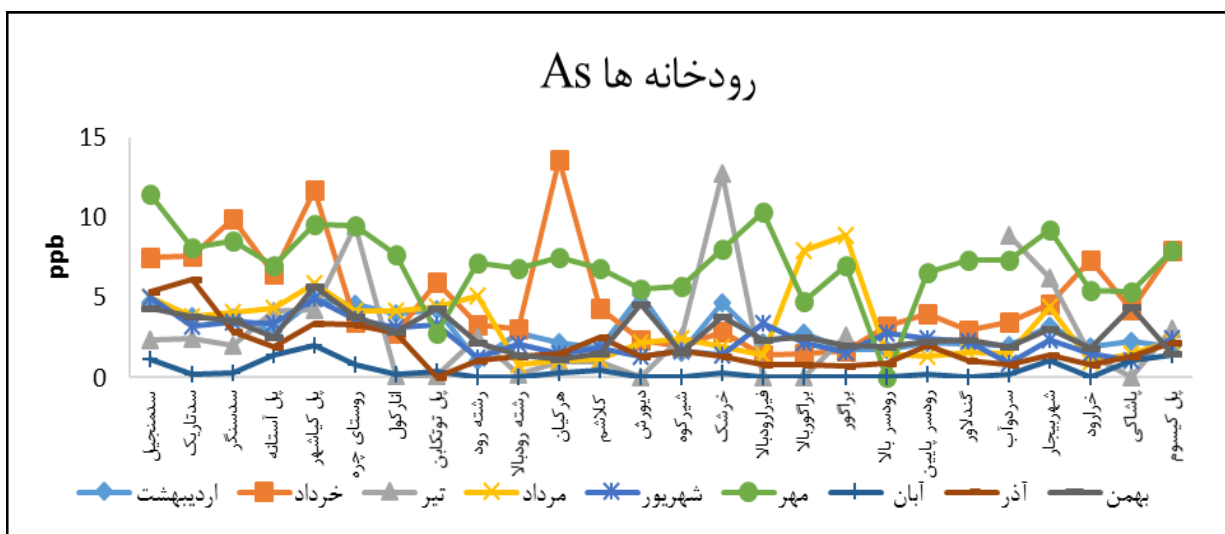
برای بررسی تغییرات مکانی As و سایر متغیرها، نقشه پراکندگی آن ها تهیه شد که نشان می دهد بیشترین غلظت As در چاه های فخرآباد و سالکده است (شکل ۸). علاوه بر این، بیشترین مقدار As در آب های سطحی برای ایستگاه های پل کیشهر و سد منجیل و کمترین میزان آن در ایستگاه کلاشام و رشته رود اندازه گیری شده است. بر این اساس در ایستگاه سد منجیل که داری EC بالایی است مقدار As نیز بالا است. منشأ آرسنیک در این ایستگاه، احتمالاً از انحلال کانی های سولفیدی موجود در منطقه یا واجذبش آرسنیک جذب شده توسط اکسیدهای آهن



شکل ۵- تغییرات آرسنیک نمونه‌های چاه‌ها در ماه‌های مختلف



شکل ۶- تغییرات آرسنیک نمونه‌های زهکشی در ماه‌های مختلف



شکل ۷- تغییرات آرسنیک نمونه‌های رودخانه‌ها در ماه‌های مختلف

اکسیدهای آهن موجود در مارن‌ها منطقه می‌باشد. مارن‌های موجود در منطقه تا ۵۳ ppm آرسنیک دارند با حرکت به سمت پایین دست، میزان EC کاهش پیدا می‌کند و از مقدار As نیز کاسته می‌شود تا زمانکه در محدوده گیاهشهر EC دوباره افزایش پیدا می‌کند. در نتیجه مقدار As هم زیاد می‌شود که احتمالاً در اثر واجذب از رسوبات وارد محیط آب شده است. کمترین مقدار آرسنیک در نمونه‌های آب زهکش‌ها ۰/۵ $\mu\text{g/l}$ As، بیشترین ۴۹/۵ و متوسط آن ۱۲/۵۲ $\mu\text{g/l}$ می‌باشد. بیشترین مقدار As در زهکش‌ها، در زهکش نورد و کمترین میزان آن برای زهکش حشمت رود است. در بررسی تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر آلودگی منابع آبی، زهکش‌ها می‌توانند منبع مناسبی برای تشخیص منبع آلودگی‌ها باشند.

زنجار رو زهکش شده و سپس به قزل‌اوزن متصل می‌شود. منابع آبی که از روی این تشکیلات عبور می‌کنند در نهایت وارد سفیدرود می‌شوند و یکی از عوامل آلاینده‌گی آب سفیدرود توسط آرسنیک می‌باشند.

تهدیدات زیست‌محیطی نسبت به دیگر تهدیدات نظامی بسیار کم‌هزینه و عامل تهدید گمنام بوده و در اثبات منشأ حمله ناتوانی وجود دارد و به راحتی قابل انتشار می‌باشد و نیز می‌تواند باعث ایجاد خسارات و تبعات سنگینی برای کشور و محیط‌زیست گردد. از طرفی حفظ محیط‌زیست و چهارعنصر اساسی آن (آب، باد، خاک و آتش) ضروری می‌باشد. در منطقه مورد مطالعه آلاینده‌گی آرسنیک از سه منظر مورد اهمیت است (۱) قرارگیری در معرض دوز پایین آرسنیک در طی زمان طولانی هم خطرناک و بیماری‌زا می‌باشد (آژانس حفاظت محیط‌زیست (EPA) و چند گروه تحقیقاتی دیگر اظهار داشته‌اند که اثرات مزمن بیماری در انسان ممکن است با مصرف طولانی مدت آب آلوده به آرسنیک حتی با غلظت کمتر از 3 ppb ایجاد شود

در نتیجه مقدار As هم زیاد می‌شود که احتمالاً در اثر واجذب از رسوبات وارد محیط آب شده است. میزان فراوانی آرسنیک در منطقه مورد مطالعه با فراوانی EC، BOD، COD و آب‌های سطحی و زیرزمینی تطابق دارد. از طرفی با افزایش میزان شوری آب، یون‌هایی مثل Na^+ ، K^+ ، Mg^{2+} و HCO_3^- افزایش می‌یابد. در نتیجه با افزایش رقابت یونی بین As و یون‌ها برای جذب بر روی اکسی-هیدروکسیدهای آهن و اثر متقابل فرآیندهای زیستی، غلظت As در آب‌شور بیشتر می‌شود (Liu et al., 2014, Wang et al 2007). بر این اساس در ایستگاه سد منجیل که داری EC بالایی است مقدار As نیز بالا است. منشأ آرسنیک در این ایستگاه احتمالاً از انحلال کانی‌های سولفیدی موجود در منطقه یا واجذب از سطح با نگاهی به نمونه‌های اندازه‌گیری شده و مقایسه بین آب رودخانه‌ها و زهکش‌ها به این نتیجه می‌توان رسید که به‌غیر از اکسیژن محلول و نترات بقیه پارامترها افزایش نشان می‌دهد کاهش مقدار DO هم نشان از افت کیفیت آب است. با توجه به این که حوضه آبریز سفیدرود بسیار گسترده است و مناطقی با پتانسیل آلاینده‌گی بسیار بالای آرسنیک از خارج از محدوده مطالعاتی وارد سفیدرود می‌شوند، بنابراین، منابع ایجاد آلاینده‌گی خارج از محدوده مطالعاتی، نیز باید مورد بررسی قرار گیرند تا کلیه منابع آلاینده‌گی آرسنیک شناسایی شوند. با مشخص شدن این موضوع که بیشترین مقدار آرسنیک ورودی به رودخانه سفیدرود از شاخه قزل‌اوزن به آن می‌باشد، سه منطقه پتانسیل آلاینده‌گی آرسنیک در بالادست قزل‌اوزن مشخص گردید که شامل: منطقه قروه و بیجار یکی از مناطق با پتانسیل آلاینده‌گی بالا آرسنیک در جهان شناخته می‌شود، منطقه هشترود (آذربایجان شرقی) که مناطق اطراف کوه آتشفشانی سهند را زهکش می‌نماید همچنین منطقه انگوران و دندی (زنجان) می‌باشد این محدوده توسط

نتیجه گیری

بر اساس تجزیه تحلیل ۷۰ نمونه آب زیرزمینی و ۱۵۰ نمونه آب سطحی که در طی ۷ ماه از ۲۹ ایستگاه برداشت شد، مشخص شد که میزان آرسنیک در برخی از قسمت‌های منابع آب منطقه بیشتر از استاندارد WHO (2011) است. اطلاعات هیدروژئوشیمیایی نشان داد که آزاد شدن آرسنیک به درون آب‌های سطحی و زیرزمینی در محدوده مورد مطالعه توسط فرایندهای پیچیده‌ای کنترل می‌شود که مهم‌ترین این فرایندها عبارت‌اند از: ۱) انحلال آرسنیک از سطح اکسی-هیدروکسیدهای آهن به‌عنوان فرآیند اصلی آزادسازی آرسنیک، ۲) تجزیه و هوازدگی سنگ‌ها و کانی‌های حوضه، ۳) ترکیب کانی‌شناختی آبخوان، ۴) ورود نمک (از نهشته‌های تبخیری و نفوذ آب دریا به آبخوان)، ۵) فرایندهای تبادل یونی (کانی‌های رسی در سنگ‌های رسوبی)، ۶) سرعت و مقدار جریان آب، ۷) میزان بارش باران و ۸) فعالیت‌های انسانی.

توزیع آرسنیک در نمونه‌های سنگ نشان می‌دهد که میانگین غلظت عنصر آرسنیک 140 ppm می‌باشد. در نمونه‌های رسوبات بالاترین غلظت عناصر آرسنیک 59 ppm است. بر اساس نسبت تمرکز محاسبه‌شده برای نمونه‌های سنگ‌ها منطقه مورد مطالعه مشخص گردید که عناصر اندازه‌گیری شده در این پژوهش در اکثر نمونه‌ها، دارای تمرکز بالاتر از مقدار کلارک می‌باشند و تعدادی زیادی از نمونه‌ها تمرکز خیلی بالا دارند، بنابراین می‌توان گفت که سنگ‌های منطقه، پتانسیل آلاینده‌گی این عناصر را دارند.

با مقایسه بین آب رودخانه‌ها و زهکش‌ها به این نتیجه می‌توان رسید که به‌غیر از اکسیژن محلول و نیترات بقیه پارامترها افزایش نشان می‌دهد کاهش مقدار DO هم نشان از افت کیفیت آب است. میانگین آرسنیک در زهکش سه برابر میانگین رودخانه‌ها است. این موضوع نشان دهند آلودگی منابع آبی در اثر فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد. با

آشامیدن طولانی مدت آب آلوده به آرسنیک ابتدا می‌تواند به مشکلات کلیوی و کارکرد کبد منجر شود و سپس به اندام‌های داخلی شامل شش‌ها، کبد و مثانه آسیب برساند. آرسنیک می‌تواند سیستم عروق محیطی را مختل کرده و منجر به فساد نسوج پاها گردد که در برخی مناطق به‌عنوان بیماری پای سیاه شناخته می‌شود. از نشانه‌های تماس مزمن با آرسنیک می‌توان به افزایش پیگمانتاسیون، دی-پیگمانتاسیون، کراتوزیس، ایجاد سرطان پوست و تعدادی از سرطان‌های داخلی، بهم ریختگی سیستم تولید ATP، نقص کارکرد سیستم‌های عصبی، گرفتگی عضلات، اختلال در سنتز DNA و RNA، نقص تولد، اختلالات قلبی و عروقی و حتی مرگ اشاره نمود.

برای مقابله و درمان این مشکل پایش دائمی منابع آب منطقه جهت تعیین میزان تغییرات غلظت آرسنیک مورد نیاز است. ۲) با توجه به گستره وسیع شالیزارها و وجود چندین مرکز پرورش ماهی‌های استخوانی در اطراف رودخانه سفیدرود امکان زیست انباشت آرسنیک در برنج و ماهی‌های تولیدشده در این منطقه وجود دارد که عامل ایجاد بیماری از این طریق به سایر مناطق کشور نیز منتقل می‌گردد. برای کنترل این مشکل نیاز به بررسی و آنالیز پیوسته محصولات تولیدی این منطقه است تا از استفاده از محصولات آلوده جلوگیری شود ۳) آلودگی آرسنیک در منطقه مورد مطالعه منابع مختلفی دارد که مهم‌ترین آن‌ها منابع زمین‌زاد و فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد. برای کاهش مقدار آرسنیک می‌توان از روش‌های مختلفی استفاده کرد تا میزان ریسک استفاده را کاهش داد. اما بهترین روش ممکن برای کاهش غلظت آرسنیک استفاده از تشکیلات زمین‌شناسی است که پتانسیل جذب آرسنیک را دارند. زیرا هم در مقیاس بزرگ می‌توان از آن‌ها استفاده نمود، قیمت تمام‌شده پایینی دارند و همچنین داری جذب مناسب آرسنیک می‌باشند.

-Bodek, I., Lyman, W. J., Reehl, W. F. & Rosenblatt, D. H., (1988), "Environmental Inorganic Geochemistry", NY: Pergaman, pp 43-47. 8. Cullen, W.R., & Reimer, K.J., (1989), "Arsenic speciation in the environment", Chem. Rev, 89, pp 64-713.

-Eisler, R. (2004). "Arsenic hazards to humans, plants, and animals from gold mining", Rev. Environ. Contam. Toxicol., 180, 133-165.

-Ghasemi, A., Razmara, M., Nazari, E., Nematollahi, M. J., & Borabadi, R., (2014), "Hydrological and geochemical processes controlling the origin and transport of Arsenic in the Pangi area (NW Torbat Hydarieh, Iran)". Journal of Middle East Applied Science and Technology (JMEAST), 1 (2): 19-24pp.

Gustafsson, J. P., & Jacks, G., (1995), "Arsenic geochemistry in forest soil profiles as revealed by soil-phase studies". Appl. Geochem, 10: 307-315pp.

-Harvey, C. F., Swartz, C. H., Badruzzaman, A. B. M., Keon-Blute, N., Niedan, V., Brabander, D., Oates, P. M., Ashfaq, K. N., Islam, S., Hemond, H. F. & Ahmed, M. F., (2002), "Arsenic mobility and groundwater extraction in Bangladesh", Science, 298: 1602-1606pp.

-Kevin, H., (2009), "Arsenic: Environmental Chemistry, Health Threats and Waste Treatment", United Kingdom: John Wiley & Sons, pp 81-88.

-Liu, C. W., Lu, K. L., Kao, Y. H., Wang, C. J., Maji, S. K. & Lee, J. F., (2014), "Identifying sources and controlling factors of arsenic release in saline groundwater aquifers", Hydrology and Earth System Science, 18, pp 1089-1103.

-Macur, R. E., Jackson, C. R., Botero, L. M., McDermott, T. R. & Inskeep, W. P., (2004), "Bacterial populations associated with the oxidation and reduction of arsenic in an unsaturated soil", Environ. Sci. Technol., 38, pp 104-111.

-Macur, R. E., Wheeler, J. T., McDermott, T. R. & Inskeep, W. P., (2001), "Microbial populations associated with the reduction and enhanced mobilization of arsenic in mine tailings", Environ Sci Technol., 35, pp 3676-82.

-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. 18. Mason, B., & Moore. B. C. (1982). Principles of geochemistry. John Wiley: New York, 344: 29-95.

-Nickson, R.T., McArthur, J.M., Ravenscroft, P., Burgess, W.G., Ahmed, K.M., (2000), "Mechanism of arsenic release to groundwater, Bangladesh and

آغاز فصل بارش ها بر میزان As موجود در نمونه ها افزوده می شود که احتمالاً در اثر شست و شوی رسوبات و خاک ها، آزاد و وارد منابع آب زیرزمینی شده است. علاوه بر این خاک های شالیزاری در زمان غرقاب در شرایط احیاء بوده، در نتیجه آرسنیک می توانند در طی این فرایند توسط آهن و منگنز جذب شده و از سیستم آب خارج می شوند. همچنین سموم کشاورز استفاده شده در طی فصل کشاورزی می تواند بعد از اتمام کشاورزی از سطح مناطق کشاورزی شسته شده و وارد زهکش ها بشوند.

منابع

-استاندارد ۱۰۵۳ ملی ایران، (۱۳۸۸)، آب آشامیدنی - ویژگی های فیزیکوشیمیایی. چاپ پنجم، موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران. ص ۱-۱۸.

-خبازنیا، آ.، صادقی، آ. و سعیدی، آ. (۱۳۸۳)، نقشه زمین شناسی رشت (۱:۱۰۰۰۰۰)، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور.

-سید محمدی مرشت، ج.، عاکف، م.، افتخاری، ک.، و رمضانپور، ح. (۱۳۹۰) تأثیر سطح آب زیرزمینی و کشت برنج بر روی خصوصیات میکرومورفولوژیکی خاک های شالیزاری در اراضی بالادست سد سنگر رشت تا دشت ساحلی دریای خزر، مجله پژوهش های حفاظت آب و خاک، جلد هجدهم، شماره اول، ص ۳۳-۵۷.

-ahman, M., Naidu, R, and Bhattacharya, P., (2009), "Arsenic contamination in groundwater in the Southeast Asia region. Environ", Geochem. Health, 31, pp 9-21.

-Ahmed, K. M., (2004), "Arsenic enrichment in groundwater of the alluvial aquifers in Bangladesh", an overview. Appl Geochem, 19, 181-200.

-Arsenic in Drinking WHO., (2011), "Guideline for drinking water quality", fourth ed. World Health - Organization, Singapore (Geneva), pp 315-3186. Bhumbra, D. K. & Keefer, R. F., (1994), "Arsenic mobilization and bioavailability in soils, Niragu JO - Arsenic in the Environment", Part I, Cycling and Characterization, John Wiley & Sons, New York Ed. Book, pp 51-82.

- West Bengal", *Applied Geochemistry* 15, pp 403-413.
- Nriagu, J. O., & Pacyna, J. M., (1988), "Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace-metals", *Nature*, 333:134-139.
- Turekian, K. K., & Wedepohl, K. H., (1961), "Distribution of the elements in some major units. of the earth's crust", *Geological Society of America Bulletin*, 72: 175-192
- Wang, S. & Mulligan, C. N., (2006), "Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments in to groundwater", *Environ, Geochem. Health*, 28: 197–214.
- Wang, S. W., Liu, C. W. & Jang, C. S., (2007), " Factors responsible for high arsenic concentrations in two groundwater catchments in Taiwan", *Applied Geochemistry*, 22, pp 460-476.
- Wedepohl, K.H., (1995), "The composition of the continental crust, *Geochimical et Cosmochimica - Acta*", 59(7):1217-1232. 26.Tamasi, G., Cini, R. 2004-Heavy metals in drinking waters from Mount Amiata(Tuscany, Italy).
- Smedley, P. L., and Kinniburgh, D. G., (2002), "A review of the sources, behaviour and distribution of arsenic in natural waters", *Appl. Geochem.* 17:517–568.

abstract

In order to understand, interpret and evaluation of soil and water contamination of any region, having information about geological conditions is essential. The study area (Sefid rud basin) is located in Gilan province. To investigate the source and parameters that affect arsenic concentrations in the Sefid rud basin, 336 samples from 48 stations (over 9 month) and chemical analysis (61 rock samples and 18 sediment samples) were analyzed. Results showed that As levels in some parts of the study area is exceeds the standard limit. Based on calculation of concentration ratio, the measured elements in most samples had a higher concentration than the Clark value, which indicates rock unites had a great potential impact of contamination on the Sefid Rud basin.

Hydrogeochemical parameters of surface and ground waters as well as mineral assemblage and sedimentological characteristics were examined. The highest levels of arsenic contamination were observed in Fakhrabad and Salekdeh wells during October and November. Measured correlation coefficients showed that Nitrate and DO values have negative correlation with arsenic concentration of surface and ground waters. Hydrogeochemical information indicated arsenic release into surface and ground waters of study area is controlled by complicated processes which includes: 1. Arsenic dissolution from Fe oxy-hydroxides as the main process 2. Decomposition and weathering of rocks and minerals of the study area 3. Mineralogical composition of the aquifer 4. Intrusion of seawater and increased salinity 5. Human activities.