

بررسی ریسک اکولوژیک و نسبت قابل جذب برخی فلزات سنگین در پسماندهای حفاری میدان نفتی اهواز در سال ۱۳۹۸

زهره لجمیری اورک^۱، سیما سبز علی پور^{۲*}، ابراهیم پناه پور^۳، سینا عطار روشن^۱، هامان توکلی^۳

^۱ گروه علوم محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

^۲ گروه علوم خاک، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

^۳ گروه شیمی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۹۹/۱۱/۰۹؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۳/۰۳

چکیده

زمینه و هدف: پسماندهای حفاری یکی از بزرگترین حجم زیادهای تولید شده در فعالیتهای اکتشاف و تولید نفت و گاز می باشند که حاوی مواد سمی و به خصوص فلزات سنگین بوده که به طور بالقوه برای اکوسیستم ضرر دارند. هدف از این مطالعه بررسی شاخص های آلودگی، نسبت قابل جذب و ریسک اکولوژیک برخی فلزات سنگین در پسماندهای حفاری میدان نفتی اهواز در جنوب غربی ایران است.

مواد و روش ها: ۳۰ نمونه پسماند حفاری از ۶ چاه در ۶ عمق مختلف (۱۲۰۰-۲۳۵۰) جمع آوری گردید و به آزمایشگاه منتقل شد. مقدار کل و قابل جذب عناصر با تیزاب سلطانی و DTPA استخراج و با دستگاه طیف سنج نوری پلاسمای جفت القائی (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry: ICP-OES) و طیفسنجی جذب اتمی (Atomic Absorption Spectroscopy: AAS) اندازه گیری شد. همچنین پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک شامل میزان مواد آلی، EC و pH اندازه گیری شد.

یافته ها: میانگین غلظت کل استرانسیم، باریوم، روی، مس، سرب و کادمیوم در نمونه های پسماند حفاری مورد مطالعه به ترتیب ۱۲۱۲، ۱۴۱۳، ۱۱۷/۶۶، ۲۰۹/۸۳، ۳۴۲/۶۶، ۲/۳۶ میلی گرم بر کیلوگرم و مقادیر قابل جذب این عناصر ۱۲/۲۹، ۰/۵۰، ۵/۱۴، ۱۴/۷۱، ۲۳/۸۰ و ۰/۴۶ میلی گرم بر کیلوگرم اندازه گیری شد. بیشترین مقدار فاکتور غنی شدگی ۲۰/۶۱ مربوط به سرب، بیشترین مقدار شاخص آلودگی ۹/۱۵ مربوط به کادمیوم بود. بیشترین نسبت قابل جذب ۲۶/۴۰ نیز مربوط به کادمیوم بود. میزان ریسک اکولوژیکی ۸۵۲/۹۱ محاسبه شد. همین طور بین نسبت قابل جذب سرب و کادمیوم و باریوم با اسیدیته، همبستگی منفی وجود دارد.

نتیجه گیری: میانگین مقادیر شاخص ریسک اکولوژیکی عناصر مورد بررسی در پسماند های حفاری میدان نفتی اهواز در محدوده ریسک پتانسیل اکولوژیکی خیلی زیاد قرار داشت. نتایج به دست آمده از فاکتور غنی شدگی و شاخص آلودگی، نشان داد که منبع آلودگی فلزات مورد مطالعه فعالیتهای انسان زاد از قبیل فعالیتهای حفاری نفتی در منطقه مورد مطالعه است از این رو نظارت مستمر بر غلظت آلاینده های فلزی در گل حفاری و همچنین استفاده از روش های تثبیت فلزات سنگین در مناطق مورد حفاری ضروری است.

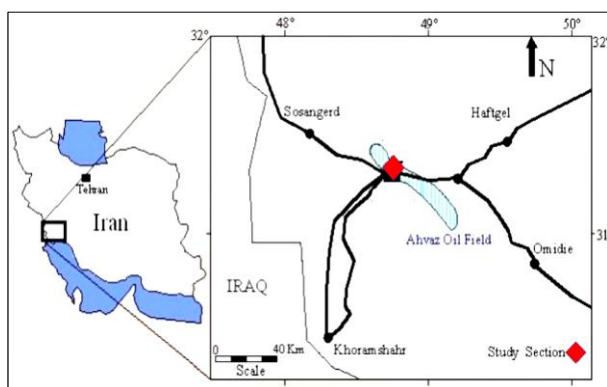
کلمات کلیدی: فلزات سنگین، شاخص آلودگی، ارزیابی ریسک اکولوژیکی

مقدمه

یکی از چالش‌های مهم صنعت حفاری در رابطه با کاهش اثرات زیست‌محیطی ناشی از پسماندهای تولید شده در محیط پیرامون و زمین‌های اطراف تحت عملیات حفاری است ۱. پسماندهای حفاری یکی از بزرگ‌ترین حجم زباله‌های تولید شده در فعالیتهای اکتشاف و تولید نفت و گاز می‌باشند که حاوی مواد سمی و به‌خصوص فلزات سنگین بوده که به طور بالقوه برای اکوسیستم مضر می‌باشند ۲،۳. صنعت حفاری به علت تخلیه مخلوط گل حفاری و خرده‌های ناشی از کندن لایه‌های زمین، مهم‌ترین صنعت تأثیرگذار بر محیط‌زیست است که شدت تأثیر آن به میزان سمیت گل حفاری و ترکیب شیمیایی کنده‌های حفاری بستگی دارد ۴. از طرفی تجمع فلزات سنگین در خاک، به علت سمی بودن و سرطان‌زا بودن این فلزات، ریسک بزرگی برای محیط‌زیست می‌باشد ۵. در این راستا پایش و سنجش فلزات سنگین ناشی از عملیات حفاری چاه‌های نفت و گاز در خاک‌های آلوده اطراف این صنایع از اهمیت بالایی برخوردار بوده و در ارائه برنامه‌های مدیریت و اصلاح خاک حائز اهمیت خواهد بود ۶،۷. بررسی نسبت فلزات سنگین ناشی از فعالیت‌های انسانی به غلظت زمینه فلزات مشتق شده از عوامل طبیعی، در غالب فاکتور غنی‌شدگی و شاخص آلودگی از رایج‌ترین روش‌های بررسی آلاینده‌های خاک به شمار می‌رود ۷. شاخص‌های آلودگی در تعیین علت انباشت فلزات سنگین در خاک کمک می‌کنند ۸. همین‌طور با توجه به تأثیر همزمان عوامل طبیعی و انسانی بر غلظت فلزات سنگین می‌تواند برای شناسایی منابع انسانی و میزان اثر آن‌ها به ترتیب با توجه به عناصر مشخصه هر منشاء و میزان تجاوز از حدود آستانه طبیعی استفاده شوند ۹. با این حال امروزه به‌خوبی مشخص شده است که اندازه‌گیری صرف غلظت کل فلزات سنگین در محیط ضرورتاً درجه سمیت آنها را مشخص نمی‌کند و نمی‌تواند معیار مناسبی برای ارزیابی دقیق آلودگی فلزی در خاک محسوب شود؛ بنابراین استفاده از

هر دوی مقادیر کل، و میزان قابل‌دسترس و آزمون همبستگی بین آنها در درک اثرات احتمالی فلزات در سیستم‌های زنده و منابع آلودگی‌های جاری کمک قابل توجهی می‌نماید ۱۰،۱۱. پتانسیل زیست‌دسترس‌پذیری فلزات به میزان کل آنها در خاک‌های آلوده، خصوصیات شیمیایی فلزات در خاک، pH، ظرفیت تبادل کاتیونی و مقدار ماده آلی و معدنی بستگی دارد ۱۲. سنجش و ارزیاب غلظت کل فلزات سنگین و پتانسیل خطر اکولوژیکی آنها در مطالعات مختلف مورد بررسی قرار گرفته است. قربانی و همکاران در مطالعه‌ای با ارزیابی پتانسیل ریسک زیست‌محیطی فلزات سنگین در میدان نفتی اهواز بیان کردند که میانگین غلظت آرسنیک، کادمیوم، کبالت، کروم، مس، نیکل، سرب، روی و وانادیم در خاک بیشتر از حد مجاز بوده و میزان غنی‌سازی سرب و روی طور معنی‌داری بالا بود. همین‌طور کادمیوم دارای پتانسیل ریسک زیست‌محیطی متوسط و دیگر فلزات دارای پتانسیل ریسک زیست‌محیطی پایین بودند ۱۳. نظریور و همکاران در تحقیقی با ارزیابی سطح آلودگی و پتانسیل ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی میدان نفتی اهواز نشان دادند که پتانسیل ریسک اکولوژی در اکثر نمونه‌ها در محدوده ریسک قابل توجه $600 < IR \leq 300$ قرار داشت ۱۴. Amin و همکاران با بررسی غلظت فلزات سنگین و شاخص‌های آلودگی در پسماندهای حفاری میدان نفتی زبیر در بصره عراق نشان دادند که میزان شاخص‌های آلودگی بیشتر از حد مجاز بود ۱۵. همین‌طور مطالعه کرباسی و همکاران بر روی فلزات سنگین در اطراف منطقه نفت‌خیز آب تیمور در اهواز نشان داد که میزان فلزات بررسی شده بیشتر از میانگین آنها در پوسته زمین بوده و شاخص ژئوشیمیایی مولر نیز درجه بالایی از غنی‌شدگی را نشان می‌داد ۱۶. مطالعه Mugendi و همکاران بر روی فلزات سنگین در پسماندهای حفاری در حوزه نفتی لوکیچار در کنیا نشان داد که میزان فلزات در پسماندهای حفاری بیشتر از استانداردهای سلامت جهانی است ۱۷. Xu و همکاران

میدان نفتی اهواز (شکل ۱)، یکی از مهم‌ترین میدان‌های نفتی استان خوزستان در جنوب غربی ایران است که در سال ۱۹۵۶ کشف شد و اکنون بیش از ۴۵۰ حلقه چاه دارد. این میدان نفتی دارای ساختار تاقدیس به طول ۷۲ کیلومتر و ۶ کیلومتر است که از شمال با میدان رامین از شرق با میدان مارون، از جنوب با میدان‌های شادگان و منصوری و از غرب با میدان‌های آب تیمور و سوسنگرد مجاور است. این میدان که دارای روند شمال غربی - جنوب شرقی (به موازات رشته‌کوه زاگرس) می‌باشد در افق آسماری به صورت دو تاقدیس مجزا از هم درمی‌آید.^{۲۱}



شکل ۱: موقعیت میدان نفتی اهواز در جنوب غربی ایران^{۲۲}

نمونه‌برداری

این مطالعه مقطعی و از نوع توصیفی تحلیلی بود. نمونه‌برداری به صورت کاملاً تصادفی و برخلاف جهت باد از پسماند حفاری با توجه به زمان‌بندی حفاری چاه‌های نفت و هماهنگی با اداره زمین‌شناسی مناطق نفت‌خیز (کارون) از ۶ چاه (WA1- WA6) در ۶ عمق مختلف (۱۲۰۰-۲۳۵۰) متر (جدول شماره یک) واقع در میدان نفتی اهواز و در بهار ۱۳۹۸ صورت گرفت. تعداد ۳۰ نمونه با میانگین وزنی $500 \pm 1/5$ کیلوگرم از لیتولوژی‌های سازندهای هر چاه (۵ نمونه از هر چاه)، از روی الک لرزان برداشته شدند. نمونه‌ها به گونه‌ای

درجات مختلفی از ریسک اکولوژیکی و سطح غنی‌شدگی را در بررسی فلزات سنگین موجود در پسماند حفاری واقع در شهر چونگ‌کینگ در کشور چین مشاهده کردند ۱۸. طبق مطالعه بابا اکبری ساری و همکاران بالا بودن پتانسیل خطرپذیری آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های شهرستان ورامین بیانگر افزایش شاخص نسبت قابل جذب (AR) فلزات سرب، مس و روی ناشی از مصرف پساب در فعالیت‌های کشاورزی بود ۱۹. Afkhami و همکاران نیز افزایش میزان کادمیوم، وانادیم و آرسنیک در خاک را به فعالیت‌های حفاری نفت و ساختارهای زمین‌شناسی در اعماق مختلف حفاری در خاک‌های اهواز نسبت دادند ۲۰. میدان نفتی اهواز بزرگ‌ترین میدان نفتی ایران و همچنین سومین میدان نفتی بزرگ جهان بعد از غوار (عربستان سعودی) و بورگان (کویت) با ظرفیت تولید ۸۰۰۰۰۰ بشکه در روز است ۱۳ که در آنجا سالانه حجم زیادی از کنده‌های حفاری حاصل از فعالیت‌های استخراج و اکتشاف نفت دپو می‌شود که احتمال آلودگی شدید خاک این مناطق به فلزات سنگین وجود دارد؛ در این راستا هدف از این تحقیق اندازه‌گیری غلظت کل و دسترس‌پذیر فلزات سنگین (استرانسیم، باریوم، روی، مس، سرب و کادمیوم) و ارزیابی میزان خطر زیست‌محیطی آنها در پسماند حفاری با استفاده از شاخص‌های آلودگی از جمله شاخص غنی‌شدگی، شاخص آلودگی، شاخص خطرات اکولوژیکی، بررسی زیست دسترس‌پذیری و نسبت قابل جذب می‌باشد که بررسی زیست دسترس‌پذیری فلزات سنگین در پسماند حفاری اولین بار در میدان نفتی اهواز انجام می‌شود. این مقاله می‌تواند در بررسی مشکلات زیست‌محیطی ناشی از پسماند حفاری و ارائه استراتژی‌های پالایش مؤثر بوده و به اهمیت مدیریت پسماندها در میدان نفتی اهواز بپردازد.

مواد و روش‌ها

موقعیت منطقه مطالعاتی

دسترس پذیر فلزات با استفاده از DTPA استخراج و سپس غلظت قابل دسترس فلزات سنگین (استرانسیم، باریم، روی، مس، سرب و کادمیوم) با دستگاه طیف سنج جذب اتمی اندازه گیری شد.^{۲۷}

آنالیزهای آماری

قبل از انجام آنالیزهای آماری ابتدا نرمال بودن یا نرمال نبودن داده ها با آزمون کولموگروف اسمیرنوف مشخص شد. نتایج نشان داد که کلیه عناصر از توزیع نرمال برخوردار بودند. جهت بررسی معنی داری تفاوت آماری بین متغیرها در نمونه های پسماند حفاری مورد بررسی از آزمون تجزیه واریانس یک طرفه (ANOVA) و برای تعیین همبستگی بین متغیرها از ضریب همبستگی پیرسون با استفاده از نرم افزارهای SPSS و EXCEL استفاده شد.

روش های ارزیابی میزان آلودگی

فاکتور غنی شدگی

فاکتور غنی شدگی یک روش متداول جهت تفکیک منشأ طبیعی و انسان زاد آلودگی فلزات سنگین در نمونه های خاک و رسوب است^{۲۸}. در این روش غلظت فلزات سنگین اندازه گیری شده نسبت به فلز مرجع مثل آهن نرمالیزه می شود. مقدار میانگین فلز آهن در نمونه های پسماند ۳۸۸۳۳/۳۳ میلی گرم بر کیلوگرم تعیین شد. همچنین میانگین فلز آهن در شیل برابر ۴۶۷۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم است. فاکتور غنی شدگی برای هر فلز از نسبت بین عنصر نرمالیزه کننده به مقدار زمینه عناصر، طبق (معادله ۱) محاسبه شد. بر اساس فاکتور غنی شدگی پنج رده آلودگی مطابق جدول ۱ وجود دارد^{۲۸،۲۹}.

معادله (۱)

$$EF = (Cs / C Fe) Sample / (Cs / C Fe) Background$$

که در این معادله Cs/Sample غلظت یک عنصر مشخص در نمونه پسماند، $C_{Fe}/Sample$ غلظت عنصر آهن در نمونه

انتخاب شد که تا حد امکان وضعیت ورود آلودگی های ناشی از گل حفاری به اعماق زمین را نشان دهد. لازم به ذکر است که این اعماق، بر اساس ورود به یک سازند جدید یا ضخامت زیاد سازند، تغییر در ترکیبات سیال حفاری، زمین شناسی لایه های مختلف زمین تعیین شده است^{۲۳}. نمونه های پسماند پس از جمع آوری درون کیسه های پلاستیکی گذاشته و به آزمایشگاه انتقال داده شدند.

سنجش غلظت کل فلزات سنگین در

نمونه های پسماند حفاری

ابتدا نمونه های پسماند به دست آمده از هر چاه در دمای محیط آزمایشگاه نگهداری و هوا خشک شدند و سپس در داخل آون به مدت ۲ ساعت در دمای ۵۰ درجه سانتیگراد قرار گرفتند. بعد از آن نمونه های خشک شده را با چکش پلاستیکی خرد کرده و به منظور ایجاد یکنواختی از الک دو میلیمتری عبور داده شدند. سپس ۵ گرم از هر یک از نمونه های غربال شده به دقت وزن شد و با هضم چهار اسیدی شامل ۱۰ میلی لیتر HF، ۵ میلی لیتر $HClO_4$ ، ۲/۵ میلی لیتر HCl و ۲/۵ میلی لیتر HNO_3 هضم گردید و پس از عبور از کاغذ صافی واتمن ۴۲، محتویات ارلن به بالن ژوژه ۵۰ میلی لیتری منتقل و با آب مقطر به حجم رسانده شد^{۲۴}. در نهایت غلظت فلزات سنگین نمونه ها با استفاده از دستگاه ICP-OES مدل Varian-OES-730 ساخت کشور آمریکا تعیین شد. pH نمونه ها با استفاده از روش D-9045 سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا اندازه گیری شد. بر اساس این روش، pH در آب مقطر بدون یون، با نسبت جامد به محلول ۱:۲، پس از به تعادل رسیدن به مدت ۱ ساعت، با دستگاه pH متر کالیبره شده (مدل YK-2001 CT) اندازه گیری شد. EC نمونه ها از طریق عصاره گیری با نسبت ۱ به ۵ نمونه های پسماند به آب و به وسیله مولتی متر تعیین شد^{۲۵}. مقدار ماده آلی نمونه های پسماند به روش والکی و بلک محاسبه شد^{۲۶}. بخش

براین اساس، شاخص آلودگی هر فلز در چهار طبقه آورده شده است (جدول ۱) ^{۳۱}. رابطه شاخص آلودگی مطابق معادله (۲) می باشد.

$$PI = \frac{Ci(sample)}{Cn(background)} \quad \text{معادله (۲)}$$

که در این معادله $Ci(sample)$ میزان فلز در نمونه های پسماند مورد مطالعه و $Cn(background)$ متوسط غلظت هر عنصر در زمینه است.

پسماند، $Cs/Background$ غلظت میانگین عنصر در شیل و $C_{Fe}/Background$ غلظت عنصر آهن در شیل می باشد.

شاخص آلودگی (PI)

شاخص آلودگی نیز معمولاً برای ارزیابی کیفیت محیط زیست مورد استفاده قرار می گیرد ^{۳۰}. بر اساس فاکتور شاخص آلودگی می توان مقدار فلزات را نسبت به مقدار زمینه طبیعی آنها سنجید و میزان آلودگی خاک را تعیین کرد.

جدول ۱: کلاس و سطح آلودگی مربوط به شاخص غنی شدگی شاخص آلودگی ^{۲۹،۳۲}

مقدار	کیفیت خاک	مقدار	کیفیت خاک
$PI \leq 1$	غیر آلوده	$EF < 2$	غیر آلوده تا آلودگی کم
$1 < PI \leq 2$	آلودگی کم	$2 < EF < 5$	نسبتاً آلودگی
$2 < PI \leq 3$	آلودگی متوسط	$5 < EF < 20$	آلودگی بالا
$PI < 3$	آلودگی شدید	$20 < EF < 40$	آلودگی شدید
		$EF > 40$	آلودگی خیلی شدید

در این رابطه CF : فاکتور آلودگی، Er : شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی هر عنصر، RI : ریسک اکولوژیکی مجموع عناصر را نشان می دهد. ضریب پتانسیل خطر زیست محیطی Er دارای پنج رده است که از حاصل ضرب ضریب سمیت هر فلز Tr در درجه آلودگی هر عنصر CF به دست می آید ^{۳۰،۳۵}. بر اساس گزارش ها کانسِن ^{۳۳} ضریب واکنش سمیت برای عنصرهای روی، مس، سرب و کادمیوم به ترتیب برابر است با ۵، ۵، ۱ و ۳۰ است (ضریب واکنش سمیت برای عناصر مورد مطالعه دیگر در منبع ذکر شده وجود ندارد). پتانسیل کل خطر آلودگی محیط زیستی، برابر با مجموع پتانسیل خطر محیط زیستی عنصرهای مورد مطالعه در نمونه های پسماند است. Hakanson برای Er پنج کلاس و برای RI چهار کلاس تعریف کرده است که در جدول (۲) آورده شده است ^{۳۳}.

ارزیابی خطر اکولوژیکی فلزات سنگین در

پسماندهای حفاری مورد مطالعه

ارزیابی خطر اکولوژیکی فلزات سنگین فلز در نمونه های پسماند با استفاده از پتانسیل خطر اکولوژیکی (RI) که توسط ها کانسِن ^{۳۳} پیشنهاد شده است، محاسبه شد. شاخص (RI) در پژوهش های متنوعی از جمله برآورد سمیت بیولوژیکی استفاده شده و می تواند برآورد جامعی از خطرات زیستی فلزات در محیط داشته باشد. پتانسیل خطر اکولوژیکی (RI) از طریق معادله های (۴ و ۵) محاسبه می گردد ^{۳۴}.

$$Er = Tr \times C_F \quad \text{(معادله ۴)}$$

$$RI = \sum Er \quad \text{(معادله ۵)}$$

جدول ۲: ارزیابی خطر اکولوژیکی فلزات سنگین^۳

شاخص Er	خطر اکولوژیکی هر فلز	RI شاخص	خطر اکولوژیکی و زیست محیطی
$Er < 40$	خطر پایین	$RI < 150$	خطر پایین
$40 \leq Er < 80$	خطر متوسط	$150 \leq RI < 300$	خطر متوسط
$80 \leq Er < 160$	خطر قابل توجه	$300 \leq RI < 600$	خطر قابل ملاحظه (زیاد)
$Er < 320$	خطر زیاد	$RI \geq 600$	خطر خیلی زیاد
$160 \leq Er < 320$	خطر خیلی زیاد		

شاخص نسبت قابل جذب (AR)

برحسب تعریف مقدار AR عبارت است از شاخص های قابلیت جذب فلزات که بر اساس غلظت کل هر فلز نرمال سازی شده اند و در نتیجه درصد قابل جذب از مقدار کل هر فلز را در خاک نشان می دهند. این شاخص بیانگر میزان فراهمی عناصر برای موجودات زنده و گیاهان می باشد^{۱۹}. قابل دسترس بودن فلزات در خاک ها به طور عمده تحت تأثیر مقدار رس، ماده آلی، pH، و ترکیبات مادری خاک است و این عوامل موجب تمایز مقادیر AR در خاک های مختلف حتی تحت کاربری های یکسان و مقادیر برابر غلظت کل فلزات می شود. برای محاسبه مقدار نسبت قابل جذب از معادله ۶ استفاده می شود^{۱۰}.

$$AR = (C_{ia} / C_{it}) \times 10^2 \quad (\text{معادله ۶})$$

که در این معادله C_{ia} غلظت قابل جذب فلز در نمونه i ام و C_{it} غلظت کل فلز در نمونه i ام می باشد.

یافته ها

خصوصیات پسماندهای حفاری

آمار توصیفی برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی پسماند حفاری در میدان نفتی اهواز در جدول شماره ۳ نشان داده شده است. همان طور که مشاهده می شود، میزان ماده آلی پسماندهای حفاری مورد مطالعه عموماً بیشتر از ۲ درصد

می باشد. اسیدیته نمونه ها نیز در محدوده قلیایی می باشد. میانگین هدایت الکتریکی نمونه های پسماند حفاری ۲۲۹/۳۸ میلی زیمنس بر سانتی متر محاسبه شد. ضریب تغییرات خصوصیات در محدوده قابل قبول می باشد.

جدول ۳: آمار توصیفی برخی خصوصیات فیزیکی - شیمیایی پسماندهای حفاری مورد مطالعه در میدان نفتی اهواز

EC	pH	TOM	
(ms cm^{-1})		(%)	
۲۱۳	۸/۱	۱/۳۵	حداقل
۲۴۲	۱۰/۱	۲/۳۲	حداکثر
۲۲۹/۳۸	۹/۱۴	۱/۷۹	میانگین
۱۱/۴۷	۰/۷۹	۰/۳۷	انحراف معیار
۰/۰۵	۰/۰۸۶	۰/۲۰۷	ضریب تغییرات

غلظت کل و قابل جذب عناصر در نمونه های

پسماند حفاری میدان نفتی اهواز

آلودگی فلزات سنگین نه تنها بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تأثیر می گذارند، بلکه خطر جدی برای سلامتی انسان از طریق ورود در زنجیره غذایی محسوب می شوند^{۳۷}. بنابراین بررسی میزان غلظت فلزات سنگین در خاک های آلوده صنعتی بسیار با اهمیت است. پارامترهای آماری مربوط به داده های خام فلزات مورد بررسی در نمونه پسماندهای حفاری چاه های مورد مطالعه در میدان نفتی اهواز در جدول ۴ ارائه شده است. ترتیب میانگین غلظت فلزات در پسماندهای

مورد مطالعه به صورت کادمیوم ($0/38$) > باریم ($0/46$) > روی ($3/63$) > استرانسیم ($10/58$) > مس ($13/05$) > سرب ($34/45$) به دست آمد که کمترین و بیشترین مقدار میانگین غلظت قابل جذب مربوط به کادمیوم و سرب بوده است.

مورد مطالعه به صورت کادمیوم ($1/54$) > روی ($10/3$) > مس (158) > سرب (337) > استرانسیم (1087) > باریم (1340) میلی گرم بر کیلوگرم است که کمترین و بیشترین مقدار غلظت میانگین مربوط به کادمیوم و باریم بوده است (جدول ۴).
الگوی میانگین غلظت قابل جذب فلزات در پسماندهای

جدول ۴: پارامترهای آماری غلظت کل و قابل دسترس فلزات سنگین در نمونه های پسماند حفاری و مقایسه با غلظت شیل و پوسته زمین (میلی گرم بر کیلوگرم)

مقدار کل فلز	مقدار قابل جذب فلز											
	کادمیوم	سرب	مس	روی	باریم	استرانسیم	کادمیوم	سرب	مس	روی	باریم	استرانسیم
حداقل	۰/۵۳	۲۴۸	۴۸	۷۹	۴۵۳	۷۸۲	۰/۱	۲۴/۲۶	۵/۲۵	۱/۲۷	۰/۱۸	۷/۹۷
حداکثر	۵/۸۸	۴۲۱	۵۰۷	۱۹۸	۲۳۷۷	۲۱۰۵	۱/۰۲	۴۱/۱۹	۲۹/۶	۱۳/۲۱	۰/۸۹	۲۱/۵
میانگین	۲/۳۵	۳۴۲/۶	۲۰۹/۸۳	۱۱۷/۶۶	۱۴۱۳	۱۲۱۲	۰/۴۶	۳۳/۸	۱۴/۷۱	۵/۰۴	۰/۵۰۸	۱۲/۲۹
انحراف معیار	۲/۰۳	۶۸/۶۴	۱۷۲/۲	۴۴/۵۶	۷۳۷/۵۴	۴۸۰/۷۶	۰/۳۵	۶/۵	۹/۱۶	۴/۷۶	۰/۲۸۴	۵/۲۱
ضریب تغییرات	۰/۸۶	۰/۲	۰/۸۲	۰/۳۷	۰/۵۲	۰/۳۹	۰/۷۷	۰/۱۹	۰/۶۲	۰/۹	۰/۵۶	۰/۴۲
شیل	۰/۲	۲۰	۴۵	۹۵								
پوسته زمین	۰/۱	۱۴	۵۰	۷۵								

برآورد آلودگی زیست محیطی عناصر سنگین

در اراضی مورد مطالعه

جدول شماره ۵ میزان شاخص فاکتور غنی شدگی (EF) فلزات سنگین در پسماندهای حفاری میدان نفتی اهواز را نشان می دهد. همان طور که در جدول مشاهده می شود میانگین فاکتور غنی شدگی (EF) در فلزات سنگین مورد مطالعه در نمونه های پسماند حفاری به صورت سرب > کادمیوم > استرانسیم > مس > باریم > روی کاهش می یابد که بیشترین میانگین فاکتور غنی شدگی (EF) به فلز سرب ($20/61$) و کمترین میانگین به فلز روی ($1/48$) اختصاص یافت. سطح آلودگی هر یک از فلزات سنگین در پسماندهای حفاری میدان نفتی اهواز بر اساس میانگین شاخص غنی شدگی نسبت به فلز سرب در محدوده آلودگی بسیار زیاد ($EF < 40$) > کادمیوم، مس و استرانسیم دارای آلودگی زیاد ($20 <$

$EF < 5$) ، باریم آلودگی متوسط ($5 < EF < 2$) و فلز روی دارای آلودگی کم ($EF < 2$) می باشند. این نتایج نشان می دهد که غلظت فلزات سنگین در نمونه های پسماندهای حفاری به طور معنی داری تحت تأثیر فعالیت های انسانی است. مقادیر حداکثر، حداقل و میانگین شاخص آلودگی (PI) برای هر فلز در جدول ۵ ارائه شده است. میانگین شاخص آلودگی (PI) برای فلزات سنگین مورد مطالعه در نمونه های پسماند حفاری به صورت کادمیوم > مس > سرب > استرانسیم > باریم > روی کاهش می یابد. سطح آلودگی هر یک از عناصر در منطقه مورد مطالعه بر اساس میانگین این شاخص بدین شرح است که فلز روی، باریم و استرانسیم در رده آلودگی متوسط ($3 < PI < 1$) و فلزات سرب و کادمیوم و مس در رده آلودگی شدید ($PI < 3$) قرار گرفتند.

جدول ۵: شاخص غنی شدگی و شاخص آلودگی و شاخص آلودگی بالقوه فلزات سنگین در پسماندهای حفاری میدانی نفتی اهواز

شاخص‌های آلودگی خاک	کادمیوم	سرب	مس	روی	باریم	استرانسیم
حداقل	۳/۱۶	۱۴/۹۱	۱/۲۸	۱/۰۰	۰/۹۳	۵/۵۳
شاخص غنی شدگی (EF)	۳۵/۲۰	۲۵/۳۱	۱۳/۵۴	۲/۵۰	۴/۹۲	۱۴/۸۹
میانگین	۱۴/۱۳	۲۰/۶۱	۵/۶۰	۱/۴۸	۲/۹۲	۸/۵۷
حداقل	۲/۰۳۸	۳/۶۱۵	۱/۸۲	۱/۲۹	۰/۹۷۰	۱/۵۴۵
شاخص آلودگی (PI)	۲۲/۶۱	۶/۱۳	۱۹/۲۹	۳/۲۳	۳/۶۲	۴/۱۶
میانگین	۹/۱۵	۴/۹۹	۷/۹۸	۱/۹۲	۲/۱۴۹	۲/۳۹۶

برآورد ضریب پتانسیل خطر زیست‌محیطی

(Er)

شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی (RI) بیانگر ضریب میزان سمیت فلزات مختلف است و باتوجه به تجمع بیولوژیکی و خطر زیستی در اندام‌های زنده تعریف و محاسبه می‌شود. ۶. میانگین ضریب پتانسیل خطر زیست‌محیطی (Er) و شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی (RI) برای فلزات مورد مطالعه در پسماند حفاری در جدول ۶ نشان داده شده است. بر اساس نتایج به دست آمده از جدول ۶ پتانسیل ریسک زیست‌محیطی فلزات سنگین نشان داد که فلزات کادمیوم و سرب در رده بندی پتانسیل ریسک زیست‌محیطی خیلی زیاد و پتانسیل ریسک زیست‌محیطی قابل توجه قرار داشتند، اما روی و مس در رده پتانسیل ریسک زیست‌محیطی کم قرار داشتند. میانگین شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی (RI) (۸۵۲/۹۱) نیز نشان داد که فلزات سنگین موجود در پسماند حفاری ریسک پتانسیل زیست‌محیطی خیلی زیاد دارند.

جدول ۶: میانگین ضریب پتانسیل خطر زیست‌محیطی (Er) و شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی (RI) فلزات سنگین در پسماندهای حفاری

میدان نفتی اهواز					
RI	Er	کادمیوم	سرب	مس	روی
حداقل	۱۵۹	۸۸/۵۵	۴/۸۰	۱/۰۵	۲۵۳/۷
حداکثر	۱۷۶۴	۱۵۰/۳۵	۵۰/۷۰	۲/۶۴	۱۹۶۷/۶۱
میانگین	۷۰۸	۱۲۲/۴۰	۲۰/۹۵	۱/۵۶	۸۵۲/۹۱

میانگین شاخص نسبت‌های قابل جذب (AR) در فلزات سنگین مورد مطالعه در نمونه‌های پسماند حفاری به صورت کادمیوم < سرب < مس < روی < استرانسیم < باریم کاهش می‌یابد (جدول ۷). بیشترین و کمترین مقدار میانگین شاخص نسبت‌های قابل جذب به ترتیب مربوط به کادمیوم (۲۶/۴۰۶) و باریم (۰/۰۶۰) میلی گرم بر کیلوگرم محاسبه شد (جدول ۸). مطابق ماتریس همبستگی پیرسون بین نسبت قابل جذب سرب (AR_{Pb}) و کادمیوم (AR_{Cd}) و باریم (AR_{Ba}) با اسیدیت، همبستگی منفی وجود دارد (جدول ۸). بین میزان مواد آلی و نسبت قابل جذب مس و روی رابطه معنی دار وجود دارد.

برآورد شاخص نسبت‌های قابل جذب (AR)

جدول ۷: میانگین شاخص نسبت‌های قابل جذب در پسماندهای حفاری میدان نفتی اهواز

کادمیوم	سرب	مس	روی	باریم	استرانسیم
۸/۴۲۳	۶/۸۹۲	۳/۰۱۷	۱/۱۶۵	۰/۰۱۴	۰/۴۱۷
۷۰/۸۳	۱۳/۹۶	۱۴/۴۳	۷/۳۱	۰/۱۹۶	۱/۶۳
۲۶/۴۰	۱۰/۱۲	۸/۸۵۵	۳/۹۱۰	۰/۰۶۰	۱/۱۱۲

جدول ۸: بررسی ماتریس همبستگی نسبت‌های قابل جذب و ویژگی‌های پسماند حفاری مورد مطالعه در میدان نفتی اهواز

AR Cd	AR Zn	AR Cu	AR Pb	AR Sr	AR Ba	PH	EC	TOM
								۱
							۱	-۰/۴۲۵
						۱	-۰/۱۳۶	۰/۱۲۰
					۱	-۰/۵۷۴	۰/۲۸	-۰/۳۹۵
				۱	-۰/۲۶	۰/۲۰۶	۰/۴۸۲	-۰/۲۹۹
			۱	-۰/۱۷۳	۰/۶۰۴	-۰/۶۵۹	۰/۲۳۴	۰/۳۸۵
		۱	-۰/۴۲۲	۰/۵۹۴	۰/۲۳۰	-۰/۰۵۴	۰/۶۳۰	۰/۹۱۳
	۱	-۰/۴۷۷	۰/۵۵۷	-۰/۳۵۴	۰/۲۶۷	-۰/۴۳۴	-۰/۳۷۴	۰/۵۹۸
۱	۰/۲۰۶	۰/۴۳۰	۰/۵۰۸	۰/۰۵۷-	۰/۹۵۷	۰/۵۰۶-	۰/۶۶۰	-۰/۵۴۹

معنی داری در سطح پنج درصد

بحث

بررسی غلظت فلزات سنگین در پسماند حفاری نسبت به غلظت این فلزات در پوسته زمین نشان داد که میانگین غلظت فلزات مورد بررسی بالاتر از غلظت آنها در پوسته زمین است که این مسئله می‌تواند مؤید این نکته باشد که نقش فعالیت‌های انسانی در تغلیظ فلزات سنگین در پسماند حفاری قابل توجه است. مطالعات متعددی وجود عناصر کادمیوم، روی، مس، سرب، استرانسیم و باریم را به منابع انسانی و به‌خصوص فعالیت‌های حفاری نسبت داده است. غلظت بالای عناصر در پسماند حفاری از یک طرف مربوط به افزودنی‌های موجود در گل حفاری مصرفی و از طرف دیگر می‌تواند مربوط به سازندهای حفاری شده باشند که با مطالعات (Khalilova and Mammadov and Amin et al) مطابقت داشت ۳،۱۵. وجود فلزات سنگین در کنده‌های حفاری می

تواند به دلایل مختلفی صورت پذیرد. برخی از فلزات سنگین در قالب نمک‌ها و یا ترکیبات فلزات آلی به سیال حفاری اضافه می‌شوند. منشأ فلز باریم، باریت و بتونیت مورد استفاده در عملیات حفاری می‌باشد که معمولاً دارای مقادیر زیادی از این فلز هستند بنابراین می‌توان گفت به همین دلیل فلز باریم بالاترین مقادیر را در نمونه‌های پسماند حفاری مورد مطالعه داشت. با توجه به جدول آمار توصیفی داده‌ها (جدول ۱) و بر اساس ضریب تغییرات، عناصر دارای توزیع نرمال می‌باشند و ضریب تغییرات کادمیوم و مس نزدیک به یک است که می‌تواند نشان‌دهنده منشأ برون‌زاد برای این فلزات باشد ۳۸. اندازه‌گیری محتوای دسترس‌پذیر فلزات مورد مطالعه با استفاده از محلول DTPA مبین آن است که به علت ماهیت قلیایی نمونه‌های پسماند دسترس‌پذیری فلزات مقدار کمی از غلظت کل آن‌ها را شامل می‌شود میزان مقادیر قابل جذب در مس و

سرب بیشتر از بقیه فلزات بود. این مقدار می‌تواند به وسیله گیاهان جذب شده و مخاطرات زیست محیطی ایجاد کند. Massas و همکاران بیان نمودند که مقادیر بالای غلظت قابل جذب فلزات در خاک ممکن است نشانه‌ای از غنی سازی جدید خاک با فلزات سنگین باشد که هنوز فرصت جداسازی و تثبیت توسط کلوئیدهای خاک را پیدا نکرده است ۱۰. همین‌طور هدایت الکتریکی پسماندهای حفاری بین ۲۱۳ تا ۲۴۲ میکرو زیمنس بر سانتی متر مربع محاسبه شد. مخازن نفت اغلب در نزدیک محیط‌های آبی شور و یا تبخیری یافت می‌شوند و آبی که در مخازن نفتی وجود دارد بسیار شور است همین‌طور غلظت بالایی از نمک به منظور ایجاد سد اسمزی و ممانعت از تورم لایه حفر شده به گل‌های حفاری اضافه می‌شود و بنابراین حجم زیادی از کنده‌های حفاری با گل بسیار شور آغشته می‌شود که باعث افزایش هدایت الکتریکی نمونه‌های پسماند حفاری می‌شود ۳۹. با توجه به نتایج به دست آمده غنی شدگی فلزات سرب، کادمیوم، مس، استرانسیم و باریم در پسماندهای مورد مطالعه علاوه بر هواز دگی مواد مادری و فرایندهای پدوژنیکی، تحت فعالیت‌هایی با منشأ انسان زاد از قبیل مواد استفاده شده در ترکیبات گل حفاری قرار دارند و فلزات مورد بررسی غنی شدگی کم تا غنی شدگی بسیار بالا را نشان می‌دادند. Liu و همکاران با بررسی شاخص غنی شدگی در منطقه بیجینگ واقع در چین در پنج فلز کادمیوم، کروم، مس، روی و سرب نشان دادند که غلظت هر فلز در خاک منطقه در مقایسه با سطوح زمینه روند افزایشی داشته است ($EF > 1$) ۴۰. نظر پور و همکاران در مطالعه‌ای به ارزیابی فاکتور غنی شدگی برخی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی میدان نفتی اهواز بیان کردند که منبع آلودگی فلزات مورد مطالعه فعالیت‌های انسان زاد از قبیل فعالیت‌های حفاری نفتی در منطقه مورد مطالعه است ۱۴. نتایج شاخص آلودگی (PI) رده‌های مختلف آلودگی از متوسط تا شدید را نشان می‌داد. طبق نتایج

شالباغ و همکاران شاخص آلودگی برای ۵ نمونه خاک پسماند حفاری در میدان نفتی اهواز، سطح بالای آلودگی را نشان داد ۴۱. فرهادیان بابادی و همکاران در بررسی زیست محیطی فلزات استرانسیم، باریم، مس، روی، کروم، نیکل، وانادیم، کادمیوم و نقره در پسماندهای حفاری چاه شماره ۴۴۹ میدان نفتی نشان دادند که این پسماندها نسبت به فلزات نقره و مس آلودگی متوسط تا شدید، نسبت به کادمیوم نسبتاً آلوده، نسبت به Sr و Ba غیر آلوده تا نسبتاً آلوده هستند و نسبت به دیگر فلزات آلوده نیستند ۴۲. از نظر خواص ژئوشیمیایی فلز کادمیوم، فلزی با تحرک پذیری بالا به حساب می‌آید با این حال به علت قلیایی بودن pH خاک، زیست دسترس پذیری کادمیوم درصد کمی از غلظت کل فلز را به خود اختصاص می‌دهد زیرا در pH قلیایی کادمیوم به دلیل تشکیل کمپلکس‌های پایدار کربنات کادمیوم تمایل به ته نشینی دارد ۴۳ که با نتایج رخ بر و همکاران مطابقت دارد ۱۱. فلزات سنگین در pH های قلیایی تا خنثی می‌تواند تشکیل کمپلکس‌های هیدروکسیدی ناپایدار یا انحلال پذیر دهند و این امر می‌تواند زیست دسترس پذیری آنها را برای گیاهان کنترل کند ۴۴. میانگین شاخص پتانسیل خطر زیست محیطی (RI) نیز نشان داد که فلزات سنگین موجود در پسماند حفاری ریسک پتانسیل زیست محیطی خیلی زیاد دارند که با نتایج مطالعه عادل و همکاران ۴۵ بر روی پسماند گل چاه‌های حفاری در میدان نفتی اهواز مطابقت دارد. قابل دسترس بودن فلزات در خاک‌ها به طور عمده تحت تأثیر برخی عوامل مانند pH و EC می‌باشد. این عوامل موجب تمایز غلظت قابل جذب AR در خاک‌های مختلف حتی تحت کاربری‌های یکسان و مقادیر برابر غلظت کل فلزات می‌باشد. این شاخص بیانگر میزان زیست فراهمی عناصر برای موجودات زنده و گیاهان می‌باشد ۱۹. بین میزان مواد آلی و نسبت قابل جذب مس و روی رابطه معنی دار وجود دارد که با مطالعه Clemente و همکاران مطابقت دارد ۴۶.

نتیجه گیری

صنایع حفاری نفت و گاز از یکی از عوامل ورود فلزات سنگین به محیط پیرامونی به ویژه محیط خاک می باشد. هدف از این مطالعه بررسی غلظت قابل جذب و ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین در میدان نفتی اهواز است. نتایج به طور کلی نشان داد که غلظت و درجه آلودگی پسماندهای حفاری بررسی شده نسبت به سه فلز اصلی (سرب روی و کادمیوم) بسیار زیاد است. نتایج شاخص غنی شدگی در فلزات مورد بررسی نشان دهنده انسان زاد بودن منشأ این فلزات می باشند همین طور وجود فلزات در سازندهای مختلف و همچنین افزودن فلز یا فلزات در ترکیبات اولیه سیالات حفاری در اعماق مختلف، دلیل قانع کننده ای برای بالا بودن فلزات سنگین مورد مطالعه در نمونه های پسماند حفاری مورد مطالعه است. در رابطه با فلزات مورد بررسی، همه آنها در شرایط قلیایی غیر متحرک بوده و تمایل به تجمع دارند. بالا بودن جز قابل دسترس فلزات در برخی نمونه های پسماند حفاری نشان می دهد که این فلزات پتانسیل ورود به چرخه غذایی انسانی را دارا می باشد. همچنین به دلیل تحرک پذیری جزء قابل دسترس برخی از فلزات در نمونه های پسماند، امکان نفوذ عمودی

همراه با آب های فرورو و آلوده شدن منابع آب زیرزمینی و یا انتقال با آب های جاری و آلوده سازی مناطق دوردست نیز دور از انتظار نمی باشد. بر اساس نتایج این تحقیق غلظت قابل جذب (AR) کادمیوم و سرب و مس بیشتر از سایر عناصر بود و با توجه به زیست فراهمی بالای این عناصر و همچنین شاخص آلودگی بالای محاسبه شده، منشأ اصلی آلودگی این عناصر ترکیبات استفاده شده در گل حفاری و آب مورد استفاده در عملیات حفاری است. براین اساس پیشنهاد می شود با استفاده از روش های مختلف پاک سازی فیزیکی و شیمیایی و یا روش گیاه پالایی، میزان آلودگی در مناطقی که پسماندهای حفاری وجود دارد کاهش یابد.

سپاسگزاری

پژوهش حاضر حاصل بخشی از رساله دکتری مصوب دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز با کد ۱۶۲۴۰۷۶۰۶ می باشد که با حمایت شرکت ملی حفاری و اداره زمین شناسی مناطق نفت خیز جنوب (کارون) واقع در اهواز انجام شده است. بدین وسیله از دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز جهت فراهم نمودن امکانات آزمایشگاهی برای اجرایی شدن این پژوهش تشکر و قدردانی می شود.

References

1. Onwukwe SI, Nwakaudu MS. Drilling Wastes Generation and Management Approach. Int J Environ Sci Dev 2012;3(3):252-257.
2. Ismail AR, Aliasc AH, Sulaimana WRW, Zaidi M. Drilling fluid waste management in drilling for oil and gas wells. Chem Eng Trans 2017; 56: 1351
3. Khalilova H and Mammadov V. Assessing the Anthropogenic Impact on Heavy Metal Pollution of Soils and Sediments in Urban Areas of Azerbaijan's Oil Industrial Region. Pol J Environ Stud 2016; 25(1): 159-166.
4. Neff JM. Composition, environmental fates, and biological effect of water-based drilling muds and cuttings discharged to the marine environment: A synthesis and annotated bibliography. Report prepared for PERF. Washington DC: American Petroleum Institute. 2005: 73.
5. Hu B, Wang J, Jin B, Li Y, Shi Z. Assessment of the potential health risks of heavy metals in soils in a coastal industrial region of the Yangtze River Delta. Environ. Sci Pollut Res 2017; 24 (24) : 1-11.
6. Sun Y, Zhou Q, Xie X, Liu R. 2010. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. J Hazard Mater 2010; 174(1):455-462.
7. Franco-Uria A, Lopez-Mateo C, Roca E, Fernandez-Marcos ML. Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain. J Hazard Mater 2009; 165(1-3): 1008-1015.
8. Elias P, Gbadegesin A. Spatial relationships of urban land use, soils and heavy metal concentrations in Lagos Mainland Area. J App Sci Environ Manage 2011, 15: 391-399

9. Ta W, Xiao H, Qu J, et al. Measurements of dust deposition in Gansu Province, China, 1986-2000. *Geomorphol* 2004;57(1-2):41-51.
10. Massas I, Ehaliotis C, Kalivas D, Panagopoulou G. Concentrations and availability indicators of soil heavy metals; the case of children's playgrounds in the city of Athens (Greece). *J Water Air and Soil Pollut* 2010; 212(1-4): 51-63.
11. Rokhbar M, qishlaqh A, forghani G. Bioavailability and Concentration of Heavy Metals in Soils and Plants near Irankuh mine Tailing Dams. *J Eng Geol* 2018; 11 (4) :363-384 [in Persian]
12. Leita L, Margon A, Pastrello A, et al. Soil humic acids may favor the persistence of hexavalent chromium in soil. *Environ Pollut* 2009;157:1862-1866.
13. Ghorbani MR, Ghanavati N, Babaenejad T, Nazarpour A, Payandeh K. Assessment of the potential ecological and human health risks of heavy metals in Ahvaz oil field, Iran. *PLoS ONE* 2020;15(11): e0242703.
14. Nazarpour A, Ghanavati N, Babaenejad T. Evaluation of the level of pollution and potential ecological risk of some heavy metals in surface soils in the Ahvaz oil-field. *Iran. J Health Environ* 2017;10(3):391-400.
15. Amin SA, Al-Obiady AM, Alani RR, Al-Mashhady A. Assesment of some Heavy Metal concentrations in Drilling Mud sample in Az ZUBAIR Oil Field, Basra, Iraq. *J Eng Technol* 2018;36(1):68-75.
16. Karbassi, AR, Tajziehchi S, Afshar S. An investigation on heavy metals in soils around oil field area. *Global J. Environ. Sci. Manage* 2015;1 (4): 275-282.
17. Mugendi D, Mireri C, Kibwage J. Assessment of heavy metals concentration in mud cuttings of reserve pit 7 in Twiga 1 well pad South Lokichar Basin relative to acceptable levels in drinking water. *J Basic Environ Sci*. 2019;15(1):87-94.
18. Xu T, Wang L, Wang X, Li T, Zhan X. Heavy Metal Pollution of Oil-Based Drill Cuttings at a Shale Gas Drilling Field in Chongqing, China: A Human Health Risk Assessment for the Workers. *Earth Environ Sci* 2019; 165:160-163.
19. Babaakbari Sari M, Shakouri M, Hasani A. Assessing Heavy Metals Risk Indices Caused by Vegetable Consumption in Varamin city. *J Soil Manage Sustain* 2019; 9(1): 119-133 [In Persian]
20. Afkhami F, Karbassi AR, Nasrabadi T, Vosoogh T. Impact of oil excavation activities on soil metallic pollution, the case study of an Iran southern oil field. *Environ. Earth Sci* 2013; 70(3): 1219-1224.
21. Rabbani AR, Bagheri Tirtashi R. Hydrocarbon source rock evaluation of the super-giant Ahvaz oilfield, SW Iran. *Aust J Basic Appl Sci* 2010; 4:673-686
22. Asghari M, Adabi MH. Digenesis and geochemistry of the sarvak formation in Ahvaz oil field-Iran. *Geochemistry Journal* 2014;1 (1):1-7.
23. Sarkheil H, Kalhor M, Azimi Y, et al. Investigating the effectiveness of drilling Mud-Cutting on heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons contamination by case study in well b of Azadegan south oil field. *Department of human environment, Iran Environ Plann* 2020; 1(2):34-49
24. Lu X, Wang L, Lei K, Huang J, Zhai Y. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *J Hazard Mater*. 2009;161(2):1058-62.
25. Garavand M, Ghasemi H, Hafezi Moghddas N. Geochemical and Environmental Assessment of the Heavy Metals in the Soils Derived from the Gorgan Schists. *Scientific Quarterly Journal, GEOSCIENCES* 2013; 22(86): 35-46 [in Persian]
26. Walkley A, Black IA. "An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method", *Soil sci* 1934; 37: 29-38.
27. Lindsay WL, Norvell WA. Development of a DTPA test for Zn, iron, manganese, and copper. *Soil Sci Soc Am J* 1978; 42:421-428.
28. Chabukdhara M, Arvind K, Nema AK. Heavy metals assessment in urban soil around industrial clusters in Ghaziabad, India: probabilistic health risk approach. *Ecotoxicol Environ Saf* 2012; 87:57-64.
29. Sutherland RA. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environ Geol* 2000; 39: 611 - 37.
30. Chen TB, Zheng YM, Lei M, Huang ZC, et al. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 2005; 60: 542-551.
31. Yu L, Zhang B, Zhang SQ. Heavy metal elements pollution evaluation on the ecological environment of the Sanjiang Plain based on GIS. *Chin J Soil Sci* 2004;35 (5): 529-532 [In Chinese]
32. Meza-Montenegro M M, Gandolfi A J, Santana-Alcanter M.E, et al. Metals in residential soils and cumulative risk assessment in Yaqui and Mayo agricultural valleys, Northern Mexico. *Sci.Total Environ* 2012;433: 472-481.
33. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research* 1980; 14(8): 975-1001.
34. Ali MM, Ali ML, Islam MS, Rahman MZ. Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environ Nanotechnol Monitor Manage* 2016; 5:27-35.
35. Xu Z, Ni S, Tuo X, Zhang C. Calculation of heavy metals toxicity coefficient in the evaluation of potential

- ecological risk index. Environ Sci Technol 2008;31:112-115.
36. Shi G, Chen Z, Bi C, et al. Comprehensive assessment of toxic metals in urban and suburban street deposited sediments (SDSs) in the bioggestmetrolitan area of China. Environ. Pollut 2010; 158: 694-703.
 37. Javan Siamardi S, Rezaei Kahkha M R, Safaei Moghaddam A, Noori R. Survey of Heavy Metals Concentration (Fe ,Ni ,Cu ,Zn ,Pb) in Farmland Soils of Sistan Central Part. Iran. J. Environ Health Eng 2014; 2 (1) :46-53 [in Persian]
 38. Riemann C, Filzmoser P, Garrett R, Dutter R, "Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R", John Wiley & Sons 2011; 362.
 39. Dastgheib SMM, Amoozegar MA, Khajeh K, Ventosa A.. A halotolerant Alcanivorax sp. strain with potential application in saline soil remediation. Appl Microbiol Biotechnol 2011; 90(1): 305-12.
 40. Liu W, Zhao J, Ouyang Z, et al.Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China, Environ Int 2005; 31(6):805–812.
 41. Shalbaf F, Rastmanesh F, Moradi R. Investigation of heavy metal enrichment in contaminated soils due to drilling and oil exploitation activities in Ahvaz oil field, a case study of Ahvaz city.Master of Science Geology.Department: Environmental Geology.Shahid Chamran University of Ahvaz,2018 [in Persian]
 42. Farhadian Babadi M, Masoudi F, zarasvandi A.Environmental Assessment of Drilling Wastes: Wastes of Well No. 449 in Ahvaz Oil Field (A Case Study). J Adv Appl Geol 2012; 2(3): 100-11[in Persian]
 43. Kabata-Pendias A. Trace elements in soil and plants, CRC Press, 2010:548.
 44. Turkdogan M K, Kilicel F, Kara K, et al. "Heavy metals in soil, vegetables and fruits in the endemic upper gastrointestinal cancer region of Turkey", Environ toxic pharmacol 2003; 13: 175-179.
 45. Adeli F, Bahram Alizadeh B, Rastmanesh F, Karimi MR.Assessment and Study of the Pollution in Drilling Fluid of Oil Wells in Ahvaz Oil Field from Environmental Geology Perspective. Master of Science Geology.Department: Environmental Geology.Shahid Chamran University of Ahvaz,2017 [in Persian]
 46. Clemente R, Walker DJ, Roig A, Bernal M P. "Heavy metal bioavailability in a soil affected by mineral sulfides contamination following the mine spillage at Aznalcóllar (Spain)", Biodegradation 2003;14:199-205.

Investigation of Ecological Risk (ER) and Available Ratio (AR) of some heavy metals in drill cutting of Ahvaz Oil Field in 2019

Zohre Lajmire Orak¹, Sima Sabzalipour^{1*}, Ebrahim Panahpour², Sina Attarroshan¹, Haman Tavakkoli³

¹Department of Environment, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran

² Department of Soil Science, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran

³Department of Chemistry, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran

*Email: shadi582@yahoo.com

Received: 28 January 2021 ; Accepted: 24 May 2021

ABSTRACT

Background: Drill cutting is one of the largest volumes of waste generated in oil and gas exploration and production activities, which contain toxic substances, especially heavy metals, which are potentially harmful to the ecosystem. This study aimed to investigate the pollution indices, available ratio, and ecological risk of some heavy metals in the Drill cutting of the Ahvaz oil field in southwestern Iran.

Methods: 30 samples of drill cutting were collected from 6 wells in 6 different depths (1250-2350 m), and there were sent to the laboratory. The total and available concentration of metals extracted by Aqua Regia method and by DTPA extracting solution and metals were analyzed by Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES) and Atomic Absorption Spectrophotometry (AAS). The soil chemical and physical parameters such as organic matter, EC, and pH were also measured.

Results: The mean total concentration (Sr, Ba, Zn, Cu, Pb, Cd) in the drill cutting samples studied 1212, 1413, 117.66, 209.83, 342.66, 2.36 mg/Kg, respectively and the available amounts of these elements 12.29, 0.50, 5.14, 14.71, 23.80 and 0.46 mg/kg were measured. The highest amount of enrichment factor 20.61 was related to Pb and the highest amount of pollution index 9.15 was related to Cd, respectively. The highest available ratio (26.40) was related to Cd. The environmental risk potential index (852.91) showed that drill cuttings have very high environmental potential risk. Also, there is a negative correlation between pH and the availability ratios of Pb, Cd, and Ba in drill cutting ($p < 0.05$).

Conclusion: The average values of the potential ecological risk index (RI) of the studied elements in the drill cutting of the Ahvaz oil field were in the range of very high environmental potential risk. The results obtained from the enrichment factor (EF) and the pollution index (PI) showed that the source of contamination of the studied metals is anthropogenic activities such as oil drilling activities in the study area. Therefore, continuous monitoring of the concentration of metal contaminants in the drill cuttings as well as the use of heavy metal stabilization methods in the drilled areas is essential.

Keywords: Heavy metals, Pollution factors, Ecological Risk Assessment