



Assessment of the Bioavailability of Heavy Metals in Soil and Purslane (*Portulaca oleracea* L.) under Irrigation with Industrial Wastewater and Application of Sewage Sludge

Zahra Salehi¹ | Mohsen Jalali²

1. Responsible author, Department of Soil Science, College of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran, E-mail: Z.salehi@agr.basu.ac.ir

2. Department of Soil Science, College of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran, E-mail: jalali@basu.ac.ir

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: Sep. 30, 2025

Revised: Nov. 6, 2025

Accepted: Jan. 4, 2026

Published online: Feb. 2026

Keywords:

**Bioaccumulation of heavy metals,
Heavy metal mobility,
Ecological risks,
Wastewater management in agriculture**

ABSTRACT

The present study investigated the effects of irrigation with industrial wastewater and the application of sewage sludge on heavy metal bioavailability and accumulation in purslane (*Portulaca oleracea* L.). A pot experiment was conducted in a completely randomized design with treatments including municipal water, industrial wastewater, contaminated and uncontaminated soils, with or without sewage sludge application. Soil characteristics (pH, EC, CEC, and available heavy metals) and as well as heavy metal contents in the plant were measured. The results indicated that industrial wastewater, with high nitrogen and phosphorus and moderate EC, could be used for irrigation; however, long-term increases in EC and SAR may negatively affect soil structure. Application of sewage sludge significantly increased the availability of Cd, Cu, Ni, and Zn. Heavy metal accumulation in purslane followed $Zn > Cu > Ni > Cd$, predominantly in the aerial parts. Translocation factor (TF) of Cd (3.19), Ni (1.37) and Cu (1.91) was particularly enhanced in contaminated soil irrigated with municipal water, showing the highest accumulation and translocation to shoots. In this study, the calculation of the bioconcentration factor (BCF) was carried out based on the amount of bioavailable heavy metals present in the soil. Due to the high BCF for studies heavy metals in most treatments, purslane can be used as a monitor plant. Hazard quotient for Cd exceeded the permissible limit, indicating a potential risk to food safety. Overall, wastewater irrigation and sewage sludge use improved soil fertility but increased heavy metal accumulation, emphasizing the need for continuous monitoring.

Cite this article: Salehi, Z., Jalali, M., (2025) Assessment of the Bioavailability of Heavy Metals in Soil and Purslane (*Portulaca oleracea* L.) under Irrigation with Industrial Wastewater and Application of Sewage Sludge, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 56 (12), 3331-3350. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.403435.670015>

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.403435.670015>





EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Water shortage has compelled the use of unconventional water resources such as municipal and industrial wastewater in agriculture. While wastewater provides essential nutrients (N, P, K), it often contains toxic heavy metals that can accumulate in soils and enter the food chain. Sewage sludge, a byproduct of wastewaters treatment, is also nutrient-rich but may increase soil contamination risks. This study focused on evaluating the effects of industrial wastewater irrigation and sewage sludge application on soil chemical properties, heavy metal bioavailability, and their accumulation in *Portulaca oleracea* L. (purslane), with emphasis on ecological and food safety risks.

Materials and Methods

A pot experiment was carried out in the greenhouse of Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran, using a completely randomized design. Treatments included contaminated and uncontaminated soils, irrigated with industrial wastewater, with and without sewage sludge (5% w/w). Soils were artificially contaminated with Cd (10 mg kg⁻¹), Cu (300 mg kg⁻¹), Ni (300 mg kg⁻¹), and Zn (600 mg kg⁻¹). Soil parameters (pH, EC, CEC, exchangeable cations, and DTPA-extractable heavy metals) were analyzed, and heavy metal contents in plant tissues (root, stem, leaf) were determined using atomic absorption spectrometry. Bioaccumulation factor (BCF), translocation factor (TF), estimated daily intake (EDI), and hazard quotient (HQ) were calculated to assess ecological and human health risks. In this study, the calculation of the BCF was carried out based on the DTPA-extractable heavy metals present in the soil.

Results and Discussion

Industrial wastewater exhibited moderate salinity ($EC \approx 2.39 \text{ dS m}^{-1}$), high nitrate (25.7 mg L⁻¹) and phosphorus (2.2 mg L⁻¹) contents, making it nutritionally beneficial but posing long-term risks of salinity buildup. Application of sewage sludge in contaminated soil, increased CEC but also raised available Cd, Cu, Ni, and Zn levels up to 98.7, 71.8, 109.9 and 129.4 times higher than control soil, respectively. Due to the high BCF for studies heavy metals in most treatments, purslane can be used as a monitor plant. Nevertheless, HQ values for Cd exceeded the safety threshold ($HQ > 1$), implying health risks upon consumption. These findings highlight a dual role: wastewater and sludge can enhance soil fertility but simultaneously promote heavy metal mobilization and accumulation in edible plants.

Conclusion

The combined use of industrial wastewater and sewage sludge in contaminated soil, improves soil nutrient status but significantly increases the risk of heavy metal accumulation in soil-plant systems. In this study, the calculation of the BCF was based on the DTPA-extractable heavy metals in the soil. Accordingly, the *Portulaca oleracea* L. demonstrated strong phytoremediation capacity, particularly for Cd, Ni and Cu yet its edibility under contaminated irrigation conditions poses serious food safety concerns. Sustainable management requires continuous monitoring, controlled application, and risk-mitigation strategies to balance agricultural benefits with environmental and health safety.

Authors Contributions

Zahra Salehi: Carried out the experiment and analyzed the data. Wrote the manuscript. Discussed the results and contributed to the final manuscript. Mohsen Jalali: Conceived of the presented idea. Supervised the project (supervisor). Edited and reviewed the manuscript. Contributed to the final version of the manuscript. And discussed the results and contributed to the final manuscript.

Data Availability Statement

Data available on request from the authors.

Ethical considerations

The study was approved by the Ethics Committee of the University of Bu-Ali Sina University University of hamedan. The authors avoided data fabrication, falsification, plagiarism, and misconduct.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

بررسی فراهمی زیستی عناصر سنگین در خاک و گیاه خرفه در اثر آبیاری با فاضلاب صنعتی و کاربرد لجن فاضلاب

زهرا صالحی^۱ | محسن جلالی^۲^۱. نویسنده مسئول، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران، رایان نامه: Z.salehi@agr.basu.ac.ir^۲. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران، رایان نامه: jalali@basu.ac.ir

چکیده

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۷/۸

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۸/۱۵

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۰/۱۴

تاریخ انتشار: اسفند ۱۴۰۴

واژه‌های کلیدی:

تجمع زیستی عناصر سنگین،

تحرک عناصر سنگین،

خطرات اکولوژیک،

مدیریت فاضلاب در کشاورزی.

پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر آبیاری با فاضلاب صنعتی و کاربرد لجن فاضلاب بر ویژگی‌های شیمیایی خاک و تجمع عناصر سنگین در گیاه خرفه (*Portulaca oleracea* L.) انجام شد. مطالعه حاضر به صورت آزمایش گلدانی در قالب طرح کاملاً تصادفی با تیمارهای آب شهری، فاضلاب صنعتی، خاک آلوده و غیرآلوده، همراه یا بدون لجن فاضلاب اجرا گردید. ویژگی‌های خاک (pH، EC، CEC و عناصر سنگین قابل دسترس) و مقادیر عناصر پرمصرف و سنگین در گیاه اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که فاضلاب با مقادیر بالای نیتروژن و فسفر و هدایت الکتریکی متوسط، برای آبیاری قابل استفاده است و افزایش EC و SAR در بلندمدت می‌تواند بر ساختمان خاک اثر منفی داشته باشد. افزودن لجن فاضلاب مقادیر قابل دسترس Zn، Ni، Cu، Cd را به طور معناداری افزایش داد. تجمع عناصر در خرفه بصورت $Zn > Cu > Ni > Cd$ مشاهده شد، بیشترین مقدار در بخش هوایی ثبت گردید. فاکتور انتقال عناصر توسط خرفه به ویژه برای Cd (۳/۱۹)، Ni (۱/۳۷) و Cu (۱/۹۱) در بخش هوایی تیمار خاک آلوده و آبیاری با آب شهری مشاهده شد. در این پژوهش محاسبه فاکتور زیستی (بر پایه‌ی مقدار بخش قابل دسترس عناصر موجود در خاک انجام گردید. با توجه به بالا بودن فاکتور زیستی عناصر مورد مطالعه در بیشتر تیمارها خرفه می‌تواند به عنوان گیاه پایشگر مورد توجه قرار گیرد. شاخص خطرکادمیوم بالاتر از حد مجاز برآورد شد که نشان‌دهنده تهدید بالقوه برای سلامت غذایی است. در مجموع، آبیاری با فاضلاب صنعتی و کاربرد لجن فاضلاب ضمن افزایش حاصلخیزی خاک، باعث افزایش خطر تجمع عناصر سنگین در گیاه و انتقال آن‌ها به زنجیره غذایی می‌شود و به پایش دقیق و مستمر نیاز دارد.

استناد: صالحی؛ زهرا، جلالی؛ محسن، (۱۴۰۴) بررسی فراهمی زیستی عناصر سنگین در خاک و گیاه خرفه در اثر آبیاری با فاضلاب صنعتی و کاربرد لجن فاضلاب،

مجله تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۶ (۱۲)، ۳۳۵۰-۳۳۳۱. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.403435.670015>

© نویسندگان.

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.403435.670015>

مقدمه

کمبود جهانی آب استفاده از منابع غیرمتعارف مانند فاضلاب شهری و صنعتی را ضروری کرده است. فاضلاب تصفیه شده به‌ویژه در کشاورزی اهمیت دارد، زیرا مصرف آب در این بخش بالاست و فاضلاب به‌طور دائم در طول سال تولید می‌شود (Pedrero et al., 2010). فاضلاب حاوی مواد آلی و مغذی مانند نیترات و فسفر است که می‌تواند موجب افزایش باروری خاک و کاهش مصرف کود شیمیایی شود، اما غلظت بالای آن‌ها خطر اوتریفیکاسیون و آلودگی منابع آبی را در پی دارد (Witek-Krowiak et al., 2022). فاضلاب صنعتی نیز دارای عناصر سنگین سمی مانند جیوه، کادمیوم، کروم و آرسنیک است که از فعالیت‌های صنعتی و معدنی ناشی شده و می‌تواند در زنجیره غذایی تجمع یابد و سلامت انسان و اکوسیستم را تهدید کند (Etsuyankpa et al., 2024; Zhang et al., 2023). آلودگی خاک ناشی از انباشت مواد شیمیایی و عناصر سنگین کیفیت و حاصلخیزی خاک را کاهش داده و تهدیدی برای محیط‌زیست و سلامت عمومی محسوب می‌شود (Etsuyankpa et al., 2024; Priya et al., 2023). مدیریت پایدار زمین، اصلاح خاک و رعایت استانداردهای زیست‌محیطی در استفاده از فاضلاب ضروری است (Elia et al., 1983). در صورت مدیریت صحیح، فاضلاب می‌تواند علاوه بر افزایش تولید و گسترش سطح زیرکشت، به حفاظت از منابع آب و کاهش آلودگی محیطی کمک کند (Silva, 2023; Rashid et al., 2023; Xu et al., 2010). لجن فاضلاب محصول جانبی فرآیند تصفیه حاوی مواد آلی، عناصر غذایی، پاتوژن‌ها و میکروارگانیسم‌ها می‌باشد. مدیریت نادرست آن می‌تواند موجب آلودگی ثانویه، به‌ویژه انتقال عناصر سنگین به خاک و آب‌های زیرزمینی شود (Chen et al., 2015). عناصر سنگین در لجن به شکل‌های مختلف معدنی و آلی وجود دارند و مطالعات نشان داده‌اند که مقادیر آن‌ها در لجن فاضلاب بیشتر از کمپوست لجن است (Rehana et al., 2024). لجن علاوه بر تأمین مواد مغذی و بهبود خصوصیات خاک، مزایایی همچون افزایش تنوع زیستی، پایداری مواد غذایی و کاهش فرسایش دارد (Kauthale et al., 2005; Bullock and Burton., 1996; Wong et al., 1995). در بسیاری کشورها مانند ایالات متحده، استرالیا و کشورهای اروپایی، بخش زیادی از لجن تولیدی به‌عنوان اصلاح‌کننده خاک بازیافت می‌شود (Terry et al., 1979). با این حال، نگرانی‌هایی نظیر شوری (Richards et al., 1947)، حضور پاتوژن‌ها (Tiruneh et al., 2024) و عناصر سنگین (Tervahauta et al., 2014) عوامل محدودکننده استفاده از آن هستند. وجود عناصر سنگین نظیر کادمیوم و سرب می‌تواند باعث آلودگی خاک، ورود به زنجیره غذایی و تهدید سلامت عمومی شود (Chilian et al., 2022; Nogueira et al., 2020). هرچند برخی مطالعات مانند لامسترا و همکاران (۲۰۱۸) نشان داده‌اند که غلظت آلاینده‌ها در محدوده مجاز اتحادیه اروپا است، اما استفاده بیش از حد و طولانی‌مدت از لجن فاضلاب خطر افزایش فرایمی زیستی عناصر و آلودگی اکوسیستم را به همراه دارد (Lamastra et al., 2018; Saha et al., 2017; Dudka and Miller, 1999).

گیاه‌پالایی یکی از فناوری‌های زیستی نوین برای حذف، تثبیت یا تجزیه آلاینده‌های زیست‌محیطی در خاک و آب است، که بر توانایی طبیعی گیاهان در جذب، انتقال و انباشت مواد سمی تکیه دارد. این روش به دلیل کم‌هزینه بودن، سازگاری با محیط‌زیست و امکان استفاده در مقیاس وسیع، جایگزین مناسبی برای روش‌های فیزیکی و شیمیایی پرهزینه به شمار می‌رود (Tamma et al., 2025; Islam et al., 2024). بسته به نوع گیاه و آلاینده، مکانیسم‌هایی مانند فیتواستخراج، فیتوتجزیه، فیتواستایلایزیشن و فیتوفیلتراسیون نقش کلیدی ایفا می‌کنند (Sharma et al., 2023). توسعه پژوهش‌ها در این حوزه می‌تواند به ارتقای کارایی سیستم‌های طبیعی و دستیابی به راهکارهای پایدار در مدیریت آلودگی کمک کند. پژوهش حاضر نوآوری خود را در ترکیب دو عامل کلیدی، یعنی آبیاری با فاضلاب صنعتی و کاربرد لجن فاضلاب در بستر خاک‌های آلوده و غیرآلوده نشان می‌دهد. برخلاف مطالعات پیشین که عمدتاً به بررسی جداگانه تأثیر فاضلاب یا لجن فاضلاب پرداخته‌اند، این تحقیق به‌صورت هم‌زمان اثرات هر دو عامل را بر فرایمی زیستی عناصر سنگین و انتقال آنها به گیاه خرفه ارزیابی می‌کند. از دیگر جنبه‌های نوآورانه این پژوهش می‌توان به: استفاده از شاخص‌های کمی فاکتور تجمع زیستی (BCF) و فاکتور انتقال (TF) برای تعیین ظرفیت گیاه خرفه به‌عنوان گیاه پاشگر زیستی^۱، محاسبه شاخص‌های میزان مصرف روزانه تخمینی (EDI) و شاخص خطر (HQ) برای ارزیابی دقیق خطرات بالقوه سلامت انسان و ارائه شواهد روشن مبنی بر نقش دوگانه فاضلاب و لجن فاضلاب در بهبود حاصلخیزی خاک در کنار افزایش خطر انتقال عناصر سنگین به زنجیره غذایی اشاره کرد. نتایج این پژوهش نه تنها از نظر علمی و در حوزه مدیریت پایدار فاضلاب در کشاورزی اهمیت دارد، بلکه در سطح کاربردی نیز راهکارهایی برای پایش، کنترل و مدیریت ریسک

فراهمی می‌آورد.

همچنین روش متداول محاسبه فاکتور زیستی، که بر پایه‌ی مقدار کل عناصر موجود در خاک استوار است، اغلب از توجه به ویژگی‌های خاک که بر دسترسی زیستی عناصر و در پی آن، جذب این عناصر توسط گیاهان تأثیرگذارند، غفلت می‌ورزد. این چالش عمدتاً از آن‌جا ناشی می‌شود که معمولاً داده‌های مرتبط با مقدار کل عناصر در خاک در دسترس هستند. از این رو، محاسبه‌ی BCF ناگزیر بر اساس محتوای کل عناصر، نه بر مبنای بخش قابل دسترس آن‌ها انجام می‌گیرد. در نتیجه، مقادیر محاسبه‌شده معمولاً کمتر از مقدار واقعی به‌دست می‌آیند (Eben et al., 2024). برای دستیابی به درکی دقیق‌تر و مکانیکی‌تر از فرایند انتقال عناصر از خاک به گیاه، پژوهش‌های اخیر به‌طور فزاینده‌ای در محاسبه‌ی فاکتور غلظت زیستی از بخش قابل دسترس عناصر در خاک استفاده کرده‌اند (Hurseresht and Jalali., 2025; Eben et al., 2024; Setia et al., 2021; Rodríguez-Bocanegra et al., 2017). بخش قابل دسترس، که معمولاً با استفاده از عصاره گیرهای شیمیایی نظیر EDTA، DTPA یا CaCl_2 از خاک عصاره‌گیری می‌شود، نشان‌دهنده‌ی بخشی از عناصر در خاک است که برای جذب توسط ریشه‌ی گیاه در دسترس می‌باشد (Hooda, 2010). این روش نشان داده است که قادر می‌باشد برآورد بهتری از تجمع عناصر در محصولات کشاورزی ارائه دهد (Hosseinniaee et al., 2023; Xu et al., 2022). برای مثال، در یک مطالعه همزمان BCF بر اساس مقدار کل و BCF بر اساس مقدار قابل دسترس خاک محاسبه گردید و نتایج نشان داد که هرچند هر دو برای ارزیابی تجمع زیستی عناصر مفید هستند، با این حال مقدار محاسبه شده BCF بر اساس مقدار قابل دسترس بیشتر از ۱ بود، که نشان‌دهنده‌ی ظرفیت بالاتر دانه‌های برنج و گندم برای جذب عناصر می‌باشد (Setia et al., 2021). این یافته با اصل علمی پذیرفته‌شده‌ی همخوانی دارد که مقادیر قابل دسترس، نه مقادیر کل، تعیین‌کننده پیامدهای اکولوژیکی و جذب عناصر سنگین است. مطابق با این رویکرد پیشرو، پژوهش حاضر BCF را بر اساس میزان عناصر قابل عصاره‌گیری با DTPA محاسبه می‌کند؛ تا پتانسیل واقعی انتقال عناصر از خاک به گیاه را به‌طور دقیق‌تری بیان نماید.

این پژوهش از نظر روش‌شناسی نوآور است، زیرا با طراحی آزمایش‌های گلدانی کنترل‌شده، به‌طور هم‌زمان تأثیر فاضلاب صنعتی و لجن فاضلاب بر دینامیک عناصر سنگین در خاک‌های با دو سطح آلودگی را بررسی کرده و از شاخص‌های زیستی چندبعدی برای ارزیابی خطرات زیست‌محیطی و بهداشتی بهره گرفته است. وجه تمایز و نوآوری پژوهش حاضر در تلفیق ارزیابی‌های کیفی و کمی اثرات آبیاری با فاضلاب صنعتی و استفاده از لجن فاضلاب بر خاک‌های آلوده و غیرآلوده است. در این مطالعه از شاخص‌های کمی زیست‌محیطی جهت سنجش خطرات بالقوه سلامت انسان در گیاه خوراکی خرفه استفاده شده است. در ضمن پژوهش حاضر BCF را بر اساس میزان عناصر قابل عصاره‌گیری با DTPA محاسبه می‌کند. نتایج به‌دست‌آمده چارچوبی علمی برای پایش و مدیریت هم‌زمان دو منبع آلاینده و اصلاح‌کننده (فاضلاب و لجن فاضلاب) در سیستم‌های کشاورزی فراهمی می‌آورد و می‌تواند راهنمایی برای تصمیم‌گیران در استفاده پایدار از پساب‌های صنعتی باشد.

مواد و روش‌ها

نمونه برداری از فاضلاب

شهرک صنعتی بهاران در شهرستان بهار، استان همدان، واقع شده است. این شهرک در ۲ کیلومتر ۲ جاده همدان-کرمانشاه قرار دارد. در این شهرک صنعتی، واحدهای تولیدی متعددی در حوزه‌های مختلف صنعتی فعالیت می‌کنند. این واحدها شامل صنایع غذایی، فلزی و شیمیایی هستند. مراحل تصفیه فاضلاب در تصفیه‌خانه شهرک صنعتی بهاران شامل: آشغال‌گیری، هوادهی، متعادل‌سازی (ته‌نشینی بی‌هوازی)، هوادهی (ته‌نشینی هوازی) و کلر زنی می‌باشد.

جهت انجام آزمایشات و بررسی اثر فاضلاب صنعتی، نمونه‌ها در ظرف‌های پلی اتیلن شسته شده با اسید جمع‌آوری و به آزمایشگاه انتقال داده شد، نمونه‌ها در یخچال در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگه‌داری شدند (Rice et al., 2017). لازم به ذکر است جهت جلوگیری از تغییر خصوصیات فاضلاب برای استفاده آبیاری، نمونه برداری هر دو روز یکبار صورت می‌پذیرفت. همچنین قبل از انجام آبیاری خصوصیات فاضلاب مورد بررسی قرار می‌گرفت، تا در صورت وجود تغییرات در گزارشات اعلام گردد. ترکیب شیمیایی نمونه‌های فاضلاب، از جمله کاتیون‌ها و آنیون‌ها، پی‌اچ و هدایت الکتریکی اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری عناصر سنگین فاضلاب از اسپکتروفتومتر جذب



اتمی استفاده شد. نمونه آب مقطر به عنوان شاهد استفاده شد. اندازه گیری‌ها برای هر نمونه سه بار انجام گرفت.

کشت گیاه خرفه

این بخش از پژوهش در گلخانه دانشگاه بوعلی سینا انجام شد. خاک شنی به عنوان بستر انتخاب و گیاه خرفه برای بررسی اثر فاضلاب بر خاک و گیاه کشت گردید. خصوصیات خاک مورد استفاده جهت کشت در جدول ۱ ذکر شده است. رویه‌های استاندارد که توسط (Rowell, 1994) مشخص شده، در اندازه گیری خواص خاک دنبال شد. برای اندازه گیری pH و هدایت الکتریکی (EC) از نسبت ۱:۵ آب به خاک استفاده شد. در pH برابر با ۷، کاتیون‌های قابل تبادل با استفاده از محلول ۱ مولار استات آمونیوم عصاره گیری شدند. از دستگاه نورسنجی شعله برای قرائت سدیم و پتاسیم استفاده شد. پیش از کشت، خاک‌ها به مدت ۱۴ روز با عناصر سنگین کادمیوم، مس، نیکل و روی به ترتیب با مقادیر (۱۰، ۳۰۰، ۳۰۰ و ۶۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) آلوده سازی و به عنوان خاک آلوده معرفی شدند. سپس خاک‌های آلوده و غیرآلوده با ۵ درصد وزنی لجن فاضلاب صنعتی (جدول ۲) تیمار شدند. نشاء خرفه در این خاک‌ها کشت و به مدت ۷۰ روز با آب شهری و فاضلاب صنعتی ورودی تصفیه خانه آبیاری گردید.

اندازه گیری عناصر سنگین در خاک، لجن فاضلاب و گیاه:

در روش استخراج عناصر سنگین کل در خاک و لجن فاضلاب، دو گرم نمونه با ۲/۵ میلی لیتر اسید نیتریک (HNO_3) غلیظ در لوله‌های پلی پروپیلن ۵۰ میلی لیتری مخلوط شد و به مدت یک شب (۱۲ ساعت) در شرایط آزمایشگاه نگهداری شدند. سپس هر لوله ۷/۵ میلی لیتر اسید نیتریک غلیظ دریافت کرد و نمونه‌ها در یک حمام بخار به مدت ۸ ساعت در دمای ۱۰۰ درجه سانتیگراد غوطه ور شدند تا هضم شوند. پس از سرد شدن نمونه‌ها، لوله‌ها به مدت پنج دقیقه سانتریفیوژ شدند (Pietrzak and McPhaila, 2004).

روش استخراج عناصر سنگین قابل دسترس با استفاده از اتیلن دی آمین پنتا استیک اسید (DTPA)، و نسبت محلول به خاک ۱:۲ انجام گردید (Lindsay et al., 1978). برای این روش، یک لوله سانتریفیوژ با ۱۰ گرم خاک و ۲۰ میلی لیتر محلول عصاره گیر پر شد. سپس لوله به مدت ۱۲۰ دقیقه تکان داده شد. پس از سانتریفیوژ به مدت ۱۰ دقیقه در ۴۰۰۰ دور در دقیقه، سوسپانسیون خاک سانتریفیوژ شد و عناصر سنگین با استفاده از جذب اتمی تعیین شدند.

روش عصاره گیری از گیاه با استفاده از روش هضم تر و با $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ انجام شد (Cao et al., 2010). در این روش ۰/۵ گرم پودر نمونه گیاهی را در لوله سانتریفیوژ ریخته و به آن ۵ میلی لیتر آب اکسیژنه ۳۰٪ و ۱۰ میلی لیتر اسیدنیتریک ۶۵٪ اضافه می‌کنیم، در مرحله بعد هضم با استفاده از حمام آبگرم در دمای ۱۰۰ درجه سانتی گراد انجام شد و نمونه‌ها با استفاده از کاغذ صافی عصاره گیری شده و حجم نهایی به ۲۵ میلی لیتر رسیده است.

اندازه گیری مقدار کل عناصر سنگین در خاک، گیاه و لجن فاضلاب با استفاده از روش اسپکتروفتومتری جذب اتمی انجام شد.

ارزیابی خطر سلامت مصرف روزانه عناصر سنگین (EDI)، غلظت زیستی (BCF) و فاکتور انتقال (TF):

ارزیابی خطر سلامت مصرف روزانه عناصر سنگین با استفاده از معادلات زیر محاسبه گردید:

$$EDI = AB/BW$$

$$HQ = EDI/RfD$$

که در آن B میزان مصرف روزانه محصول (g) بر اساس استاندارد (سازمان ملی استاندارد ایران، ۲۰۱۰) است (سبزیجات برگی: ۵۸ گرم) و A مقدار عناصر سنگین در وزن تازه محصول (mg kg^{-1}) است. BW وزن بدن برای بزرگسالان (۷۰/۷ کیلوگرم) برای کودکان (۳۲/۹ کیلوگرم) را نشان می‌دهد (Rout et al., 2013). بالاترین مقدار عناصر سنگین که بر سلامت انسان تأثیر منفی نمی‌گذارد، به عنوان RfD شناخته می‌شود (میلی گرم بر کیلوگرم بر روز بر کیلوگرم وزن بدن) را نشان می‌دهد (Balkhair and Ashraf, 2016). براساس آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده مقادیر RfD برای کادمیوم، مس، نیکل و روی میلی گرم بر کیلوگرم در روز به ترتیب ۰/۰۰۱، ۰/۰۴، ۰/۰۲ و ۰/۳ است. همچنین برای ارزیابی توانایی گیاهان برای جذب عناصر سنگین از خاک از فاکتور زیستی استفاده شد (Thalassinios et al., 2024):

$$BCF = C_{\text{root}}/C_{\text{soil}}, C_{\text{stem}}/C_{\text{soil}}, C_{\text{leaf}}/C_{\text{soil}}$$

1. Spectra AA 220 Varian (AAS)

2. Electrical conductivity

3. ISIRI

4. USEPA

که در آن C_{leaf} ، C_{stem} ، C_{root} و به ترتیب محتوای عناصر سنگین ($mg\ kg^{-1}$) در ریشه، ساقه، برگ گیاه می‌باشد. C_{soil} محتوای قابل دسترس عناصر سنگین ($mg\ kg^{-1}$) در خاک است. در این پژوهش BCF بر اساس میزان عناصر قابل عصاره‌گیری شده با DTPA محاسبه گردید. همچنین در مطالعه حاضر فاکتور انتقال (TF) محاسبه گردید. مقدار TF نسبت عناصر سنگین را در ریشه گیاه در مقایسه با قسمت‌های هوایی گیاه را نشان می‌دهد (Alagici et al., 2013):

$$TF = C_{stem}/C_{root}, C_{leaf}/C_{root}$$

جدول ۱. خصوصیات خاک استفاده شده در کشت گلخانه.

Zn	Pb	Ni	Fe	Cu	Cd	CEC	Mg	Ca	K	Na	EC	pH
Total ($mg\ kg^{-1}$)						$cmol_c\ kg^{-1}$	Exchangable ($cmol_c\ kg^{-1}$)				$dS\ m^{-1}$	
۲۶/۸	۳۰/۴	۳۴/۶	۱۸۹۹۸	۱۲/۷	۱/۶۱	۹/۷۱	۲/۰۰	۱/۵۰	۰/۵۵	۵/۶۶	۰/۴۲۲	۷/۲۳
خاک												

جدول ۲. خصوصیات لجن فاضلاب صنعتی (SS) بهاران

Zn	Pb	Ni	Fe	Cu	Cd	EC	pH
Total ($mg\ kg^{-1}$)						$dS\ m^{-1}$	
۱۶۱۹	۹۳/۰	۸۸/۵	۳۵۱۹۶	۲۷۲/۹	۴/۱۳	۵/۳۵۷	۶/۵۳
لجن فاضلاب (SS)							

نتایج

خصوصیات فاضلاب

نتایج پژوهش نشان داد، فاضلاب شهرک صنعتی بهاران از نظر شاخص‌های شوری، مواد مغذی و عناصر سنگین قابلیت نسبی برای استفاده در آبیاری در مقایسه با معیارهای کیفیت آب آبیاری گزارش شده در جدول (۳) را دارد، اما همراه با محدودیت‌هایی است. هدایت الکتریکی نمونه فاضلاب حدود ۲/۳۹ دسی زیمنس بر متر بود که نسبت به آب شهری بالاتر است (جدول ۳) و می‌تواند در بلندمدت باعث تجمع نمک در خاک و کاهش عملکرد محصولات حساس شود (جدول ۳). غلظت بالای نیترات و فسفر (۲۵/۷ و ۲/۲ میلی گرم بر لیتر) بیانگر پتانسیل تغذیه‌ای و امکان استفاده به‌عنوان کود آبی است، اما خطر آلودگی منابع آب و اوتریفیکاسیون را نیز به همراه دارد (Pedrero et al., 2010; Qadir et al., 2010). با توجه به معیارهای کیفیت آب آبیاری (Ayers and Westcot, 1985; Pescod, 1992) مقادیر و پارامترهای اندازه‌گیری شده در فاضلاب صنعتی مورد مطالعه کمتر از معیارهای کیفیت آب آبیاری می‌باشند (جدول ۳).

جدول ۳. خصوصیات شیمیایی و غلظت عناصر سنگین فاضلاب شهرک صنعتی بهاران و آب شهری مورد استفاده در مطالعه.

Zn	Pb	Ni	Fe	Cu	Cd	P	NO ₃ ⁻	EC	pH	منطقه صنعتی
$mg\ l^{-1}$								$dS\ m^{-1}$		
nd	nd	۰/۰۱	nd	nd	nd	۲/۲	۲۵/۷	۲/۳۹۵	۷/۵۷	صنعتی بهاران
nd	nd	۰/۰۱	nd	۰/۰۲	nd	۰/۶	۱۷/۷	۰/۸۵۰	۷/۶۵	آب شهری
۲	۵	۰/۲	۵	۰/۲	۰/۰۱	۵	۴۰	۰-۳	۸/۵-۶	معیارهای کیفیت آب آبیاری*

*(Ayers and Westcot, 1985), (Pescod, 1992). nd= non detection

اثر کاربرد لجن فاضلاب و آبیاری با فاضلاب صنعتی بر خصوصیات خاک

آبیاری با فاضلاب بهاران موجب افزایش pH و EC خاک شد، که ناشی از حضور یون‌های محلول بود (جدول ۴). کاربرد لجن فاضلاب CEC را افزایش داده و توان نگهداری مواد غذایی خاک را بهبود بخشید. با این حال، مصرف لجن سبب افزایش مقدار عناصر سنگین گردید. کمترین pH در تیمار ترکیبی فاضلاب و لجن فاضلاب مشاهده شد که به دلیل pH پایین لجن فاضلاب و تجزیه مواد آلی ناپایدار است (جدول ۲). این تغییرات نشان می‌دهد که کاهش pH می‌تواند جذب عناصر غذایی را تقویت کند، اما همزمان خطر تحرک بیشتر عناصر سنگین و ترکیبات سمی را نیز افزایش می‌دهد. همچنین یودین و همکاران (۲۰۲۵)، در مطالعه لجن فاضلاب بعنوان اصلاح کننده خاک بیان کردند، که افزودن این اصلاح کننده به خاک موجب کاهش pH در خاک می‌شود (Uddin et al., 2025). بیشترین مقدار هدایت الکتریکی خاک در همین تیمار مشاهده شد، که علت آن ورود املاح به‌ویژه سدیم می‌توان بیان نمود. آبیاری با فاضلاب موجب افزایش سدیم و افزایش تفاوت معنی‌دار با دیگر گلدان‌ها شد (جدول ۴). ظرفیت تبادل کاتیونی خاک‌ها در محدوده ۸/۵۸ تا ۹/۷۶ سانتی‌مول

بار بر کیلوگرم قرار داشت. گرچه تفاوت کلی چندان محسوس نبود، اما بیشترین تغییرات شیمیایی در خاک‌های آلوده تیمار شده با لجن فاضلاب مشاهده شد. بیشترین CEC در خاک آلوده آبیاری شده با فاضلاب بهاران به دلیل تجمع ماده آلی ثبت گردید (جدول ۴). در خاک‌های آلوده کاهش نسبی پتاسیم و سدیم مشاهده شد که ناشی از رقابت کاتیون‌های عناصر سنگین با عناصر غذایی است. تیمار با لجن فاضلاب موجب افزایش قابل توجه EC گردید و بالاترین مقادیر در خاک آلوده SS+ و آبیاری با فاضلاب ثبت شد. این تغییرات می‌توانند باعث تنش یونی و اختلال در جذب عناصر شوند. همچنین، نوع منبع آب آبیاری مؤثر بود؛ به‌طوری‌که خاک‌های آبیاری شده با آب شهری EC پایین‌تر و pH بالاتری نسبت به فاضلاب بهاران داشتند. در مجموع، ترکیب شیمیایی فاضلاب و لجن فاضلاب سبب تغییرات عمده در ویژگی‌های خاک شده و بر دسترسی عناصر غذایی، تحرک عناصر سنگین و رشد گیاه خرفه تأثیر می‌گذارد.

اثر کاربرد لجن فاضلاب و آبیاری با فاضلاب صنعتی بر عناصر سنگین قابل دسترس در خاک:

افزودن لجن فاضلاب به‌عنوان اصلاح‌کننده خاک موجب افزایش مقدار عناصر سنگین قابل دسترس نسبت به تیمار شاهد گردید (جدول ۴). بنابراین، استفاده از لجن فاضلاب، می‌تواند به دلیل تجمع عناصر سنگین مخاطرات زیست‌محیطی به همراه داشته باشد. مقادیر عناصر قابل دسترس کادمیوم، مس، نیکل و روی در خاک آلوده SS+ آبیاری بهاران نسبت به خاک غیر آلوده آبیاری شهری به ترتیب ۹۸/۷، ۲۱/۸، ۱۰۹/۹ و ۱۲۹/۴ برابر است (جدول ۴). استفاده از لجن فاضلاب موجب افزایش تحرک و دسترس‌پذیری عناصر سنگین در خاک می‌شود. به‌ویژه برای روی و نیکل، کاربرد طولانی‌مدت آن می‌تواند باعث تجمع بیش از حد عناصر سنگین مانند روی، سرب، کادمیوم شود. روند کاهشی عناصر سنگین در پژوهش حاضر برای بخش قابل دسترس برابر با روی < مس < نیکل < کادمیوم می‌باشد. این روند مشابه مطالعات اخیر با تمرکز بر تأثیر استفاده از لجن فاضلاب در خاک بوده است (Karagianni et al., 2024; Zaragüeta et al., 2021). همچنین در خاک مورد استفاده برای کشت گیاه خرفه بیشترین عنصر روی و کمترین عنصر کادمیوم می‌باشد (جدول ۱). یک مطالعه نشان داد، که پس از ۵۰ سال استفاده از SS، سطوح عناصر سنگین به طور قابل توجهی در خاک‌های تیمار شده در مقایسه با شاهد بالاتر بود، به طوری که برخی از عناصر از آستانه‌های مجاز فراتر رفتند (Mdlambuzi et al., 2023). افزایش عناصر سنگین در خاک ناشی از کاربرد لجن فاضلاب عمدتاً به ترکیب شیمیایی لجن فاضلاب و تعامل آن با اجزای خاک مرتبط است. لجن فاضلاب معمولاً حاوی مقادیر قابل توجهی از عناصر سنگین نظیر روی، مس، سرب، نیکل، کادمیوم و کروم است؛ که منشاء آنها پساب‌های صنعتی، منابع خانگی و رواناب شهری می‌باشد و در بسیاری موارد غلظت این عناصر می‌تواند از حدود مجاز فراتر رود (Islam et al., 2024). کاربرد لجن و فاضلاب صنعتی در بلندمدت موجب تغییر گونه بندی و افزایش فراهمی زیستی عناصر سنگین در خاک می‌شود (Feng et al., 2023). هرچند این تیمارها حاصلخیزی و عملکرد گیاه را تقویت می‌کنند، اما به دلیل تجمع عناصر سنگین نیازمند پایش دقیق هستند. نتایج نشان داد، خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب نسبت به آب شهری مقادیر بیشتری از عناصر سنگین دارند و روند کاهش آنها به‌صورت روی < مس < نیکل < کادمیوم بود. حضور لجن فاضلاب و کاهش pH قابلیت دسترسی عناصر را افزایش داد و بالاترین مقادیر در خاک‌های آلوده تیمار شده با لجن فاضلاب مشاهده شد (جدول ۴). این شرایط احتمال جذب بیشتر عناصر سنگین توسط گیاه را بالا برده و در صورت تداوم مصرف می‌تواند منجر به آلودگی خاک گردد. حتی با وجود مقادیر کم عناصر سنگین در فاضلاب بهاران، استفاده مداوم از آن موجب تجمع این عناصر در خاک شده و در بلندمدت می‌تواند باعث آلودگی گردد. افزایش دسترس‌پذیری عناصر سنگین در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب همچنین احتمال جذب بیشتر این عناصر توسط گیاه را افزایش می‌دهد. در مطالعه ارزیابی مقایسه‌ای منابع مختلف آبیاری توسط شریفی و همکاران (۲۰۲۴)، نشان داده است که سبزیجات آبیاری شده با فاضلاب دارای عناصر سنگین بیشتری نسبت به منابع آبی دیگر بوده است (Sharafi et al., 2024). در خاک‌های غیرآلوده و بدون لجن فاضلاب، مقدار عناصر قابل دسترس بسیار پایین بود که با بافت شنی، کمبود ماده آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی محدود خاک مطابقت دارد (جدول ۴). افزودن لجن فاضلاب موجب افزایش چشمگیر عناصر قابل دسترس شد که ناشی از افزایش ماده آلی، تشکیل کمپلکس‌های کلاته، تغییرات pH می‌باشد (جدول ۴). بیشترین افزایش در تیمارهای خاک آلوده SS+ و آبیاری با آب شهری، خاک آلوده و آبیاری با فاضلاب بهاران، و خاک آلوده SS+ ترکیبی لجن و آبیاری با فاضلاب بهاران مشاهده گردید. این نتایج بیانگر خطر بالقوه انتقال عناصر سنگین به زنجیره غذایی و لزوم مدیریت صحیح لجن و کنترل کیفیت آب آبیاری است.

تحلیل داده‌ها نشان داد که افزودن لجن فاضلاب به خاک، موجب افزایش قابل توجه عناصر سنگین قابل دسترس مانند Cu, Zn, Ni و Cd نیز می‌شود. افزایش ماده آلی خاک و تغییرات شیمیایی ناشی از لجن فاضلاب، شامل کاهش pH و افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی، باعث آزادسازی عناصر سنگین از کمپلکس‌های تثبیت شده و افزایش حلالیت آنها در محلول خاک می‌گردد. در خاک‌های آلوده

تیمار شده با لجن فاضلاب، مقادیر قابل دسترس Zn و Ni به‌ویژه بالا بود، که نشان‌دهنده پتانسیل بالای این شرایط برای افزایش فراهمی زیستی عناصر است. علاوه بر این، رقابت بین کاتیون‌های مغذی منیزیم، کلسیم و پتاسیم و عناصر سنگین می‌تواند الگوی دسترس‌پذیری عناصر را تغییر دهد، به طوری که برخی عناصر محلول‌تر شده و امکان جابه‌جایی در خاک و انتقال به آب‌های زیرزمینی افزایش می‌یابد. یافته‌های پژوهش حاضر و مطالعات متعدد صورت گرفته نشان می‌دهد که، کاربرد طولانی‌مدت لجن فاضلاب؛ حتی با اثرات مثبت تغذیه‌ای، خطر تجمع و افزایش تحرک عناصر سنگین در خاک را بالا برده و نیازمند پایش مداوم، مدیریت دقیق مقدار و زمان استفاده از لجن فاضلاب و کنترل کیفیت آب آبیاری است (Janaszek and Kowalik., 2023; Feng et al., 2023).

جدول ۴. خصوصیات شیمیایی و مقادیر عناصر سنگین قابل دسترس در خاک گلدان‌ها تحت کشت گیاه خرفه و آبیاری با آب شهری و فاضلاب بهاران.

Zn	Ni	Cu	Cd	CEC	Mg	Ca	K	Na	EC	pH	تیمارها
DTPA (mg kg ⁻¹)				cmol _c kg ⁻¹	Exchangable (cmol _c kg ⁻¹)				dS m ⁻¹		
۰/۶۸ ^g	۰/۲۵ ^c	۰/۸۱ ^f	۰/۰۳ ^e	۹/۰۱ ^{ab}	۰/۵۰ ^e	۳/۵۰ ^a	۰/۴۴ ^{ab}	۴/۵۷ ^{ab}	۰/۵۵۰ ^c	۸/۲۶ ^a	خاک غیر آلوده + آبیاری بهاران
۱۱۳/۰ ^a	۱۱/۴۳ ^b	۹۹/۴۳ ^a	۱/۶۶ ^c	۹/۷۶ ^a	۲/۰۰ ^a	۳/۰۰ ^b	۰/۴۰ ^c	۴/۳۶ ^{ab}	۰/۶۰۲ ^b	۷/۲۸ ^c	خاک آلوده + آبیاری بهاران
۹۴/۴۸ ^c	۱۶/۴۸ ^a	۸۱/۸۵ ^c	۲/۹۶ ^b	۸/۵۸ ^b	۲/۱۷ ^a	۱/۰۰ ^c	۰/۴۴ ^{ab}	۴/۹۷ ^a	۰/۸۶۶ ^a	۶/۹۸ ^d	+ آبیاری بهاران SS خاک آلوده
۱۳/۷۰ ^e	۰/۶۹ ^c	۴/۴۶ ^e	۰/۰۶ ^e	۸/۷۹ ^b	۱/۴۳ ^{bc}	۳/۵۷ ^a	۰/۴۲ ^{bc}	۳/۳۷ ^{ab}	۰/۵۹۰ ^c	۷/۷۷ ^b	+ آبیاری بهاران SS خاک غیر آلوده
۰/۷۳ ^g	۰/۱۵ ^c	۱/۱۴ ^f	۰/۰۳ ^e	۹/۰۳ ^{ab}	۰/۷۳ ^{de}	۳/۷۷ ^a	۰/۴۴ ^{ab}	۴/۰۹ ^{abc}	۰/۴۱۶ ^d	۷/۱۳ ^{cd}	خاک غیر آلوده + آبیاری شهری
۶۸/۱۶ ^d	۸/۸۳ ^c	۷۸/۴۳ ^d	۰/۹۱ ^d	۸/۸۴ ^b	۱/۰۰ ^{cde}	۳/۵۰ ^a	۰/۴۶ ^a	۳/۸۸ ^{bc}	۰/۳۳۴ ^d	۷/۸۲ ^b	خاک آلوده + آبیاری شهری
۱۰۹/۷ ^b	۱۶/۴۳ ^a	۹۸/۰۳ ^b	۳/۱۰ ^a	۸/۸۹ ^{ab}	۱/۲۳ ^{bcd}	۳/۴۳ ^a	۰/۴۶ ^a	۳/۷۷ ^{bc}	۰/۴۱۶ ^d	۷/۲۰ ^{cd}	+ آبیاری شهری SS خاک آلوده
۷/۴۳ ^f	۰/۴۷ ^c	۱/۶۷ ^f	۰/۰۴ ^e	۹/۲۵ ^{ab}	۱/۶۷ ^{ab}	۳/۵۰ ^a	۰/۲۸ ^d	۳/۸۰ ^c	۰/۳۴۰ ^d	۷/۸۲ ^b	+ آبیاری شهری SS خاک غیر آلوده

حروف متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در بین گلدان‌ها با شرایط متفاوت می‌باشد (آزمون دانکن). غیر آلوده: خاک آلوده نشده با عناصر سنگین، خاک آلوده: خاک آلوده شده با عناصر سنگین کادمیوم (۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم)، مس (۳۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم)، نیکل (۳۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) و روی (۶۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم)، آبیاری بهاران: آبیاری با استفاده از فاضلاب ورودی تصفیه‌خانه شهرک صنعتی بهاران انجام شده است، آبیاری شهری: آبیاری با استفاده از آب لوله‌کشی شهری انجام شده است، SS: خاک به وسیله لجن فاضلاب شهرک صنعتی بهاران به میزان ۵ درصد وزنی / وزنی تیمار شده است.

اثر کاربرد لجن فاضلاب و آبیاری با فاضلاب صنعتی بر مقادیر عناصر در گیاه

نتایج نشان داد استفاده از لجن فاضلاب به‌عنوان اصلاح‌کننده خاک دسترسی مواد مغذی را افزایش می‌دهد اما خطر تجمع عناصر سنگین در گیاهان را نیز به همراه دارد. در گیاه خرفه، بیشترین سدیم در ساقه خاک آلوده + SS آبیاری بهاران (۱۲۰۱ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک) و کمترین در ساقه خاک غیرآلوده آبیاری شهری (۱۰۱ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک) مشاهده شد (جدول ۵). مقادیر پتاسیم بین ۷۵۷۳ تا ۴۹۶۳۶ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک در ساقه غیر آلوده آبیاری بهاران و آلوده + SS آبیاری بهاران و مقادیر منیزیم بین ۱۸۴۰ تا ۱۱۲۸۴ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک متغیر بود، به طوری که بیشترین Mg در ساقه خاک غیرآلوده + SS آبیاری شهری و کمترین در ریشه خاک غیرآلوده آبیاری شهری گزارش گردید (جدول ۵). نتایج نشان داد که بیشترین مقادیر سدیم و پتاسیم و همچنین منیزیم (به جز در برخی مواردی) در گلدان‌های تیمار شده با لجن و آبیاری با فاضلاب مشاهده شد، که ناشی از محتوای این عناصر در لجن و فاضلاب و جذب بیشتر توسط گیاه است. لجن فاضلاب به‌عنوان یک کود آلی غنی از نیتروژن، فسفر و پتاسیم موجب افزایش جذب سدیم، پتاسیم و منیزیم در گیاهان خرفه شد. همچنین گیاهان تیمار شده با لجن افزایش عناصر مغذی ضروری مانند فسفر، منیزیم، آهن و روی را نشان دادند (Zaffar et al., 2023; Bancuta et al., 2022).

در بیشتر موارد، بالاترین مقادیر این عناصر در ساقه نسبت به ریشه و برگ مشاهده شد. بطور کلی به ترتیب عناصر در کل بخش‌های گیاهی در همه گلدان‌ها بصورت پتاسیم < منیزیم < سدیم بوده است. براساس جدول (۵) مقادیر عناصر سنگین در گیاه خرفه براساس وزن خشک نشان داده شده است. بیشترین مقدار عنصر کادمیوم در برگ، خاک آلوده + SS + آبیاری بهاران و آلوده آبیاری بهاران (۴۲ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک) و کمترین مقدار در تمام بخش‌های گیاه در غیر آلوده + SS + آبیاری بهاران و برگ غیر آلوده آبیاری شهری و بهاران (۱/۵ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک) مشاهده شد (جدول ۵). برای عنصر مس بیشترین مقدار در برگ، خاک آلوده آبیاری بهاران (۷۳ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک) و کمترین مقدار (۶/۶ میلی گرم در کیلوگرم وزن خشک) در ریشه خاک غیر آلوده آبیاری شهری طبق جدول (۵) مشاهده شد. برای عنصر نیکل بیشترین مقدار در خاک آلوده + SS + آبیاری بهاران برای بخش ریشه (۵۹)



میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک) و کمترین مقدار ($11/2$ میلی گرم بر کیلو گرم وزن خشک) برای ساقه خاک غیر آلوده + SS آبیاری شهری مشاهده شد (جدول ۵). در عنصر روی بیشترین و کمترین مقادیر به ترتیب برابر با $148/3 - 17/7$ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک در بخش ساقه، خاک آلوده آبیاری بهاران در بخش ساقه، خاک غیر آلوده آبیاری شهری بوده است (جدول ۵). میانگین محتوای عناصر سنگین در همه تیمارها و در همه بخش‌ها به ترتیب برابر با روی (79) < مس (31) < نیکل (29) < کادمیوم (14) میلی گرم بر کیلو گرم وزن خشک می‌باشد. بیشترین مقدار تجمع عناصر سنگین بجز نیکل در بخش‌های بالایی (ساقه و برگ) بوده است و همچنین در تیمارهای آلوده همراه با لجن فاضلاب و آبیاری با فاضلاب مشاهده شده است. سطح معمول عناصر در گیاه، کادمیوم ($0/5 - 0/5$)، مس ($30 - 5$)، نیکل ($5 - 0/1$) و روی ($150 - 27$) میلی گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (Kabata-Pendias, 2011). مقادیر کادمیوم در همه بخش‌های گیاه بیش از حد معمول است، اما در گیاهان خاک آلوده همراه با لجن فاضلاب کمتر از تیمار بدون لجن می‌باشد. دلیل آن افزودن ماده آلی توسط لجن است که کادمیوم را به شکل کم‌تحرک درآورده و به ذرات خاک متصل می‌کند، در نتیجه جذب و تجمع آن در گیاه کاهش می‌یابد (Xin, 2024). نتایج نشان داد مقدار مس در گیاهان کشت‌شده در شرایط غیر آلوده تحت آبیاری با فاضلاب (با و بدون لجن فاضلاب) بیشتر از شرایط مشابه با آبیاری شهری بود، که بیانگر اثر مستقیم آبیاری با فاضلاب بر افزایش دسترسی و جذب مس است. هرچند غلظت مس در فاضلاب کم است، اما آبیاری مداوم قابلیت دسترسی آن را بالا می‌برد. در همه شرایط به جز خاک‌های آلوده، مقدار مس در محدوده معمول باقی ماند. این یافته با گزارش‌های دیگران درباره افزایش مس در گیاهان تحت آبیاری با فاضلاب همسو است (Balengayabo et al., 2024; Khan et al., 2020). برای عنصر نیکل در هر دو حالت آبیاری شهری و آبیاری با فاضلاب در همه تیمارها مقدار آن در گیاه خرفه بیشتر از محدوده اعلامی می‌باشد (Kabata-Pendias, 2011). با این حال آبیاری با فاضلاب در گیاه خرفه، با خاک غیر آلوده موجب افزایش بیشتر عنصر نیکل در گیاه خرفه نسبت به حالت غیر آلوده آبیاری شهری می‌باشد. با توجه به قابل تشخیص بودن تنها عنصر نیکل در فاضلاب، می‌توان نتیجه گرفت که این افزایش در حالت آبیاری با فاضلاب قابل توجیه می‌باشد، زیرا عنصر موجود در آب آبیاری به راحتی توسط ریشه جذب و به بافت‌های گیاهی منتقل می‌شود. با توجه به نتایج پژوهش حاضر، آبیاری با فاضلاب و آب شهری مقدار روی در گیاهان خرفه در محدوده سطح معمول می‌باشد. در بخش‌های برگ و ریشه بین مقادیر روی در دو حالت غیر آلوده آبیاری بهاران و آب شهری تفاوت معنی‌داری مشاهده شده است (جدول ۵)، که می‌تواند این امر به دلیل استفاده از فاضلاب جهت آبیاری و جذب این عنصر توسط گیاه علی‌رغم مقدار کم عنصر روی در فاضلاب باشد (Pedrero et al., 2010). مطالعات نشان می‌دهد که آبیاری با فاضلاب، حتی با وجود غلظت پایین عناصر سنگین در آن، به دلیل تداوم مصرف، موجب افزایش تجمع عناصری مانند سرب، مس و روی در گیاهان، به‌ویژه در بخش‌های هوایی و خوراکی می‌شود (Fei-Baffoe et al., 2021). افزودن لجن فاضلاب نیز با کاهش pH و افزایش ماده آلی خاک، دسترسی‌پذیری این عناصر را بالا برده و جذب آن‌ها توسط گیاه را تقویت می‌کند. مطالعات متعددی نشان داده‌اند، که آبیاری با فاضلاب باعث افزایش مقادیر عناصر سنگین در گیاهان و سبزیجات می‌شود (Aftab et al., 2023; Balkhair and Ashraf, 2016, Meng et al., 2016). در گیاه خرفه، عناصر سنگین عمدتاً در ساقه و برگ تجمع می‌یابند و این انتقال بیشتر به بخش‌های هوایی تحت تأثیر ویژگی‌های گیاه، خاک، کیفیت لجن و مکانیسم‌های فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی مانند انتقال‌دهنده‌ها و فرایندهای سم‌زدایی است (Yang et al., 2022). تجمع بیشتر روی در اندام‌های هوایی نسبت به ریشه، نتیجه مکانیسم‌های فیزیکی و شیمیایی شامل فعالیت ناقل‌های خاص، سازگاری‌های فیزیولوژیکی گیاه و فرایندهای بیوشیمیایی مرتبط با جذب و جابجایی روی است (Stanton et al., 2022). کاهش pH و افزایش ماده آلی ناشی از فاضلاب و لجن، دسترسی‌پذیری روی را در خاک بیشتر کرده و جذب و تجمع آن در گیاه را افزایش می‌دهد. همچنین، در خاک‌های آلوده غلظت روی در برگ‌ها بیشتر از ریشه گزارش شده است (Ocholi et al., 2024). در مطالعات زریچ و میلز (۱۹۸۲) نشان داده شد محصولات خاصی مانند کاهو، هویج و نخود سطوح بالایی از عناصر مانند روی و کادمیوم را هنگام رشد در خاک‌های اصلاح‌شده با لجن نشان می‌دهند، اگرچه جذب مس نسبتاً کم بوده است (Zwarich and Milis, 1982). انتقال عناصر سنگین به زیست توده گیاهی با مقادیر آنها در خاک مرتبط است، با تجمع شدیدتری در بخش‌های فتوسنتزی گیاهان مانند هویج و برگ چغندر مشاهده شده است (Schiptsova et al., 2022).

پژوهش حاضر نشان داد که استفاده از لجن فاضلاب و نوع آبیاری (فاضلاب صنعتی یا آب شهری) به‌طور قابل‌توجهی بر تجمع و انتقال عناصر مغذی و سنگین در گیاه خرفه تأثیر می‌گذارد. لجن فاضلاب با افزایش ماده آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، فراهمی زیستی عناصر ضروری مانند Mg، K و Zn را بهبود می‌بخشد، اما هم‌زمان می‌تواند تحرک و جذب عناصر سنگین را نیز تغییر دهد. بر اساس پژوهش‌های جدید، کاربرد طولانی‌مدت لجن موجب افزایش غلظت عناصر قابل‌دسترس به‌ویژه Zn و Ni در خاک و تجمع آن‌ها در

اندام‌های هوایی گیاه می‌شود (Janaszek et al., 2023; Feng et al., 2023). این در حالی است که Cu و Cd در حضور ترکیبات آلی لجن تمایل بیشتری به کمپلکس‌سازی و تثبیت دارند، که موجب کاهش انتقال آن‌ها به برگ و ساقه می‌شود. همچنین، مطالعات نشان داده‌اند که آبیاری مداوم با فاضلاب حتی با غلظت پایین عناصر سنگین، به دلیل تجمع تدریجی عناصر در خاک، میزان جذب Cu و Ni در گیاهان را افزایش می‌دهد (Molaey et al., 2024). بررسی‌ها در شرایط مشابه نشان می‌دهد الگوی کلی انتقال عناصر در خرفه به ترتیب $Zn > Cu > Ni > Cd$, $K > Na$, Mg است، که نشان‌دهنده نقش دوگانه لجن فاضلاب در بهبود تغذیه گیاه و هم‌زمان افزایش خطر تجمع عناصر سنگین می‌باشد (Sharafi et al., 2024; Mdlambuzi et al., 2023). در مجموع، این یافته‌ها بر ضرورت مدیریت هوشمندانه کاربرد لجن و پایش مستمر کیفیت خاک و آب آبیاری برای جلوگیری از انتقال عناصر سنگین به زنجیره غذایی تأکید دارند.

همچنین نتایج نشان می‌دهد که افزایش عناصر سنگین قابل دسترس در خاک، ناشی از کاربرد لجن فاضلاب و آبیاری با فاضلاب، مستقیماً بر تجمع عناصر در گیاه خرفه تأثیرگذار است. افزایش ماده آلی و کاهش pH خاک باعث آزادسازی عناصر سنگین مانند Cu, Cd, Zn و Ni از حالت تثبیت‌شده شده و دسترس‌پذیری آن‌ها برای ریشه گیاه افزایش می‌یابد. این امر با مشاهده مقادیر بالای عناصر سنگین در برگ‌ها و ساقه‌های گیاه خرفه در تیمارهای آلوده SS+ و آبیاری فاضلاب همسو است، زیرا عناصر محلول به راحتی از طریق ریشه جذب و توسط آوندهای چوبی به بخش‌های هوایی منتقل می‌شوند. علاوه بر این، رقابت یونی بین عناصر مغذی مانند Mg و K با عناصر سنگین می‌تواند الگوی جذب و انتقال عناصر در گیاه را تغییر دهد و باعث تجمع بیشتر برخی عناصر در ساقه و برگ شود، همانطور که در مقادیر سنگین در برگ‌ها مشاهده شد. بنابراین، تغییرات شیمیایی خاک ناشی از لجن و فاضلاب نه تنها عملکرد گیاه را افزایش می‌دهد، بلکه میزان تجمع عناصر سنگین در بخش‌های خوراکی خرفه را نیز تعیین می‌کند و ضرورت پایش و مدیریت دقیق این منابع برای جلوگیری از انتقال بیش از حد عناصر به زنجیره غذایی را برجسته می‌کند.

اثر آبیاری با فاضلاب و کاربرد لجن فاضلاب بر تجمع عناصر سنگین در گیاه (BCF) و فاکتور انتقال (TF):

محاسبه BCF در گیاه خرفه نشان داد که رفتار عناصر سنگین بسته به نوع خاک، آبیاری و کاربرد لجن فاضلاب متفاوت است. با این حال، بدون در نظر گرفتن شرایط متفاوت در گلدان‌ها و تیمارها روند این فاکتور بطور میانگین برابر با کادمیوم ($40/1$) < نیکل ($24/8$) < روی ($9/6$) < مس ($6/2$) می‌باشد. بیشترین BCF برای کادمیوم در خاک‌های غیرآلوده مشاهده شد ($130/4$)، که نشان‌دهنده توان بالای گیاه در جذب و انتقال این عنصر در خاک حتی با مقدار پایین است. در خاک‌های آلوده، BCF به‌طور چشمگیری کاهش یافت ($25/2$) در برگ‌ها، که حاکی از اثر رقیق‌سازی یا اشباع‌پذیری است، اما همچنان مقدار نسبتاً بالای آن، پتانسیل خرفه برای پایش آلودگی کادمیوم را تأکید می‌کند. مقادیر BCF مس در شرایط غیر آلوده به‌ویژه در تیمار غیر آلوده آبیاری بهاران بالاتر بود ($28/7$ در برگ)، اما با افزایش مقدار مس در خاک و به‌ویژه در حضور لجن فاضلاب، این شاخص به کمتر از ۱ کاهش یافت (جدول ۶). این موضوع نشان‌دهنده نگهداری مس در خاک‌های آلوده و کاهش قابلیت دسترسی آن برای گیاه است. برای این موضوع، نقش ماده آلی حاصل از لجن فاضلاب در کمپلکس‌سازی و کاهش تحرک مس در خاک نیز در کاهش BCF مس مشهود است. رفتار نیکل نسبت به سایر عناصر متفاوت بود؛ به‌طوری که بیشترین BCF نیکل در شرایط غیر آلوده آبیاری شهری مشاهده شد ($106/5$ در ریشه). این امر نشان می‌دهد، که گیاه خرفه در شرایطی که مقدار نیکل خاک پایین است، توان بالایی برای جذب و انتقال آن دارد. با این حال، در خاک‌های آلوده مقدار BCF به‌شدت کاهش یافت ($4/1$ در برگ خاک آلوده آبیاری بهاران)، که می‌تواند ناشی از رقابت یونی یا محدودیت جذب در مقادیر بالاتر باشد. برای عنصر روی در شرایط غیر آلوده آبیاری بهاران بیشترین مقدار BCF مشاهده شد ($48/1$ در برگ‌ها)، اما با افزایش مقادیر روی در خاک آلوده مقدار آن به کمتر از ۲ رسید (جدول ۶). این روند نشان‌دهنده جذب فعال روی در مقادیر کم و محدودیت انتقال در غلظت‌های بالاتر است. مقایسه تیمارها نشان داد، که آبیاری با آب شهری در خاک‌های غیر آلوده موجب افزایش BCF به‌ویژه برای کادمیوم و نیکل شد، در حالی که آبیاری با فاضلاب بهاران به دلیل ورود عناصر محلول و افزایش مقدار آنها در خاک، منجر به کاهش BCF گردید. همچنین، کاربرد لجن فاضلاب در بیشتر موارد منجر به کاهش BCF عناصر سنگین، به‌ویژه مس و نیکل شد. این موضوع می‌تواند به نقش ماده آلی لجن در تثبیت عناصر و کاهش قابلیت دسترسی آنها مرتبط باشد.



جدول ۵. مقادیر عناصر در گیاه خرفه (mg kg^{-1}) (وزن خشک) تیمار شده با لجن بهاران و آبیاری شده با فاضلاب بهاران و آب شهری.

تیمارها						
Na	K	Mg	Cd	Cu	Ni	Zn
برگ						
۷۷۴ ^b	۲۶۳۵۰ ^c	۸۶۵۵ ^a	۱/۵ ^e	۲۳/۳ ^e	۱۴/۳ ^c	۳۲/۵ ^e
۴۷۹ ^d	۹۶۶۳ ^g	۸۳۲۲ ^b	۴۲/۰ ^a	۷۳/۰ ^a	۴۶/۵ ^b	۱۴۵/۵ ^a
۵۴۳ ^c	۲۸۱۰۱ ^b	۸۶۷۸ ^a	۴۲/۰ ^a	۷۰/۰ ^b	۵۲/۳ ^a	۱۴۵/۳ ^a
۸۸۱ ^a	۲۸۱۲۶ ^b	۸۰۳۳ ^c	۱/۵ ^e	۲۶/۸ ^d	۱۳/۲ ^c	۶۳/۷ ^e
۴۹۸ ^{cd}	۱۷۱۸۱ ^f	۶۸۳۰ ^e	۱/۵ ^e	۸/۳ ^g	۱۱/۳ ^d	۱۸/۸ ^h
۳۹۹ ^e	۲۱۹۴۳ ^d	۷۸۷۵ ^d	۳۹/۳ ^b	۶۰/۳ ^c	۵۳/۳ ^a	۱۳۹/۰ ^c
۳۴۶ ^{ef}	۳۶۴۴۱ ^a	۸۶۱۷ ^a	۳۴/۳ ^c	۲۷/۵ ^d	۵۳/۵ ^a	۱۴۳/۷ ^b
۳۳۱ ^f	۲۰۸۱۰ ^e	۶۷۶۴ ^e	۳/۳ ^d	۲۱/۵ ^f	۱۲/۸ ^c	۵۰/۰ ^f
ساقه						
۵۶۳ ^c	۷۵۷۳ ^g	۴۵۴۳ ^c	۲/۰ ^e	۱۸/۳ ^e	۱۲/۲ ^d	۱۸/۳ ^g
۹۴۸ ^b	۲۷۶۶۱ ^e	۴۷۰۳ ^d	۱۸/۰ ^c	۳۶/۳ ^a	۳۷/۳ ^c	۱۴۸/۳ ^a
۱۲۰۱ ^a	۴۹۶۳۶ ^a	۶۶۳۵ ^b	۱۴/۵ ^d	۳۲/۵ ^b	۲۷/۵ ^c	۱۴۲/۸ ^b
۱۰۶۰ ^{ab}	۳۹۹۶۰ ^b	۴۵۹۵ ^{de}	۱/۵ ^e	۲۰/۵ ^d	۱۱/۳ ^{de}	۳۳/۵ ^e
۱۰۱ ^d	۱۳۸۴۹ ^f	۶۱۶۸ ^c	۲/۰ ^e	۶/۸ ^g	۱۱/۸ ^{de}	۱۷/۷ ^g
۱۲۲ ^d	۳۸۶۶۶ ^c	۲۶۳۸ ^f	۲۳/۷ ^a	۳۱/۳ ^c	۳۸/۷ ^d	۱۱۵/۳ ^d
۶۸۷ ^c	۳۹۸۷۵ ^b	۶۰۹۶ ^c	۲۱/۰ ^b	۲۰/۸ ^d	۲۹/۲ ^b	۱۳۱/۳ ^c
۹۳۸ ^b	۲۹۷۲۵ ^d	۱۱۲۸۴ ^a	۲/۰ ^e	۱۶/۰ ^f	۱۱/۳ ^c	۲۸/۲ ^f
ریشه						
۶۴۶ ^{bc}	۱۰۸۰۴ ^g	۳۰۷۷ ^c	۱/۵ ^e	۲۰/۰ ^f	۱۲/۷ ^h	۲۷/۲ ^f
۶۲۳ ^c	۱۰۵۲۵ ^h	۳۶۰۸ ^a	۱۷/۳ ^b	۵۳/۸ ^b	۴۷/۳ ^c	۱۰۱/۸ ^b
۶۵۳ ^{bc}	۲۵۹۳۶ ^c	۳۶۰۵ ^a	۱۴/۵ ^c	۵۸/۳ ^a	۵۹/۰ ^a	۱۲۸/۳ ^a
۱۱۲۳ ^a	۲۰۸۴۴ ^d	۳۴۲۳ ^b	۱/۵ ^e	۲۱/۸ ^c	۱۶/۷ ^e	۳۱/۳ ^c
۲۴۲ ^c	۱۵۵۴۹ ^e	۱۸۴۰ ^d	۲/۰ ^e	۶/۶ ^h	۱۶/۳ ^e	۱۸/۲ ^h
۵۰۱ ^d	۱۲۷۱۵ ^f	۳۴۱۶ ^b	۱۲/۳ ^d	۳۱/۵ ^d	۳۸/۸ ^d	۹۸/۵ ^c
۷۲۴ ^b	۳۷۲۶۱ ^a	۳۶۶۰ ^a	۲۴/۰ ^a	۴۹/۸ ^c	۵۷/۳ ^b	۹۴/۲ ^d
۴۵۸ ^d	۲۹۱۷۵ ^b	۳۷۰۰ ^a	۲/۰ ^e	۱۶/۵ ^g	۱۳/۸ ^g	۲۶/۳ ^g

حروف متفاوت در هر ستون نشان دهنده تفاوت معنی دار در همان عنصر و بخش گیاهی می باشد (آزمون دانکن). غیر آلوده: خاک آلوده نشده با عناصر سنگین، خاک آلوده: خاک آلوده شده با عناصر سنگین کادمیوم (۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم)، مس (۳۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم)، نیکل (۳۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) و روی (۶۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم)، آبیاری بهاران: آبیاری با استفاده از فاضلاب ورودی تصفیه خانه شهرک صنعتی بهاران انجام شده است، آبیاری شهری: آبیاری با استفاده از آب لوله کشی شهری انجام شده است، SS: خاک به وسیله لجن فاضلاب شهرک صنعتی بهاران به میزان ۵ درصد وزنی / وزنی تیمار شده است

نتایج نشان داد که گیاه خرفه توان بالایی در تجمع کادمیوم و نیکل در خاک های غیر آلوده دارد، اما در شرایط آلوده کارایی آن کاهش می یابد. مقادیر بالای BCF در ریشه مشاهده شد، زیرا بسیاری از عناصر سنگین تحرک کمی دارند، با این حال Cd و Ni در برخی موارد به اندام هوایی منتقل شده اند (کادمیوم در برگ خاک غیر آلوده و آبیاری بهاران: ۹۷/۸) که این ویژگی برای فیتوآکس ترکشن اهمیت دارد. مس به دلیل کمپلکس شدن با مواد آلی و تحرک پایین، کمترین جذب را نشان داد. مقادیر BCF بالای ۱۰۰ برای Cd و Ni نشان می دهد که خرفه می تواند به عنوان گیاه انباشتگر برای این عناصر در نظر گرفته شود، اما با توجه به مصرف خوراکی، کشت آن در خاک های آلوده توصیه نمی شود.

فاکتور انتقال هر عنصر از سیستم ریشه گیاه به قسمت های هوایی آن نیز محاسبه شد. با توجه به جدول (۶) برای هر عنصر سنگین، فاکتور انتقال متغیر بود، از کادمیوم (۳/۱۹-۰/۷۴)، مس (۱/۹۱-۰/۴۲)، نیکل (۱/۳۷-۰/۴۷) و روی (۲/۰۳-۰/۶۷). به طور کلی، میانگین

فاکتور انتقال گیاه خرفه به شرح زیر کاهش یافت شد: کادمیوم ($1/47$) < روی ($1/29$) < مس ($1/03$) < نیکل ($0/84$). با توجه به مقادیر میانگین فاکتور انتقال همه عناصر سنگین، به استثنای نیکل، بزرگتر از یک هستند، که نشان دهنده انتقال بیشتر عناصر از ریشه گیاه به بخش‌های هوایی است. بالاترین فاکتور انتقال برای کادمیوم، مس و نیکل در خاک آلوده آبیاری شهری و برای روی در خاک غیرآلوده $SS+SS$ و آبیاری بهاران مشاهده شد، که افزایش روی به دلیل محتوای بالای لجن و آبیاری مداوم با فاضلاب است. مقادیر بالای فاکتور انتقال کادمیوم، مس و روی نسبت به نیکل نشان می‌دهد که این عناصر به‌طور مؤثر از ریشه به ساقه و برگ منتقل شده و در بخش‌های خوراکی گیاه تجمع می‌یابند. بالاترین TF مربوط به کادمیوم بود (ریشه/برگ $3/19$ در تیمار خاک آلوده و آبیاری شهری)، که ناشی از تحرک بالای Cd و تمایل کم آن به تشکیل کمپلکس پایدار روی کلئیدهای خاک است. این ویژگی موجب می‌شود Cd بیشتر در محلول خاک حضور داشته و به راحتی توسط ریشه خرفه جذب و از طریق آوند چوبی به اندام‌های هوایی منتقل شود (Zhang et al., 2024). همچنین، شباهت یونی Cd با Ca و Zn ورود آن را از طریق کانال‌های غشایی تسهیل می‌کند. در تیمارهای حاوی لجن، TF به‌طور معنی‌داری کاهش یافت که به دلیل افزایش CEC و حضور مواد آلی لجن است؛ این مواد با تشکیل کمپلکس‌های آلی-فلزی، فراهمی زیستی Cd را محدود می‌کنند (Zhang et al., 2024; Rasheed et al., 2024). مقادیر فاکتور انتقال مس در برخی تیمارها، به‌ویژه در تیمار آلوده آبیاری شهری (ریشه/برگ $1/91$ و ریشه/ساقه $1/00$)، این مقادیر که نشان‌دهنده انتقال مؤثر مس از ریشه به اندام‌های هوایی است. این انتقال به نقش مس در فعالیت آنزیم‌های اکسیدوردوکنازی و واکنش‌های فتوسنتزی مربوط می‌شود، که گیاه را وادار به جابجایی فعال مس به برگ و ساقه می‌کند (Hu et al., 2023). در تیمارهای آلوده $SS+SS$ ، کاهش فاکتور انتقال مس مشاهده شد که به دلیل ترسیب مس به کمپلکس‌های آلی-فلزی پایدار در حضور مواد آلی لجن و کاهش تحرک آن در خاک است. بیشتر مقادیر فاکتور انتقال نیکل کمتر از ۱ بودند (بجز در بخش ریشه/برگ تیمارهای غیر آلوده آبیاری بهاران، آلوده آبیاری شهری و در بخش ریشه/ساقه تیمار آلوده آبیاری شهری)، که نشان‌دهنده تجمع غالب نیکل در ریشه و محدودیت انتقال آن به اندام‌های هوایی است. دلیل اصلی این رفتار، تمایل بالای Ni به پیوند با لیگاندهای ریشه مانند اسیدهای آلی، پکتین دیواره سلولی و ترکیبات فنی است، که تحرک آن را در آوند چوبی کاهش می‌دهد. با این حال، در تیمار آلوده آبیاری شهری (ریشه/برگ $1/37$ و ریشه/ساقه $1/00$) انتقال بیشتری مشاهده شد. رقابت یونی عناصر قلبایی خاک مانند کلسیم، منیزیم و سدیم می‌تواند اتصال نیکل به سطوح تبادل‌ی خاک را کاهش داده و فراهمی زیستی آن را افزایش دهد. نتایج نشان داد فاکتور انتقال روی در محدوده ۱ تا ۲ قرار داشت و بیشترین مقدار در بخش ریشه/برگ و تیمار غیرآلوده $SS+SS$ و آبیاری فاضلاب بهاران ($2/03$) ثبت شد. روی به عنوان عنصر ضروری و کوفاکتور آنزیم‌های متابولیک به‌طور فعال به اندام‌های هوایی منتقل گردید. حضور لجن نیز در برخی تیمارها موجب افزایش انتقال روی شد، که احتمالاً ناشی از افزایش محلولیت آن در اثر ترکیبات آلی لجن و کاهش رقابت با سایر عناصر سنگین است. روند افزایشی TF برای عناصر سنگین مورد مطالعه در بخش ریشه/برگ برابر با نیکل ($0/96$) > مس ($1/25$) > روی ($1/46$) > کادمیوم ($1/79$) و در بخش ریشه/ساقه برابر با نیکل ($0/71$) > مس ($0/81$) > روی ($1/12$) > کادمیوم ($1/14$) می‌باشد.

بطور کلی تحلیل فاکتور BCF و TF در گیاه خرفه نشان داد که رفتار عناصر سنگین به شدت تحت تأثیر ترکیب شرایط خاک، نوع آبیاری و حضور لجن فاضلاب قرار دارد. در خاک‌های غیرآلوده، بدون استفاده از لجن، خرفه توان بالایی در جذب و انتقال کادمیوم و نیکل به اندام‌های هوایی نشان داد، که بیشترین مقادیر BCF و TF در این شرایط ثبت شد. افزودن لجن فاضلاب به خاک‌های غیرآلوده باعث کاهش BCF کادمیوم و مس شد، در حالی که روی در برخی تیمارها افزایش اندک در جذب و انتقال داشت. احتمالاً این امر ناشی از افزایش محلولیت عناصر در حضور ترکیبات آلی لجن و کاهش رقابت با سایر عناصر است. در خاک‌های آلوده، مقادیر BCF و TF عناصر سنگین، به‌ویژه برای کادمیوم، مس و نیکل کاهش قابل توجهی نشان دادند که بیانگر کاهش قابلیت جذب و انتقال این عناصر از ریشه به اندام‌های هوایی است. نیکل عمدتاً در ریشه تثبیت شد و تحرک آن به بخش‌های بالایی گیاه محدود بود، که با یافته‌های مشابه در مورد تمایل بالای Ni به پیوند با لیگاندهای آلی و ترکیبات پکتینی هم‌خوانی دارد (Wydro et al., 2021). حضور لجن فاضلاب در خاک‌های آلوده نیز موجب کاهش بیشتر مقادیر BCF و TF برای Cd و Cu شد، که ناشی از تشکیل کمپلکس‌های پایدار فلز-ماده آلی و کاهش تحرک این عناصر در محیط خاک است (Feng et al., 2023). این نتایج تأیید می‌کند که ترکیب خاک آلوده با لجن فاضلاب اگرچه حاصلخیزی را بهبود می‌بخشد، اما به دلیل اثرات متقابل پیچیده بین مواد آلی و عناصر سنگین، موجب تغییر در رفتار تجمع و انتقال عناصر در سیستم خاک-گیاه می‌شود و نیازمند مدیریت و پایش دقیق است.



جدول ۶. مقادیر BCF و TF گیاه خرفه کشت شده در گلخانه همراه با لجن فاضلاب و آبیاری شده با فاضلاب و آب شهری.

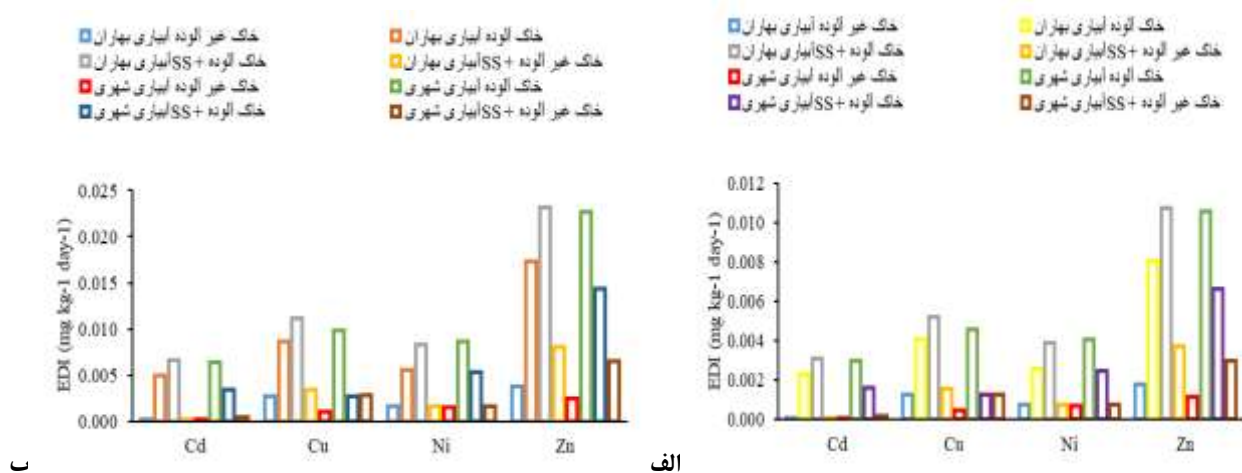
Zn	Ni	Cu	Cd	BCF خاک/برگ
۴۸/۱ ^b	۵۶/۴ ^c	۲۸/۷ ^a	۹۷/۸ ^a	خاک غیر آلوده + آبیاری بهاران
۱/۳ ^f	۴/۱ ^f	۰/۷۳ ^{fg}	۲۵/۳ ^e	خاک آلوده + آبیاری بهاران
۱/۵ ^f	۳/۲ ^f	۰/۸۶ ^f	۱۴/۲ ^f	+ آبیاری بهاران SS خاک آلوده +
۴/۶ ^d	۱۹/۳ ^e	۶/۰ ^e	۲۵/۰ ^e	+ آبیاری بهاران SS خاک غیر آلوده +
۲۵/۹ ^a	۷۳/۹ ^b	۷/۳ ^d	۵۰/۰ ^c	خاک غیر آلوده + آبیاری شهری
۲/۰ ^e	۶/۰ ^f	۰/۸ ^f	۴۳/۱ ^d	خاک آلوده + آبیاری شهری
۱/۳ ^f	۳/۳ ^f	۰/۳ ^g	۱۱/۱ ^f	+ آبیاری شهری SS خاک آلوده +
۶/۷ ^c	۳۷/۴ ^d	۱۲/۹ ^c	۹۰/۹ ^b	+ آبیاری شهری SS خاک غیر آلوده +
Zn	Ni	Cu	Cd	خاک/ساقه BCF
۲۷/۱ ^a	۴۸/۴ ^b	۲۲/۵ ^a	۱۳۰/۴ ^a	خاک غیر آلوده + آبیاری بهاران
۱/۳ ^d	۲/۴ ^f	۰/۴ ^e	۱۰/۸ ^f	خاک آلوده + آبیاری بهاران
۱/۵ ^d	۱/۷ ^f	۰/۴ ^e	۴/۹ ^h	+ آبیاری بهاران SS خاک آلوده +
۲/۴ ^{cd}	۱۶/۵ ^d	۴/۶ ^d	۲۵/۰ ^e	+ آبیاری بهاران SS خاک غیر آلوده +
۲۴/۳ ^b	۷۷/۲ ^a	۵/۹ ^c	۶۶/۷ ^b	خاک غیر آلوده + آبیاری شهری
۱/۷ ^d	۴/۴ ^e	۰/۴ ^e	۲۵/۹ ^d	خاک آلوده + آبیاری شهری
۱/۳ ^d	۱/۸ ^f	۰/۳ ^e	۶/۸ ^g	+ آبیاری شهری SS خاک آلوده +
۳/۸ ^c	۲۳/۸ ^c	۹/۶ ^b	۵۴/۵ ^c	+ آبیاری شهری SS خاک غیر آلوده +
Zn	Ni	Cu	Cd	خاک/ریشه BCF
۴۰/۲ ^a	۵۰/۴ ^b	۲۴/۶ ^a	۹۷/۸ ^a	خاک غیر آلوده + آبیاری بهاران
۰/۹ ^e	۴/۱ ^e	۰/۵ ^d	۱۰/۴ ^f	خاک آلوده + آبیاری بهاران
۱/۴ ^e	۳/۶ ^e	۰/۷ ^d	۴/۹ ^h	+ آبیاری بهاران SS خاک آلوده +
۲/۳ ^d	۲۴/۳ ^d	۴/۹ ^d	۲۵/۰ ^d	+ آبیاری بهاران SS خاک غیر آلوده +
۲۵/۰ ^b	۱۰۶/۵ ^a	۵/۸ ^c	۶۷/۲ ^b	خاک غیر آلوده + آبیاری شهری
۱/۴ ^e	۴/۴ ^e	۰/۴ ^d	۱۳/۵ ^e	خاک آلوده + آبیاری شهری
۰/۸۷ ^f	۳/۵ ^e	۰/۵ ^d	۷/۷ ^g	+ آبیاری شهری SS خاک آلوده +
۳/۵ ^c	۲۹/۵ ^c	۹/۹ ^b	۵۴/۵ ^c	+ آبیاری شهری SS خاک غیر آلوده +
Zn	Ni	Cu	Cd	TF ریشه/برگ
۱/۲۰ ^e	۱/۱۳ ^b	۱/۱۷ ^c	۱/۰۰ ^f	خاک غیر آلوده + آبیاری بهاران
۱/۴۳ ^d	۰/۹۸ ^c	۱/۳۶ ^b	۲/۴۳ ^c	خاک آلوده + آبیاری بهاران
۱/۱۳ ^f	۰/۸۹ ^d	۱/۲۰ ^{de}	۲/۹۰ ^b	+ آبیاری بهاران SS خاک آلوده +
۲/۰۳ ^a	۰/۷۹ ^e	۱/۲۳ ^{cde}	۱/۰۰ ^f	+ آبیاری بهاران SS خاک غیر آلوده +
۱/۰۴ ^g	۰/۶۹ ^f	۱/۲۵ ^{cd}	۰/۷۴ ^g	خاک غیر آلوده + آبیاری شهری
۱/۴۱ ^d	۱/۳۷ ^a	۱/۹۱ ^a	۳/۱۹ ^a	خاک آلوده + آبیاری شهری
۱/۵۳ ^c	۰/۹۳ ^{cd}	۰/۵۵ ^f	۱/۴۳ ^c	+ آبیاری شهری SS خاک آلوده +
۱/۹۰ ^b	۰/۹۳ ^{cd}	۱/۳۰ ^{bc}	۱/۶۷ ^d	+ آبیاری شهری SS خاک غیر آلوده +
Zn	Ni	Cu	Cd	TF ریشه/ساقه
۰/۶۷ ^e	۰/۹۶ ^a	۰/۹۲ ^b	۱/۳۳ ^b	خاک غیر آلوده + آبیاری بهاران
۱/۴۶ ^a	۰/۵۷ ^e	۰/۶۷ ^c	۱/۰۴ ^c	خاک آلوده + آبیاری بهاران
۱/۱۱ ^{bc}	۰/۴۷ ^g	۰/۵۶ ^d	۱/۰۰ ^c	+ آبیاری بهاران SS خاک آلوده +
۱/۰۷ ^c	۰/۶۸ ^d	۰/۹۴ ^b	۱/۰۰ ^c	+ آبیاری بهاران SS خاک غیر آلوده +
۰/۹۷ ^d	۰/۷۳ ^c	۱/۰۴ ^a	۰/۹۹ ^c	خاک غیر آلوده + آبیاری شهری
۱/۱۷ ^b	۱/۰۰ ^a	۰/۹۹ ^{ab}	۱/۹۳ ^a	خاک آلوده + آبیاری شهری
۱/۳۹ ^a	۰/۵۱ ^f	۰/۴۳ ^e	۰/۸۸ ^d	+ آبیاری شهری SS خاک آلوده +
۱/۰۷ ^c	۰/۸۱ ^b	۰/۹۷ ^{ab}	۱/۰۰ ^c	+ آبیاری شهری SS خاک غیر آلوده +

نوع آبیاری تأثیر قابل توجهی بر تجمع و انتقال عناصر سنگین در گیاهان دارد. مطالعات نشان می‌دهند که آبیاری با آب شهری در

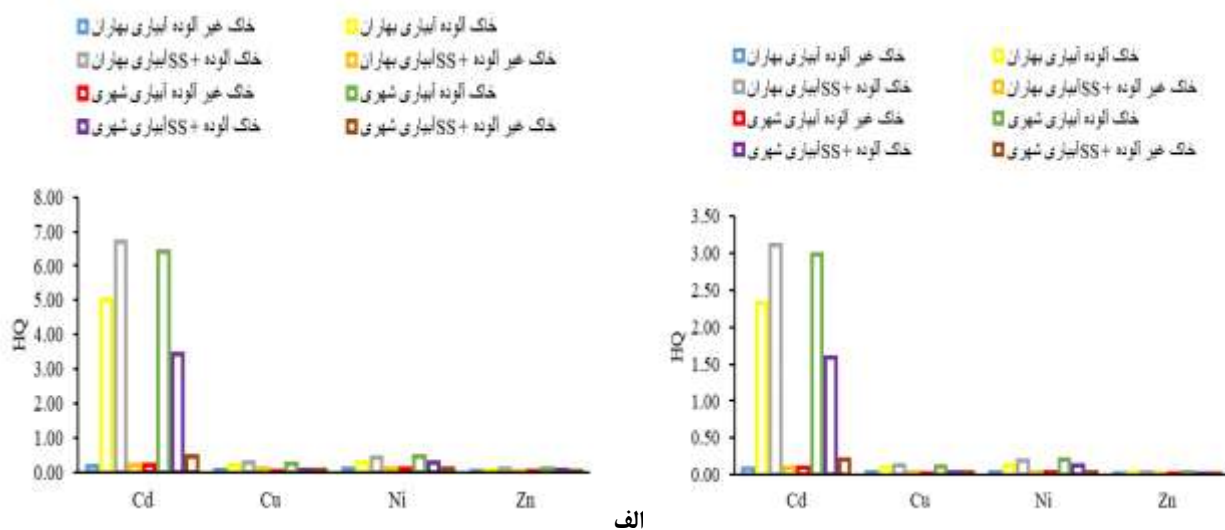
خاک‌های غیرآلوده می‌تواند موجب افزایش فاکتورهای BCF و TF برای عناصر کادمیوم و نیکل شود، در حالی که آبیاری با فاضلاب به دلیل ورود مستقیم عناصر محلول و افزایش غلظت آن‌ها در خاک، اغلب BCF را کاهش داده و گاهی TF را تحت تأثیر قرار می‌دهد. بیشترین تجمع عناصر معمولاً در ریشه مشاهده می‌شود، اما Cd و Ni در برخی شرایط به بخش‌های هوایی منتقل شده‌اند، که اهمیت گیاهان مانند خرفه در فیتوآکس‌ترکشن این عناصر سنگین را نشان می‌دهد (Ibrahim and Hammad., 2024; Ma et al., 2023; Rezapour et al., 2022). این یافته‌ها بر اهمیت مدیریت منابع آبی و انتخاب نوع آبیاری مناسب برای کاهش انتقال عناصر سنگین به بخش‌های خوراکی گیاهان تأکید می‌کنند. الگوی کلی انتقال عناصر در خرفه به صورت: $Cd > Zn > Cu > Ni$ مشاهده شده است. خرفه توان بالایی در انتقال کادمیوم به بخش‌های هوایی دارد و می‌تواند به‌عنوان گیاهی مناسب برای استخراج گیاهی Cd در خاک‌های آلوده معرفی شود. نیکل بیشتر در ریشه تثبیت شد و گیاه در برابر آن نقش تثبیت‌کننده ایفا می‌کند. لجن فاضلاب عمدتاً باعث کاهش انتقال کادمیوم و مس به دلیل تشکیل کمپلکس‌های پایدار و در برخی موارد افزایش انتقال روی گردید. بنابراین، استفاده از خرفه در خاک‌های آلوده به کادمیوم و مس بدون کاربرد لجن و در خاک‌های آلوده به نیکل همراه با لجن می‌تواند استراتژی بهینه مدیریت زیست‌محیطی باشد.

ارزیابی تخمین مصرف روزانه (EDI)، ریسک سلامتی (HQ) برای عناصر سنگین:

بیشترین مقدار EDI برای برگ گیاه خرفه در گلدان خاک آلوده SS+ آبیاری بهاران برای همه عناصر (بجز Ni) برای دو گروه سنی بزرگسال و کودکان مشاهده شده است (شکل ۱). این امر نشان می‌دهد، که آلوده شدن خاک‌ها با عناصر سنگین تأثیر مستقیم بر جذب این عناصر در بخش‌های خوراکی گیاه خرفه داشته است و موجب در دسترس قرار گرفتن و جذب این عناصر توسط گیاهان شده است. مقادیر EDI بطور میانگین برای کادمیوم، مس، نیکل و روی برای بزرگسالان در بخش برگ گیاه خرفه برابر با: 0.0020 ، 0.0025 ، 0.0013 و 0.0057 میلی گرم بر کیلوگرم بر روز و برای کودکان برابر با 0.0028 ، 0.0053 ، 0.0043 و 0.0123 میلی گرم بر کیلوگرم بر روز بود. مقادیر EDI همانطور که در شکل ۱ نشان داده شده است به صورت زیر کاهش می‌یابد: روی < مس < نیکل < کادمیوم. میانگین مقادیر HQ برای بخش هوایی (برگ) گیاه خرفه برای بزرگسالان عبارت بودند از کادمیوم (0.0820 - 0.1048)، مس (0.124 - 0.1295)، نیکل (0.346 - 0.204)، روی (0.038 - 0.0359) و برای کودکان کادمیوم (0.1763 - 0.6797)، مس (0.267 - 0.2783)، نیکل (0.743 - 0.4349)، روی (0.087 - 0.077) بود (شکل ۲). همانطور که در شکل ۲ نشان داده شده است، روند کاهشی HQ برای دو گروه بزرگسال و کودکان برابر با کادمیوم < نیکل < مس < روی بوده است. با توجه به میانگین مقدار کادمیوم و بالا تر بودن مقدار این عنصر از حد استاندارد در بزرگسالان و کودکان بیان این موضوع که مصرف محصولات با ارزش HQ بالاتر از ۱ (در کودکان و بزرگسالان) باعث ایجاد خطرات سلامتی انسان می‌شود. می‌توان بیان کرد که در مصرف گیاهان با این شرایط باید دقت لازم لحاظ گردد.



شکل ۱. تخمین مصرف روزانه (EDI) (الف) بزرگسالان و (ب) کودکان در معرض عناصر سنگین در بخش خوراکی (برگ) خرفه



شکل ۲. ضریب خطر (HQ) (الف) بزرگسالان، (ب) کودکان در معرض عناصر سنگین در بخش خوراکی (برگ خرفه).

نتیجه گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که استفاده از فاضلاب صنعتی بهاران و لجن فاضلاب اثرات دوگانه‌ای بر خاک و گیاه خرفه دارد. از یک سو، این منابع با افزایش pH، شوری و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک و همچنین تأمین نیترات و فسفر، شرایط تغذیه‌ای بهتری برای گیاه فراهم کردند و خطر سدیمی کوتاه‌مدت آن‌ها نیز پایین بود. از سوی دیگر، مصرف مکرر سبب افزایش مقادیر عناصر سنگین به‌ویژه Cd، Ni، Cu و Zn در خاک و به دنبال آن تجمع آن‌ها در اندام‌های هوایی گیاه شد. مقدار Cd و Ni بیش از حد مجاز گزارش گردید که می‌تواند سلامت غذایی و انسانی را تهدید کند. بنابراین، گرچه این منابع می‌توانند در تأمین آب و مواد مغذی نقش جایگزین داشته باشند، اما استفاده بی‌رویه و بدون مدیریت، خطر آلودگی خاک و کاهش کیفیت محصولات را به همراه خواهد داشت. مدیریت دفعات مصرف، ترکیب با آب سالم و نظارت بر تجمع عناصر سنگین از پیش‌شرط‌های بهره‌برداری ایمن و پایدار محسوب می‌شود. در این پژوهش محاسبه فاکتور زیستی، بر پایه‌ی مقدار بخش قابل دسترس عناصر موجود در خاک انجام گردید. بر این اساس گیاه خرفه می‌تواند به عنوان گیاه پایشگر Cd، Cu و Ni مورد استفاده قرار گیرد.

RESOURCES

- Aftab, K., Iqbal, S., Khan, M. R., Busquets, R., Noreen, R., Ahmad, N., ... & Ouladsmame, M. (2023). Wastewater-irrigated vegetables are a significant source of heavy metal contaminants: toxicity and health risks. *Molecules*, 28(3), 1371. <https://doi.org/10.3390/molecules28031371>.
- Alagić, S. Č., Šerbula, S. S., Tošić, S. B., Pavlović, A. N., & Petrović, J. V. (2013). Bioaccumulation of arsenic and cadmium in birch and lime from the Bor region. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 65(4), 671-682. <https://doi.org/10.1007/s00244-013-9948-7>.
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). Water Quality for Agriculture. *FAO Irrigation and Drainage Paper* 29, Revised 1.
- Balengayabo, J. G., Kassenga, G. R., Mgana, S. M., & Salukele, F. (2024). Impact of recurring irrigation with treated domestic wastewater on heavy metal accumulation in the soil. *Agricultural Water Management*, 297, 108814. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2024.108814>.
- Balkhair, K. S., & Ashraf, M. A. (2016). Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 23(1), S32-S44. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2015.09.023>.
- Bancuta, I., Chilian, A., Bancuta, O. R., Stan, F., Mihai, S., & Miron-Alexe, V. (2022). Assessment of heavy metals accumulation in wheat grown on sewage sludge-treated fertile soil. *Journal of Science and Arts*, 22(4), 965-976. <https://doi.org/10.46939/J.Sci.Arts-22.4-b02>.
- Bullock, P., & Burton, R. G. O. (1996). Organic matter levels and trends in the soils of England and Wales. *Soil Use and Management*, 12(2), 103-104.
- Cao, H., Chen, J., Zhang, J., Zhang, H., Qiao, L., & Men, Y. (2010). Heavy metals in rice and garden vegetables and their potential health risks to inhabitants in the vicinity of an industrial zone in Jiangsu, China. *Journal*

- of *Environmental Sciences*, 22(11), 1792-1799. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60321-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60321-1).
- Chen, M., Xu, P., Zeng, G., Yang, C., Huang, D., & Zhang, J. (2015). Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: applications, microbes and future research needs. *Biotechnology Advances*, 33(6), 745-755. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.05.003>.
- Chilian, A., Bancuta, O. R., Bancuta, I., Popescu, I. V., Gheboianu, A. I., Tănase, N. M., ... & Zinicovscaia, I. (2022). Extraction of heavy metals and phosphorus from sewage sludge with elimination of antibiotics and biological risks. *Chemical Engineering Journal*, 437, 135298. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.135298>.
- Dudka, S., & Miller, W. P. (1999). Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain. *Journal of Environmental Science & Health Part B*, 34(4), 681-708. <https://doi.org/10.1080/03601239909373221>.
- Eben, P., Mohri, M., Pauleit, S., Duthweiler, S. and Helmreich, B. (2024). Phytoextraction potential of herbaceous plant species and the influence of environmental factors—A meta-analytical approach. *Ecological Engineering*, 199, 107169. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107169>.
- Elia, V. J., Clark, C. S., Majeti, V. A., Gartside, P. S., MacDonald, T., Richdale, N., ... & Hunninen, K. (1983). Hazardous chemical exposure at a municipal wastewater treatment plant. *Environmental research*, 32(3), 360-371. [https://doi.org/10.1016/0013-9351\(83\)90118-4](https://doi.org/10.1016/0013-9351(83)90118-4).
- Etsuyankpa, M. B., Augustine, A. U., Musa, S. T., Mathew, J. T., Ismail, H., Salihu, A. M., & Mamman, A. (2024). An overview of wastewater characteristics, treatment and disposal: A Review. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 28(5), 1553-1572. <https://doi.org/10.4314/jasem.v28i5.28>.
- Fei-Baffoe, B., Amo-Asare, J., Sulemana, A., & Miezah, K. (2021). Levels of lead, copper, and zinc in cabbage (*Brassica oleracea* sp.) and lettuce (*Lactuca sativa* sp.) grown on soil amended with sewage sludge. *Journal of Environmental and Public Health*, 2021(1), 8386218. <https://doi.org/10.1155/2021/8386218>.
- Feng, J., Burke, I. T., Chen, X., & Stewart, D. I. (2023). Assessing metal contamination and speciation in sewage sludge: implications for soil application and environmental risk. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 22(4), 1037-1058. <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09675-y>.
- Hooda, P. S. (2010). Assessing bioavailability of soil trace elements. *Trace elements in soils*, 227-265.
- Hosseinniaee, S., Jafari, M., Tavili, A., Zare, S. and Cappai, G. (2023). Chelate facilitated phytoextraction of Pb, Cd, and Zn from a lead-zinc mine contaminated soil by three accumulator plants. *Scientific Reports*, 13(1), p.21185. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-48666-5>.
- Hu, Y., Zhou, X., Shi, A., Yu, Y., Rensing, C., Zhang, T., ... & Yang, W. (2023). Exogenous silicon promotes cadmium (Cd) accumulation in *Sedum alfredii* Hance by enhancing Cd uptake and alleviating Cd toxicity. *Frontiers in plant science*, 14, 1134370. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1134370>.
- Hurseresht, Z. and Jalali, M. (2025). Assessment of trace and macro elements in medicinal plants: Implications for safety and phytoremediation. *Biological Trace Element Research*, pp.1-24. <https://doi.org/10.1007/s12011-025-04714-x>.
- Ibrahim, L. A., & Hammad, D. M. (2024). Assessment of the impact of irrigating with treated wastewater on soil and crop trace metal accumulation. *Water Science*, 38(1), 324-336. <https://doi.org/10.1080/23570008.2024.2357295>.
- ISIRI, F. (2010). Feed-maximum Limit of Heavy Metals. *The Institute of Standards and Industrial Research of Iran*. 210-212.
- Islam, M. M., Saxena, N., & Sharma, D. (2024). Phytoremediation as a green and sustainable prospective method for heavy metal contamination: a review. *RSC Sustainability*, 2(5), 1269-1288. <https://doi.org/10.1039/d3su00440f>.
- Islam, M. S., Islam, M. T., Ismail, Z., Ibrahim, K. A., Al-Qthanin, R. N., & Idris, A. M. (2025). Heavy metals in sludge from the sewage treatment plant network: a tool to evaluate source and risks of heavy metals to land application. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 105(4), 781-801. <https://doi.org/10.1080/03067319.2023.2271425>.
- Janaszek, A., & Kowalik, R. (2023). Analysis of heavy metal contaminants and mobility in sewage sludge-soil mixtures for sustainable agricultural practices. *Water*, 15(22), 3992. <https://doi.org/10.3390/w15223992>.
- Kabata-Pendias A. (2011). Trace elements in soils and plants. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Karagianni, A. G., Balidakis, A., Ipsilantis, I., & Matsi, T. (2024). Effects of applying sewage sludge treated with amendments on soil chemical properties. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 55(6), 814-827. <https://doi.org/10.1080/00103624.2023.2282989>.
- Kauthale, V. K., Takawale, P. S., Kulkarni, P. K., & Daniel, L. N. (2005). Influence of flyash and sewage sludge application on growth and yield of annual crops. *International Journal of Tropical Agriculture*,



- 23(1-4), 49-54. <https://doi.org/10.1007/s40789-014-0027-0>.
- Khan, Z. I., Safdar, H. A. R. E. E. M., Ahmad, K. A. F. E. E. L., Wajid, K. I. N. Z. A., Bashir, H., Ugulu, I., & Dogan, Y. (2020). Copper bioaccumulation and translocation in forages grown in soil irrigated with sewage water. *Pakistan Journal of Botany*, 52(1), 111-119. [https://doi.org/10.30848/PJB2020-1\(12\)](https://doi.org/10.30848/PJB2020-1(12)).
- Lamastra, L., Suciu, N. A., & Trevisan, M. (2018). Sewage sludge for sustainable agriculture: contaminants' contents and potential use as fertilizer. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 5(1), 1-6. <https://doi.org/10.1186/s40538-018-0122-3>.
- Lindsay, W. L., & Norvell, W. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42(3), 421-428. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>.
- Ma, Y., Wang, S., Zhang, M., Jiang, X., Polaczyk, P., & Huang, B. (2023). Weather aging effects on modified asphalt with rubber-polyethylene composites. *Science of The Total Environment*, 865, 161089. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161089>.
- Mdlambuzi, T., Muchaonyerwa, P., & Mbangi, A. (2023). Heavy Metals in Soils Following 50 Years of Sewage Sludge Application. In *Heavy Metals-Recent Advances*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.110009>.
- Meng, W., Wang, Z., Hu, B., Wang, Z., Li, H., & Goodman, R. C. (2016). Heavy metals in soil and plants after long-term sewage irrigation at Tianjin China: A case study assessment. *Agricultural Water Management*, 171, 153-161. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.03.013>.
- Molaey, R., Appels, L., Yesil, H., Tugtas, A. E., & Çalli, B. (2024). Sustainable heavy metal removal from sewage sludge: A review of bioleaching and other emerging technologies. *Science of The Total Environment*, 955, 177020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177020>.
- Nogueira, T. A. R., Melo, W. J., Fonseca, I. M., Marcussi, S. A., Melo, G. M. P., & Marques, M. O. (2010). Fractionation of Zn, Cd and Pb in a tropical soil after nine-year sewage sludge applications. *Pedosphere*, 20(5), 545-556. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(10\)60044-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(10)60044-6).
- Ocholi, E. P. R., Okpanachi, V., Ijaja, V., Obochi, V. U., & Ojochogwu, B. C. (2024). Comparative Study of Zinc Concentration in the Root, Stem, and Leaf of Maize (*Zea mays*) Grown on Soil Collected From Several Dumpsites in Anyigba, Nigeria. *Journal of Environmental Bioremediation and Toxicology*, 7(2), 5-9. <https://doi.org/10.54987/jebat.v7i2.1007>.
- Pedrero, F., Kalavrouziotis, I., Alarcón, J. J., Koukoulakis, P., & Asano, T. (2010). Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—Review of some practices in Spain and Greece. *Agricultural Water Management*, 97(9), 1233-1241. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.03.003>.
- Pescod, M. B. (1992). "Wastewater treatment and use in agriculture-FAO irrigation and drainage paper 47". Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Pietrzak, U. and McPhail, D.C. (2004). Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of Victoria, Australia. *Geoderma*, 122(2-4), 151-166. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.005>.
- Priya, A. K., Muruganandam, M., Ali, S. S., & Kornaros, M. (2023). Clean-up of heavy metals from contaminated soil by phytoremediation: A multidisciplinary and eco-friendly approach. *Toxics*, 11(5), 422. <https://doi.org/10.3390/toxics11050422>.
- Qadir, M., Wichelns, D., Raschid-Sally, L., McCornick, P. G., Drechsel, P., Bahri, A., & Minhas, P. S. (2010). The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management*, 97(4), 561-568. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.11.004>.
- Rasheed, A., He, P., Long, Z., Gillani, S. F. A., Wang, Z., Morsy, K., ... & Jie, Y. (2024). Cadmium (Cd) tolerance and phytoremediation potential in fiber crops: research updates and future breeding efforts. *Agronomy*, 14(11), 2713. <https://doi.org/10.3390/agronomy14112713>.
- Rashid, A., Schutte, B. J., Ulery, A., Deyholos, M. K., Sanogo, S., Lehnhoff, E. A., & Beck, L. (2023). Heavy metal contamination in agricultural soil: environmental pollutants affecting crop health. *Agronomy*, 13(6), 1521. <https://doi.org/10.20944/preprints202305.0398.v1>.
- Rehana, M. R., Gladis, R., & Rani, B. (2024). Effect of Sewage Sludge, Sewage Sludge Compost and Sewage Sludge Biochar on Heavy Metal and It Fractions. *International Journal of Environment and Climate Change*, 14(10), 196-206. <https://doi.org/10.9734/ijecc/2024/v14i104480>.
- Rezapour, S., Siavash Moghaddam, S., Nouri, A., & Khosravi Aqdam, K. (2022). Urbanization influences the distribution, enrichment, and ecological health risk of heavy metals in croplands. *Scientific Reports*, 12(1), 3868.
- Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition. American Public Health Association, American Water Works Association,

- Water Environment Federation. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-07789-x>.
- Richards, L. A. (1947). Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils. *Soil science*, 64(5), 432.
- Rodríguez-Bocanegra, J., Roca, N., Tume, P. and Bech, J. (2017). Using DTPA-extractable soil fraction to assess the bioconcentration factor of plants in phytoremediation of urban soils. In *EGU General Assembly Conference Abstracts*, 10173.
- Rout, T. K., Masto, R. E., Ram, L. C., George, J., & Padhy, P. K. (2013). Assessment of human health risks from heavy metals in outdoor dust samples in a coal mining area. *Environmental Geochemistry and Health*, 35(3), 347-356. <https://doi.org/10.1007/s10653-012-9499-2>.
- Rowell, D.L. (1994). Soil Science: Methods and Applications. *Longman Group, Harlow* (p.345).
- Saha, S., Saha, B. N., Pati, S., Pal, B., & Hazra, G. C. (2017). Agricultural use of sewage sludge in India: benefits and potential risk of heavy metals contamination and possible remediation options—a review. *International Journal of Environmental Technology and Management*, 20(3-4), 183-199. <https://doi.org/10.1504/IJETM.2017.10010695>.
- Setia, R., Dhaliwal, S.S., Singh, R., Kumar, V., Taneja, S., Kukal, S.S. and Pateriya, B. (2021). Phytoavailability and human risk assessment of heavy metals in soils and food crops around Sutlej river, India. *Chemosphere*, 263, 128321. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128321>.
- Schiptsova, N., Vasilyev, O., Larionov, G., Mardareva, N., & Fadeeva, N. (2022). Heavy metals in the "soil-plant" system when using sewage sludge. In *BIO Web of Conferences* (Vol. 51, p. 04010). EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/bioconf/20225104010>.
- Sharafi, K., Omer, A. K., Mansouri, B., Massahi, T., Soleimani, H., Moradi, M., ... & Ebrahimzadeh, G. (2024). Transfer of heavy metals from soil to vegetables: a comparative assessment of different irrigation water sources. *Heliyon*, 10(11). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e32575>.
- Sharma, J. K., Kumar, N., Singh, N. P., & Santal, A. R. (2023). Phytoremediation technologies and their mechanism for removal of heavy metal from contaminated soil: An approach for a sustainable environment. *Frontiers in Plant Science*, 14, 1076876. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1076876>.
- Silva, J. A. (2023). Wastewater treatment and reuse for sustainable water resources management: a systematic literature review. *Sustainability*, 15(14), 10940. <https://doi.org/10.3390/su151410940>.
- Stanton, C., Sanders, D., Krämer, U., & Podar, D. (2022). Zinc in plants: Integrating homeostasis and biofortification. *Molecular Plant*, 15(1), 65-85. <https://doi.org/10.1016/j.molp.2021.12.008>.
- Tamma, A. A., Lejcuś, K., Fiałkiewicz, W., & Marczak, D. (2025). Advancing Phytoremediation: A Review of Soil Amendments for Heavy Metal Contamination Management. *Sustainability*, 17(13), 5688. <https://doi.org/10.3390/su17135688>.
- Terry, R. E., Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1979). Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 43(3), 494-499. <https://doi.org/10.2136/sssaj1979.03615995004300030013x>.
- Tervahauta, T., Rani, S., Leal, L. H., Buisman, C. J., & Zeeman, G. (2014). Black water sludge reuse in agriculture: Are heavy metals a problem? *Journal of Hazardous Materials*, 274, 229-236. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.018>.
- Thalassinos, G., Levizou, E., Rinklebe, J., Shaheen, S. M., & Vasileios, A. (2024). Enhancing the phytoextraction of Cd, Cu, Pb, and Zn by portulaca oleracea in a heavily contaminated soil using low molecular weight organic substances: is phytoremediation viable? *Earth Systems and Environment*, 8(3), 923-936. <https://doi.org/10.1007/s41748-024-00386-0>.
- Tiruneh, A. T., Nkambule, S. J., & Murye, A. F. (2024). Assessment of the Benefits and Risks of Sewage Sludge Application as Soil Amendment for Agriculture in Eswatini. *African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development*, 24(8), 24230-24260. <https://doi.org/10.18697/ajfand.133.19705>.
- Uddin, S., Zaman, M., Martínez-Guijarro, K., Al-Murad, M., Behbehani, M., Habibi, N., & Al-Mutairi, A. (2025). Sewage sludge as soil amendment in arid soils-A trace metal, nutrient and trace organics perspective. *Emerging Contaminants*, 11(1), 100420. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100420>.
- USEPA (US Environmental Protection Agency). (2009). United States Environmental Protection Agency, Risk-Based Concentration Table. *United States Environmental Protection Agency, Washington, DC., Philadelphia*.
- USEPA (US Environmental Protection Agency). (2015). Human health risk assessment, risk-based screening table. *Regional Screening Level (RSL) Summary Table*.
- Witek-Krowiak, A., Gorazda, K., Szopa, D., Trzaska, K., Moustakas, K., & Chojnacka, K. (2022). Phosphorus recovery from wastewater and bio-based waste: an overview. *Bioengineered*, 13(5), 13474-13506. <https://doi.org/10.1080/21655979.2022.2077894>.



- Wong, J. W. C. (1995). The production of artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge. *Environmental Technology*, 16(8), 741-751. <https://doi.org/10.1080/09593331608616313>
- Wydro, U., Jabłońska-Trypuć, A., Hawrylik, E., Butarewicz, A., Rodziejewicz, J., Janczukowicz, W., & Wołejko, E. (2021). Heavy metals behavior in soil/plant system after sewage sludge application. *Energies*, 14(6), 1584. <https://doi.org/10.3390/en14061584>.
- Xin, J. (2024). Enhancing soil health to minimize cadmium accumulation in agro-products: the role of microorganisms, organic matter, and nutrients. *Environmental Pollution*, 348, 123890. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123890>.
- Xu, D., Shen, Z., Dou, C., Dou, Z., Li, Y., Gao, Y., & Sun, Q. (2022). Effects of soil properties on heavy metal bioavailability and accumulation in crop grains under different farmland use patterns. *Scientific Reports*, 12: 9211. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-13140-1>.
- Xu, J., Wu, L., Chang, A. C., & Zhang, Y. (2010). Impact of long-term reclaimed wastewater irrigation on agricultural soils: a preliminary assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 183(1-3), 780-786. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.07.094>.
- Yan, A., Wang, Y., Tan, S. N., Mohd Yusof, M. L., Ghosh, S., & Chen, Z. (2020). Phytoremediation: a promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. *Frontiers in Plant Science*, 11, 513099. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>.
- Yang, Z., Yang, F., Liu, J. L., Wu, H. T., Yang, H., Shi, Y., ... & Chen, K. M. (2022). Heavy metal transporters: Functional mechanisms, regulation, and application in phytoremediation. *Science of the Total Environment*, 809, 151099. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151099>.
- Zaffar, N., Peiter, E., Schirmer, D., Samarska, A., Lovynska, V., & Wiche, O. (2023). Effect of sewage sludge and digestate from anaerobic fermentation as soil additives on the nutritional status and accumulation of non-essential elements in plants with different nutrition strategies. *Available at Research Square*, 13, 1628175. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3381617/v1>.
- Zaragüeta, A., Enrique, A., Virto, I., Antón, R., Urmeneta, H., & Orcaray, L. (2021). Effect of the long-term application of sewage sludge to a calcareous soil on its total and bioavailable content in trace elements, and their transfer to the crop. *Minerals*, 11(4), 356. <https://doi.org/10.3390/min11040356>.
- Zhang, W., Li, J. S., Chen, S. X., Huang, K., Luo, L. J., Tong, K. W., ... & Dai, Z. J. (2023). Effect of layer charge density and cation concentration on sorption behaviors of heavy metal ions in the interlayer and nanopore of montmorillonite: A molecular dynamics simulation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 657, 130553. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2022.130553>.
- Zhang, X., Yang, M., Yang, H., Pian, R., Wang, J., & Wu, A. M. (2024). The uptake, transfer, and detoxification of cadmium in plants and its exogenous effects. *Cells*, 13(11), 907. <https://doi.org/10.3390/cells13110907>.
- Zwarich, M. A., & Mills, J. G. (1982). Heavy metal accumulation by some vegetable crops grown on sewage-sludge-amended soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 62(2), 243-247. <https://doi.org/10.4141/cjss82-028>.