Iranian Journal of Soil and Water Research ISNN: 2423-7833
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

Investigation of heavy metals in the soil of some paddy fields around Isfahan and the effect of cadmium on food security

Hamid Reza Rahmani[1], Zahra Khanmohammadi[2]✉

1. Department of Soil and Water Research, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Training Center, AREEO, Isfahan, Iran. h.rahmany@areeo.ac.ir
2. Corresponding author, Department of Soil and Water Research, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Training Center, AREEO, Isfahan, Iran. Z.khanmohamadi@areeo.ac.ir

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: July 21, 2024

Revised: Sep. 1, 2024

Accepted: Sep. 11, 2024

Published online: Dec. 2024

Keywords:
Bioaccumulation,
Contamination Factor,
Hazard Coefficient,
Heavy Metals,
Rice.

ABSTRACT

ABSTRACT: Important environmental and health problems can be caused by heavy metals. Contamination of rice with cadmium is a serious risk for the quality and safety of this product. The objective of this study was to investigate the possibility of soil and rice grain contamination of some paddy fields of Isfahan Provence with heavy metals. A number of 105 soil samples were collected from 6 rice growing areas and the concentration of zinc, copper, iron, cadmium, and lead was measured. Contamination factor (CF) was used to determine soil contamination with heavy metals. Cadmium concentration was measured in the root, stem and grain of rice. The indices of hazard coefficient (HQ), bioaccumulation factor (BAF), and translocation factor (TF) of cadmium were calculated. The concentration of copper, zinc, and lead in the studied stations was lower than the permissible limit provided by the Iranian Environmental Organization for agricultural soils while the concentration of cadmium was higher than the permissible limit in about 21% of the studied samples. The trend of CF-Cd>CF-Fe>CF-Pb>CF-Cu>CF-Zn was observed. The rice grain cadmium concentration was lower than the national standard number 12968 in 36.4% of the samples. The value of HQ for adults and children was less than the permissible limit (HQ=1) in 54.5% and 18.2% of the studied samples, respectively. The average BAF was calculated as 0.03. According to the results, cadmium does not accumulate in the rice grain, but, it can threaten the health of both groups of adults and especially children in the near future.

Cite this article: Cite this article: Rahmani, H. R., & Khanmohammadi, Z. (2024). Investigation of heavy metals in the soil of some paddy fields around Isfahan and the effect of cadmium on food security, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 55 (10), 1845-1861. https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.379643.669760

© The Author(s). Publisher: The University of Tehran Press.
DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.379643.669760

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Important environmental and health problems can be caused by heavy metals Heavy metals cannot be broken down into less harmful compounds due to chemical and biological processes. Therefore, they accumulate in soil and plants. Human health is directly affected by consuming crops grown in contaminated soils. Contamination of rice with cadmium is a serious risk for the quality and safety of this product.

Purpose

The objective of this study was to investigate the possibility of soil and rice grain contamination of some paddy fields of Isfahan Provence with heavy metals.

Research method

A number of 105 soil samples were collected from 6 rice growing areas and the concentration of zinc, copper, iron, cadmium, and lead were measured in the samples. Contamination factor (CF) was used to determine soil contamination with heavy metals. Cadmium concentration was measured in the root, stem and grain of rice. Estimated daily intake (EDI) and reference value of cadmium were used to calculate the non-cancerous hazard coefficient of cadmium (HQ). The indices of bioaccumulation factor (BAF), and translocation factor (TF) of cadmium were calculated.

Results

The concentration of copper, zinc, and lead in the studied stations was lower than the permissible limit provided by the Iranian Environmental Organization for agricultural soils while the concentration of cadmium was higher than the permissible limit in about 21% of the studied samples. The lowest lead contamination factor (CF-Pb) with a value of 0.32 was related to Qaleh Qasim station and the highest CF-Pb (2.15) was related to Jozdan station. The highest amount of CF-Cd was obtained in Jozdan station (1.75) and the lowest amount (0.96) was obtained in Chamgardan station. The trend of CF was observed as CF-Cd>CF-Fe>CF-Pb>CF-Cu>CF-Zn. The results showed that 11.4% of the CF-Cd values were in the low pollution class and 88.6% were in the medium pollution class. The amount of enrichment factor (EF) for heavy metals was obtained in the following order: cadmium > copper = iron > lead > zinc. The highest value of the enrichment factor for Cd was equal to 1.34 and the lowest value for Zn was equal to 1.02. The lowest amount of cadmium in rice grain was 0.24 mg kg^{-1} and the highest amount was 0.29 mg kg^{-1}. The amount of the rice grain cadmium was lower than the national standard number 12968 in 36.4% of the samples. The amount estimated daily intake of cadmium through rice consumption (EDI) for adults ranged from 0.013 to 0.159 mg/kg/day, while for children it was in the range of 0.037 to 0.464 mg/kg/day. The value HQ for adults and children was less than the permissible limit of health index (HQ=1) in 54.5% and 18.2% of the studied samples, respectively. The lowest amount of HQ was related to the adults group (0.25) and the highest amount was 7.73 related to the children group. The amount of bioaccumulation factor of cadmium for rice grain was in the range of 0.011 to 0.053 in the stations investigated in this research. The highest value of BAF was related to Jozdan station. Comparing the amount of cadmium between different parts of the plant showed that the highest concentration of cadmium with an average of 1.85 mg kg^{-1} observed in the root. The amount of cadmium in the rice stem also varied from 0.09 (Chamgardan) to 0.32 (Jozdan) mg kg^{-1} between the studied stations. The values of translocation factor from stem to grain were higher than the values of TF from root to stem, although the values of bioaccumulation factor indicated no accumulation of cadmium in rice grains.

Conclusion

According to the results, rice grains consumption from some of the stations under study may threaten the health of both groups of adults and especially children in the near future. Therefore, in order to maintain food quality and safety, accurate management should be done. Also, it seems necessary to conduct such research in a planned and continuous manner.

Author Contributions

Hamid Reza Rahmani conceived of the presented idea, developed the theory and carried out all stage of the experiment. Zahra Khanmohammadi carried out the statistical analysis, calculated the pollution indices and wrote the manuscript. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript

Data Availability Statement

Data is available on request from the authors.

Acknowledgements

The authors would like to thank the Rice Research Institute of Iran and Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Training Center for support of the present study.

Ethical considerations

The study was approved by the Ethics Committee of the Rice Research Institute of Iran (Ethical code: 2-38-04-88039). The authors avoided data fabrication, falsification, plagiarism, and misconduct.

Conflict of interest

The author declares no conflict of interest.

مجله تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۵، شماره ۱۰ شاپا: ۷۸۳۳-۲۴۲۳
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

بررسی فلزهای سنگین در خاک برخی از شالیزارهای اطراف اصفهان و تاثیر کادمیم بر امنیت غذایی

حمیدرضا رحمانی[۱]، زهرا خان‌محمّدی[۲]✉

۱. بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ایران. h.rahmany@areeo.ac.ir

۲. نویسنده مسئول، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ایران. Z.khanmohamadi@areeo.ac.ir

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقالهٔ پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۴/۳۱
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۳/۶/۱۱
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۶/۲۱
تاریخ انتشار: دیماه ۱۴۰۳

واژه‌های کلیدی:
برنج،
تجمع زیستی،
فاکتور آلودگی،
فلزهای سنگین،
ضریب خطر.

چکیده

فلزهای سنگین می‌توانند سبب مشکلات مهم آلودگی محیطی و سلامت شوند. آلوده بودن برنج به کادمیم خطر جدی برای کیفیت و امنیت این محصول به شمار می‌رود. این پژوهش با هدف بررسی احتمال آلودگی خاک و دانه برنج برخی از شالیزارهای اطراف اصفهان به فلزهای سنگین انجام شد. به منظور انجام این پژوهش تعداد ۱۰۵ نمونه خاک از ۶ منطقه برنج‌کاری استان اصفهان برداشت و غلظت فلزهای سنگین روی، مس، آهن، کادمیم و سرب در نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. برای تعیین آلودگی خاک به فلزهای سنگین از فاکتور آلودگی (CF) استفاده شد. غلظت کادمیم در ریشه، ساقه و دانه برنج اندازه‌گیری و شاخص‌های ضریب خطر (HQ)، فاکتور تجمع زیستی (BAF) و فاکتور انتقال (TF) کادمیم محاسبه گردید. نتایج نشان داد که غلظت فلزهایسنگین مس، روی و سرب از حد مجاز ارائه شده توسط سازمان محیطزیست کشور برای خاک‌های کشاورزی کم‌تر بود، درحالی‌که غلظت کادمیم در حدود ۲۱ درصد از نمونه‌ها بیش‌تر از حد مجاز سازمان محیطزیست به‌دست آمد. روند CF فلزهای سنگین در نمونه‌های خاک به صورت CF-Cd>CF-Fe>CF-Pb>CF-Cu>CF-Zn مشاهده شد. میزان کادمیم در ۳۶/۴ درصد از نمونه‌های دانه برنج کم‌تر از حد استاندارد ملی ۱۲۹۶۸ بود. مقدار HQ برای گروه بزرگسالان و کودکان به ترتیب در ۵۴/۵ و ۱۸/۲ درصد از مناطق مورد مطالعه کم‌تر از حد مجاز برای شاخص سلامت (HQ=۱) به‌دست آمد. میانگین BAF برابر ۰/۰۳ محاسبه شد. بر اساس نتایج BAF، کادمیم در دانه برنج تجمع پیدا نمی‌کند، اما باتوجه به مقادیر ضریب خطر، می‌تواند در آینده‌ای نزدیک سلامت هر دو گروه بزرگسالان و به‌طور ویژه کودکان را تهدید کند.

استناد: رحمانی، حمیدرضا؛ خان‌محمّدی، زهرا؛ (۱۴۰۳). بررسی فلزهای سنگین در خاک برخی از شالیزارهای اطراف اصفهان و تاثیر کادمیم بر امنیت غذایی، *مجله تحقیقات آب و خاک ایران*، ۵۵ (۱۰)، ۱۸۶۱-۱۸۴۵. https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.379643.669760

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.
© نویسندگان.
DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.379643.669760

مقدمه

امروزه یکی از مهم‌ترین نگرانی‌های محیط‌زیستی، آلودگی خاک ناشی از فلزهای سنگین است. تجمع فلزهای سنگین در گیاهان، حیوانات و محیط زیست به طور مستقیم و غیر مستقیم بر سلامت انسان تأثیر می‌گذارد (Mousavi et al., 2024). فلزهای سنگین از منابع طبیعی و انسانی در خاک و گیاهان تجمع می‌یابند و در نتیجه مشکلات مهم آلودگی محیطی را نشان می‌دهند. از شاخص فلزهای سنگین به علت قابلیت اندازه‌گیری و پایداری به عنوان یک نشان‌گر کلیدی آلودگی در محیط‌زیست استفاده می‌شود. بر خلاف آلاینده‌های آلی که در اثر فرآیندهای شیمیایی و بیولوژیکی به ترکیبات کم‌تر مضر تجزیه می‌شوند، فلزهای سنگین به وسیله فرآیندهای طبیعی قابل تجزیه نیستند (رحمانی و خان‌محمدی، ۱۳۹۹). از آن‌جا که فلزهای سنگین با منشا انسانی معمولاً در لایه بالایی خاک رسوب می‌کنند، خاک‌ها به عنوان محیطی برای پایش و ارزیابی آلودگی فلزهای سنگین در نظر گرفته می‌شوند (Govil et al., 2002). آلودگی خاک به فلزهای سنگین یکی از مشکلات محیط‌زیستی در مقیاس جهانی است که با رشد سریع صنعتی شدن، افزایش شهرنشینی، افزایش جمعیت و استفاده از کودهای آلی و شیمیایی مختلف، روند نگران‌کننده‌ای دارد (Mousavi et al., 2023). زمانی‌که فلزهای سنگین از خاک به آب‌های زیرزمینی مهاجرت می‌کنند یا توسط گیاهان و جانوران جذب می‌شوند، کل اکوسیستم را تحت تاثیر قرار می‌دهند و به دلیل ماهیت پایدار، سمیّت، تمایل به تجمع زیستی و مقاومت در برابر تجزیه زیستی تهدید بزرگی برای اکوسیستم‌ها می‌باشند (Ahmad et al., 2021). برخی از فلزهای سنگین مانند مس (Cu) و روی (Zn) در غلظت‌های کم از عناصر غذایی ضروری برای رشد طبیعی گیاه و سایر موجودات زنده محسوب می‌شوند. از سوی دیگر فلزهای سنگینی مانند سرب (Pb) و کروم (Cr) ممکن است در غلظت‌های کم‌تر از حد بحرانی توسط اکوسیستم تحمل شوند اما در غلظت‌های زیادتر از حد بحرانی مضر هستند (Alloway and Ayres, 1998). در پژوهش‌های مختلفی به منظور ارزیابی آلودگی فلزهای سنگین در خاک از شاخص‌های کمّی مختلفی مانند شاخص غنی‌شدگی[1] (EF)، فاکتور آلودگی[2] (CF) و یا شاخص بار آلودگی[3] (PLI) استفاده شده است (عظیم‌زاده و خادمی، ۱۳۹۴; Loska et al., 2004). به عنوان نمونه نتایج پژوهش رحمانی و خان‌محمدی (۱۳۹۹) در بررسی آلودگی فلزهای سنگین در خاک‌های منطقه دیزیچه اصفهان نشان داد که غلظت فلزهای سنگین مورد مطالعه در منطقه، کم‌تراز حد مجاز ارائه شده توسط سازمان محیط زیست کشور بود، درحالی‌که مقادیر فاکتور آلودگی (CF) نشان‌دهنده وجود درجه‌ای از آلودگیِ هر کدام از فلزهای سنگین در منطقه مطالعاتی بود.

از آنجا که خاک‌های آلوده به فلزهای سنگین ممکن است برای تولید محصولات زراعی استفاده شوند، این فلزهای به طور بالقوه برای گیاهان زراعی، حیوانات و انسان‌ها سمی هستند (Wong et al., 2002). بنابراین مسائل ایمنی مواد غذایی و خطرات نامطلوب سلامتی، ناشی از فلزهای سنگین به یکی از جدی‌ترین مسائل محیط زیستی تبدیل شده است (Cui et al., 2004). آلودگی محیطی زیست‌کره با فلزهای سنگین به دلیل فعالیت‌های کشاورزی فشرده و سایر فعالیت‌های انسانی، مشکلات جدی برای استفاده ایمن از زمین‌های کشاورزی ایجاد می‌کند (Satpathy et al., 2014). کشاورزی معاصر با استفاده بی‌رویه از مواد شیمیایی کشاورزی مانند کودها و آفت‌کش‌ها همراه با کشت مکانیکی، برای بهره‌وری بیش‌تر محصول، و استفاده از لجن فاضلاب و پساب صنعتی تصفیه نشده، خاک‌های کشاورزی را با فلزهای سنگین غیرضروری و ضروری به شکل بالقوه آلوده می‌کند (Hang et al. 2009; Liu et al. 2020). سلامت انسان به طور مستقیم از طریق مصرف محصولات کشت شده در خاک‌های آلوده تحت تأثیر قرار می‌گیرد. شواهد روشنی وجود دارد که اختلال عملکرد کلیه انسان با آلودگی برنج به کادمیوم در مزارع معیشتی در آسیا مرتبط است (Satpathy et al., 2014).

در میان فلزهای سنگین، کادمیم تحرک بیش‌تری داشته و نسبت به سایر فلزهای سنگین، سمیت بیش‌تری برای موجودات زنده دارد (Abbas et al. 2017; Song and Chen 2014). کادمیم منجر به بیماری‌های مختلفی از جمله سرطان ریه، شکستگی‌های استخوان، اختلال در عملکرد کلیه، کم‌خونی، کاهش وزن و ایجاد فشار خون بالا می‌گردد (Sebastian and Prasad, 2014; Gad, 2014; Thévenod and Lee, 2013). این عنصر به دلیل پتانسیل بالا برای ایجاد سرطان، توسط آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا[4] (EPA)، در گروه عامل سرطانزای انسانی (گروه 2B) قرار گرفته است. از میان ۲۰ ماده اولیه خطرناک، کادمیم رتبه هفتم را به خود اختصاص داده است (ATSDR, 2012). این عنصر دارای تحرک نسبتاً زیادی در خاک بوده و به‌راحتی می‌تواند توسط ریشه گیاهان از جمله برنج جذب شود (Chemens

1. Enrichment Factor
2. Contamination Factor
3. Pollution Load Index
4. Environmental Protection Agency

et al., 2013; Gill et al., 2012). تجمع کادمیم سبب کاهش رشد، بیوماس، فتوسنتز، عملکرد، فعالیت آنزیمی، تنفس و تعرق می‌شود (Mombo et al., 2016; Cho and Seo, 2005). کادمیم به‌طور معنی‌داری وزن خشک ریشه و اندام هوایی گیاه شامل ساقه و برگ را کاهش می‌دهد (Xin et al., 2014). در پژوهشی Huang et al., (2015) گزارش کردند که کادمیم سبب کاهش رشد و سطح ریشه در سه رقم فلفل شده است. غلظت طبیعی کادمیم در خاک بین ۰/۰۷ تا ۱/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم است، درحالی‌که این غلظت در خاک‌های مختلف با توجه به نوع خاک متفاوت است. مثلا خاک‌های رسوبی و خاک‌های تحت تأثیر کودهای فسفات دارای بیش‌ترین غلظت کادمیم به مقدار ۰/۳ تا ۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشند. (Shahid et al., 2016).

در دنیای کشاورزی، پس از گندم، برنج (*Oryza sativa* L) به عنوان دومین غله مهم با سطح زیر کشت ۱۵۰ میلیون هکتار شناخته می‌شود (Song and Chen, 2014). در سال ۱۴۰۱ میزان تولید شلتوک در کشور حدودا ۳ میلیون و ۲۹۳ هزار تن بوده است که حاصل سطح زیر کشت حدود ۷۹۲ هزار هکتار است (آمارنامه کشاورزی ۱۴۰۱-۱۴۰۰). در سال ۱۴۰۳، سطح زیر کشت برنج در استان اصفهان ۴۲۰۵ هکتار و میزان تولید شلتوک ۲۷۷۳۰ تن و میزان تولید برنج سفید ۲۰۳۷۱ تن بوده است (پورتال سازمان جهاد کشاورزی استان اصفهان، ۱۴۰۳). همچنین ایران هجدهمین کشور وسیع جهان و سیزدهمین کشور مصرف‌کننده برنج در جهان است که پیش‌بینی می‌شود جمعیت آن در سال ۲۰۵۰ به بیش از ۹۱ میلیون نفر برسد. چنین رشد جمعیتی نیاز به تامین غذا را نیز افزایش می‌دهد. یک مسیر اصلی قرار گرفتن در معرض کادمیوم در سطح جهان، دانه‌های گندم و برنج است (BfR, 2018). در آسیا، برنج به عنوان یکی از منابع اصلی کادمیوم و سرب برای انسان شناخته شده است (Cheng et al., 2006). در ژاپن، برنج منبع اصلی آلودگی کادمیوم در انسان گزارش شده است (Tsukahara et al., 2003). در پژوهشی Shi et al., (2020) جهانی غلظت کادمیم را در ۲۲۷۰ نمونه برنج سفید خریداری شده از ۳۲ کشور از ۶ قاره مورد مطالعه قرار دادند. نتایج نشان داد که کم‌ترین میزان کادمیم در نمونه‌های برنج جمع‌آوری شده از آفریقای شرقی شامل مالاوی و تانزانیا با میانه ۴/۹ میکروگرم در کیلوگرم مشاهده شد که بسیار کم‌تر از بیشترین مقدار به دست آمده مربوط به کشور چین با میانه ۶۹/۳ میکروگرم در کیلوگرم بود. هم‌چنین میزان کادمیم در نمونه‌های آمریکا معمولا کم و در نمونه‌های شبه‌قاره هند زیاد گزارش شد. به علاوه میزان کادمیم در ۵ درصد از نمونه‌های مورد پژوهش بیش از استاندارد اروپا برای برنج سفید بود. مقررات مربوط به حداکثر غلظت مجاز کادمیوم در گندم و برنج در اتحادیه اروپا ۲۰۰ میکروگرم بر کیلوگرم (۰/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم) تعیین شده است (Commission Regulation, 2006). پژوهش Xu et al., (2014) بیان نمود که حدود ۱۶ درصد از خاک‌های کشاورزی در چین به وسیله فلزهای سنگین آلوده شده است که حدود ۱۳۰۰۰۰ هکتار از آن آلوده به کادمیم است. این پژوهشگران محصولات کشاورزی آلوده به کادمیم را $۱۰^{۸}$ × ۱/۴۶ کیلوگرم (شامل ۵۰ هزار تن برنج) برآورد نمودند. بنابراین بررسی و به دنبال آن کاهش سمیت تجمع کادمیم در برنج به‌ویژه در شالیزارهای آلوده به کادمیم ضروری است.

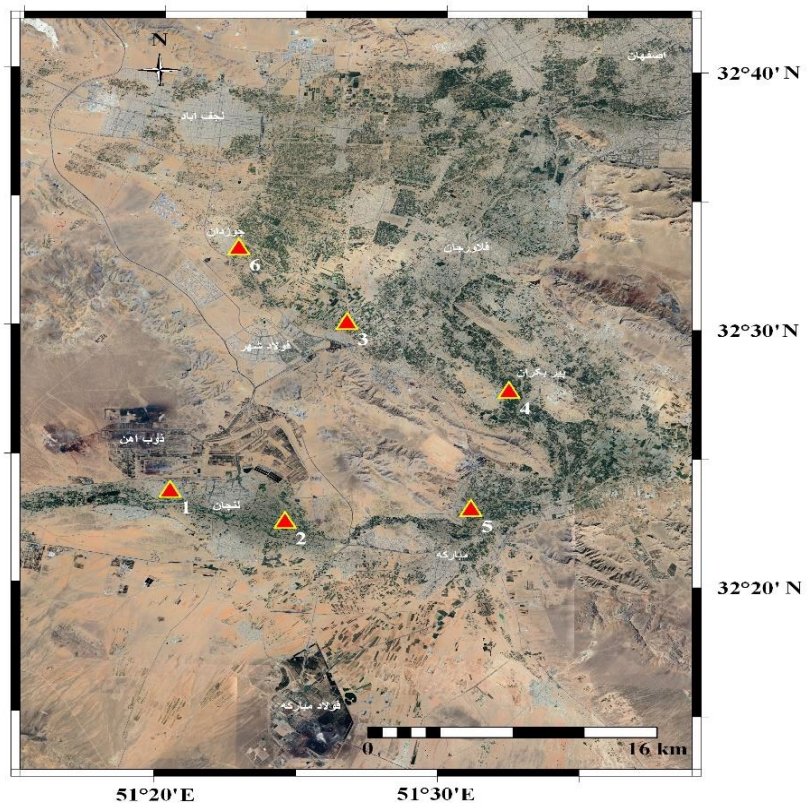
کشت و کار برنج در استان اصفهان و در حاشیه زاینده‌رود از دیرباز متداول بوده است. شهرستان‌های لنجان (شامل شهرهایی از جمله زرین شهر، چمگردان،)، مبارکه و فلاورجان از شهرستان‌های مهم استان اصفهان برای کشت برنج می‌باشند که محصول آن‌ها به‌ویژه مورد توجه مردم استان است. از سوی دیگر برخی از شهرستان‌های ذکر شده در نزدیکی مراکز صنعتی قرار دارند و امکان آلودگی فلزهای سنگین در خاک و یا حتی برنج برداشت شده از این مناطق محتمل است. بنابراین پژوهش حاضر با هدف بررسی احتمال آلودگی خاک و دانه برنج برخی از شالیزارهای چند شهر اطراف اصفهان به فلزهای سنگین انجام شد.

روش‌شناسی پژوهش

منطقه مورد مطالعه

در این پژوهش تعداد ۶ ایستگاه با کشت متراکم برنج در شهرستان‌های اطراف شهر اصفهان به شرح زیر انتخاب شد: ۱- چمگردان (زرین شهر)، ۲- قلعه قاسم (زرین شهر)، ۳- میانادشت (فلاورجان)، ۴- سهروفیروزان (فلاورجان)، ۵- اسماعیل ترخان (مبارکه)، ۶- جوزدان (نجف آباد) (شکل ۱). میانگین بارندگی سالیانه در منطقه مطالعاتی حدود ۱۵۰ میلی‌متر است که عمدتاً به صورت باران بوده و در محدوده زمانی پاییز، زمستان و اوایل بهار صورت می‌گیرد. میانگین دمای منطقه ۱۵/۸ درجه سلسیوس بوده و بیشترین و کمترین دمای ثبت شده در ایستگاه سینوپتیک منطقه به ترتیب ۴۱/۹ و ۱۶- درجه سانتی‌گراد می‌باشد. خاک منطقه دارای رژیم رطوبتی اریدیک (Aridic) و رژیم حرارتی ترمیک (Thermic) است. در هر ایستگاه ۳ مزرعه انتخاب و در هر مزرعه نمونه‌برداری خاک در سه تکرار و تا عمق ۳۰

سانتی‌متری سطح خاک در طول دو سال متوالی (۱۳۹۷، ۱۳۹۸) انجام شد. سپس خاک‌ها هوا- خشک و از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شدند. ویژگی‌های اولیه خاک شامل pH، هدایت الکتریکی (شوری)، درصد شن، رس و سیلت (بافت) در آزمایشگاه اندازه‌گیری شد (جدول ۱). عصاره‌گیری از خاک برای تعیین غلظت کل فلزهای سنگین آهن، مس، روی، کادمیم و سرب، با استفاده ازاسید کلریدریک و اسید نیتریک انجام شد.



شکل ۱. ایستگاه‌های مورد مطالعه

جدول ۱. میانگین برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی مهم خاک ایستگاه‌های مورد مطالعه

نام و شماره ایستگاه	پ-هاش pH	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	رس	سیلت	شن	بافت خاک
چمگردان-شماره ۱	۷/۲	۳/۰۱	۲۶/۷	۳۹/۷	۳۳/۶	لوم Loam
قلعه قاسم- شماره ۲	۷/۲	۲/۰۹	۲۴/۷	۳۹	۳۶/۳	لوم Loam
میانداشت- شماره ۳	۷/۱۵	۳/۸۸	۳۰/۴	۴۴/۴	۲۵/۲	لوم رسی Clay loam
سهروفیروزان- شماره ۴	۷/۱۵	۳/۲۳	۳۵/۸	۴۳/۹	۲۰/۳	لوم رسی Clay loam
اسماعیل ترخان- شماره ۵	۷/۴۵	۴/۷۳	۲۸/۷	۳۴/۰	۳۷/۳	لوم رسی Clay loam
جوزدان- شماره ۶	۷/۵۹	۳/۵۱	۴۴/۷	۳۰	۲۵/۳	رسی Clay

برای تعیین شکل قابل دسترس آهن، مس، روی، کادمیم و سرب در خاک عصاره‌گیری با استفاده از DTPA ۰/۰۰۵ مولار انجام شد (Lindsay and Norvell, 1978). سپس غلظت فلزهای سنگین مذکور با دستگاه جذب اتمی مدل پرکین المر ۲۳۸۰ اندازه‌گیری شد. در پایان فصل رشد نمونه‌های گیاهی نیز برداشت، آسیاب و پس از هضم تر، غلظت کادمیم در برنج سفید اندازه‌گیری شد (Chapman and Pratt, 1961).

محاسبه فاکتور آلودگی (CF)

به منظور تعیین آلودگی خاک به فلزهای سنگین از فاکتور آلودگی استفاده شد. بر اساس این فاکتور غلظت فلزهای سنگین نسبت به غلظت

زمینه آن فلز سنجیده می‌شود. فاکتور آلودگی از رابطه ۱ محاسبه شد.

رابطهٔ ۱)
$$CF_{metal} = {C_{metal}}/{C_{background}}$$

در این رابطه CF_{metal} فاکتور آلودگی، C_{metal} غلظت عنصر در نمونه خاک و $C_{background}$ غلظت زمینه عنصر مورد نظر است. سپس میزان آلایندگی فلزهای سنگین با استفاده از طبقه‌بندی هکنسن[1] تعیین شد (جدول ۲) (Hakanson, 1980). برای تعیین غلظت زمینه فلزهای سنگین تعداد ۱۵ نمونه خاک از اراضی منابع طبیعی و بکر جمع‌آوری و غلظت فلزهای سنگین در آن‌ها اندازه‌گیری شد. با توجه به این‌که میانگین هندسی بازتاب مفید و مناسبی از میانگین غلظت فلزهای سنگین را نشان می‌دهد (Wu et al., 2010)، میانگین هندسی[2](GM) غلظت فلزهای سنگین در این نمونه‌ها به عنوان $C_{background}$ استفاده شد. میانگین هندسی (GM) میانگین لگاریتم طبیعی مجموعه‌ای از داده‌ها ($x_1, x_2, ...x_i$) است که در نهایت با تبدیل نمایی برگردانده می‌شود (Gilbert, 1987).

رابطهٔ ۲)
$$GM = \exp(\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} \ln xi)$$

جدول ۲. طبقه‌بندی آلودگی فلزهای سنگین بر اساس فاکتور آلودگی (Hakanson, 1980)

دامنه تغییرات فاکتور آلودگی (CF)	شدت آلودگی
CF <۱	آلودگی کم
۱ ≤ CF <۳	آلودگی متوسط
۳ ≤ CF <۶	آلودگی زیاد
۶ ≤ CF	آلودگی خیلی زیاد

شاخص زمین انباشتگی[3] (Igeo)

یکی از شاخص‌های دیگری که برای تعیین شدت آلودگی مورد استفاده قرار می‌گیرد شاخص زمین انباشتگی است. به منظور محاسبه این شاخص که توسط Muller (1779) ارائه شده است از رابطه ۳ استفاده شد. در این رابطه C_i غلظت اندازه‌گیری شده فلز در نمونه (خاک) و B_i غلظت همان عنصر در نمونه مرجع (Berrow and Reaves, 1984) است. ضریب ۱/۵ برای تصحیح تغییرات احتمالی در مقادیر مرجع عنصر مورد بررسی در محیط استفاده می‌شود. این شاخص امکان تجزیه و تحلیل شاخص آلودگی تک عاملی را برای ارزیابی حضور هر یک از فلزات و سطح آلودگی آن در منطقه مورد مطالعه فراهم می‌کند.

رابطهٔ ۳)
$$I_{geo} = log_2({C_i}/{1.5 \times B_i})$$

بر اساس این شاخص خاک‌ها در ۷ گروه مختلف به صورت $I_{geo} \leq$ ۰ (غیرآلوده)، ۰ <I_{geo} <۱ (غیرآلوده تا کمی آلوده)، ۱ <I_{geo} <۲ (کمی آلوده)، ۲ <I_{geo} <۳ (کمی آلوده تا بسیار آلوده)، ۳ <I_{geo} <۴ (بسیار آلوده)، ۴ <I_{geo} <۵ (بسیار آلوده تا به شدت آلوده)، $I_{geo} \geq$ ۵ (به شدت آلوده) قرار می‌گیرند.

شاخص بار آلودگی[4](PLI)

این شاخص توسط Tomlinson et al. (1980) ارائه شد و بر اساس آن اگر شاخص بار آلودگی کوچکتر از یک باشد، نشان‌گر دسته بدون آلودگی است. مقادیر ۱ <PLI< ۲ آلودگی کم تا متوسط، ۲ <PLI< ۳، آلودگی زیاد و PLI ≥ ۳ آلودگی بسیار زیاد را نشان می‌دهد. برای محاسبه این شاخص از رابطه ۴ استفاده می‌شود:

رابطهٔ ۴)
$$PLI = \sqrt[n]{(CF_1 * CF_2 * ... * CF_n)}$$

در این رابطه CF فاکتور آلودگی و n تعداد عناصر مورد مطالعه است.

---

1. Hakanson
2. Geometric mean
3. Geo-Accumulation Index

4 Pollution load Index

فاکتور غنی شدن (EF)

فاکتور غنی شدن (EF) از نسبت میزان فلزهای سنگین در خاک‌های آلوده (ایستگاه‌های مورد مطالعه) به غلظت آن‌ها در خاک غیر آلوده محاسبه شد. در این پژوهش برای توصیف آماری داده‌ها از شاخص‌های تمایل مرکزی مانند میانگین و شاخص‌های پراکندگی مانند ضریب تغییرات و نیز از شاخص‌های چولگی، حداقل و حداکثر استفاده شد، که به این منظور نرم‌افزار SPSS مورد استفاده قرار گرفت. به منظور بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون Kolmogrov- Smirnov استفاده شد.

احتمال خطرپذیری به بیماری‌های غیرسرطانی[1]

به منظور محاسبه احتمال خطرپذیری به بیماری‌های غیرسرطانی، ابتدا مقدار تخمین جذب روزانه[2] کادمیم از طریق مصرف برنج یا EDI (میلی‌گرم بر کیلوگرم بر روز)، محاسبه شد (رابطه ۵):

$$EDI = C \times IR \times FE \times\times ED \times CF/BW \times T$$ رابطهٔ ۵)

در این رابطه C میانگین غلظت کادمیم در برنج (میلی گرم بر کیلوگرم) و IR مقدار مصرف برنج (گرم بر شخص در روز) است که بر اساس آمار موسسه تحقیقات برنج کشور، مقدار مصرف روزانه برنج توسط هر شخص در کشور ۹۳ گرم در روز می‌باشد. در این رابطه همچنین FE تناوب قرار گرفتن فرد پذیرنده در معرض مواد آلاینده (۳۶۵ روز در سال)، ED یا مدت مواجهه، مدت زمانی که فرد در معرض مواد آلاینده قرار می‌گیرد (برای بزرگسالان ۷۰ و برای کودکان ۱۴ سال)، FI کسر بلعیده شده (این ضریب بین ۰/۲۵ تا ۰/۴ در نظر گرفته می‌شود که معمولا برای محاسبه خطرپذیری از ضریب ۰/۴ که بدترین حالت را نشان می‌دهد استفاده می‌شود)، BW میانگین وزن (برای بزرگسالان و کودکان به ترتیب ۷۰ و ۲۴ کیلوگرم) و T زمان میانگین (۳۶۵ روز در طی ۷۰ یا ۱۴ سال وزن بدن) می‌باشد.

ارزیابی ضریب خطر[3] غیر سرطانزایی فلزهای سنگین از جمله کادمیم و تخمین پتانسیل خطرات سلامتی فلزهای سنگین با استفاده از رابطه ۶ انجام شد:

$$HQ = EDI/RFD$$ رابطهٔ ۶)

در این رابطه HQ ریسک غیرسرطانزایی کادمیم، EDI میانگین مقدار جذب روزانه کادمیم (mg/kg-d) و RFD مقدار مرجع برای کادمیم (mg/kg-d) است (USEPA, 2011). مقادیر HQ کم‌تر از یک نشان دهنده عدم وجود اثرات نامطلوب سلامتی و مقادیر بیشتر از یک بیانگر خطر غیر سرطانزایی و احتمال اثرات نامطلوب سلامتی است.

برای تعیین اثر تجمع زیستی برنج در جذب کادمیم از خاک، فاکتور تجمع زیستی (BAF)[4] از نسبت غلظت کادمیم در دانه به غلظت کادمیم در خاک محاسبه شد. همچنین فاکتور انتقال[5] (TF) از ریشه به ساقه (TFroot) و از ساقه به دانه (TFshoot) به ترتیب از نسبت غلظت کادمیم در ساقه به غلظت کادمیم در ریشه و نسبت غلظت کادمیم در دانه به غلظت کادمیم در ساقه تخمین زده شد.

یافته‌های پژوهش و بحث

غلظت فلزهای سنگین در خاک

نتایج نشان داد که pH خاک‌ها در دامنه ۷/۱۵ تا ۷/۵۹ و هدایت الکتریکی خاک‌ها در دامنه ۲/۰۹ تا ۴/۷۳ (dS/m، محدوده خاک‌های با شوری کم تا متوسط) قرار دارد. بافت خاک‌ها نیز از لوم تا لوم رسی و رسی متغیر بود (جدول ۱). برخی از ویژگی‌های آماری غلظت کل فلزهای سنگینِ مورد مطالعه، در جدول ۳ نشان داده شده است. مقدار ضریب تغییرات فلزهای سنگین کم‌تر از ۵۰ درصد به دست آمد که نشان دهنده تغییرات همگن و یکنواخت فلزهای سنگین در ایستگاه‌های مورد مطالعه است. این مساله بیانگر محدود بودن عوامل دخیل در تغییرات فلزهای سنگین است. بیش‌ترین میانگین هندسی غلظت کل فلزهای سنگین مربوط به آهن بود درحالی‌که کم‌ترین مقدار آن برای کادمیم به دست آمد. غلظت فلزهای سنگین مس، روی و سرب در ایستگاه‌های مورد مطالعه از حد مجاز ارائه شده توسط سازمان محیط زیست کشور برای خاک‌های کشاورزی، کم‌تر بود (سازمان حفاظت محیط زیست، ۱۳۹۰). غلظت کادمیم در برخی نمونه‌ها (در مجموع ۲۲

1. Non-cancerous diseases
2. Estimated daily intake
3. Hazard Quotient
2. Bioaccumulation factor
5. Translocation factor

نمونه از ۱۰۵ نمونه مورد مطالعه) بیش از حد مجاز ارائه شده توسط سازمان محیط زیست کشور برای خاک‌های کشاورزی (۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) اندازه‌گیری شد.

جدول ۳. شاخص‌های آماری غلظت کل فلزهای سنگین ($mg\ Kg^{-1}$) در ایستگاه‌های مطالعاتی

وضعیت آماری	سرب (Pb)	کادمیم (Cd)	آهن (Fe)	روی (Zn)	مس (Cu)
حداقل	۴/۵	۲/۰	۹۸۵۰	۴۱/۵	۷/۰
حداکثر	۳۰/۰	۷/۰	۳۰۸۲۵	۱۰۵/۰	۳۷/۵
میانگین حسابی	۱۷/۲۹	۴/۲۸	۱۸۱۸۰	۶۷/۳۲	۲۳
میانگین هندسی	۱۸/۳۴	۴/۴۳	۲۸۹۹۵	۸۱/۱۱	۲۶/۳۳
چولگی	۰/۱	-۰/۰۶	۰/۴۷	۰/۶۲	۰/۶۱
کشیدگی	-۱/۰۶	-۰/۷۳	۰/۹۷	-۰/۰۲	۱/۹۷
ضریب تغییرات (٪)	۰/۳۷	۰/۲۶	۰/۲۱	۰/۵۶	۰/۲

از ۲۲ نمونه ذکر شده، ۱۰ نمونه مربوط به ایستگاه جوزدان، ۵ نمونه مربوط به ایستگاه مینادشت، ۴ نمونه مربوط به ایستگاه اسماعیل ترخان و ۳ نمونه مربوط به ایستگاه سهرفیروزان بود. نتایج پژوهش پیرزاده و همکاران (۱۳۹۱) در بررسی وضعیت کادمیم در ۱۳۶ نمونه خاک شالیزاری استانهای اصفهان، فارس و خوزستان نشان داد که میانگین غلظت کل کادمیم خاک ۰/۴۵ و دامنه تغییرات آن از ۰/۱۸ تا ۵/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. این پژوهشگران بیان کردند که دامنه تغییرات کادمیم در استان اصفهان زیاد (۰/۱ تا ۵/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) بود درحالی‌که میانگین غلظت کادمیم در شالیزارهای مورد مطالعه در استان خوزستان ۰/۴ و بیش‌ترین آن ۱ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شد. بر اساس پژوهش مذکور غلظت کل کادمیم در شالیزارهای مورد مطالعه در استان های فارس و خوزستان کم‌تر از حد مجاز بود. اسدی کپورچال و همکاران (۱۳۹۵) میانگین مقدار کادمیم در ۱۰۰ نمونه خاک شالیزاری استان گیلان را ۷/۰۱ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش کردند. Satpathy et al., (2014) بیان کردند که غلظت فلزهای سنگین در خاک های شالیزاری ساخل شرقی هند به ترتیب روند منگنز> روی> سرب> کروم> مس> کادمیم را نشان داد. پژوهش مذکور نشان داد که فقط غلظت منگنز از حد بحرانی و نیز از غلظت منگنز در بسیاری از خاک‌های معمول جهان بیش‌تر بود.

وضعیت آماری غلظت قابل دسترس فلزهای سنگین مورد مطالعه به صورت خلاصه در جدول ۴ نشان داده شده است. میانگین روی قابل دسترس ۱/۹۳ میلی‌گرم در کیلوگرم به دست آمد. میزان روی قابل دسترس در ۶۴/۱۵ درصد از خاک‌های بررسی شده کم‌تر از حد بحرانی روی قابل استفاده گیاه (۲ میلی‌گرم در کیلوگرم) بود. بیش‌ترین میزان روی قابل استفاده گیاه (۴/۲۴ میلی‌گرم در کیلوگرم) در ایستگاه جوزدان مشاهده شد. غلظت کادمیم قابل دسترس (قابل استفاده گیاه) در خاک‌های مورد مطالعه کم‌تر از حد تشخیص دستگاه بود، بنابراین نتایج آن ارائه نشد.

جدول ٤. خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت قابل دسترس فلزهای سنگین در خاک (میلی‌گرم در کیلوگرم).

وضعیت آماری	Pb	Fe	Zn	Cu
کمینه	۰/۶۸	۳۰/۸۶	۰/۶۸	۲/۴۰
بیشینه	۲/۵۸	۶۳/۳۴	۴/۲۴	۱۱/۲۲
میانگین	۱/۵۷	۴۷/۳۰	۱/۹۳	۴/۹۸
انحراف معیار	۰/۲۴	۰/۱۵	۰/۴۷	۰/۳۱

نتایج ضریب همبستگی پیرسون، حاکی از وجود همبستگی معنی‌دار بین غلظت قابل استفاده فلزهای سنگین مورد مطالعه با غلظت کل آن‌ها بود. بیش‌ترین ضریب پیرسون (r=۰/۶۲۳ ،p <۰/۰۱) مربوط به همبستگی بین غلظت کل و قابل استفاده مس بود. غلظت کل روی با غلظت کل مس (r=۰/۴۲۳)، آهن (r=۰/۲۹۸) و کادمیم (r=۰/۲۸۴) در سطح (p <۰/۰۱) همبستگی مثبت و معنی‌داری داشت. همبستگی غلظت کل کادمیم با غلظت کل مس (r=۰/۲۴۷) و سرب (r=۰/۲۴۵) در سطح (p <۰/۰۵) مثبت و معنی‌دار بود. همبستگی مثبت معنی‌داری بین غلظت قابل استفاده مس با کادمیم (r=۰/۴۲۸ ،p <۰/۰۱)، مس با سرب (p <۰/۰۵، r=۰/۲۴)، روی با آهن (p <۰/۰۱، r=۰/۳۹۲) و سرب با آهن (r=۰/۳۹۴ ،p <۰/۰۱) مشاهده شد، درحالی‌که همبستگی کادمیم قابل استفاده با آهن قابل استفاده (<۰/۰۱

p، r=−۰/۳۲۸) منفی بود.

فاکتور آلودگی

توصیف آماری فاکتور آلودگی برای فلزهای سنگین مورد نظر در ایستگاه‌های مطالعاتی در جدول ۵ نشان داده شده است. کم‌ترین فاکتور آلودگی سرب (CF-Pb) با مقدار ۰/۳۲ مربوط به ایستگاه قلعه قاسم و بیش‌ترین مقدار فاکتور آلودگی سرب (۲/۱۵) مربوط به ایستگاه جوزدان بود. بررسی میانگین فاکتور آلودگی کادمیم در ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان داد که بیش‌ترین CF-Cd در ایستگاه جوزدان (۱/۷۵) و کم‌ترین مقدار آن (۰/۹۶) در ایستگاه چمگردان به دست آمد. در تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه مقدار فاکتور آلودگی

جدول ۵. خلاصه‌ای از وضعیت آماری فاکتور آلودگی (CF) فلزهای سنگین مورد مطالعه در زمین‌های با کاربری متفاوت.

نام منطقه		CF-Pb	CF-Cd	CF-Fe	CF-Zn	CF-Cu
چمگردان	حداقل	۰/۸۲	۰/۸۲	۱/۱۴	۰/۸۲	۰/۹۲
	حداکثر	۱/۲۵	۱/۱۵	۱/۶۸	۱/۵	۱/۶۲
	میانگین	۱/۰۶	۰/۹۶	۱/۴۱	۱/۱۲	۱/۱۵
	ضریب تغییرات (٪)	۰/۱	۰/۱۵	۰/۱	۰/۱۶	۰/۱۷
قلعه قاسم	حداقل	۰/۳۲	۰/۶۶	۱/۳۳	۰/۸۲	۰/۹۷
	حداکثر	۱/۲۹	۱/۴۸	۱/۹۴	۱/۲۵	۱/۷۸
	میانگین	۰/۹۲	۱/۱۴	۱/۵۳	۰/۹۹	۱/۲۵
	ضریب تغییرات (٪)	۰/۳۵	۰/۲۲	۰/۱۱	۰/۱۲	۰/۱۹
میناداشت	حداقل	۰/۴۳	۱/۳۱	۰/۷	۰/۸	۰/۳۷
	حداکثر	۱/۰	۱/۹۷	۱/۹۷	۱/۶۸	۱/۷
	میانگین	۰/۷۲	۱/۶۴	۱/۱۸	۱/۲۱	۱/۲۸
	ضریب تغییرات (٪)	۰/۲۱	۰/۱	۰/۲۷	۰/۲۷	۰/۲۳
سهروفیروزان	حداقل	۰/۷۲	۰/۹۸	۱/۰۳	۰/۷۲	۱/۰۵
	حداکثر	۱/۸۳	۱/۸	۲/۲	۱/۴	۱/۹۷
	میانگین	۱/۳	۱/۵	۱/۴۲	۱/۱۱	۱/۳
	ضریب تغییرات (٪)	۰/۲۹	۰/۱۵	۰/۲۱	۰/۱۷	۰/۱۹
اسماعیل ترخان	حداقل	۱/۳۳	۰/۸۲	۰/۷۴	۰/۶۶	۰/۸۴
	حداکثر	۱/۹۳	۱/۸	۱/۳۶	۱/۱۲	۱/۳۱
	میانگین	۱/۶۵	۱/۴۸	۱/۰۲	۰/۸۳	۱/۰۴
	ضریب تغییرات (٪)	۰/۱۱	۰/۱۷	۰/۱۷	۰/۱۵	۰/۱۳
جوزدان	حداقل	۱/۶۸	۱/۱۵	۱/۰۸	۰/۹۸	۱/۰۵
	حداکثر	۲/۱۵	۲/۳	۱/۴۷	۱/۵۸	۱/۹۱
	میانگین	۱/۸۹	۱/۷۵	۱/۲۱	۱/۲۳	۱/۲۱
	ضریب تغییرات (٪)	۰/۰۶	۰/۲۱	۰/۰۸	۰/۱۳	۰/۱۸

فلزهای سنگین آهن، مس و روی با روند CF-Zn <CF-Cu <CF-Fe مشاهده شد. میانگین فاکتور آلودگی سرب در سه ایستگاه چمگردان، اسماعیل ترخان و جوزدان بیش‌تر از میانگین فاکتور آلودگی کادمیم به دست آمد (جدول ۵). بر اساس طبقه‌بندی هکنسون، میانگین فاکتور آلودگی برای هیچ کدام از فلزهای سنگین مورد مطالعه در درجه آلودگی زیاد یا خیلی زیاد قرار نگرفت. بیش‌ترین درصد فاکتور آلودگی آهن، روی، مس، سرب و کادمیم در درجه آلودگی متوسط قرار داشت (جدول ۶). نتایج نشان داد که ۱۱/۴ درصد از مقادیر فاکتور آلودگی کادمیم در طبقه آلودگی کم و ۸۸/۶ درصد آن در طبقه آلودگی متوسط قرار داشت. در مورد سرب ۳۳/۳ درصد از مقادیر فاکتور آلودگی، کلاس آلودگی کم را نشان داد.

جدول ٦. طبقه‌بندی فاکتور آلودگی فلزهای سنگین در منطقه مطالعاتی (بر حسب درصد).

		CF-Pb	CF-Cd	CF-Fe	CF-Zn	CF-Cu
کلاس‌های آلودگی	کم	۳۳/۳	۱۱/۴	۸/۶	۴۰	۱۲/۴

متوسط	۶۶/۷	۸۸/۶	۹۱/۴	۶۰	۸۷/۶
زیاد	–	–	–	–	–
خیلی زیاد	–	–	–	–	–

بیش‌ترین مقادیر درصد فاکتور آلودگی فلزهای سنگین در کلاس آلودگی متوسط، به ترتیب مربوط به آهن> کادمیم> مس> سرب> روی بود. بر اساس نتایج، درصد آلودگی کلاس کم برای روی در مقایسه با سایر فلزهای سنگین بیش‌تر بود (جدول ۶). نتایج پژوهش عظیم‌زاده و خادمی (۱۳۹۴) در بررسی آلودگی خاک‌های استان مازندران با استفاده از فاکتور آلودگی نشان داد که بیش‌تر نمونه‌های مورد مطالعه از نظر آلودگی سرب، کادمیم، روی، مس و نیکل دارای کلاس آلودگی متوسط هستند.

فاکتور غنی شدن (EF)

میزان فاکتور غنی شدن (EF) برای فلزهای سنگین به ترتیب به صورت کادمیم> مس= آهن> سرب> روی به دست آمد. بیش‌ترین مقدار فاکتور غنی شدن برای کادمیم و معادل ۱/۳۴ و کم‌ترین مقدار آن برای روی برابر با ۱/۰۲ بود. مقادیر فاکتور غنی شدن بزرگتر از یک نشان‌دهنده قابلیت دسترسی و توزیع بیش‌تر فلزهای سنگین در خاک آلوده و به دنبال آن افزایش تجمع آن‌ها در گونه‌های مختلف گیاهی رشد یافته در این خاک‌ها است. نتایج پژوهش Satpathy et al. (2014) همسو با پژوهش حاضر نشان داد که بیش‌ترین میزان فاکتور غنی شدن در خاک‌های شالیزاری، مربوط به کادمیم و مس بود.

شاخص زمین انباشتگی (Igeo)

نتایج شاخص I_{geo} نشان داد که بیشترین مقدار میانگین شاخص زمین انباشتگی مربوط به I_{geo} روی (۳/۲۵) و کمترین مقدار میانگین I_{geo} مربوطه به کادمیم (۰/۰۴) بود (جدول ۷). همچنین مقادیر I_{geo} کادمیم در محدوده ۰/۲۷- تا ۰/۲۸ قرار داشت.

جدول ۷. خلاصه‌ای از وضعیت آماری شاخص زمین انباشتگی فلزهای سنگین مورد مطالعه

پارامترها	I_{geo} Pb	I_{geo} Cd	I_{geo} Zn	I_{geo} Cu
کمینه	۱/۶۵	-۰/۲۷	۳/۰۴	۱/۷۵
بیشینه	۲/۴۸	۰/۲۸	۳/۴۵	۲/۴۸
میانگین	۲/۲۱	۰/۰۴	۳/۲۵	۲/۲۶
انحراف معیار	۰/۰۴	۰/۰۳	۰/۰۲	/۰۴

بدین ترتیب بر اساس شاخص I_{geo}، ۳۵/۲ درصد از نمونه‌ها از نظر کادمیم در طبقه غیرآلوه و ۶۴/۸ درصد از نمونه‌ها در طبقه غیرآلوده تا کمی آلوده قرار می‌گیرند. همچنین ۱۲/۴ درصد از نمونه‌ها از نظر I_{geo} سرب در طبقه کمی آلوده و ۸۷/۶ درصد در طبقه کمی آلوده تا بسیار آلوده هستند. شاخص زمین انباشت تمام نمونه‌ها برای روی و مس در طبقه کمی آلوده تا بسیار آلوده قرار می‌گیرد.

شاخص بار آلودگی (PLI)

میزان شاخص بار آلودگی ۱/۲۴ محاسبه شد. از آنجا که این میزان در دسته ۲>PLI> ۱ قرار می‌گیرد، منطقه مورد مطالعه از نظر فلزهای سنگین بررسی شده آلودگی کم تا متوسط دارد.

غلظت کادمیم در دانه برنج

نتایج مربوط به غلظت کادمیم در دانه برنج در جدول ۸ نشان داده شده است. بر اساس نتایج کم‌ترین میزان کادمیم در دانه برنج ۰/۰۲۴ میلی‌گرم در کیلوگرم و بیش‌ترین میزان آن ۰/۲۹ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. استاندارد ملی ایران به شماره ۱۲۹۶۸ حداکثر مقدار مجاز کادمیم در برنج را ۰/۰۶ میلی‌گرم در کیلوگرم تعیین نموده است (موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، ۱۴۰۰). بنابراین میزان کادمیم در ۳۶/۴ درصد از نمونه‌های دانه برنج ایستگاه‌های مورد بررسی کم‌تر از حد مجاز استاندارد ۱۲۹۶۸ ایران بوده و ۷۴/۶ درصد از نمونه‌ها مقدار کادمیومی بیش از حد مجاز ارائه شده توسط موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران دارند. نتایج پژوهش Zazouli et al., (2008) در بررسی میزان کادمیم برنج برداشت شده از ۴ منطقه شالیزاری بین قائمشهر و ساری نشان داد که میانگین غلظت کادمیم ۰/۱۶ ± ۰/۴ میکروگرم بر گرم بود که بیش از حد مجاز استاندارد ایران و نیز استاندارد اروپا می‌باشد (Zazouli et al., 2008). از سوی دیگر اشرفی

یورقانلو و همکاران (۱۳۹۷) میزان کادمیم در برنج‌های ایرانی و وارداتی بازار آذربایجان غربی را به ترتیب ۲۰/۲۸ و ۲۷/۱۹ میکروگرم در کیلوگرم گزارش نمودند که کم‌تر از میزان تعیین شده در استاندارد ۱۲۹۶۸ بود.

بر اساس نتایج مقدار جذب روزانه کادمیم از طریق مصرف برنج (EDI) برای بزرگسالان از ۰/۰۱۳ تا ۰/۱۵۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم بر روز متغیر بود در حالی‌که برای گروه کودکان در دامنه ۰/۰۳۷ تا ۰/۴۶۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم بر روز قرار داشت. بنابر نتایج مقدار جذب روزانه کادمیم از طریق مصرف برنج در کودکان با میانگین (۰/۱۸۵) بیش‌تر از گروه بزرگسالان (۰/۰۶۴) بود (جدول ۸). این نتایج در تضاد با نتایج برخی پژوهش‌ها مبنی بر بیش‌تر بودن مقدار جذب روزانه کادمیم از طریق مصرف برنج در گروه بزرگسالان نسبت به گروه کودکان است (Liu et al., 2011; Satpathy et al., 2014).

بررسی نتایج شاخص ضریب خطر (HQ) نشان داد که میزان این شاخص برای بزرگسالان کم‌تر از کودکان بود. مقدار میانگین شاخص ضریب خطر به بیماری‌های غیرسرطانی در هر دو گروه بزرگسالان و کودکان بیش‌تر از حد مجاز برای شاخص سلامت (HQ =۱) به دست آمد. کم‌ترین مقدار HQ در گروه بزرگسالان و به مقدار ۰/۲۵ و بیش‌ترین مقدار آن معادل۷/۷۳ در گروه کودکان مشاهده شد (جدول ۸). به علاوه مقدار ضریب خطر برای گروه بزرگسالان و کودکان به ترتیب در ۵۴/۵ و ۱۸/۲ درصد از مناطق مورد مطالعه کم‌تر از حد مجاز برای شاخص سلامت (HQ =۱) به دست آمد. این نتایج نشان می‌دهد که مصرف برنج در برخی از ایستگاه‌های مورد مطالعه احتمالا می‌تواند در آینده‌ای نزدیک اثرات بدی بر سلامت هر دو گروه بزرگسالان و به‌طور ویژه بر گروه کودکان داشته باشد. باید خاطر نشان کرد که در این پژوهش فقط اثرات جذب کادمیم از طریق مصرف برنج مورد ارزیابی قرار گرفته است. در واقع باید اثرات سایر فلزهای سنگین و نیز سایر مواد غذایی از جمله سبزیجات، میوه‌ها، گوشت، ماهی، شیر و آب مورد بررسی قرار گیرد. به علاوه ممکن است منابع دیگری مانند استنشاق گرد و غبار و یا تماس پوستی نیز وجود داشته باشد.

بر اساس ضریب همبستگی پیرسون، رابطه مثبت و یا معنی‌داری بین غلظت کادمیم قابل دسترس در خاک و میزان کادمیم در دانه برنج مشاهده نشد.

جدول ۸. خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت کادمیم در دانه برنج، مقدار جذب روزانه کادمیم و شاخص ضریب خطر به بیماری‌های غیرسرطانی

پارامترها	کادمیم Cd ($mg\ kg^{-1}$)	EDI بزرگسالان	EDI کودکان	HQ بزرگسالان	HQ کودکان
کمینه	۰/۰۲۴	۰/۰۱۳	۰/۰۳۷	۰/۲۵	۰/۶۱
بیشینه	۰/۲۹	۰/۱۵۹	۰/۴۶۴	۳/۱۸	۷/۷۳
میانگین	۰/۱۹	۰/۰۶۴	۰/۱۸۵	۱/۲۷	۳/۰۸
انحراف معیار	۰/۰۹	۰/۰۵	۰/۱۴	۰/۹	۲/۴

فاکتور تجمع زیستی

میزان فاکتور تجمع زیستی (BAF) کادمیم برای دانه برنج، در ایستگاه‌های بررسی شده در پژوهش حاضر در محدوده ۰/۰۱۱ تا ۰/۰۵۳ قرار داشت که بیش‌ترین مقدار آن مربوط به ایستگاه جوزدان بود. میانگین میزان فاکتور تجمع زیستی کادمیم ۰/۰۳ محاسبه شد. زمانی که مقدار فاکتور تجمع زیستی برای یک فلز سنگین کم‌تر از یک و یا مساوی با یک باشد، بدین معنی است که گیاه فلز سنگین را جذب می کند اما میزان BAF بیش‌تر از یک باشد، نشان‌دهنده این مطلب است که فلز سنگین در گیاه انباشته می‌شود. کم‌تر بودن میزان فاکتور تجمع زیستی کادمیم از یک (۰/۰۳) نشان می‌دهد که دانه برنج فقط کادمیم را جذب نموده و تجمعی در دانه برنج از نظر کادمیم اتفاق نیفتاده است. Satpathy et al. (2014) میزان فاکتور تجمع زیستی کادمیم دانه برنج را بین ۵ ایستگاه مطالعاتی در محدوده ۰/۰۵ تا ۰/۲ گزارش نمودند که بیانگر عدم تجمع کادمیم در دانه برنج است. در پژوهش Song et al. (2015) مقدار فاکتور تجمع زیستی کادمیم دانه برنج از ۰/۳ تا ۱/۱ برای ۲۰ رقم مختلف برنج گزارش شده است (جدول ۱۰).

مقایسه میزان کادمیم بین بخش‌های مختلف گیاه نشان داد که بیش‌ترین غلظت کادمیم با میانگین ۱/۸۵ میلی‌گرم در کیلوگرم در ریشه بوده است. این یافته با نتایج سایر پژوهش‌ها همخوانی داشت (Song et al., 2015; Satpathy et al., 2014) بیش‌ترین میزان کادمیم ریشه (۳/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) مربوط به ایستگاه قلعه قاسم بود، درحالی‌که کم‌ترین میزان آن (۰/۷۳ میلی‌گرم در کیلوگرم) در ایستگاه اسماعیل ترخان مشاهده شد. میزان کادمیم در ساقه برنج نیز از ۰/۰۹ (ایستگاه چمگردان) تا ۰/۳۲ (ایستگاه جوزدان) میلی‌گرم در کیلوگرم

بین ایستگاه‌های مورد مطالعه متغیر بود.

فاکتور انتقال (TF) یکی از اجزای اصلی مواجهه انسان با فلزهای سنگین سمی از طریق زنجیره غذایی است. مقدار فاکتور انتقال از ریشه به ساقه (TFroot) و یا از ساقه به دانه (TFshoot) در جدول ۹ نشان داده شده است. مقدار فاکتور انتقال کادمیم از ریشه به ساقه بین ۰/۰۳ تا ۰/۳۲ متغیر بود و بیش‌ترین مقدار آن مربوط به ایستگاه اسماعیل‌ترخان بود. مقدار شاخص فاکتور انتقال از ساقه به دانه در محدوده ۰/۱۸ تا ۲/۳ قرار داشت.

جدول ۹. مقادیر فاکتور انتقال کادمیم از ریشه به ساقه و انتقال از ساقه به دانه در ایستگاه‌های مورد مطالعه

	چمگردان	قلعه قاسم	مینا دشت	سهروفیروزان	اسماعیل ترخان	جوزدان
فاکتور انتقال از ریشه به ساقه	۰/۰۳	۰/۰۴	۰/۰۶	۰/۱۰	۰/۳۲	۰/۱۷
فاکتور انتقال از ساقه به دانه	۰/۶۸	۰/۱۸	۲/۲۸	۱/۱۶	۰/۳۱	۰/۸۹

جدول ۱۰. مقایسه مقادیر فاکتور تجمع زیستی (BAF) و انتقال از ساقه به دانه (TFshoot) در پژوهش حاضر و سایر پژوهش‌ها

پارامترها	پژوهش حاضر	Satpathy et al. (2014)	Song et al. (2015)
BAF	۰/۰۱۱- ۰/۰۵۳	۰/۰۵-۰ /۲	۰/۳- ۱/۱
TFshoot	۰/۱۸- ۲/۲۸	۰/۱- ۰/۲	۰/۳۷- ۱/۷۱

بر اساس نتایج مقادیر فاکتور انتقال از ساقه به دانه با میانگین (۰/۹۲) بیش‌تر از مقادیر فاکتور انتقال از ریشه به ساقه با میانگین (۰/۱۲) بود که می‌تواند بیانگر تحرک نسبی آن در گیاه باشد. بیش‌ترین مقدار فاکتور انتقال از ساقه به دانه در ایستگاه میناشت مشاهده شد. پژوهش Song et al. (2015) نشان داد که میزان فاکتور انتقال کادمیم از ساقه به دانه برنج در بین ۲۰ رقم مختلف برنج از ۰/۳۷ تا ۱/۷۱ با تفاوت معنی داری تغییر کرد (جدول ۱۰). نتایج پژوهش Satpathy et al. (2014) نشان داد که انتقال کادمیم از ریشه به ساقه نسبت به سایر فلزهای سنگین از قبیل منگنز، سرب و کروم بیش‌تر است. میزان فاکتور انتقال برای یک عنصر مشخص حتی در بین گونه های گیاهی می‌تواند، متفاوت باشد. فرآیند جابجایی فلز سنگین در گونه‌های گیاهی عاملی حیاتی در تعیین توزیع فلز در بافت‌های مختلف گیاهی است.

نتیجه‌گیری

این پژوهش به بررسی آلودگی خاک و دانه برنج در برخی از شالیزارهای اطراف اصفهان به فلزهای سنگین پرداخت. نتایج نشان داد که غلظت فلزهای سنگین مس، روی و سرب در ایستگاه‌های مورد مطالعه از حد مجاز ارائه شده توسط سازمان محیط‌زیست کشور برای خاک های کشاورزی کم‌تر بود، درحالی که غلظت کادمیم در برخی از مونه‌های مورد مطالعه بیش‌تر از حد مجاز سازمان محیط‌زیست ایران به دست آمد. بیش‌ترین درصد فاکتور آلودگی آهن، روی، مس، سرب و کادمیم در درجه آلودگی متوسط قرار داشت. بیش‌ترین مقادیر درصد فاکتور آلودگی فلزهای سنگین در کلاس آلودگی متوسط، به ترتیب مربوط به آهن> کادمیم> مس> سرب> روی بود. مقدار میانگین شاخص ضریب خطر به بیماری‌های غیرسرطانی در هر دو گروه بزرگسالان و کودکان بیش‌تر از حد مجاز برای شاخص سلامت به دست آمد. مقادیر فاکتور انتقال از ساقه به دانه بیش‌تر از مقادیر فاکتور انتقال از ریشه به ساقه بود، هرچند مقادیر فاکتور تجمع زیستی حاکی از عدم تجمع کادمیم در دانه برنج بود. با توجه به نتایج و نیز در نظر گرفتن نیمه عمر بیولوژیکی طولانی فلزهای سنگین، استفاده از محصول برنج برخی از ایستگاه‌های مورد مطالعه ممکن است در آینده خطراتی برای سلامتی جامعه مصرف به دنبال داشته باشد. بنابراین به منظور حفظ کیفیت و امنیت غذایی لازم است منابع ورود فلزهای سنگین به خاک و چرخه غذایی شناسایی شود و از این طریق مدیریت بهتری در جهت تولید محصول سالم صورت گیرد. همچنین انجام چنین پژوهش‌هایی به صورت برنامه‌ریزی شده و مداوم ضروری به نظر می رسد.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

منابع

اسدی کپورچال، صفورا، همایی، مهدی و رمضان‌پور، حسن. (۱۳۹۵). ارزیابی آلودگی خاک‌های شالیزاری استان گیلان با کادمیم با استفاده از روش‌های زمین‌آمار و GIS. *فصلنامه علوم محیطی، ۱۴(۳)*، ۱۳۱– ۱۴۶.

آمارنامه کشاورزی، محصولات زراعی سال ۱۴۰۱. (۱۴۰۲). معاونت آمار مرکز آمار، فناوری اطلاعات و ارتباطات وزارت جهاد کشاورزی.

پیرزاده، مهناز.، افیونی، مجید و خوشگفتارمنش، امیرحسین. (۱۳۹۱). وضعیت روی و کادمیم در خاک‌های شالیزاری و برنج استان‌های اصفهان، فارس و خوزستان و تأثیر آنها بر امنیت غذایی. *علوم آب و خاک*، ۱۶ (۶۰) :۸۱– ۹۳.

پورتال سازمان جهاد کشاورزی استان اصفهان، (۱۴۰۳)

رحمانی، حمیدرضا و خان‌محمدی، زهرا. (۱۳۹۹). بررسی اثر کارخانه سیمان سپاهان بر آلودگی فلزهای سنگین در خاک‌های منطقه دیزیچه اصفهان.*تحقیقات آب و خاک ایران*، ۵۱(۷)، ۱۷۰۱–۱۷۰۹.

سازمان حفاظت محیط زیست، ۱۳۹۰، استانداردهای کیفیت منابع خاک و راهنماهای آن.

عظیم‌زاده، بهروز و خادمی، حسین. (۱۳۹۲). تخمین غلظت زمینه برای ارزیابی آلودگی برخی فلزهای سنگین در خاک‌های سطحی بخشی از استان مازندران، *آب و خاک، ۲۷(۳)*، ۵۴۸– ۵۵۹.

موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، ۱۴۰۰، شماره ۱۲۹۶۸، خوراک انسان و دام – بیشینه رواداری فلزهای سنگین و روش‌های آزمون.

REFERENCES

Abbas, T., Rizwan, M., Ali, S., Adrees, M., Zia-Ur-Rehman, M., Qayyum, M. F., Ok Y. S., Murtaza, G. (2018). Effect of biochar on alleviation of cadmium toxicity in wheat (Triticum aestivum L.) grown on Cd-contaminated saline soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(26), 25668-25680.

Agricultural statistics, crops of 1401. (1402). Vice President of Statistics Center of Statistics, Information and Communication Technology, Ministry of Agricultural Jihad. (In Persian)

Ahmad, W., Alharthy, R.D., Zubair, M., Ahmed, M., Hameed, A., and Rafique, S. (2021). Toxic and heavy metals contamination assessment in soil and water to evaluate human health risk. *Scientific Reports*, 11(1): 17006.

Alloway BJ, & Ayres DC. (1998). *Chemical principles of environmental pollution* (2nd ed.) Blackie Academic and Professional, Chapman and Hall. London.

ATSDR. (2012). Agency for Toxic Substance and Disease Registry, U.S. toxicological profile for cadmium. Department of Health and Humans Services, Public Health Service, Centers for Disease Control, Atlanta, Georgia, USA

Asadi Kapourchal1, S., Homaee, N, and Ramezanpour, H. (2016). Assessing paddy soils contaminated by cadmium in Guilan province using geostatistical methods and GIS. *Environmental science*, 14(3), 131-146. (In Persian)

Azimzadeh, B., and Khademi, H. (2013). Estimation of Background Concentration of Selected Heavy Metals for Pollution Assessment of Surface Soils of Mazandaran Province. Iran. *Journal of Water and Soil*, 27(3), 548-559. (In Persian)

Berrow, M.L., Reaves, G.A. (1984). Proceedings International Conference on Environmental Contamination. CEP Consultants; Edimburg, UK: Background levels of trace elements in soils.

BfR Opinion No. 026/2018 (2018) EU maximum levels for cadmium in food for infants and young children sufficient—exposure to lead should fundamentally be reduced to the achievable minimum.

Bhagure, G.R., & Mirgane, S. R. (2011). Heavy metal concentrations in groundwater and soils of Thane Region of Maharashtra, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173(1–4), 643–652.

Chapman, H. D., & Pratt, P. F. (1961). *Methods of Analysis for Soils, Plants, and Waters*. Riverside, CA: University of California.

Cheng, F., Zhao, N., Xu, H., Li, Y., Zhang, W., Zhu, Z., Chen, M. (2006). Cadmium and lead contamination in japonica rice grains and its variation among the different locations in southeast China. *Science of the Total Environment*, 359(1–3), 156–166.

Cho, U.H., & Seo, N. H. (2005). Oxidative stress in Arabidopsis thaliana exposed to cadmium is due to hydrogen peroxide accumulation. *Plant Science*, 168, 113-120.

Clemens, S., Aarts, M. G., Thomine, S. & Verbruggen, N. (2013). Plant science: the key to preventing slow cadmium poisoning. Trends in plant science, 18(2), 92-99.

Cui, Y. J., Zhu, Y. G., Zhai R. H., Chen, D. Y., Huang, Y. Z., Oiu, Y., Liang, J. Z. (2004). Transfer of metals

from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environment International*, 30(6), 785–791.

Commission Regulation (EC) No 1881/2006 (2006) Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuff.

Department of Environment, (2012). Soil resource quality standards and guidelines. (In Persian)

Gad, S. C. (2014). Cadmium. In *Encyclopedia toxicology*, edited by Wexler, P. Academic, Oxford, 613–616.

Gilbert, R. O. (1987). Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. New York: John Wiley & Sons, Inc.

Gill, S.S., Khan, N.A., Tuteja, N. (2012). Cadmium at high dose perturbs growth, photosynthesis and nitrogen metabolism while at low dose it up regulates sulfur assimilation and antioxidant machinery in garden cress (Lepidium sativum L.). *Plant Science*, 182, 112–120.

Govil, P. K., Reddy, G. L. N., Krishna, A. K. (2002). Contamination of soil due to heavy metals in the Patancheru industrial development area, Andhra Pradesh, India. *Environmental Geology*, 41(3-4), 461–469.

Hakanson, L. (1980) An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. Water Research, 14, 975-1001.

Hang, X., Wang, H., Zhou, J., Ma, C., Du, C., & Chen, X. (2009). Risk assessment of potentially toxic element pollution in soils and rice (*Oryza sativa*) in a typical area of the Yangtze River Delta. *Environmental Pollution*, 157(8-9), 2542–2549.

Huang, B., Xin, J., Dai, H., Liu, A., Zhou, W., Yi, Y. & Liao, K. (2015). Root morphological responses of three hot pepper cultivars to Cd exposure and their correlations with Cd accumulation. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 1151-1159.

Institute of Standards and Industrial Research of Iran (ISIRI), (2021). NO 12968. Food and Feed Maximum limit of heavy metals and test methods. (In Persian)

Isfahan Provincial Agricultural Jihad Organization portal, (1403). (In Persian)

Loska, K., Wiechuła, D., & Korus, I. (2004) Metal contamination of farming soils affected by industry. Environment International, 30, 159-165.

Lindsay, W. L., and Norvell, W. A. 1(978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Science Society of America Journal. 42, 421–428.

Liu, W., Zafar, A., Khan, Z.I., Nadeem, M., Ahmad, K., Wajid, K., Bashir, H., Munir, M., Malik, I.S., and Ashfaq, A. (2020). Bioaccumulation of lead in different varieties of wheat plant irrigated with wastewater in remote agricultural regions. *Environmental Science and Pollution Research*, 27:27937-27951.

Liu, J., Zhang, X. H., Tran, H., Wang, D. Q., Zhu, Y. N. (2011). Heavy metal contamination and risk assessment in water, paddy soil, and rice around an electroplating plant. *Environmental Science and Pollution Research*, 18(9), 1623–1632.

Mombo, S., Foucault, Y., Deola, F., Gaillard, I., Goix, S., Shahid, M., Schreck, E., Pierart, A. and Dumat, C. (2016). Management of human health risk in the context of kitchen gardens polluted by lead and cadmium near a lead recycling company. *Journal of soils and sediments*, 16(4), 1214-1224.

Mousavi, S. M., Raiesi, T., Sedaghat, A., & Srivastava, A. (2024). Potentially Toxic Metals: Their Effects on the Soil-Human Health Continuum. *Journal of Advances in Environmental Health Research*, *12*(2), 86-101.

Mousavi, S. M., Srivastava, A. K., & Cheraghi, M. (2023). Soil health and crop response of biochar: an updated analysis. *Archives of Agronomy and Soil Siences*,69(7),1085-1110.

Muller, G. (1979). Heavy metals in the sediment of the Rhine River. *Umsch. in Wisse. Tech*, 79:778–783.

Pirzadeh, M., Afyuni, M., & Khoshgoftarmanesh, A. H. (2012). Status of Zinc and Cadmium in Paddy Soils and Rice in Isfahan, Fars and Khuzestan Provinces and their Effect on Food Security. *Journal of Water and Soil Science*, 16 (60), 81-93. (In Persian)

Rahmani, H. R., & Khanmohammadi, Z. (2020). Effect of Sepahan Cement Factory on Heavy Metals Contamination in Soils of Dizicheh Area of Isfahan. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, *51*(7), 1701-1709. (In Persian)

Satpathy, D., Reddy, M.V., Dhal, SP. (2014). Risk assessment of heavy metals contamination in paddy soil, plants, and grains (Oryza sativa L.) at the East Coast of India. BioMed Research International, 2014, 473-545.

Sebastian, A., & Prasad, M. N. V. (2014). Cadmium minimization in rice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 155–173.

Shahid, M., Dumat, C., Khalid, S., Niazi, N. K. and Antunes, P. M. (2016). Cadmium bioavailability, uptake,

toxicity and detoxification in soil-plant system. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 137- 241.

Shi, Z., Garey, M., Meharg, C., Williams, P. (2020). Rice Grain Cadmium Concentrations in the Global Supply-Chain. *Exposure and Health*, 12, 869- 876.

Song, W., Chen, S., Liu, J. f., Chen, L., Song, N., Li, N, &. Liu, B. (2015). Variation of Cd concentration in various rice cultivars and derivation of cadmium toxicity thresholds for paddy soil by species-sensitivity distribution, *Journal of Integrative Agriculture*, 14(9), 1845-1854.

Thévenod, F., and Lee, W.K. (2013). Toxicology of cadmium and its damage to mammalian organs. Metabolism Ions Life Science, 11, 415–490.

Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., and Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer meeres untersuchungen*, 33(1), 566-575.

Tsukahara, T., Ezaki, T., Moriguchi, J., Furuki, K., Shimbo, S., Matsuda-Inoguchi, N., Ikeda, M. (2003). Rice as the most influential source of cadmium intake among general Japanese population. *Science of the Total Environment.* 305(1–3), 41–51.

USEPA. (2011). Exposure factors handbook 2011 edition (final report). Washington DC: USEPA

Wong, S. C., Li, X. D., Zhang, G., Qi, S. H., Min, Y.S. (2002). Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China. *Environmental Pollution,* 119(1), 33–44.

Wu, S., Xia, X., Lin, C., Chen, X. and Zhou, C. (2010). Levels of arsenic and heavy metals in the rural soils of Beijing and their changes over the last two decades (1985-2008). *Journal of Hazardous Materials*, 179, 860-868.

Xin, J., and Huang, B. (2014). Subcellular distribution and chemical forms of cadmium in two hot pepper cultivars differing in cadmium accumulation. Journal of Agricultural Food Chemistry, 62, 508-515.

Xu, X., Zhao, Y., Zhao, X., Wang, Y., & Deng, W. (2014). Sources of heavy metal pollution in agricultural soils of a rapidly industrializing area in the Yangtze Delta of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 108, 161–167.

Yu, H. Y., Ding, X., Li, F., Wang, X., Zhang, S., Yi, J. & Wang, Q. (2016). The availabilities of arsenic and cadmium in rice paddy fields from a mining area: the role of soil extractable and plant silicon. *Environmental Pollution*. 215, 258-265.

Zazouli, M. A., Shokrzadeh, M., Izanloo, H., & Fathi, S. (2008). Cadmium content in rice and its daily intake in Ghaemshahr region of Iran. *African Journal of Biotechnology*, 7(20), 3686- 3689.

Zhang, M.K., Ke, Z.X. (2004). Heavy metals, phosphorus and some other elements in urban soils of Hangzhou City, China. *Pedosphere*, 14(2), 177- 185.