

غنی‌شدگی، منشأ، و خطر سلامتی فلزات سنگین در مزارع برنج: مطالعه موردی شهرستان‌های اهواز و باوی

فاطمه راست منش

گروه زمین شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران

زهرا حسنا

گروه زمین شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران

علیرضا زراسوندی

گروه زمین شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۲/۱۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۱/۰۸

f.rastmanesh@scu.ac.ir

چکیده

هدف از این مطالعه ارزیابی غلظت فلزات سنگین در خاک و برنج مزارع شهرستان‌های اهواز و باوی و شناسایی منابع فلزات سنگین است. ۱۴ نمونه خاک و برنج جمع‌آوری شد. پس از آماده سازی، به منظور تعیین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک و برنج به ترتیب از دستگاه‌های ICP-OES و ICP-MS استفاده شد. میانگین غلظت نقره، آرسنیک، کادمیم و آنتیموان از استاندارد پوسته بالایی بیشتر است. براساس میانگین شاخص‌های ارزیابی ریسک زیست محیطی بیشترین آلودگی مربوط به نقره، آرسنیک، کادمیم و آنتیموان است که بیانگر ورودی‌های انسان‌زاد به خاک کشاورزی همچون استفاده از کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها در منطقه مورد مطالعه، می‌باشد. فلزات کروم، آهن، سرب، نیکل و وانادیم دارای منشأ طبیعی، آنتیموان و کادمیم دارای منشأ انسان‌زاد، آرسنیک و مولیبدن هم دارای منشأ طبیعی و انسانی می‌باشند و نقره دارای منشأ انسان‌زاد است. احتمال خطر سلامتی ناشی از سرب و آرسنیک با مصرف برنج در منطقه وجود دارد. بیشترین میانگین غلظت فلزات در نمونه‌های برنج مربوط به سرب و کمترین مربوط به وانادیم است. سرب نمونه‌های برنج از استاندارد WHO مقادیر بیشتری را نشان داد و آرسنیک نیز نزدیک به مقدار استاندارد WHO است. میزان خطر غیرسرطانی در بزرگسالان و کودکان برای آرسنیک و سرب خطر متوسط است.

کلمات کلیدی: برنج، فلزات سنگین، ضریب غنی‌شدگی، شهرستان اهواز و باوی

مقدمه

امروزه آلودگی محیط‌زیست با به مخاطره انداختن سلامت جهانی به یکی از معضلات مهم پیش‌روی جامعه بشری تبدیل شده‌است (Ali et al., 2013). ورود فلزات سنگین به خاک کشاورزی با توجه به خطرات احتمالی که به سلامت انسان و محیط زیست وارد می‌کند عامل نگرانی بزرگی در سراسر جهان محسوب می‌شود (Türkdoğan et al., 2003). آلودگی زیست‌محیطی از مهمترین عوامل موثر در تخریب و تنزل کیفیت زیست‌کره و اجزای آن محسوب می‌شوند و در این میان فلزات سنگین به لحاظ بیولوژیکی، اکولوژیکی و سلامتی بشر اهمیت ویژه‌ای دارند (Ali et al., 2013; Doelsch et al., 2006). تحرک و پویایی اندک فلزات سنگین در خاک و تمایل آنها به تجمع در بدن گیاهان و ریز جانداران خاک موجب تشدید خطر این آلاینده‌ها برای حیات انسان و دیگر موجودات زنده شده است (Giusquiani et al., 1995).

غلظت زیاد عناصر در خاک‌ها بویژه خاک کشاورزی برای سلامتی انسان مضر شناخته شده است؛ زیرا از طریق گرد و غبار یا تماس مستقیم به انسان انتقال پیدا می‌کنند یا از راه‌های مختلف مانند آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی سلامتی انسان‌ها را به خطر انداخته و از طریق جذب توسط گیاهان وارد زنجیره غذایی انسان‌ها می‌شوند (Valipour et al., 2015). در دهه‌های گذشته آلودگی خاک و اثرات آن بر انسان و محیط زیست افزایش یافته است (Hashmi et al., 2013; Valipour et al., 2015). فلزات سنگین پس از ورود به بدن انسان در بافت‌هایی مانند چربی، عضلات، استخوان

و مفاصل رسوب کرده و باعث بیماری‌ها و عوارض متعددی مانند اختلالات عصبی، انواع سرطان، سقط جنین، اختلالات تنفسی، آسیب به کبد، کلیه و مغز، التهاب مفصل، ریزش مو و پوکی استخوان در بدن انسان می‌شوند (Adibi et al., 2014).

یکی از موارد مهم در مطالعه فلزات سنگین منشأ فلزات و عوامل دخیل در پراکنش جغرافیایی آنها است. عناصر سنگین در مقیاس وسیع، دارای منشأهای متفاوتی هستند که برخی از آنها ممکن است دور از ذهن باشند. بطور کلی فلزات سنگین دارای دو منشأ اصلی می‌باشند: منشأ طبیعی شامل فرسایش مواد معدنی، انتقال گرد و خاک‌های آلوده، هوازگی سنگ‌های غنی از فلزات سنگین و فعالیت‌های آتشفشانی و منشأ انسانی، که در اثر فعالیت‌های صنعتی، معدنکاری، عبور و مرور وسایل نقلیه، استفاده از سموم و آفت‌کش‌ها و دیگر فعالیت‌های انسانی وارد محیط زیست می‌شود (Křibek et al., 2010).

به طور کلی غلظت طبیعی فلزات سنگین در خاک کم و وابسته به مواد والد است؛ از این‌رو، برای بسیاری از فلزات، منابع انسانی شناخته شده‌تر هستند (Niu et al., 2013). از بین منابع انسانی آبیاری با فاضلاب، آفت‌کش‌ها و استفاده بیش از حد از کودها عوامل اصلی افزایش غلظت فلزات سنگین در کشاورزی هستند (Micó et al., 2006; Wei and Yang, 2010). برنج غذای اصلی بیش از نیمی از جمعیت جهان با بیش از ۷۴۰ میلیون تن در سال ۲۰۱۴ است. عمده کشورهای تولید کننده برنج کشورهای آسیایی شامل چین، ژاپن، اندونزی و تایلند می‌باشد (Hu et al., 2016). مطالعات زیادی در

موقعیت نقاط برداشت شده در (شکل ۱) نشان داده شده است. پس از انتقال نمونه‌های خاک به آزمایشگاه، به مدت ۷۲ ساعت در دمای اتاق خشک شدند. پس از خشک شدن برای خردکردن کلوخه‌ها از هاون دستی استفاده شد. سپس نمونه‌های پودر شده از الک ۲۰ مش (۲ میلی متری) و الک ۲۳۰ مش (۰/۰۶۳ میلی متری) عبور داده شدند.

از جز کوچکتر از ۰/۰۶۳ میلی‌متر برای تعیین غلظت فلزات سنگین و از جز کوچکتر از ۲ میلی‌متر برای تعیین pH استفاده شد. نمونه‌های خاک برای سنجش غلظت فلزات سنگین به روش ICP – OES به آزمایشگاه زرآما تهران ارسال شد. نمونه تکراری برای بررسی دقت آنالیزها فرستاده شد. نمونه‌های برنج نیز با آب مقطر شسته شد و در دمای اتاق خشک شدند. سپس بوسیله هاون دستی پودر شده و از الک ۶۰ مش عبور داده شدند. ۲۵ گرم از هر نمونه با ترازوی دیجیتال وزن کرده و برای سنجش غلظت فلزات سنگین به روش ICP – MS به آزمایشگاه زرآما تهران ارسال شد. نمونه تکراری نیز برای بررسی دقت آنالیزها فرستاده شد.

ارزیابی غنی شدگی فلزات و ریسک سلامتی

یکی از روش‌های رایج برای ارزیابی اثرات انسان‌زاد بر روی خاک، محاسبه ضریب‌غنی‌شدگی بهنجار شده (EF) است. روش EF مقدار فلز اندازه‌گیری شده را با توجه به فلز مرجع نمونه مانند آهن، اسکاندیم، تیتانیوم، منگنز یا آلومینیوم بهنجار می‌کند (Hasan et al., 2013; Rintala et al., 2014; Wang et al., 2014).

در این مطالعه برای ارزیابی اثر انسان‌زاد فلزات در خاک، از عنصر آهن به عنوان عنصر بهنجار کننده استفاده شد، زیرا غلظت این عنصر در خاک منطقه به غلظت میانگین آن در پوسته نزدیک است، همچنین میانگین غلظت فلزات در پوسته زمین به عنوان مرجع در محاسبات ضرایب آلودگی استفاده شد. برای محاسبه ضریب‌غنی‌شدگی عناصر خاک از (رابطه ۱) استفاده می‌شود.

$$EF = \frac{C_n(\text{sample})}{C_{ref}(\text{sample})} \times \frac{B_n(\text{background})}{B_{ref}(\text{background})} \quad \text{رابطه ۱}$$

در این رابطه $C_n(\text{sample})$ غلظت عنصر در نمونه خاک مورد مطالعه و $C_{ref}(\text{sample})$ غلظت عنصر مرجع در نمونه خاک است. $B_n(\text{background})$ و $B_{ref}(\text{background})$ نیز به ترتیب غلظت فلز در نمونه مرجع و غلظت عنصر مرجع را نشان می‌دهد. رده‌بندی ضریب غنی‌شدگی در جدول (۱) نمایش داده شده است (Sakan et al., 2009):

خصوص آلودگی برنج به فلزات سنگین صورت گرفته است (Norton et al., 2014; Rintala et al., 2014; Wei et al., 2012; Zeng et al., 2015). عمده آلاینده‌های برنج شامل آرسنیک (As)، کادمیم (Cd)، روی (Zn)، سرب (Pb) و جیوه می‌باشد (Bakota et al., 2015).

هدف از این مطالعه: (۱) ارزیابی غلظت فلزات سنگین در خاک کشاورزی و برنج مزارع شهرستان‌های اهواز و باوی در استان خوزستان؛

(۲) تعیین میزان غنی شدگی فلزات سنگین در خاک با استفاده از شاخص‌های زمین شیمیایی؛ (۳) شناسایی منابع انسان‌زاد یا طبیعی فلزات سنگین مورد بررسی با استفاده از روش‌های آماری (۴) ارزیابی ریسک خطر سلامتی برای کودکان و بزرگسالان است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

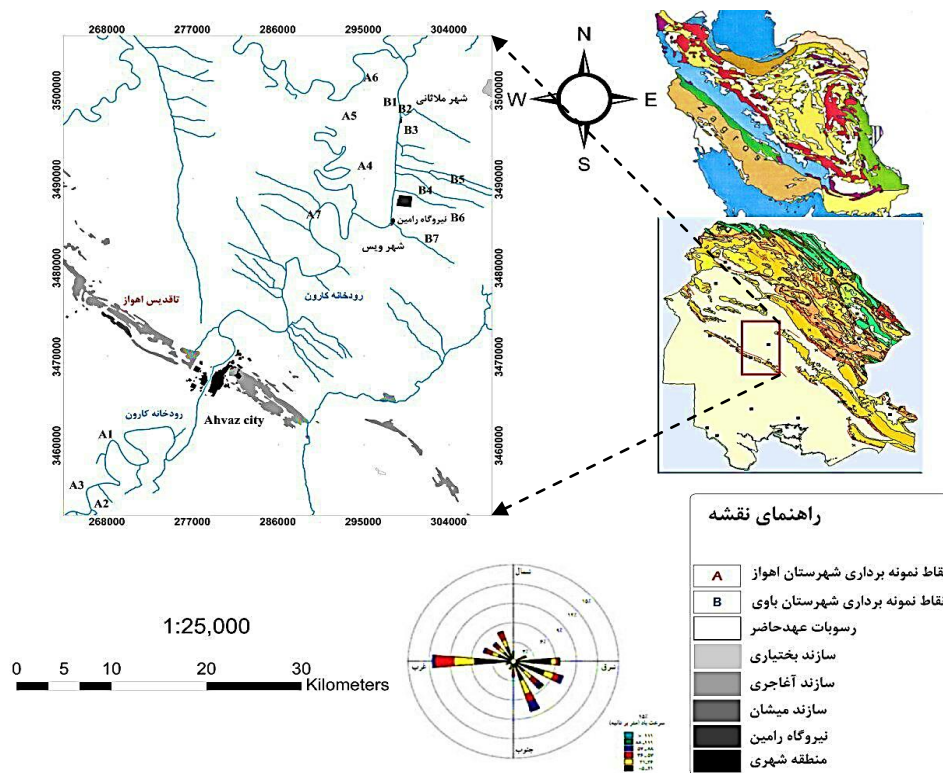
این مطالعه در استان خوزستان واقع در جنوب غربی ایران و شهرستان‌های اهواز و باوی صورت گرفته است. شهر اهواز مرکز استان خوزستان و شهرستان باوی به مرکزیت شهر ملائانی در بخش جلگه‌ای استان خوزستان و با ارتفاع متوسط ۲۰ متر از سطح دریا قرار دارند. منطقه مورد مطالعه دارای آب و هوای نیمه استوایی است، به گونه‌ای که تابستان‌های گرم و خشک و زمستان‌های بارانی و مرطوب دارد. جهت وزش باد غالب در منطقه مورد مطالعه غربی – شرقی و جنوب شرق – شمال غرب است (شکل ۱).

این دو شهرستان در قسمت مرکزی استان خوزستان و در دشت خوزستان واقع شده‌اند. دشت خوزستان به عنوان بخشی از سکوی عربی توسط رسوبات آبرفتی پوشیده شده و سازندهای قدیمی در زیر این پوشش قرار دارند. منطقه مورد مطالعه بر روی رسوبات آبرفتی جوان عهد حاضر متشکل از رسوبات دانه ریز رسی و سیلتی و متوسط دانه ماسه‌ای قرار گرفته است.

رودخانه کارون بزرگترین رودخانه پر آب ایران از میان این دو شهرستان عبور می‌کند و آب مورد نیاز فعالیت‌های کشاورزی را تامین می‌کند. کشاورزی در استان خوزستان به خوبی توسعه پیدا کرده است و یکی از مناطق تولید برنج می‌باشد. با توجه به رشد صنعت، آلودگی فلزات سنگین به عنوان یک نگرانی بزرگ مطرح است.

نمونه برداری و روش‌های تجزیه

پس از بررسی مزارع برنج محدوده مورد مطالعه و بدست آوردن اطلاعات از سازمان جهاد کشاورزی استان خوزستان، مجموعاً ۱۴ مزرعه برنج واقع در شهرستان‌های اهواز و باوی انتخاب شدند. از هر قطعه زمین کشاورزی ۴ نمونه خاک مرکب و یک نمونه برنج (بصورت مرکب از نقاط برداشت خاک) در فصل برداشت (آبان، ۱۳۹۵) جمع‌آوری شد. با برداشت هر نمونه مکان آن توسط دستگاه GPS ثبت شد.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه برداری.

جدول ۱- مقادیر ضریب غنی‌شدگی.

ضریب غنی‌شدگی	کیفیت خاک
$EF < 1$	بدون غنی‌شدگی
$1 \leq EF < 3$	غنی‌شدگی کم
$3 \leq EF < 5$	غنی‌شدگی متوسط
$5 \leq EF < 10$	غنی‌شدگی متوسط تا شدید
$10 \leq EF < 25$	غنی‌شدگی شدید
$25 \leq EF < 50$	غنی‌شدگی بسیار شدید
$EF \geq 50$	غنی‌شدگی بسیار بسیار شدید

برای بزرگسالان ۱۸۷ گرم می باشد) و BW میانگین وزن بدن (برای کودکان ۲۵ کیلوگرم و برای بزرگسالان ۷۰ کیلوگرم) می‌باشد. میزان خطر غیرسرطان‌زایی:

$$THQ = \frac{EDI}{RfD}$$

رابطه ۳:

در این رابطه، THQ میزان خطر غیرسرطان‌زایی، EDI میزان جذب روزانه و RfD غلظت مرجع ($mg \cdot kg^{-1} \cdot day^{-1}$) است. مقایر RfD برای فلزات مورد مطالعه در جدول (۵) نمایش داده شده است (Zeng et al., 2015).

- ❖ THQ کمتر از یک میزان خطر کم
- ❖ $1 < THQ < 3$ میزان خطر متوسط
- ❖ $THQ > 3$ خطر بالا

خطر تجمعی غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین (شاخص خطرپذیری) از سیرها و منابع مختلف از (رابطه ۴) محاسبه می‌شود:

$$HI = \sum THQ$$

رابطه ۴:

ارزیابی خطر فرآیندی است که طی آن احتمال و بزرگی خسارت، هدر رفت یا آسیب ناشی از یک خطر یا تهدید بالقوه سلامتی تخمین زده می‌شود (Halim et al., 2015). خطرات فلزات بطور عمده به دو نوع اثرات سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی تقسیم می‌شود. در روش تخمین آثار غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین از تابعی به نام نسبت خطر (THQ)^۱ استفاده می‌شود که عبارت است از غلظت آلاینده مورد نظر به یک مقدار استاندارد (RfD)^۲. واحد RfD معمولاً میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن بدن در روز است. ارزیابی خطر با استفاده از (رابطه ۳-۵) محاسبه می‌شود:

تخمین دریافت روزانه عناصر:

$$EDI = \frac{C \times CON}{BW}$$

رابطه ۲:

در این رابطه، EDI مقدار جذب روزانه، C غلظت فلز در نمونه برنج، CON میانگین دریافت روزانه برنج در منطقه مورد مطالعه (برای کودکان ۱۱۰ گرم و

1- Target Hazard Quotient
2- Oral Reference Dose

انسانزادی مانند کاربرد کودها، ریزش های جوی ناشی از ترافیک وسایل نقلیه و همچنین نزدیکی به مراکز صنعتی می باشد.

علاوه بر این کروم و کادمیم در خاک کشاورزی ممکن است ناشی از ورود فاضلاب به خاک برای آبیاری مزارع باشد (Xin, 2011) بیشترین غلظت مولیبدن در ایستگاه A5 (۰/۷۵ mg/kg) است که احتمالاً ناشی از استفاده کودهای فسفاته در منطقه می باشد. بیشترین غلظت نیکل در ایستگاه A4 (۹۱ mg/kg) است که ممکن است نتیجه احتراق سوخت های فسیلی و نزدیکی به نیروگاه رامین و قرارگیری ایستگاه در جهت باد اصلی منطقه باشد. منابع تولید نیکل شامل احتراق نفت و گاز، نشت سوخت، فعالیت های صنعتی و دفع زباله می باشد. بیشترین غلظت سرب (۸ mg/kg) در ایستگاه A7 اندازه گیری شد. از منابع اصلی ورود سرب به خاک کشاورزی استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی، کاربرد کمپوست، آبیاری مزارع با فاضلاب تیمار شده از منابع شهری و یا کاربرد لجن فاضلاب بعنوان کود و همچنین رسوبات جوی می باشد.

غلظت بالای سرب در خاک ها منعکس کننده تجمع دراز مدت فلزات سنگین ناشی از انتشارات ترافیکی است (Guo et al., 2012). قابلیت حل، حرکت و قابلیت دسترسی زیستی سرب کم است اما غلظت های بالای این عنصر برای سلامت انسان ها مضر می باشد (Alloway et al., 1990). بیشترین غلظت وانادیوم در ایستگاه A4، (۷۵ mg/kg) است که احتمالاً ناشی از احتراق سوخت فسیلی و نزدیکی به میدان نفتی است.

ارزیابی غنی شدگی فلزات

محاسبه ضریب غنی شدگی روش مناسبی جهت تعیین منشأ طبیعی و انسان زاد آلودگی فلزات در خاک می باشد. در (جدول ۳) ضریب غنی شدگی فلزات سنگین در خاک مزارع شهرستان های اهواز و باوی آورده شده است. از بررسی نتایج ضریب غنی شدگی نمونه های خاک مزارع شهرستان های اهواز و باوی مشخص شد که نقره در تمام ایستگاه ها دارای غنی شدگی شدید می باشد. آرسنیک در ایستگاه های A4 و B1 دارای غنی شدگی کم، ایستگاه های A5 و B7 دارای غنی شدگی شدید و در سایر ایستگاه ها دارای غنی شدگی متوسط است. کادمیم در ایستگاه های A6, B2, B3, B4 و B6 دارای غنی شدگی شدید و در سایر ایستگاه ها دارای غنی شدگی کم می باشد.

مولیبدن در ایستگاه های A2, A3, A4, A7, B1, B3 و B7 فاقد غنی شدگی و در سایر ایستگاه ها دارای غنی شدگی کم است. نیکل و وانادیم در تمام ایستگاه ها فاقد غنی شدگی می باشد. سرب در ایستگاه A6 دارای غنی شدگی کم و در سایر ایستگاه ها دارای فاقد غنی شدگی است. آنتیموان در ایستگاه های A2, A4 و A7 دارای غنی شدگی متوسط و در سایر ایستگاه ها دارای غنی شدگی شدید است.

- ❖ HI کمتر از یک باشد اثر نامطلوب واضحی نشان نمی دهد.
- ❖ HI بیشتر از یک باشد احتمالاً عواض جانبی نشان می دهد.
- ❖ HI بستر از ۱۰ باشد خطر بالا و مزمن و حتی حاد نشان می دهد.

تجزیه و تحلیل آماری

تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از نرم افزار SPSS20.0 انجام شد. تجزیه و تحلیل مؤلفه های اصلی (PCA) برای شناسایی ارتباط بین فلزات استفاده می شود (Guillén et al., 2012). خواص فیزیکوشیمیایی خاک و روابط دو فلز توسط ضریب همبستگی (CM) برای تکمیل نتایج به دست آمده از تحلیل مؤلفه اصلی استفاده شد. آزمون نرمال بودن داده ها نیز به روش کولموگروف اسمیرنوف (K-S) انجام شد.

بحث و نتایج

خواص فیزیکوشیمیایی نمونه های خاک و غلظت عناصر

نتایج اندازه گیری غلظت عناصر سنگین و خواص فیزیکوشیمیایی خاک مزارع برنج شهرستان های اهواز و باوی در (جدول ۲) آمده است. تجمع و انباشت فلزات در خاک به شدت وابسته به خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک می باشد، در واقع خواص فیزیکی و شیمیایی خاک نقش اساسی در توزیع مکانی برخی از فلزات دارند (Mahmoudabadi et al., 2015). در نمونه های برداشت شده ایستگاه های A4, B3, B5, B6 و B دارای شرایط قلیایی ($pH > 8$) می باشند. سایر نمونه های برداشت شده شرایط کمی قلیایی ($pH = 7.2-8$) را نشان می دهد.

بیشترین و کمترین میزان pH در خاک منطقه مورد مطالعه به ترتیب مربوط به ایستگاه B5 و A5 است و میانگین pH خاک ۷/۸۶ است. بیشترین غلظت نقره (۰/۳ mg/kg) در ایستگاه B4 اندازه گیری شد. افزایش نقره در خاک را می توان به استفاده از نانو ذرات نقره در مزارع برنج به منظور مقابله با بیماری های گیاه برنج نسبت داد. بیشترین غلظت آرسنیک (۴/۵ mg/kg) در ایستگاه B3 اندازه گیری شد. آرسنیک در محیط زیست هم دارای منشأ طبیعی و هم دارای منشأ انسانی می باشد. افزایش آرسنیک در خاک را می توان به استفاده از کودهای حاوی آرسنیک در مزارع نسبت داد (Atafar et al., 2010).

بیشترین غلظت کادمیم در ایستگاه A4 (۰/۲۷ mg/kg) می باشد. کادمیم عنصری است که منابع ورود انسانی فراوان به محیط دارد و شامل فعالیت های تجاری، صنعتی، احتراق سوخت های فسیلی، انتشارات ترافیکی، استهلاک خودروها، دفع زباله ها، آبیاری با فاضلاب، استفاده از کودهای آلی و فسفاته است (Hamzeh et al., 2011; Hashmi et al., 2013). مقدار کادمیم را می توان به استفاده از کودهای سوپر فسفات و تری فسفات مورد استفاده در مزارع برنج نسبت داد. بیشترین غلظت کروم در ایستگاه A1 (۱۲۶ mg/kg) می باشد. وجود کروم در خاک کشاورزی احتمالاً دارای ورودی

جدول ۲- مقادیر فلزات سنگین (mg/kg) و pH خاک مزارع برنج شهرستان اهواز و باوی.

pH	V	Sb	Pb	Ni	Mo	Cr	Cd	As	Ag	عنصر منطقه
-	۱	۰/۵	۱	۱	۰/۵	۱	۰/۱	۰/۵	۰/۱	DL*
۷/۷۱	۶۱	۰/۸۸	۶	۷۷	۰/۷۴	۱۲۶	۰/۲۶	۲/۴	۰/۲۳	A1
۷/۷۹	۶۵	۰/۷۵	۶	۸۴	۰/۷	۱۱۶	۰/۲۳	۲/۶	۰/۲۴	A2
۷/۹۳	۵۹	۰/۷۵	۶	۷۱	۰/۶۳	۱۰۷	۰/۲۳	۲/۶	۰/۲۹	A3
۸/۰۳	۷۵	۰/۸۸	۶	۹۱	۰/۶۳	۹۶	۰/۲۷	۲/۴	۰/۲۹	A4
۷/۵۱	۵۸	۰/۸	۶	۶۸	۰/۷۵	۹۸	۰/۲۵	۴/۵	۰/۲۴	A5
۷/۶۷	۵۱	۰/۸۲	۶	۵۸	۰/۶۶	۷۸	۰/۲۴	۲/۵	۰/۲۷	A6
۷/۶۵	۶۸	۰/۷۷	۸	۸۷	۰/۷۴	۱۰۵	۰/۲۵	۲/۶	۰/۲۵	A7
۷/۸۱	۶۵	۰/۸۴	۶	۷۷	۰/۶۶	۸۳	۰/۲۶	۲/۳	۰/۲۹	B1
۷/۷۳	۵۶	۰/۸۳	۵	۶۳	۰/۷	۹۳	۰/۲۶	۲/۴	۰/۲۷	B2
۸/۰۳	۵۶	۰/۸۲	۶	۶۵	۰/۶۲	۹۲	۰/۲۶	۲/۲	۰/۲	B3
۷/۹۷	۵۶	۰/۷۷	۵	۶۶	۰/۶۹	۸۶	۰/۲۴	۲/۵	۰/۳	B4
۸/۱۹	۵۴	۰/۸۶	۵	۶۳	۰/۶۱	۸۴	۰/۲۳	۲/۱	۰/۲۳	B5
۸/۰۱	۵۰	۰/۷۸	۵	۵۸	۰/۶۷	۸۶	۰/۲۴	۲/۷	۰/۲۶	B6
۸/۰۴	۶۴	۰/۸۸	۶	۷۹	۰/۶۹	۸۴	۰/۲۶	۴/۲	۰/۲۵	B7
۸/۱۹	۷۵	۰/۸۸	۸	۹۱	۰/۷۵	۱۲۶	۰/۲۷	۴/۵	۰/۳	حداکثر
۷/۵۱	۵۰	۰/۷۵	۵	۵۸	۰/۶۱	۷۸	۰/۲۳	۲/۱	۰/۲	حداقل
۷/۸۶	۵۹/۹	۰/۸۲	۵/۹	۷۱/۹	۰/۶۸	۹۵/۳	۰/۲۵	۲/۷	۰/۲۶	میانگین
-	۱۶۰	۰/۳	۱۴	۸۰	۱/۴	۱۰۰	۰/۱۱	۱/۵	۰/۰۷	پوسته بالایی

*DL = حد تشخیص دستگاه برای فلزات مختلف بر حسب (mg/kg)

جدول ۳- ضریب غنی‌شدگی فلزات در نمونه‌های خاک.

V	Sb	Pb	Ni	Mo	Cr	Cd	As	Ag	عنصر ایستگاه
۰/۷۵	۵/۷۷	۰/۸۴	۱/۹	۱/۰۴	۲/۵	۴/۶	۳/۱۵	۶/۴۶	A1
۰/۷۵	۴/۶۱	۰/۸	۱/۹۴	۰/۹۲	۲/۱	۳/۹	۳/۲	۶/۳۳	A2
۰/۷۶	۵/۱	۰/۸۹	۱/۸۳	۰/۹۲	۲/۲	۴/۳	۳/۶	۸/۵۴	A3
۰/۷۹	۴/۹۶	۰/۷۳	۱/۹۳	۰/۷۶	۱/۶	۴/۲	۲/۷	۷/۰۱	A4
۰/۷۷	۵/۶۸	۰/۹۱	۱/۸۱	۱/۱۴	۲/۱	۴/۹	۶/۴	۷/۳	A5
۰/۷۸	۶/۷۳	۱/۰۵	۱/۷۴	۱/۱۶	۱/۹	۵/۴	۴/۱	۹/۵	A6
۰/۷۳	۴/۴	۰/۹۸	۱/۸۶	۰/۹	۱/۸	۳/۹	۳	۶/۱۱	A7
۰/۷۶	۵/۲۳	۰/۸	۱/۸	۰/۸۸	۱/۵	۴/۴	۲/۹	۷/۷۴	B1
۰/۷۵	۵/۹۳	۰/۷۶	۱/۶۹	۱/۰۷	۲	۵/۱	۳/۴	۸/۲۷	B2
۰/۷۵	۵/۸۶	۰/۹۲	۱/۷۴	۰/۹۵	۲	۵/۱	۳/۱	۶/۱۳	B3
۰/۷۹	۵/۸	۰/۸۱	۱/۸۷	۱/۱۱	۱/۹	۵	۳/۷	۹/۷	B4
۰/۷۷	۶/۶	۰/۸	۱/۸۱	۱	۱/۹	۴/۸	۳/۲	۷/۵۶	B5
۰/۷۸	۶/۴۷	۰/۸۹	۱/۸	۱/۱۹	۲/۱	۵/۴	۴/۵	۹/۲۵	B6
۰/۷۶	۵/۶	۰/۸۲	۱/۸۹	۰/۹۴	۱/۶	۴/۵	۵/۴	۶/۸	B7
۰/۷۶	۵/۶۲	۰/۸۶	۱/۸۳	۱	۱/۹۴	۴/۶۸	۳/۷۴	۷/۶۲	میانگین
۰/۷۳	۶/۷۳	۱/۰۵	۱/۹۴	۱/۱۹	۲/۵	۵/۴	۶/۴	۹/۷	بیشینه
۰/۷۹	۴/۴	۰/۷۳	۱/۶۹	۰/۷۶	۱/۵	۳/۹	۲/۷	۶/۱۱	کمینه

غلظت فلزات در گیاه برنج

انتقال فلزات سنگین از خاک به گیاه بستگی به خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک و نوع گونه گیاهی دارد. غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های برنج در جدول (۴) آورده شده است. میانگین غلظت آرسنیک ($0/121 \text{ mg/kg}$) است که نزدیک به مقدار مجاز WHO و از حداکثر مجاز غلظت آرسنیک برای برنج مقدار کمتری را نشان می‌دهد. بیشترین مقدار آرسنیک در ایستگاه A4 ($0/37 \text{ mg/kg}$) است که این مقدار از استاندارد WHO بیشتر است.

میانگین غلظت کروم ($0/46 \text{ ppm}$) است که از مقدار مجاز WHO و حداکثر مجاز غلظت کروم برای برنج مقدار کمتری را نشان می‌دهد. بیشترین مقدار کروم در دانه برنج مربوط به ایستگاه B5 ($1/2 \text{ mg/kg}$) است که از مقدار استاندارد WHO بیشتر می‌باشد. باتوجه به مقدار کروم در خاک این ایستگاه احتمالاً افزایش مقدار کروم در نمونه‌های برنج ناشی از ورودی‌های دیگر علاوه بر خاک می‌باشد.

بیشترین مقدار مولیبدن در ایستگاه A3 گزارش شده است که جذب این عنصر علاوه بر خاک می‌تواند از طریق اندام‌های هوایی گیاه نیز صورت پذیرد. بیشترین مقدار نیکل در ایستگاه A2 ($2/56 \text{ mg/kg}$) است که در نزدیکی میدان نفتی می‌باشد. باتوجه به مقدار این عنصر در خاک احتمالاً از طریق خاک جذب گیاه شده است.

حد سمیت نیکل را برای گیاهان بین ($10-100$) میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Kabata-Pendias, 1992). میانگین غلظت نیکل ($1/91 \text{ mg/kg}$) است از حداکثر مجاز غلظت نیکل برای غلات مقدار کمتری را نشان می‌دهد. میانگین غلظت سرب ($2/62 \text{ mg/kg}$) است که از مقدار مجاز WHO و از حداکثر مجاز غلظت سرب برای برنج مقدار بیشتری را نشان می‌دهد. بیشترین مقدار سرب در ایستگاه A3 ($7/4 \text{ mg/kg}$) می‌باشد که باتوجه به کم تحرک بودن این فلز در خاک احتمالاً افزایش غلظت در دانه برنج منشأ جوی دارد. بیشترین غلظت وانادیم در ایستگاه A7 است که در این ایستگاه کمترین میزان وانادیم در خاک ثبت شده است که در جهت باد غالب منطقه می‌باشد.

جدول ۴- غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های برنج (mg/kg) منطقه مورد مطالعه.

عنصر ایستگاه	V	Pb	Ni	Mo	Cr	As
DL*	0/01	0/01	0/01	1	0/01	0/01
A1	0/011	4/088	1/877	0/644	0/489	0/097
A2	0/013	0/327	2/559	0/682	0/443	0/059
A3	cNV	7/374	2/361	0/803	0/322	0/027
A4	0/014	1/194	2/143	0/587	0/461	0/369
A5	0/014	0/01	1/291	0/565	0/283	0/012
A6	0/013	cNV	1/748	0/537	0/231	0/051
A7	0/024	0/761	2/037	0/635	0/592	0/264
B1	0/013	6/958	1/021	0/588	0/183	0/03
B2	0/012	cNV	1/289	0/388	0/329	0/123
B3	0/017	cNV	2/473	0/602	0/407	0/081
B4	0/017	cNV	2/528	0/566	0/443	0/149
B5	0/022	cNV	2/04	0/569	1/193	0/168
B6	cNV	cNV	1/71	0/699	0/461	0/073
B7	0/018	0/212	1/779	0/645	0/59	0/188
میانگین	0/016	2/6155	1/91	0/62	0/46	0/121
حداکثر	0/024	7/374	2/559	0/803	1/193	0/369
حداقل	0/011	0/01	1/021	0/388	0/183	0/012
WHO/FAO	cNV	0/214 ^a	cNV	cNV	1 ^a	0/126 ^a
MAC ^d	-	0/2	1 ^b	-	1	0/5

a.(FAO/WHO,2011), b. (Kabata-Pendias, 1992)

MAC = حداکثر مقدار مجاز فلزات سنگین در دانه برنج = C بدون مقدار؛ NV = C

مجاز جذب روزانه مقدار بیشتری را نشان می‌دهد. میانگین جذب سرب در بزرگسالان $0/07 \text{ mgkg}^{-1}\text{day}^{-1}$ می‌باشد که از مقدار مجاز دریافت روزانه این فلز بالاتر است. مقادیر خطر غیر سرطانی هر یک از عناصر محاسبه شد. میزان خطر غیرسرطانی برای آرسنیک و سرب بیشتر از یک و خطر متوسط است. این نتایج نشان می‌دهد که احتمال خطر بیماری‌های غیرسرطانی از مصرف برنج در افراد مصرف کننده وجود دارد.

ارزیابی ریسک سلامتی

ارزیابی خطر فراهم کننده اصول علمی برای قانون گذاری‌های زیست محیطی می‌باشد. در جدول (۵) جذب روزانه فلزات سنگین از طریق برنج برای بزرگسالان و کودکان مشاهده می‌شود. میانگین جذب روزانه آرسنیک در بزرگسالان $0/0032 \text{ mg/kg}^{-1}\text{day}^{-1}$ از مقدار مجاز اندکی بیشتر است. کروم از مقدار مجاز جذب روزانه مقدار کمتری را نشان می‌دهد. جذب روزانه نیکل در بزرگسالان در منطقه مورد مطالعه برای برنج $0/051 \text{ mgkg}^{-1}\text{day}^{-1}$ از مقدار

باشند. در حقیقت پتانسیل خطر پذیری گزارش شده برای بیماری‌های غیرسرطانی بالاتر از میزان محاسبه شده در این پژوهش است.

تجزیه و تحلیل های آماری

برای بررسی ارتباط میان فلزات سنگین از ضریب همبستگی پیرسون بر اساس توزیع نرمال داده‌ها و تحلیل مولفه اصلی استفاده شده است. آزمون توزیع نرمال داده‌ها (K-S)، انجام شد و نتایج نشان داد که به جز سرب و آرسنیک با $\text{Sig} < 0.05$ بقیه عناصر دارای توزیع نرمال می‌باشند. در این مطالعه، از رابطه Log برای نرمال کردن داده‌ها استفاده شد (Li et al., 2013). ضریب همبستگی اطلاعات مهمی درباره منابع و منشا فلزات سنگین ارائه می‌دهد (Guo et al., 2012). در جدول (۶) نتایج حاصل از ماتریکس همبستگی پیرسون بین غلظت فلزات سنگین و خواص فیزیکی شیمیایی خاک نمایش داده شده است. همبستگی مثبت و معنی داری بین آهن - نیکل و آهن - وانادیم ($P < 0.01$, $r = 0.977$)، آهن - سرب ($P < 0.01$, $r = 0.680$) و نیکل - وانادیم ($P < 0.01$, $r = 0.975$) وجود دارد. همبستگی بالا بین فلزات ممکن است نشان دهنده سطح آلودگی و منبع آلودگی مشابه برای این فلزات باشد (Sun et al., 2010). همبستگی مثبت بالایی بین کادمیم و آنتیموان ($P < 0.05$, $r = 0.661$)، نیکل - سرب ($P < 0.05$, $r = 0.648$) و سرب - وانادیم ($P < 0.05$, $r = 0.589$) وجود دارد.

میزان خطر غیرسرطانی نیکل و کروم کمتر از یک و خطر کم می‌باشد که این موضوع نشان می‌دهد خطر بیماری‌های غیرسرطانی برای هریک از عناصر به تنهایی از مصرف برنج مورد مطالعه برای ساکنین مصرف کننده در شهرستان‌های اهواز و باوی وجود ندارد. شاخص خطر پذیری برای فلزات متوسط و مقدار آن $3/495$ است. میانگین جذب روزانه آرسنیک در کودکان $0.0053 \text{ mg kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ از مقدار مجاز بیشتر است. کروم از مقدار مجاز جذب روزانه مقدار کمتری را نشان می‌دهد. جذب روزانه نیکل در کودکان در منطقه مورد مطالعه برای برنج $0.008 \text{ mg kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ است که از مقدار مجاز جذب روزانه مقدار بیشتری را نشان می‌دهد. میانگین جذب سرب $1/11 \text{ mg kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ می‌باشد که از مقدار مجاز دریافت روزانه این فلز بطور نگران کننده‌ای بالاتر است.

میزان خطر غیرسرطانی برای آرسنیک و سرب بیشتر از یک و خطر متوسط، نیکل و کروم کمتر از یک و خطر کم می‌باشد. شاخص خطر پذیری برای فلزات بالا و مقدار آن $5/612$ است. نتایج نشان می‌دهد عنصر سرب و آرسنیک از جمله عناصر مهم در پتانسیل خطرپذیری بیماری‌های غیرسرطانی در کودکان و بزرگسالان است و سرب خطرناک‌تر از آرسنیک می‌باشد. مقدار HI برای کودکان بیشتر از بزرگسالان است و نشان دهنده این است که تاثیرات سوء بیماری‌های غیرسرطانی برای کودکان بیشتر از بزرگسالان است. علیرغم اینکه توجه کمتری به ورود عناصر سنگین از طریق بلع و تنفس خاک و نیز تماس پوستی بعمل آمده، لیکن این روش‌ها نیز می‌توانند تا حدودی حائز اهمیت

جدول ۵- میزان جذب روزانه، خطر پذیری غیرسرطانی و شاخص خطرپذیری برای بزرگسالان و کودکان.

بزرگسالان						
فلزات	RfD	EDI Mean	EDI Min	EDI Max	THQ	HI
As	0.003	0.00323	0.00321	0.00986	1/08	
Cr	0.003	0.0123	0.0005	0.0032	0/41	3/495
Ni	0.02	0.0051	0.0027	0.0068	0/255	
Pb	0.004	0.007	0.00026	0.0032	1/75	
کودکان						
As	0.003	0.0053	0.00052	0.016	1/77	
Cr	0.003	0.002	0.0008	0.0052	0/67	
Ni	0.02	0.008	0.004	0.011	0/422	5/612
Pb	0.004	0.011	0.0004	0.0053	2/75	

جدول ۶- مقادیر ضریب همبستگی پیرسون در نمونه‌های خاک مناطق مورد مطالعه.

Correlations											
	Ag	As	Cd	Cr	Fe	Mo	Ni	Pb	Sb	V	pH
Ag	۱										
As	-0.063	۱									
Cd	-0.028	0.096	۱								
Cr	-0.269	-0.027	-0.014	۱							
Fe	0.083	0.054	0.462	0.466	۱						
Mo	-0.108	0.519	0.156	0.462	0.220	۱					
Ni	0.094	0.088	0.367	0.504	0.977**	0.228	۱				
Pb	-0.160	0.171	0.221	0.385	0.680**	0.342	0.648*	۱			
Sb	-0.168	-0.017	0.661*	0.173	0.160	-0.151	0.140	-0.112	۱		
V	0.187	0.068	0.482	0.379	0.977**	0.134	0.975**	0.589*	0.226	۱	
pH	0.001	-0.325	-0.108	-0.361	-0.135	-0.770**	-0.084	-0.457	0.242	-0.051	۱

* همبستگی در سطح 0.05 قابل توجه است. ** همبستگی در سطح 0.01 قابل توجه است.

بالایی) نشان می‌دهند. کادمیم عنصر نشانگر در فعالیتهای کشاورزی می‌باشد. کودهای فسفاته، کودهای دامی، رسوبات جوی، فعالیتهای کشاورزی، ضایعات و زباله‌های انسانزاد شامل لجن فاضلاب و مواد زائد انسانی منابع اصلی ورود کادمیم به خاک کشاورزی است (Hashmi et al., 2013; Nicholson et al., 2006). افزایش غلظت کادمیم در خاک کشاورزی ارتباط نزدیکی با طول مدت کوددهی به خاک دارد (Kelepertzis, 2014; Parelho et al., 2014).

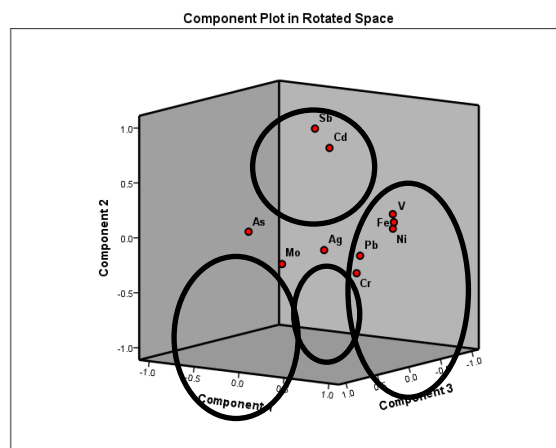
مولفه سوم (PC3) با ۱۵/۴۴ درصد از واریانس کل شامل مولیبدن و آرسنیک است. باتوجه به مقایسه مقدار مولیبدن در خاک که کمتر از پوسته است و ضریب غنی‌شدگی کم می‌توان نتیجه گرفت که مولیبدن دارای منشأ طبیعی است. میانگین غنی‌شدگی آرسنیک متوسط و از میانگین پوسته بالاتر است. استفاده از ترکیبات آرسنیک در کشاورزی مثل استفاده از آفت‌کش‌های آرسنیک دار می‌تواند منشأ انسانزاد را توجیه کند. مولفه چهارم (PC4) شامل نقره است باتوجه به ضریب غنی‌شدگی محاسبه شده برای این فلز دارای غنی‌شدگی شدید می‌باشد و مقدار آن در تمام ایستگاهها از میانگین پوسته بالاتر است و منشأ انسانزاد را می‌توان برای این فلز در نظر گرفت. استفاده از نانو ذرات نقره در مزارع برنج برای کنترل آفات و بیماری‌های گیاهی و تاثیر منابع نقطه‌ای منشأ ورود این فلز به خاک کشاورزی است (شکل ۲).

از آنجا که فلزات سنگین تهدیدی برای سلامت انسان‌ها می‌باشد، شناسایی و کنترل منابع ورود فلزات سنگین به خاک امر ضروری به نظر می‌رسد. عوامل متعددی از جمله محتوای اصلی فلزات سنگین در سنگها و مواد والد، فرآیندهای تشکیل خاک، آلودگی توسط فعالیتهای انسانی و سایر عوامل انسانی فراوانی نسبی فلزات را کنترل می‌کنند (Li et al., 2008). برای بررسی ارتباط زمین شیمیایی میان فلزات و عوامل کنترل کننده منشأ ورودی آنها از تحلیل مولفه اصلی استفاده شد.

در ابتدا، به منظور بررسی مناسب بودن داده‌ها برای تحلیل، از آزمون (Kaiser–Meyer – Olkin) (KMO) و بارتلت استفاده شد (Li et al., 2013). مقدار آزمون KMO (۰/۵۴) که نشان دهنده غلظت مناسب فلزات سنگین برای تحلیل مولفه اصلی است. با انجام تحلیل مولفه اصلی (PCA) بر روی داده‌های خاک مشخص شد که چهار عامل، ۸۴/۸۴٪ از واریانس کل را شامل می‌شود (جدول ۷). مولفه اول (PC1) با ۳۸/۱۲ درصد از واریانس کل شامل: کروم، آهن، نیکل، سرب و وانادیم است. باتوجه به ضریب غنی‌شدگی کم محاسبه شده برای این فلزات در نمونه‌های خاک مزارع برنج منطقه مورد مطالعه به نظر می‌رسد دارای یک منشأ مشترک یعنی مواد مادری خاک باشد. مولفه دوم (PC2) با ۱۸/۱۹ درصد از واریانس کل شامل: آنتیموان و کادمیم است. این مولفه به عنوان مولفه انسانزاد معرفی شد. تمام نمونه‌های خاک مقادیر بالایی از کادمیم و آنتیموان را نسبت به مقدار زمینه (پوسته

جدول ۷- ماتریس چرخش آلاینده های خاک مزارع برنج.

	PC1	PC2	PC3	PC4
Eigen value	۴/۰۵۸	۱/۸۲۰	۱/۴۸۶	۱/۱۲۰
Total variance(%)	۳۸/۱۲	۱/۳۸	۱۵/۴۴	۱۲/۹۰
Cumulative variance(%)	۳۸/۱۲	۵۶/۵	۷۱/۹۴	۸۴/۸۴
Ag	۰/۱۲۱	-۰/۱۵۷	-۰/۰۶۸	<u>۰/۹۱۹</u>
As	-۰/۰۴۴	۰/۱۳۳	<u>۰/۸۹۷</u>	-۰/۰۷۲
Cd	۰/۳۲۷	<u>۰/۸۲۴</u>	۰/۱۴۳	-۰/۰۱۸
Cr	<u>۰/۵۸۸</u>	-۰/۲۹۹	۰/۰۸۲	-۰/۵۵۷
Fe	<u>۰/۹۶۸</u>	۰/۱۹۷	۰/۰۳۴	۰/۰۳۵
Mo	۰/۲۶۱	-۰/۱۴۵	<u>۰/۸۰۲</u>	-۰/۲۳۳
Ni	<u>۰/۹۶۵</u>	۰/۱۳۹	۰/۰۴۶	-۰/۰۳۷
Pb	<u>۰/۷۲۹</u>	-۰/۱۰۴	۰/۲۲۹	-۰/۱۹۶
Sb	-۰/۰۰۲	<u>۰/۹۳۲</u>	-۰/۰۹۷	-۰/۰۹۰
V	<u>۰/۹۳۵</u>	۰/۲۶۳	۰/۰۰۴	-۰/۱۶۱



شکل ۲- ماتریس چرخشی عناصر خاک در فضای سه بعدی.

نتیجه گیری

در مطالعه حاضر احتمال آلودگی ناشی از فلزات سنگین مزارع در برنج شهرستان‌های اهواز و باوی بررسی شد. برای ارزیابی ریسک زیست محیطی از ضریب غنی شدگی (EF) و ضریب زیست تغلیظ (BCF) استفاده شد، همچنین به منظور شناسایی منشأ فلزات سنگین در خاک از روش‌های آماری چند متغیره شامل ضریب همبستگی پیرسون (CM) و تحلیل مولفه اصلی (PCA) استفاده شد. اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک نشان داد که pH خاک مزارع برنج دارای اسیدیته کمی قلیایی تا قلیایی است. تحرک و زیست دسترس پذیری فلزات مورد بررسی در این محدوده pH کاهش یافته است.

بیشترین غلظت فلزات مربوط به کروم و کمترین غلظت مربوط به کادمیم است. میانگین غلظت نقره، آرسنیک، کادمیم، آنتیموان از استاندارد پوستره بالایی بیشتر است. براساس میانگین ضریب غنی شدگی بیشترین ضریب غنی شدگی مربوط به نقره، آرسنیک، کادمیم، آنتیموان که بیانگر ورودی‌های انسانزاد به خاک کشاورزی در منطقه مورد مطالعه است. بر اساس محاسبه

منابع

- Adibi, H., Mazhari, M., Bidoki, S. K., and Mahmoodi, M., 2014, The effect of washing and soaking on decreasing heavy metals (Pb, Cd and As) in the rice distributed in Kermanshah in 2011: Journal of Kermanshah University of Medical Sciences (J Kermanshah Univ Med Sci), v. 17, no. 10, p. 628-636.
- Ali, H., Khan, E., and Sajad, M. A., 2013, Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications: Chemosphere, v. 91, no. 7, p. 869-881.
- Alloway, B. J., Jackson, A. P., and Morgan, H., 1990, The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources: Science of the Total Environment, v. 91, p. 223-236.
- Atafar, Z., Mesdaghinia, A., Nouri, J., Homaei, M., Yunesian, M., Ahmadi Moghaddam, M., and Mahvi, A. H., 2010, Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration: Environmental monitoring and assessment, v. 160, no. 1, p. 83-89.
- Bakota, E. L., Dunn, R. O., and Liu, S. X., 2015, Heavy metals screening of rice bran oils and its relation to composition: European journal of lipid science and technology, v. 117, no. 9, p. 1452-1462.
- Doelsch, E., Saint Macary, H., and Van de Kerchove, V., 2006, Sources of very high heavy metal content in soils of volcanic island (La Réunion): Journal of Geochemical Exploration, v. 8, no. 1, p. 194-197.
- FAO, W., WHO food standards programme codex committee on contaminants in foods, in Proceedings Fifth Session [displayed 10 February 2014]. Available at ftp://ftp.fao.org/codex/meetings/CCCF/cocf5/cf05_INF.pdf 2011.
- Giusquiani, P., Pagliani, M., Gigliotti, G., Businelli, D., and Benetti, A., 1995, Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties: Journal of Environmental Quality, v. 24, no. 1, p. 175-182.
- Guillén, M. T., Delgado, J., Albanese, S., Nieto, J. M., Lima, A., and De Vivo, B., 2012, Heavy metals fractionation and multivariate statistical techniques to evaluate the environmental risk in soils of Huelva Township (SW Iberian Peninsula): Journal of Geochemical Exploration, v. 119, p. 32-43.
- Guo, G., Wu, F., Xie, F., and Zhang, R., 2012, Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China: Journal of Environmental Sciences, v. 24, no. 3, p. 410-418.
- Halim, M., Majumder, R., and Zaman, M., 2015, Paddy soil heavy metal contamination and uptake in rice plants from the adjacent area of Barapukuria coal mine, northwest Bangladesh: Arabian Journal of Geosciences, v. 8, no. 6, p. 3391-3401.
- Hamzeh, M. A., Aftabi, A., and Mirzaee, M., 2011, Assessing geochemical influence of traffic and other vehicle-related activities on heavy metal contamination in urban soils of Kerman city, using a GIS-based approach: Environmental geochemistry and health, v. 33, no. 6, p. 577.
- Hasan, A. B., Kabir, S., Reza, A. S., Zaman, M. N., Ahsan, A., and Rashid, M., 2013, Enrichment factor and geo-accumulation index of trace metals in sediments of the ship breaking area of Sitakund Upazilla (Bhatiyar-Kumira), Chittagong, Bangladesh: Journal of Geochemical Exploration, v. 125, p. 130-137.
- Hashmi, M. Z., Yu, C., Shen, H., Duan, D., Shen, C., Lou, L., and Chen, Y., 2013, Risk assessment of heavy metals pollution in agricultural soils of siling reservoir watershed in Zhejiang province, China: BioMed research international, v. 2013.
- Hu, Y., Cheng, H., and Tao, S., 2016, The challenges and solutions for cadmium-contaminated rice in China: a critical review: Environment international, v. 92, p. 515-532.
- Kabata-Pendias, A., 1992, Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils, Heavy metals, Springer, p. 3-18.
- Kelepertzis, E., 2014, Accumulation of heavy metals in agricultural soils of Mediterranean: insights from Argolida basin, Peloponnese, Greece: Geoderma, v. 221, p. 82-90.

- Křibek, B., Majer, V., Veselovský, F., and Nyambe, I., 2010, Discrimination of lithogenic and anthropogenic sources of metals and sulphur in soils of the central-northern part of the Zambian Copperbelt Mining District: a topsoil vs. subsurface soil concept: *Journal of geochemical Exploration*, v. 104, no. 3, p. 69-86.
- Li, C., Lu, F., Zhang, Y., Liu, T., and Hou, W., 2008, Spatial distribution characteristics of heavy metals in street dust in Shenyang city: *Ecol Environ*, v. 17, no. 2, p. 560-564.
- Li, F., Huang, J., Zeng, G., Yuan, X., Li, X., Liang, J., Wang, X., Tang, X., and Bai, B., 2013, Spatial risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments from the Dongting Lake, Middle China: *Journal of Geochemical Exploration*, v. 132, p. 75-83.
- Mahmoudabadi, E., Sarmadian, F., and Moghaddam, R. N., 2015, Spatial distribution of soil heavy metals in different land uses of an industrial area of Tehran (Iran): *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 12, no. 10, p. 3283-3298.
- Micó, C., Recatalá, L., Peris, M., and Sánchez, J., 2006, Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis: *Chemosphere*, v. 65, no. 5, p. 863-872.
- Nicholson, F., Smith, S., Alloway, B., Carlton-Smith, C., and Chambers, B., 2006, Quantifying heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales: *Water and Environment Journal*, v. 20, no. 2, p. 87-95.
- Niu, L., Yang, F., Xu, C., Yang, H., and Liu, W., 2013, Status of metal accumulation in farmland soils across China: from distribution to risk assessment: *Environmental Pollution*, v. 176, p. 55-62.
- Norton, G. J., Williams, P. N., Adomako, E. E., Price, A. H., Zhu, Y., Zhao, F.-J., McGrath, S., Deacon, C. M., Villada, A., and Sommella, A., 2014, Lead in rice: Analysis of baseline lead levels in market and field collected rice grains: *Science of the Total Environment*, v. 485, p. 4۴۴-۲۸
- Parelho, C., Rodrigues, A., Cruz, J., and Garcia, P., 2014, Linking trace metals and agricultural land use in volcanic soils—A multivariate approach: *Science of the Total Environment*, v. 496, p. 241-247.
- Peris, M., Micó, C., Recatalá, L., Sánchez, R., and Sánchez, J., 2007, Heavy metal contents in horticultural crops of a representative area of the European Mediterranean region: *Science of the Total Environment*, v. 378, no. 1, p. 42-48.
- Rintala, E.-M., Ekholm, P., Koivisto, P., Peltonen, K., and Venäläinen, E.-R., 2014, The intake of inorganic arsenic from long grain rice and rice-based baby food in Finland—Low safety margin warrants follow up: *Food chemistry*, v. 150, p. 199-205.
- Sakan, S. M., Đorđević, D. S., Manojlović, D. D., and Predrag, P. S., 2009, Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments: *Journal of environmental management*, v. 90, no. 11, p. 3382-3390.
- Sun, Y., Zhou, Q., Xie, X., and Liu, R., 2010, Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China: *Journal of hazardous materials*, v. 174, no. 1, p. 455-462.
- Türkdoğan, M. K., Kilicel, F., Kara, K., Tuncer, I., and Uygan, I., 2003, Heavy metals in soil, vegetables and fruits in the endemic upper gastrointestinal cancer region of Turkey: *Environmental toxicology and pharmacology*, v. 13, no. 3, p. 175-179.
- Valipour, M., Ziatabar Ahmadi, M., Raeini-Sarjaz, M., Gholami Sefidkouhi, M. A., Shahnazari, A., Fazlola, R., and Darzi-Nafchali, A., 2015, Agricultural water management in the world during past half century: *Archives of Agronomy and Soil Science*, v. 61, no. 5, p. 657-678.
- Wang, J., Liu, R., Zhang, P., Yu, W., Shen, Z., and Feng, C., 2014, Spatial variation, environmental assessment and source identification of heavy metals in sediments of the Yangtze River Estuary: *Marine pollution bulletin*, v. 87, no. 1, p. 364-373.
- Wei, B., and Yang, L., 2010, A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China: *Microchemical Journal*, v. 94, no. 2, p. 99-107.
- Wei, Y., Shohag, M., Wang, Y., Lu, L., Wu, C., and Yang, X., 2012, Effect of zinc sulfate fortification in germinated brown rice on seed zinc concentration, bioavailability, and seed germination: *Journal of agricultural and food chemistry*, v. 60, no. 7, p. 1871-1879.
- WHO/FAO, 2011. WHO food standards programme codex committee on contaminants in foods. Paper presented at the Fifth Session [displayed 10 February 2014]. Available at ftp://ftp.fao.org/codex/meetings/CCCF/cfccf5/cf05_INF.pdf.
- Xin, S., Li, H., and Su, D., 2011, Concentration characteristics and historical changes of heavy metals in irrigation sewage in China: *Journal of Agro-Environment Science*, v. 30, no. 11, p. 2271-2278.
- Zeng, F., Wei, W., Li, M., Huang, R., Yang, F. & Duan, Y., 2015, Heavy metal contamination in rice-producing soils of Hunan province, China and potential health risks.: *International journal of environmental research and public health*, 12, 15584-15593.