

Environmental Assessment of Agricultural Activities on the Geochemistry of Surface Soils in the Pistachio Orchards of Southern Mehriz

Javad Ghanei Ardakanei^{1*} , Seyed Ali Mazhari^{2,3} and Farimah Ayati¹

(Received: November 30-2024 ; Revised: January 20-2025 ; Accepted: April 13-2025)

1. Department of Geology, Faculty of Science, Payam Noor University, Tehran, Iran.
2. Research Center for Geographical Sciences and Social Studies, University of Hakim Sabzevari, Sabzevar, Iran.
3. Heavy Metals Research Center, University of Hakim Sabzevari, Sabzevar, Iran.

*: Corresponding author Email: ghaneijavad@pnu.ac.ir

Abstract

This study investigates the impact of agricultural activities on the soils of southern Mehriz by analyzing their geochemical composition and comparing the physicochemical properties of pistachio orchard soils (agricultural soils) with those of undisturbed natural soils. The results indicate that agricultural practices have led to an increase in Total Organic Carbon (TOC), averaging 1.5%, and a reduction in soil acidity. Additionally, phosphorus concentrations have risen in agricultural soils. These soils also exhibit enrichment in elements such as cadmium (Cd), antimony (Sb), chromium (Cr), nickel (Ni), lead (Pb), scandium (Sc), and rare earth elements (REE) compared to natural soils, with a more homogenized REE distribution pattern. Although the concentrations of these trace elements remain within national environmental standards and below critical thresholds, the study highlights a significant increase in the bioavailability of heavy metals due to agricultural activity. This finding underscores a potential environmental risk if such changes are not properly managed in the future.

Keywords: Environmental assessment, Agricultural soil, Natural soil, Geochemical composition, Southern Mehriz

How to cite this article: Ghaneiardakani, J., Mazhari, S. and Ayati, F. 2025. Environmental Assessment of Agricultural Activities on the Geochemistry of Surface Soils in the Pistachio Orchards of Southern Mehriz. *J. Water and Soil Sci.* 29(2):107-124. DOI: [10.47176/jwss.29.2.66291](https://doi.org/10.47176/jwss.29.2.66291)

Copyright © 2025 Ghanei Ardakanei et al. Published by Isfahan University of Technology.



This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International license (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>). Non-commercial uses of the work are permitted, provided the original work is properly cited.

ارزیابی زیست‌محیطی تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر ژئوشیمی خاک‌های سطحی باغات پسته جنوب مهریز

جواد قانعی اردکانی^{۱*}، سیدعلی مظهري^۲ و فریماه آیتی^۱

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۹/۱۰؛ تاریخ بازنگری: ۱۴۰۳/۱۱/۱؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱/۲۴)

۱. گروه زمین شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران.
 ۲. مرکز پژوهش‌های علوم جغرافیایی و مطالعات اجتماعی، دانشگاه حکیم سبزواری، سبزوار، ایران.
 ۳. هسته پژوهشی فلزات سنگین، دانشگاه حکیم سبزواری، سبزوار، ایران.
- *: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: ghaneijavad@pnu.ac.ir

چکیده

در این پژوهش تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر خاک‌های جنوب مهریز با تعیین ترکیب ژئوشیمیایی و مقایسه خواص فیزیکوشیمیایی خاک در باغ‌های پسته (خاک‌های کشاورزی) و خاک‌های بکر (طبیعی) بررسی شد و جنبه‌های زیست‌محیطی آن ارزیابی شد. بررسی خواص فیزیکوشیمیایی خاک نشان می‌دهد که فعالیت‌های کشاورزی موجب کاهش pH و افزایش مواد آلی در خاک‌های کشاورزی شده است. بررسی خواص فیزیکوشیمیایی خاک مزارع مهریز نشان می‌دهد که فعالیت‌های کشاورزی موجب افزایش TOC (میانگین ۱/۵٪) و کاهش اسیدیته در خاک‌های کشاورزی شده است. فعالیت‌های کشاورزی میزان فسفر در خاک‌های کشاورزی را نیز به نسبت افزایش داده است. خاک‌های کشاورزی در عناصری همچون کادمیم (Cd)، آنتیموان (Sb)، کروم (Cr)، نیکل (Ni)، سرب (Pb)، اسکاندیم (Sc) و عناصر نادر خاکی (REE) به نسبت خاک‌های طبیعی غنی‌شدگی دارند و الگوی REE در آنها همگن‌تر شده است. مقایسه مقادیر عناصر کمیاب با استانداردهای ملی زیست‌محیطی (MPC) نشان می‌دهد که با وجود افزایش غلظت این عناصر در خاک‌های کشاورزی، میزان این عناصر در حد قابل قبول و کمتر از حد بحرانی است؛ البته از سوی دیگر، فعالیت‌های کشاورزی میزان دسترس‌پذیری زیستی فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی را به میزان قابل توجه افزایش داده است که عدم توجه به این امر می‌تواند مشکلات زیست‌محیطی را در آینده به همراه آورد.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی زیست‌محیطی، خاک کشاورزی، خاک طبیعی، ترکیب ژئوشیمیایی، جنوب مهریز

حق انتشار این مستند، متعلق به دانشگاه صنعتی اصفهان است. ۱۴۰۴ ©.

این مقاله تحت گواهی زیر منتشر شده و هر نوع استفاده غیرتجاری از آن مشروط به استناد صحیح به مقاله و با رعایت

شرایط مندرج در آدرس زیر مجاز است: (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>)



مقدمه

وابستگی زندگی و تداوم حیات انسان به محصولات کشاورزی برای تأمین غذا غیرقابل انکار است؛ به گونه ای که در حال حاضر محصولات کشاورزی یک پنجم از سطح پوشش گیاهی سیاره زمین را اشغال می کند. امروزه در سراسر جهان، نگرانی های روزافزونی در خصوص آثار مخرب فناوری های کشاورزی نوین بر محیط زیست و منابع طبیعی و نیز قابلیت پایداری بلندمدت سیستم های کشاورزی وجود دارد. متأسفانه در کشورهای مختلف جهان از جمله ایران افزایش تولید همیشه یا با افزایش سطح زیرکشت و یا با مصرف هرچه بیشتر سموم و کودهای آلی و شیمیایی همراه بوده که منجر به کاهش سطح اراضی جنگلی و مرتعی و از طرفی افزایش میزان ابتلا به انواع سرطان های دستگاه گوارش شده است (۱۰).

توهم افزایش عملکرد ناشی از مصرف هرچه بیشتر آب و کود شیمیایی در بعضی از مناطق کشور سبب استفاده بی رویه از منابع آب و کود شده؛ به طوری که تداوم این امر علاوه بر خسارت های مالی و تشدید عدم تعادل عناصر غذایی در خاک، خطرات جدی را در رابطه با آلودگی خاک و آب به وجود آورده است. به همین علت بررسی آثار زیست محیطی آلودگی کودهای آلی و شیمیایی مزارع و باغات کشاورزی امروزه مورد توجه بسیاری از پژوهشگران قرار گرفته است. مصرف بی رویه و نامتناسب کودهای مختلف می تواند منجر به تغییر ترکیب شیمیایی خاک شده و در طولانی مدت آلودگی زیست محیطی ایجاد کند (۳ و ۲۲)؛ بنابراین، مطالعه ژئوشیمی خاک و بررسی تغییرات آن طی عملیات کشاورزی نقش مهمی در پایش آلودگی های زیست محیطی ایفا می کند (۱۵ و ۱۶).

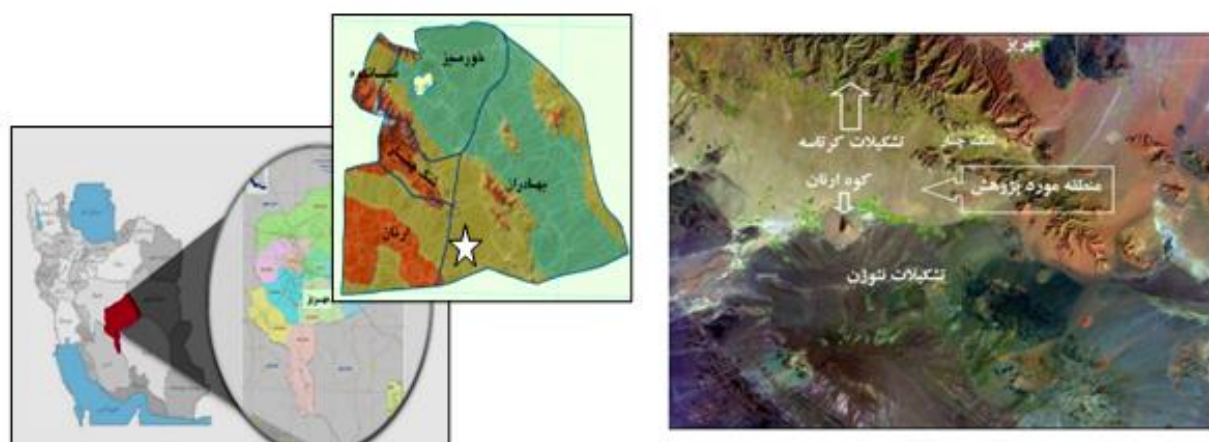
شهرستان مهریز واقع در استان یزد با داشتن آب و هوای مناسب شرایط خوبی را برای کشت انواع محصولات باغی و زراعی از قبیل پسته، گردو، بادام، انجیر، آلو، زردآلو، گندم و جو فراهم آورده است، به همین دلیل این شهرستان یکی از مهم ترین مراکز کشت پسته با بیشترین میزان در استان محسوب می شود (۱۹). در این مطالعه با نمونه گیری از خاک های سطحی باغات

پسته منطقه جنوب مهریز (که پس از این از آن ها به عنوان خاک های کشاورزی یاد می شود) و خاک های بکر (تحت عنوان خاک طبیعی)، ترکیب ژئوشیمیایی خاک های طبیعی و کشاورزی با هم مقایسه خواهد شد. از آنجا که مهمترین فعالیت های صورت گرفته روی خاک های کشاورزی، کوددهی و آبیاری بوده است، با استفاده از این داده ها و بررسی شاخص های زیست محیطی، می توان به ارزیابی زیست محیطی تأثیر عملیات کشاورزی و مصرف خودسرانه و غیرعلمی کودهای شیمیایی و آلی روی خاک های منطقه پرداخت و همچنین بررسی تأثیرات آن ها روی ترکیب شیمیایی عناصر اصلی و فرعی و ارائه راهکار مناسب برای رفع آلودگی های کودهای شیمیایی مصرفی از اهداف اصلی این پژوهش است (۳۳).

مواد و روش ها

موقعیت جغرافیایی و زمین شناسی منطقه مورد مطالعه

شهرستان مهریز در جنوب غربی استان یزد و در فاصله ۳۰ کیلومتری جنوب شهر یزد و در کنار جاده بین المللی شمال به جنوب کشور (تهران، بندرعباس، یزد و کرمان) قرار دارد (شکل ۱). ادامه ارتفاعات شیرکوه در بخش غربی این شهرستان موجب تشکیل سفره های غنی آب زیرزمینی و تعدیل هوای آن نسبت به دیگر نقاط استان یزد شده است. استان یزد به دلیل کاهش نزولات جوی و خشکسالی های متوالی ۱۵ سال گذشته نه تنها در سال های اخیر با بحران کم آبی مواجه شده، بلکه از دیرباز در صدر استان های کم باران و خشک کشور قرار داشته است و بیش از ۸۰ درصد از منابع آبی این دیار صرف بخش کشاورزی می شود. از نظر زمین شناسی تشکیلات آهک جمال به سن پرمین، تشکیلات آهک تفت به سن کرتاسه و در دوران سنوزوئیک در سه بخش پالئوژن (کنگلومرای کرمان و سنگ های آتشفشانی)، نئوژن (ماسه سنگ، مارن و کنگلومرا) و کواترنر (پادگانه های آبرفتی قدیمی و بلند، کفه های نمکی و گلی، دشت های آبرفتی و آبرفت های مسیل های جوان) قابل تقسیم هستند (۶).



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی شهرستان مهریز و منطقه مورد مطالعه به همراه تصویر ماهواره‌ای منطقه

شد. نمونه خاک‌های مورد مطالعه از نظر ژئوشیمیایی، خواص فیزیکوشیمیایی، شاخص‌های هوازدگی و ارزیابی زیست‌محیطی بررسی شدند.

آنالیز شیمیایی نمونه‌ها

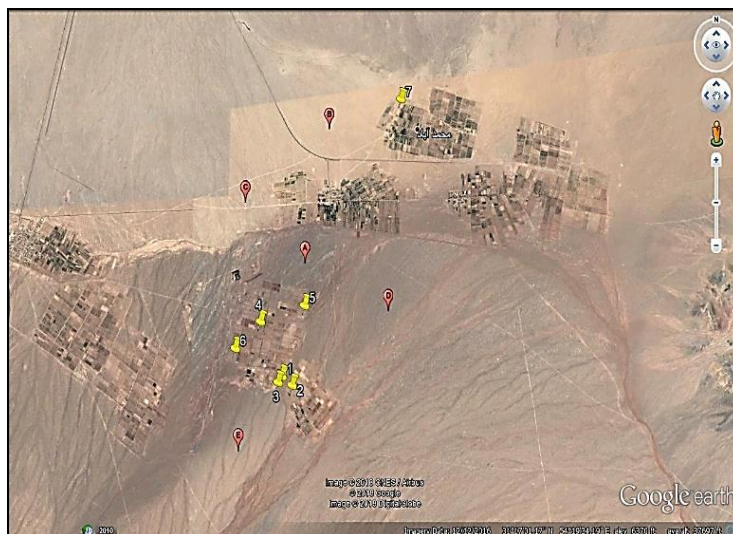
با توجه به شرایط پروژه، وسعت و همگنی ترکیب و بافت خاک منطقه، تعداد ۱۰ نمونه برداشت و پس از مراحل آماده‌سازی برای میزان عناصر اصلی و کمیاب نمونه‌های جمع‌آوری شده، آنالیزهای شیمیایی به روش‌های XRF و ICP-MS در مجموعه آزمایشگاه‌های Act Labs کانادا انجام شد (جدول ۱). میزان اکسیدهای اصلی در روش XRF پس از گدازش با تترابورات لیتیم تعیین شد. دقت آزمایش $1 \pm 5\%$ برای تمرکز 10% وزنی است. در آماده‌سازی نمونه برای آنالیز ICP-MS، ابتدا $10/0$ گرم از پودر نمونه در $\text{HNO}_3 + \text{HF}$ حل شده و سپس در یک ظرف تفلونی به میزان 180 درجه سانتی‌گراد نمونه حرارت داده شد تا تبخیر کامل صورت گرفته و نمونه خشک شود. سپس نمونه در 100 میلی‌لیتر محلول $4\% \text{HNO}_3$ حل شد. دقت داده‌ها بیشتر از $5\% \pm$ برای یک غلظت 10 ppm است. از آنجا که حد تشخیص فلزات سنگین به نسبت زیاد بود، برای به‌دست‌آوردن نتایج دقیق‌تر، میزان فلزات سنگین با استفاده از روش طیف سنجی جذب اتمی (AAS) نیز اندازه‌گیری شد.

گرانیتوئید شیرکوه با وسعت بیش از 1000 کیلومترمربع بخش بیشتر رخنمون منطقه مورد مطالعه را تشکیل می‌دهد (شکل ۱). سنگ‌های آتشفشانی این منطقه، بیشتر متعلق به دوره کرتاسه در مقایسه با توده‌های نفوذی، دچار تخریب و فرسایش و تجزیه شدیدتر شده و منشأ احتمالی خاک‌های مزارع کشاورزی در نظر گرفته می‌شوند (۷).

نمونه‌برداری

بر اساس اهداف مطالعه، در ابتدا موقعیت‌های مد نظر برای نمونه‌برداری (شامل شش باغ و چهار محدوده برای برداشت نمونه‌های خاک طبیعی) روی تصویر ماهواره‌ای مشخص شد (شکل ۲).

پس از بازدید و بررسی‌های میدانی، نمونه‌ها از خاک‌های سطحی (عمق بین ۵ تا ۳۰ سانتی‌متری) و به‌وسیله یک بیلچه پلاستیکی برداشت شد. برای هر نمونه اطلاعات لازم از جمله طول و عرض جغرافیایی، رنگ خاک، کود به‌کاررفته، نوع محصول زراعی و توضیحات خاص یادداشت شد. برای هر محدوده خاک طبیعی از پنج نقطه در بلوک‌های با مساحت یک کیلومتر مربع نمونه‌برداری انجام شده و در نهایت مخلوط همگنی از اختلاط آن‌ها به‌دست آمد. برای هر باغ پسته هم پنج نمونه از بخش‌های مختلف باغ برداشت شده و پس از اختلاط به‌عنوان معرف نمونه خاک مطالعه



شکل ۲. تصویر ماهواره‌ای از موقعیت جغرافیایی نمونه‌های برداشتی از مزارع پسته جنوب مهریز

جدول ۱. ترکیب اکسیدهای اصلی (برحسب درصد وزنی) برای نمونه خاک‌های سطحی منطقه مورد مطالعه

Cs = خاک‌های کشاورزی؛ NS = خاک‌های طبیعی

Sample No.	SM-GH-2	SM-GH-1	SM-GH-4	SM-GH-7	SM-GH-5	SM-GH-6	SM-GH-8	SM-GH-3	SM-GH-9	SM-GH-10
ID	Cs	Cs	Cs	Cs	Cs	Cs	NS	NS	NS	NS
SiO ₂	۵۷/۱۳	۵۶/۴۳	۵۷/۵۱	۵۶/۳۷	۵۵/۹۶	۵۶/۲۵	۵۷/۱	۵۵/۶۲	۵۵/۸۴	۵۶/۶۳
TiO ₂	۰/۸۲	۰/۷۴	۰/۷۹	۰/۸۱	۰/۶۸	۰/۷۶	۰/۷۷	۰/۸۵	۰/۸۵	۰/۶۹
Al ₂ O ₃	۱۵/۱۳	۱۴/۸۶	۱۴/۶۱	۱۴/۹۷	۱۵/۶۲	۱۵/۰۸	۱۵/۱۹	۱۵/۴۴	۱۵/۵۲	۱۵/۳
FeO _t	۵/۰۸	۵/۵۵	۵/۲۲	۵/۳۵	۳/۴۶	۵/۶۸	۵/۱۱	۵/۶۴	۵/۴	۵/۲۷
MgO	۰/۷۸	۰/۸۹	۰/۸۶	۱/۰۳	۰/۸۸	۰/۸۲	۰/۷۵	۰/۹۲	۰/۸۱	۰/۹۵
MnO	۰/۱۰	۰/۱۲	۰/۱۰	۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۰۹	۰/۰۸	۰/۱۰	۰/۰۹	۰/۱۱
CaO	۴/۲۱	۴/۱۶	۴/۰۸	۴/۶۶	۴/۹۳	۴/۵	۴/۸۵	۴/۳۷	۴/۱۸	۴/۵۴
Na ₂ O	۱/۷۳	۱/۶۹	۱/۷۵	۱/۸۳	۱/۹۵	۲/۰۷	۱/۷۴	۱/۶۵	۱/۸	۲/۰۲
K ₂ O	۱/۸۴	۱/۷۸	۱/۸۸	۲/۰۱	۲/۰۳	۱/۹۶	۲/۰۸	۱/۸۲	۱/۹۸	۱/۹۹
P ₂ O ₅	۰/۳۵	۰/۳۸	۰/۴۳	۰/۴۵	۰/۵۱	۰/۶۲	۰/۲۱	۰/۲۳	۰/۲۲	۰/۲۳
L/O/I/	۱۲/۶۷	۱۳/۱۲	۱۳/۱۷	۱۲/۹۳	۱۳/۶	۱۲/۲۴	۱۲/۳۳	۱۲/۸۹	۱۲/۸۵	۱۱/۸۲
sum	۹۹/۸۴	۹۹/۷۲	۱۰۰/۴	۱۰۰/۴۹	۹۹/۷۱	۱۰۰	۱۰۰/۲۱	۹۹/۵۳	۹۹/۵۵	۹۹/۵۶

مقطر به یک لیتر رسانده شد تا pH محلول به دست آمده ۴/۹۳ ± ۰/۰۵ باشد. سپس به یک گرم از هر نمونه، ۱۰ سی‌سی از محلول به دست آمده اضافه شد و به خوبی تکان داده و میزان فلزات سنگین آن به وسیله دستگاه جذب اتمی (مدل Varian AA240) و در دانشگاه علوم پزشکی سبزوار اندازه‌گیری شد (جدول ۲).

برای به دست آوردن میزان دسترسی زیستی (bio accessibility) فلزات سنگین (Ni, Cu, Cr, Co, Cd, Pb, Sn و Zn) از روش DTPA (دی اتیلن ترامین پنتا استیک اسید) استفاده شد (۱۳). برای این کار ابتدا ۵/۷ میلی لیتر اسید استیک به ۵۰۰ cc آب مقطر اضافه شد. سپس ۶۴/۳ میلی لیتر از NaOH یک نرمال به محلول اضافه و حجم آن به وسیله آب

جدول ۲. ترکیب گروهی از عناصر کمیاب در خاک‌های سطحی منطقه مورد مطالعه

Cs = خاک‌های کشاورزی؛ NS = خاک‌های طبیعی

Sample No.	SM-GH-1	SM-GH-2	SM-GH-4	SM-GH-5	SM-GH-6	SM-GH-7	SM-GH-10	SM-GH-3	SM-GH-8	SM-GH-9
ID	Cs	Cs	Cs	Cs	Cs	Cs	NS	NS	NS	NS
Cd	۰/۳۸	۰/۳۷	۰/۳۸	۰/۴۵	۰/۴۵	۰/۴۱	۰/۱۶	۰/۱۹	۰/۲۱	۰/۲۱
Co	۱۵/۷۸	۱۵/۳۷	۱۶/۱۳	۱۵/۴۸	۱۶/۴	۱۶/۱۱	۱۵/۱۹	۱۵/۸۵	۱۴/۴۳	۱۴/۷۱
Cr	۳۸/۹	۳۵/۷۱	۳۸/۵۳	۴۰/۳۷	۴۲/۱۸	۴۰/۹۵	۲۶/۳۲	۲۵/۱۶	۲۶/۲۵	۲۴/۷۲
Cs	۴/۵	۴/۶	۴/۲	۳/۸	۴/۵	۴/۷	۴/۶	۳/۹	۴/۲	۴/۴
Cu	۴۲/۶۹	۳۶/۱۸	۴۷/۸	۴۵/۵۱	۴۷/۷۴	۴۵/۶۵	۱۹/۸۲	۱۹/۹۴	۲۰/۵۳	۲۱/۳۷
Ga	۱۶	۱۷	۱۸	۱۷	۱۷	۱۸	۱۸	۱۸	۱۹	۱۷
Hf	۴/۲	۳/۶	۳/۹	۴/۱	۴/۲	۳/۷	۳/۴	۳/۷	۲/۸	۳/۱
Nb	۱۹/۵	۲۱/۳	۱۸/۹	۲۰/۸	۲۱/۶	۱۹/۵	۱۹/۲	۲۰/۷	۲۰/۴	۲۱/۳
Ni	۴۱/۷۵	۴۲/۳۸	۴۱/۶۹	۴۵/۲	۴۳/۸۴	۴۴/۰۵	۴۳/۷۷	۲۴/۶	۲۵/۴۳	۲۵/۱۱
Pb	۲۲/۹۶	۲۱/۳۵	۲۱/۵۳	۲۳/۵۷	۲۳/۱۴	۲۲/۸	۱۱/۱۹	۹/۴۱	۱۰/۳۲	۱۰/۱۵
Rb	۱۶۸	۱۵۵	۱۴۳	۱۸۲	۱۷۵	۱۹۰	۱۴۸	۱۵۶	۱۴۵	۱۵۷
S	۲۷۰	۲۵۰	۳۱۰	۳۰۰	۲۹۰	۲۸۰	۲۱۰	۱۸۰	۲۰۰	۱۹۰
Sb	۰/۴	۰/۴	۰/۶	۰/۴	۰/۵	۰/۵	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۲
Sc	۱۹	۱۳	۳۲	۴۳	۳۶	۲۸	۶	۵	۷	۷
Sn	۳/۴۸	۳/۲۱	۳/۹	۴/۲۴	۳/۵۵	۳/۶۶	۳/۲۳	۲/۷۲	۲/۹۶	۳/۱
Sr	۲۵۶	۲۷۴	۲۶۲	۲۵۰	۳۱۲	۲۸۸	۳۱۶	۳۲۴	۲۹۶	۳۰۸
Ta	۲/۸۴	۳/۰۳	۲/۹۵	۲/۷۵	۲۵/۳	۳/۱۸	۲/۷۷	۲/۶۶	۲/۵	۲/۳۵
Th	۱۲/۸۵	۱۳/۱۵	۱۳/۹	۱۳/۳	۱۴/۴۵	۱۳/۶۵	۱۲/۹۵	۱۳/۸	۱۴/۲	۱۴/۵۵
Tl	۰/۷۵	۰/۶۵	۰/۶	۰/۸	۰/۸۵	۰/۵۵	۰/۵۵	۰/۷	۰/۹	۰/۶۵
U	۴/۸۶	۴/۵۱	۴/۷۳	۵/۰۳	۴/۷۹	۴/۵۸	۳/۷۵	۳/۲۴	۳/۸۲	۳/۵۱
V	۸۳	۸۵	۹۶	۷۸	۸۸	۹۲	۳۸	۴۰	۳۷	۳۵
Y	۳۵/۵	۳۳/۵	۳۸/۵	۳۳	۳۶	۳۲/۵	۳۵	۳۸	۳۷/۵	۳۴/۵
Zn	۵۵/۷	۵۶/۸۲	۶۱/۴۹	۷۲/۴	۷۷/۵۲	۶۳/۳۶	۴۲/۲۶	۳۹/۶۳	۴۰/۲۵	۴۰/۸۳
Zr	۱۶۵	۱۷۱	۱۸۴	۱۶۰	۱۷۳	۱۵۵	۱۵۸	۱۶۷	۱۸۳	۱۷۶
La	۴۳/۰۵	۴۲/۸۵	۵۳/۵۵	۵۹/۶	۶۰/۴۶	۴۹/۱۵	۲۲/۱۵	۱۶/۳	۱۷/۶۵	۱۴/۶۵
Ce	۹۷/۱۵	۹۶/۷	۱۲۰/۹۵	۱۳۴/۶۵	۱۳۶/۵۹	۱۱۱/۰۵	۴۹/۱	۳۷/۵	۳۸/۲۵	۳۴/۲
Pr	۱۱	۱۱	۱۴	۱۵	۱۶	۱۳	۶	۵	۴	۴
Nd	۴۰/۰۵	۳۹/۸۵	۵۰	۵۵/۶۱	۵۶/۳۹	۴۵/۸۵	۲۰/۷	۱۷/۳	۱۵/۴	۱۴/۶۵
Sm	۷/۱۵	۷/۱۳	۸/۹۳	۹/۹	۱۰/۰۴	۸/۱۶	۳/۹۶	۴/۱۴	۲/۷۲	۳/۱۳
Eu	۰/۷۳	۰/۷۳	۰/۹۱	۰/۹۲	۰/۹۹	۰/۸۳	۰/۳۸	۰/۳۵	۰/۲۵	۰/۳۱
Gd	۴/۸۷	۴/۸۵	۶/۱۱	۶/۸۲	۶/۹۱	۵/۶۱	۲/۸۱	۳/۰۹	۲/۵۴	۲/۳۷
Tb	۰/۶۶	۰/۶۶	۰/۸۳	۰/۹۲	۰/۹۳	۰/۷۶	۰/۳۹	۰/۴۹	۰/۱۸	۰/۳۶
Dy	۳/۳۲	۳/۳۱	۴/۱۴	۴/۵۹	۴/۶۷	۳/۸	۱/۸۲	۲/۴۵	۰/۷۶	۱/۶۴
Ho	۰/۶	۰/۶	۰/۷۵	۰/۸۲	۰/۸۵	۰/۶۹	۰/۳	۰/۳۷	۰/۱۳	۰/۲۶
Er	۱/۵۸	۱/۵۷	۱/۹۸	۲/۱۷	۲/۲۲	۱/۸۱	۰/۶۹	۰/۸۲	۰/۳۱	۰/۵۵
Tm	۰/۲۵	۰/۲۵	۰/۳۳	۰/۳۵	۰/۳۵	۰/۳	۰/۱۱	۰/۱۲	۰/۰۵	۰/۰۹
Yb	۱/۶۲	۱/۶۴	۲/۰۵	۲/۲۱	۲/۲۳	۱/۸۸	۰/۶۲	۰/۶۹	۰/۲۷	۰/۴۷
Lu	۰/۲۳	۰/۲۴	۰/۳	۰/۳۱	۰/۳۱	۰/۲۷	۰/۰۸	۰/۰۸	۰/۰۴	۰/۰۶

تعیین خواص فیزیکوشیمیایی خاک

به منظور تعیین خواص فیزیکوشیمیایی نمونه ها (pH، CEC و TOC و تعیین قطر ذرات) (جدول ۳)، پس از آماده سازی اولیه، برای تعیین مشخصات فیزیکوشیمیایی، ابتدا عصاره اشباع خاک تهیه و pH اندازه گیری شد. اندازه گیری pH نمونه ها با استفاده از دستگاه pH متر مدل UB-5 انجام شد. میزان مواد آلی (TOC) برای نمونه های خاک با روش والکلی - بلاک (۲۱) تعیین شد. برای اندازه گیری قطر ذرات خاک به روش هیدرومتری از مکانیسم ته نشینی استفاده شد. این روش مبتنی بر قانون استوکس است که مربوط به سرعت سقوط ذرات کروی شکل معلق در مایعات است. ذرات بزرگ تر سرعت سقوط بیشتری دارند و ذرات کوچک تر با سرعت کمتری ته نشین می شوند.

تعیین شاخص های هوازدهی

از دیگر بررسی های انجام شده در منطقه مورد بررسی می توان به تعیین شاخص های هوازدهی اشاره کرد. در ژئوشیمی برای اهدافی مانند طبقه بندی سنگ ها و بررسی هوازدهی سنگ ها و خاک ها، از داده های عناصر اصلی به شکل های مختلفی استفاده می شود. در مدت هوازدهی و خاکزایی، عناصر از مواد والد حذف شده یا به طور انتخابی انباشت می شوند؛ بنابراین، در مواد همگن تفاوت های موجود در بین شیمی نمونه ها ممکن است که به سادگی گویای اختلاف در میزان هوازدهی باشد؛ بنابراین برای تعیین مشخصه هوازدهی و پروفیل خاک معمولاً از شاخص های شیمیایی هوازدهی استفاده می شود (۲۳). شاخص های شیمیایی هوازدهی، حجم زیاد غلظت های عناصر اصلی را برای هر نمونه به یک مقدار مستقل تبدیل می کنند. معمولاً شاخص های هوازدهی را بر حسب عمق در پروفایل خاک رسم می کنند و به این ترتیب تصویری از تغییرات شیمی زمین با افزایش یا کاهش فرضی در هوازدهی به دست می آید. در سنگ های همگن والد، تغییرات شاخص های هوازدهی با عمق معمولاً تدریجی و سیستماتیک است که گویای فروشت پیوسته عناصر با پیشرفت هوازدهی است. روش محاسبه و انواع شاخص های هوازدهی در جدول ۴ و مقادیر محاسبه شده

استاندارد آلایندهی خاک در محیط های مختلف برای عناصر کمیاب در جدول ۵ نشان داده شده است. این شاخص ها عبارت اند از: (۱) نسبت روکستون: روکستون (۱۹۶۸) یک نسبت همبستگی ساده را ارائه و بیان کرد که این نسبت بهترین وضعیت را برای پروفیل های هوازدهی توسعه یافته روی سنگ بستر یکنواخت اسیدی تا حد واسط دارد و دارای مقادیر ثابت سزکویی اکسید طی هوازدهی است و باعث تولید محصولات هوازدهی کائولن و یا آلفان (محصولاتی که دارای $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ با نسبت مولی ۲:۱ هستند) می شود. نسبت روکستون (R)، تنها از نسبت دو عنصر تشکیل می شود (۲۷).

(۲) شاخص هوازدهی پارکر (WIP): پارکر (۱۹۷۰) یک شاخص هوازدهی با نام شاخص پارکر را برای سنگ های سیلیکاته معرفی کرد. اساس این شاخص، نسبت فلزات قلیایی و قلیایی خاکی (Na، K، Ca و Mg) است که در بین عناصر اصلی، متحرک تر بوده و نیازی نیست که باقیمانده های غلظت سزکویی اکسیدها را طی هوازدهی نسبتاً ثابت در نظر بگیریم. WIP، همچنین اجازه می دهد تا تحرک مستقل سدیم، پتاسیم، منیزیم و کلسیم بر اساس قدرت پیوند با اکسیژن صورت بگیرد (۲۴). این شاخص را در خصوص سنگ های آتشفشانی اسیدی تا حد واسط و بازیک به کار برد هر چند که به این دلیل که WIP تنها بر فلزات قلیایی و قلیایی خاکی متحرک تکیه دارد، کاربرد آن بر مواد به شدت هوازده قطعی نیست (۹).

(۳) شاخص شیمیایی آلتراسیون (CIA): اساس این شاخص، نسبت یک گروه از اکسیدهای متحرک به اکسیدهای نامتحرک است (در این شاخص ها فرض می شود که Al نامتحرک است). این شاخص توسط نسبیت و یوانگ (۱۹۸۴) معرفی شده و به عنوان معیاری برای مقدار تبدیل فلدسپارها (که در پوسته فوقانی غالبند) به رس ها (مانند کائولینیت) تفسیر می شود و در بسیاری از مطالعات پالئوسل از آن استفاده می شود (۲۲).

(۴) شاخص شیمیایی هوازدهی (CIW): این شاخص توسط موریر و همکاران (۲۰۰۸) معرفی شد. این شاخص همان CIA است با این تفاوت که در آن K_2O حذف شده است و به همین خاطر با عناوین K_2O -free CIA یا CIA-K نیز مطرح می شود (۷).

جدول ۳. خواص فیزیکوشیمیایی خاک‌های مورد مطالعه Cs=خاک‌های کشاورزی، NS=خاک‌های طبیعی

Sample No.	ID	PH	TOC (%)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)
SM-GH-1	Cs	۷/۳۵	۱/۲۸	۲۲	۴۵	۳۳
SM-GH-2	Cs	۷/۳۸	۱/۱۶	۲۳	۴۳	۳۴
SM-GH-4	Cs	۷/۳۵	۱/۳۱	۲۶	۳۸	۳۶
SM-GH-5	Cs	۷/۳۳	۱/۷۷	۲۸	۴۰	۳۲
SM-GH-6	Cs	۷/۳۲	۱/۸۴	۲۴	۴۱	۳۵
SM-GH-7	Cs	۷/۳۳	۱/۶۴	۲۴	۳۹	۳۷
SM-GH-3	NS	۷/۹۲	۰/۴۹	۲۲	۴۲	۳۶
SM-GH-8	NS	۷/۹	۰/۵۶	۲۸	۳۸	۳۴
SM-GH-9	NS	۷/۸۷	۰/۶۲	۲۳	۴۰	۳۸
SM-GH-10	NS	۷/۸۸	۰/۵۵	۲۳	۴۵	۳۲

جدول ۴. روش محاسبه و انواع شاخص‌های هوازدگی

شاخص	فرمول	مقدار بهینه غیرهوازده	مقدار بهینه هوازده	روند ایده‌آل (افزایش هوازدگی)
WIP	$[(2\text{Na}_2\text{O}/0.35) + (\text{MgO}/0.9) + (2\text{K}_2\text{O}/0.25) + (\text{CaO}/0.7)]$	> 100	۰	منفی
CIA	$100 * \text{Al}_2\text{O}_3 / (\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O})$	≤ 50	۱۰۰	مثبت
CIW	$100 * \text{Al}_2\text{O}_3 / (\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{CaO} + \text{Na}_2\text{O})$	≤ 50	۱۰۰	مثبت
PIA	$100 * (\text{Al}_2\text{O}_3 - \text{K}_2\text{O}) / (\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} - \text{K}_2\text{O})$	≤ 50	۱۰۰	مثبت
R	$\text{SiO}_2 / \text{Al}_2\text{O}_3$	> 10	۰	منفی
STI	$100 * \text{SiO}_2 / \text{Al}_2\text{O}_3 / (\text{SiO}_2 / \text{TiO}_2 + \text{SiO}_2 / \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Al}_2\text{O}_3 / \text{TiO}_2)$	> 90	۰	منفی

جدول ۵. مقادیر محاسبه شده استاندارد آلایندگی خاک ($\text{pH} > 7$) برای عناصر کمیاب (واحد بر حسب ppm)

آلاینده	مسکونی	تجاری	پارک تفریحی	کشاورزی	جنگل مرتع	حفاظت محیط زیست
کروم	Cr^{+3}	۵	۱۵	۲	۱۵	۰/۴
	Cr^{+6}	۱۶۵	۵۰۰	۵۳۵	۱۱۰	۵۳۵
نیکل (Ni)	۱۵۵	۶۰۰	۵۳۰	۱۱۰	۵۳۰	۵۰
کبالت (Co)	۵۰	۱۰۰	۵۰	۵۰	۵۰	۲۰
کادمیم (Cd)	۲	۸	۸	۵	۸	۳/۹
وانادیم (V)	۲۰۰	۵۰۰	۲۰۰	۲۰۰	۲۰۰	۱۳۰
روی (Zn)	۵۰۰	۵۰۰۰	۵۰۰	۵۰۰	۵۰۰	۲۰۰
مس (Cu)	۴۰	۱۱۰۰	۵۰۰	۲۰۰	۵۰۰	۶۳
نقره (Ag)	۱۰	۳۰	۱۰	۱۰	۱۰	۲۰
سرب (Pb)	۸۰	۷۰۰	۲۹۰	۷۵	۲۹۰	۳۰۰
قلع (Sn)	۵۰	۲۰۰	۵۰	۵۰	۵۰	—

مورد مطالعه چندان زیاد نیست. به علت زیاد بودن شاخص WIP بیش از ۳۰۰۰، نمونه های مد نظر را باید غیرهوازده در نظر گرفت. محاسبه شاخص های R و STI مقادیری بین ۳ تا ۴/۵ را برای خاک های جنوب مهریز نشان می دهد که حد واسطه مقادیر بهینه خاک های هوازده و غیرهوازده قرار می گیرند (جدول ۶).

ارزیابی زیست محیطی

ژئوشیمی زیست محیطی که با تجزیه و تحلیل فرایندهای زمین شناسی و شیمیایی در ارتباط است، غلظت عناصر یا مواد بالقوه سمی را معرفی و کنترل می کند. عناصر شیمیایی خاک، به عناصر کمیاب (TEs) معروف هستند، چرا که در غلظت های کمتر از 100 mg kg^{-1} وجود دارند. عناصر کمیاب برخلاف آلاینده های آلی در خاک ها به صورت نامشخصی به دلیل قابل تجزیه نبودن، حفظ می شوند. در نتیجه خاک های آلوده شده با TEs، خطر طولانی مدتی را از نظر افزایش میزان جذب گیاه و شستشو باعث شده و به صورت بالقوه باعث می شود که محیط زیست سالم برای انسان محدودتر شود. عناصر کمیابی که به طور طبیعی در خاک پیدا می شوند، در غلظت های کم برای حفظ و تداوم فرآیندهای بیولوژیکی و در نتیجه ارگانیسم های زنده مورد نیاز هستند. وقتی این عناصر در مقادیر بیش از حد دریافت می شوند، سمی می شوند (۲).

در بخش ارزیابی زیست محیطی، منطقه مورد مطالعه از نظر آلودگی به عناصر کمیاب به ویژه فلزات سنگین، با توجه به داده های حاصل از آنالیز نمونه های خاک ارزیابی شد. برای این کار از مقایسه با استانداردها و شاخص های مختلف و میزان دسترسی زیستی نمونه های خاک به فلزات سنگین استفاده می شود تا میزان آلودگی یا خطر زیست محیطی تعیین شود. در مطالعه مقایسه با استانداردها معمولاً یک حد بحرانی (بیشینه غلظت مجاز یا MPC) برای هر عنصر کمیاب وجود دارد که بیشتر از آن، پتانسیل خطرات زیست محیطی ناشی از افزایش غلظت آن عنصر وجود خواهد داشت. این حد بحرانی با توجه به شرایط آب و هوایی و زمین شناسی تغییر می کند. به همین علت معمولاً

با توجه به اینکه آلومینیوم مربوط به پتاسیم فلسپات در CIW لحاظ نمی شود، ممکن است که مقادیر بسیار بزرگی برای سنگ های غنی از پتاسیم فلسپات به دست بیاید؛ هرچند که از نظر شیمیایی هوازده شده یا نشده باشند. CIW نیز مانند CIA اصولاً معیاری برای مقدار تبدیل فلدسپارها به رس هاست (۲۱). اساس این شاخص، نسبت یک گروه از اکسیدهای متحرک به اکسیدهای نامتحرک است (در این شاخص ها فرض می شود که AI نامتحرک است).

۵) شاخص آلتراسیون پلاژیوکلاز (PIA): فلدو و همکاران (۱۹۹۵) شاخص آلتراسیون پلاژیوکلاز (PIA) را به عنوان جایگزینی برای CIW پیشنهاد کردند. با توجه به اینکه پلاژیوکلاز در سنگ های سیلیکاته فراوان است و به نسبت سریع حل می شود، هنگامی که نیاز به بررسی هوازدهی پلاژیوکلاز است، می توان از PIA استفاده کرد. اساس این شاخص، نسبت یک گروه از اکسیدهای متحرک به اکسیدهای نامتحرک بوده (در این شاخص ها فرض می شود که AI نامتحرک است) و به عنوان معیاری از مقدار تبدیل فلدسپارها به رس ها تفسیر می شوند (۴).

۶) شاخص سیلیس - تیتانیم (STI): این شاخص برای ارتباط دادن میان درجه هوازدهی شیمیایی سنگ های سیلیکاته دگرگونی در مناطق استوایی با ویژگی های مهندسی است. اساس این شاخص، نسبت گروهی از عناصر نامتحرک است (۲۸).

در مدت هوازدهی و خاکزایی، عناصر از مواد والد حذف شده یا به طور انتخابی انباشت می شوند؛ بنابراین در مواد همگن، تفاوت های موجود در بین شیمی نمونه ها، ممکن است به سادگی گویای اختلاف در میزان هوازدهی باشد. به همین دلیل، برای تعیین مشخصه هوازدهی و پروفیل خاک معمولاً از شاخص های شیمیایی هوازدهی استفاده می شود (۲۹). شاخص شیمیایی آلتراسیون (CIA) در نمونه ها بین $63/68$ تا $66/32$ تغییر می کند. تغییرات شاخص های CIW و PIA نیز به ترتیب $69/42-72/19$ و $66/69-35/39$ است. با توجه به اینکه مقدار بهینه هوازده برای این شاخص ها بیشتر از ۱۰۰ و روند ایده آل هوازدهی در آن ها مثبت است، برحسب شاخص های یاد شده، شدت هوازدهی در خاک های

جدول ۶. شاخص‌های هوازدگی نمونه خاک‌های مورد مطالعه

Sample No.	ID	CIA	CIW	WIP	PIA	R	STI
SM-GH-2	Cs	۶۶/۰۴	۷۱/۸۱	۳۱۴۹	۶۹/۱۱	۳/۷۸	۴/۱۱
SM-GH-1	Cs	۶۶/۰۷	۷۱/۷۵	۳۰۸۳	۶۹/۱۰	۳/۸۰	۳/۷۹
SM-GH-4	Cs	۶۵/۴۶	۷۱/۴۸	۳۱۸۲	۶۸/۵۹	۳/۹۴	۴/۱۴
SM-GH-7	Cs	۶۳/۷۸	۶۹/۷۶	۳۴۳۴	۶۶/۶۳	۳/۷۷	۴/۱۲
SM-GH-5	Cs	۶۳/۶۸	۶۹/۴۲	۳۵۴۰	۶۶/۳۹	۳/۵۸	۳/۳۰
SM-GH-6	Cs	۶۳/۸۷	۶۹/۶۵	۳۴۸۵	۶۶/۶۳	۳/۷۳	۳/۸۲
SM-GH-8	NS	۶۳/۶۶	۶۹/۷۴	۳۴۳۴	۶۶/۵۵	۳/۷۶	۳/۸۶
SM-GH-3	NS	۶۶/۳۲	۷۱/۹۵	۳۱۲۵	۶۹/۳۵	۳/۶۰	۴/۱۱
SM-GH-9	NS	۶۶/۱۰	۷۲/۱۹	۳۲۹۹	۶۹/۳۶	۳/۶۰	۴/۱۳
SM-GH-10	NS	۶۴/۱۵	۶۹/۹۹	۳۵۰۰	۶۶/۹۹	۳/۷۰	۳/۴۵

غیرآلوده تا آلودگی متوسط، در $۱ < I_{geo} < ۲$ آلودگی متوسط، در $۲ < I_{geo} < ۳$ آلودگی متوسط تا زیاد، در $۳ < I_{geo} < ۴$ آلودگی زیاد، در $۴ < I_{geo} < ۵$ زیاد آلوده تا به شدت آلوده و در I_{geo} بیشتر از ۵ به شدت آلوده در نظر گرفته می‌شوند. این شاخص برای نمونه‌های مورد مطالعه محاسبه و در جدول ۸ آورده شده است.

(۲) شاخص بار آلودگی (PLI): این شاخص معیار مناسبی برای نمایش میزان افزایش غلظت یک عنصر نسبت به مرجع در نمونه‌های خاک است. این فاکتور طبق معادله ۲ محاسبه می‌شود (۳۱):

$$PLI = C_s / C_r \quad (۲)$$

که در آن C_s غلظت عنصر مد نظر در نمونه و C_r غلظت عنصر در مرجع است. محاسبه شاخص بار آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی جنوب مهریز در جدول ۹ آورده شده است.

نتایج و بحث

تفاوت خواص فیزیکوشیمیایی خاک‌های طبیعی و کشاورزی نتایج داده‌های فیزیکوشیمیایی خاک‌ها در جدول ۳ ارائه شده است. اندازه قطر ذرات در خاک‌های مورد مطالعه ۲۸-۲۲ درصد ماسه، ۴۵-۳۸ درصد سیلت و ۳۸-۳۲ درصد رس است

هر کشور بر اساس شرایط خود استاندارد مناسبی را در نظر می‌گیرد. سازمان محیط‌زیست ایران نیز استانداردهای خاک را در شرایط متفاوت ارائه داده است (جدول ۵). اولین قدم در تعیین آلاینده‌های خاک‌های یک منطقه، مقایسه میزان عناصر کمیاب آن با استانداردهای تعیین شده است.

از شاخص‌های استفاده شده در ارزیابی زیست‌محیطی منطقه مورد مطالعه، موارد زیر می‌توان اشاره کرد:

(۱) شاخص زمین‌انباشت (I_{geo}): این شاخص توسط مولر (۱) به منظور ارزیابی سطح آلودگی رسوبات پیشنهاد شد و بعد از آن توسط پژوهشگران مختلف برای ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین در رسوبات رودخانه‌ای استفاده شد (۱۴). با کمک معادله ۱ از این شاخص می‌توان برای ارزیابی آلودگی خاک نیز استفاده کرد (۸ و ۳۲):

$$I_{geo} = \log(2C_n / 1.5) * B_n \quad (۱)$$

در این معادله I_{geo} شاخص زمین‌انباشت، C_n غلظت عنصر مد نظر در نمونه خاک یا رسوب، B_n غلظت عنصر مورد مطالعه در زمینه و ضریب ۱/۵ برای حذف تأثیر سنگ‌شناسی است. بر اساس این شاخص، خاک‌ها از نظر آلودگی به هفت رده تقسیم می‌شوند (۵) (جدول ۷). اگر I_{geo} منفی باشد، خاک غیرآلوده در نظر گرفته می‌شود. خاک‌ها در $۰ < I_{geo} < ۱$

جدول ۷. رده‌های مختلف آلودگی خاک بر اساس شاخص زمین‌انباشت

شاخص زمین‌انباشت	رده	(سطح آلودگی)
< ۰	۱	غیرآلوده
۱-۰	۲	غیرآلوده تا آلودگی متوسط
۲-۱	۳	آلودگی متوسط
۳-۲	۴	آلودگی متوسط تا زیاد
۴-۳	۵	آلودگی زیاد
۵-۴	۶	زیاد آلوده تا به شدت آلوده
> ۵	۷	به شدت آلوده

جدول ۸. محاسبه شاخص زمین‌انباشت برای نمونه خاک‌های کشاورزی (Cs) و طبیعی (NS)

Sample No.	SM-GH-2	SM-GH-1	SM-GH-4	SM-GH-7	SM-GH-5	SM-GH-6	SM-GH-8	SM-GH-3	SM-GH-9	SM-GH-10
ID	Cs	Cs	Cs	Cs	Cs	Cs	NS	NS	NS	NS
Igeo Cd	۰/۳۰	۰/۳۴	۰/۳۴	۰/۴۵	۰/۵۸	۰/۵۸	-۰/۵۱	-۰/۶۶	-۰/۵۱	-۰/۹۱
Igeo Co	-۱/۲۹	-۱/۲۵	-۱/۲۲	-۱/۲۲	-۱/۱۹	-۱/۱۹	-۱/۳۸	-۱/۲۴	-۱/۳۵	-۱/۳۰
Igeo Cr	-۲/۰۷	-۱/۹۵	-۱/۹۶	-۱/۸۷	-۱/۸۹	-۱/۸۳	-۲/۵۱	-۲/۵۸	-۲/۶۰	-۲/۵۱
Igeo Cu	-۱/۱۹	-۰/۹۵	-۰/۷۹	-۰/۸۵	-۰/۸۶	-۰/۷۹	-۲/۰۱	-۲/۰۵	-۱/۹۵	-۲/۰۶
Igeo Ni	-۱/۴۱	-۱/۴۳	-۱/۴۳	-۱/۳۵	-۱/۳۲	-۱/۳۶	-۲/۱۵	-۲/۱۹	-۲/۱۶	-۲/۲۴
Igeo Pb	-۰/۱۹	۰/۲۹	۰/۲۶	۰/۲۸	۰/۳۳	۰/۳۰	۰/۸۶	-۰/۹۹	-۰/۸۹	-۰/۷۴
Igeo Sc	-۱/۳۴	-۰/۸۰	-۰/۰۴	-۰/۲۴	۰/۳۸	۰/۱۳	-۲/۲۴	-۲/۷۲	-۲/۲۴	-۲/۴۶
Igeo Sn	۰/۱	۰/۲۱	۰/۳۸	۰/۲۹	۰/۵۰	۰/۲۴	-۲/۰۲	-۰/۱۴	۰/۰۵	۰/۱۱
Igeo U	۰/۱۶	۰/۲۶	۰/۲۲	۰/۱۸	۰/۳۱	۰/۲۴	-۰/۰۸	-۰/۳۲	-۰/۲۱	-۰/۱۱
Igeo V	-۱/۲۵	-۱/۲۹	-۱/۰۸	-۱/۱۴	-۱/۳۸	-۱/۲۰	-۲/۴۵	-۲/۳۴	-۲/۵۳	-۲/۴۱
Igeo Zn	-۰/۸۹	-۰/۹۱	-۰/۷۷	-۰/۷۳	-۰/۵۴	-۰/۴۴	-۱/۳۸	-۱/۴۱	-۱/۳۶	-۱/۳۱

جدول ۹. محاسبه بار شاخص بار آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی مورد مطالعه

Sample No.	ID	PLI Cd	PLI Co	PLI Cr	PLI Cu	PLI Ni	PLI Pb	PLI Sc	PLI Sn	PLI U	PLI V	PLI Zn
SM-GH-2	Cs	۱/۹۲	۱/۰۲	۱/۳۹	۱/۷۷	۱/۷۱	۲/۰۸	۲/۰۸	۱/۰۷	۱/۲۵	۲/۲۷	۱/۳۹
SM-GH-1	Cs	۱/۹۷	۱/۰۵	۱/۵۲	۲/۰۹	۱/۶۹	۲/۲۴	۳/۰۴	۱/۱۶	۱/۳۶	۲/۲۱	۱/۳۷
SM-GH-4	Cs	۱/۹۷	۱/۰۷	۱/۵۰	۲/۳۴	۱/۶۹	۲/۱۹	۵/۱۲	۱/۳۰	۱/۳۲	۲/۵۶	۱/۵۱
SM-GH-7	Cs	۲/۱۳	۱/۰۷	۱/۶۰	۲/۲۴	۱/۷۸	۲/۲۲	۴/۴۸	۱/۲۲	۱/۲۸	۲/۴۵	۱/۵۶
SM-GH-5	Cs	۲/۳۴	۱/۱۰	۱/۵۸	۲/۲۳	۱/۸۳	۲/۳۰	۶/۸۸	۱/۴۲	۱/۴۱	۲/۰۸	۱/۷۸
SM-GH-6	Cs	۲/۳۴	۱/۰۹	۱/۶۵	۲/۳۴	۱/۷۷	۲/۲۵	۵/۷۶	۱/۱۸	۱/۳۴	۲/۳۵	۱/۹۰

وسیع‌تری دارند و تفاوت بین انواع خاک‌ها در آن‌ها مشهود است. خاک‌های کشاورزی در بسیاری از عناصر به‌ویژه فلزات سنگین نسبت به خاک‌های طبیعی غنی‌شدگی نشان می‌دهند. این غنی‌شدگی هم در عناصر با غلظت کم همچون Cd و Sb و هم در عناصر دارای غلظت بیشتر از قبیل Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sc, Sn, U, V و Zn دیده می‌شود (شکل ۴).

در سال‌های اخیر کاربرد عناصر نادر خاکی (REE) در ژئوشیمی خاک نیز بسیار توسعه یافته است. عناصر نادر خاکی شاخص‌های مناسبی برای مطالعه فرسایش و تجمع خاک محسوب می‌شوند (۲۰) و در تعیین منبع فلزات کمیاب و نیز مطالعه فرایندهای هوازدگی خاک‌ها کاربرد دارند (۱۴). ترکیب عناصر نادر خاکی در خاک‌های منطقه مورد مطالعه دامنه تغییرات وسیع با تفاوت‌های مشخص در انواع خاک‌های کشاورزی و طبیعی نشان می‌دهد (جدول ۲). در خاک‌های طبیعی تمرکز عناصر نادر خاکی ($\Sigma\text{REE} = 108/87 - 76/65 \text{ ppm}$) نسبت به انواع کشاورزی ($\Sigma\text{REE} = 294/25 - 211/44 \text{ ppm}$) بسیار کمتر است (۳۰). در نمودارهای بهنجار شده نسبت به کندریت، خاک‌های منطقه الگویی تقریباً مشابه (به‌جز فراوانی بیشتر خاک‌های کشاورزی) نشان می‌دهند (شکل ۵).

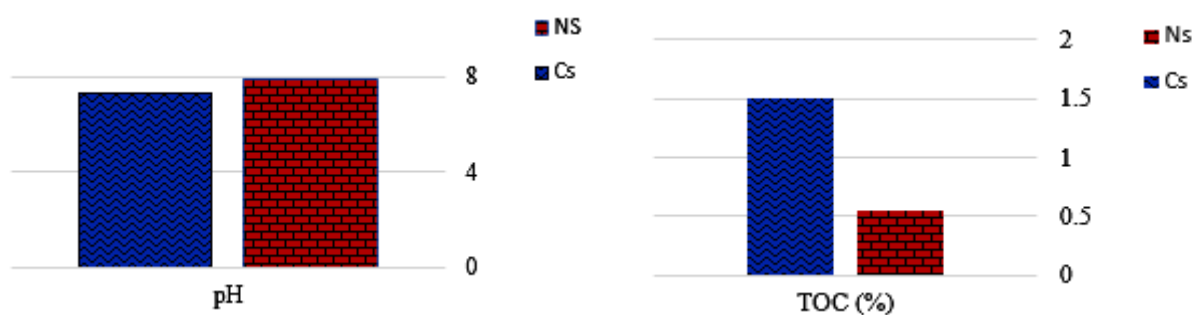
تمام خاک‌ها نابهنجاری منفی نیوبوم ($\text{Eu}/\text{Eu}^* = 0/3$) و الگویی تحول‌یافته با غنی‌شدگی عناصر نادر خاکی سبک (LREE) به عناصر نادر خاکی سنگین (HREE) نشان می‌دهند. البته تغییرات نسبت LREE/HREE در خاک‌های طبیعی ($\text{La}_N / \text{Lu}_N = 9/1 - 15/44$) بیشتر از خاک‌های کشاورزی ($\text{La}_N / \text{Lu}_N = 6/2 - 17/18$) است. ترکیب و الگوی REE در خاک‌های منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که فعالیت‌های کشاورزی موجب افزایش غلظت و همگنی الگوی عناصر نادر خاکی شده است. مطالعات مختلف نشان می‌دهد که استفاده از کودهای شیمیایی به‌ویژه کودهای فسفات‌دار نیز نقشی مثبت در افزایش تمرکز REE خاک ایفا می‌کند (۱۱ و ۱۷). بیشتر بودن میزان مواد آلی و فسفر در خاک‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه می‌تواند توجیه‌کننده افزایش تمرکز عناصر نادر خاکی و همچنین فلزات سنگین (به نسبت خاک‌های طبیعی) باشد.

و تفاوت چشمگیری در ترکیب دانه‌بندی خاک‌های کشاورزی و غیرکشاورزی وجود ندارد؛ اما همان‌طور که از داده‌ها بر می‌آید، در سایر مقادیر خواص فیزیکوشیمیایی بین نمونه خاک‌های کشاورزی و خاک‌های طبیعی تمایزهایی دیده می‌شود. میزان pH در خاک‌های کشاورزی بین ۷/۳۲ و ۷/۳۸ تغییر می‌کند؛ درحالی‌که این میزان برای خاک‌های غیرکشاورزی بیشتر (۷/۸۷-۷/۹۲) است. با توجه به این مقادیر می‌توان گفت که خاک‌های این منطقه در محدوده خنثی تا اندکی قلیایی قرار می‌گیرند. خاک‌های طبیعی مقادیر ناچیز (۰/۶۱۸-۰/۴۹۳ درصد) ماده آلی (TOC) در خود جای داده‌اند. این مقدار در خاک‌های کشاورزی به میزان قابل توجهی افزایش (۱/۱۶۵-۰/۸۴۳ درصد) یافته است. با توجه به نتایج حاصل از آزمایش‌های تعیین خواص فیزیکوشیمیایی خاک‌های سطحی در منطقه مهریز می‌توان گفت که فعالیت‌های کشاورزی در این منطقه موجب افزایش TOC و کاهش اسیدیته شده است (شکل ۳).

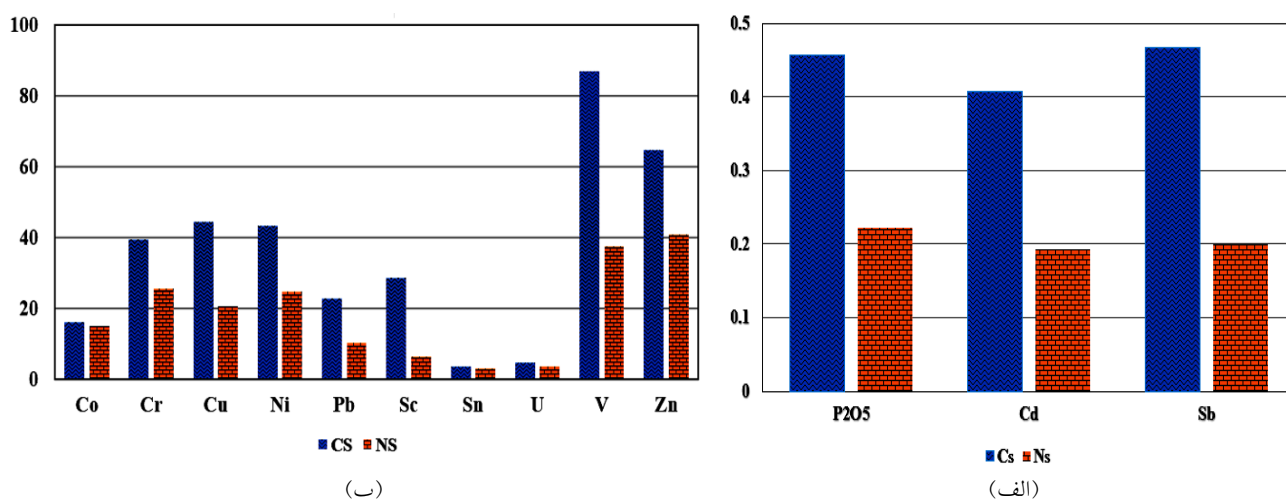
تفاوت ترکیب ژئوشیمیایی خاک‌های طبیعی و کشاورزی

۱) ترکیب اکسیدهای اصلی خاک‌های مورد مطالعه (جدول ۱): به‌طورکلی می‌توان گفت که اکسیدهای اصلی نمونه‌های مورد مطالعه ترکیبی بینابین متوسط پوسسته و میانگین خاکهای جهانی (۲۸) از خود نشان می‌دهند. خاک‌های سطحی منطقه مهریز تغییرات محدودی از نظر اکسیدهای اصلی نشان می‌دهند. برای نمونه میزان تغییرات SiO_2 (۵۷/۵۱-۵۵/۶۲ wt%) و Al_2O_3 (۱۵/۶۲-۱۴/۶۱ wt%) به‌عنوان فراوان‌ترین عناصر، به نسبت محدود است. بررسی ترکیب اکسیدهای اصلی نشان می‌دهد که تفاوت بارزی بین ترکیب خاک‌های کشاورزی و طبیعی وجود ندارد. تنها استثنا در این امر فسفر است. میزان P_2O_5 در خاک‌های کشاورزی (۰/۶۲-۰/۳۵ wt%) به نسبت خاک‌های طبیعی (۰/۲۳-۰/۲۱ wt%) غنی‌شدگی قابل توجه نشان می‌دهد. البته، دلیل این امر با توجه به استفاده کشاورزان از کودهای فسفات دار کاملاً قابل توجیه است.

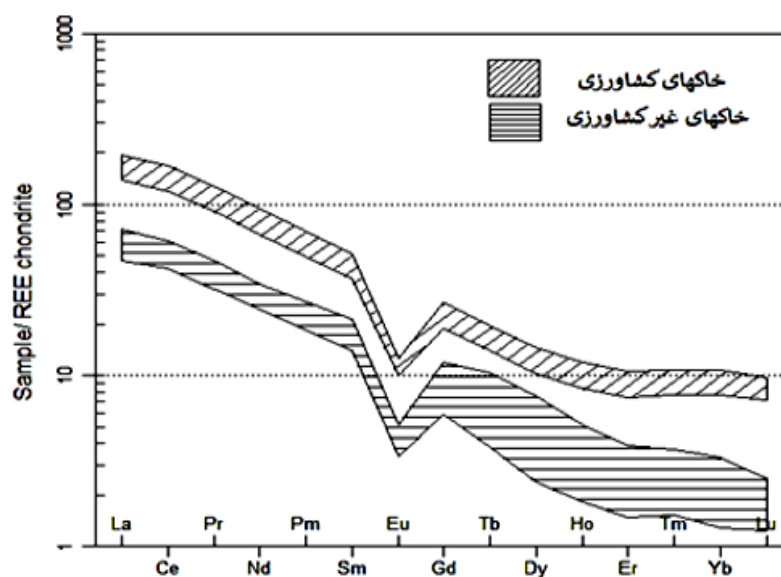
۲) مقادیر عناصر کمیاب خاک‌های مورد مطالعه (جدول ۲): عناصر کمیاب نسبت به اکسیدهای اصلی محدوده تغییرات



شکل ۳. مقایسه میانگین خواص فیزیکوشیمیایی خاک‌های کشاورزی (Cs) و غیرکشاورزی (Ns) در منطقه مورد مطالعه



شکل ۴. الف) مقایسه مقادیر P_2O_5 (برحسب درصد وزنی)، Cd و Sb (ppm) و ب) سایر فلزات سنگین (ppm) در خاک‌های کشاورزی (Cs) و طبیعی (Ns)



شکل ۵. الگوی بهنجار شده نسبت به کندریت برای خاک‌های منطقه (مقادیر بهنجار شده از ۲۶)

ارزیابی زیست محیطی خاک‌های مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه از نظر آلودگی عناصر کمیاب، به‌ویژه فلزات سنگین، با توجه به داده‌های حاصل از آنالیز نمونه‌های خاک ارزیابی شد. برای این کار از مقایسه با استانداردها و شاخص‌های مختلف و دسترس‌پذیری زیستی فلزات سنگین نمونه‌های خاک استفاده می‌شود تا میزان آلودگی یا خطر زیست محیطی تعیین شود. اولین قدم در تعیین آلودگی خاک‌های یک منطقه، مقایسه میزان عناصر کمیاب آن با استانداردهای تعیین شده است. معمولاً یک حد بحرانی (MPC) برای هر عنصر کمیاب وجود دارد که بیشتر از آن، پتانسیل خطرات زیست محیطی ناشی از افزایش غلظت آن عنصر وجود خواهد داشت (۲۹). این حد بحرانی با توجه به شرایط آب‌وهوایی، زمین‌شناسی و... تغییر می‌کند. به همین علت معمولاً هر کشور بر اساس شرایط خود استاندارد مناسبی را در نظر می‌گیرد. برای ایران نیز سازمان محیط زیست استانداردهای خاک را در شرایط متفاوت ارائه داده است (۱۲). مقایسه استاندارد آلاینده‌های خاک با داده‌های نمونه‌های مورد مطالعه حاکی از آن است که غلظت فلزات سنگین در خاک‌های منطقه کمتر از MPC است و این خاک‌ها از این دیدگاه فاقد خطر زیست محیطی هستند.

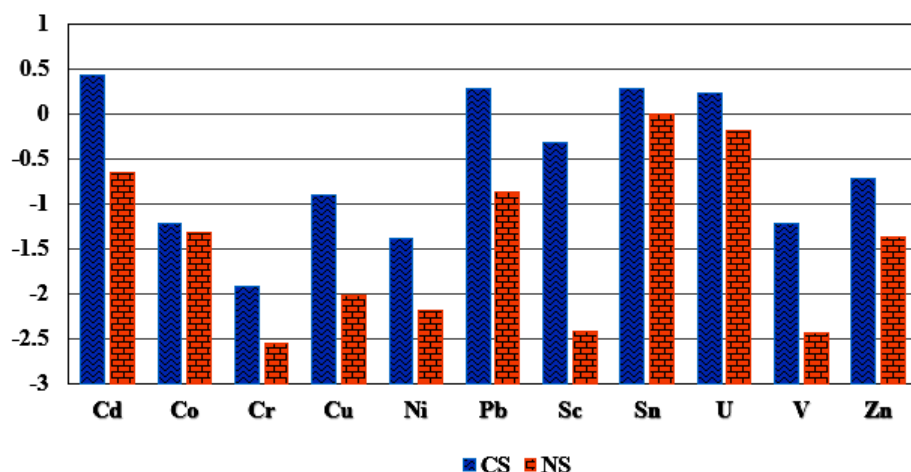
شاخص زمین‌انباشت (I_{geo}): این شاخص برای خاک‌های مورد مطالعه با استفاده از معادله ۱ محاسبه شده و نتایج آن در جدول ۸ آورده شده است. از آنجا که غلظت زمینه در منطقه مورد مطالعه تعیین نشده، برای محاسبه شاخص زمین‌انباشت از متوسط پوسته (۳۰) به عنوان غلظت زمینه استفاده شد. همان گونه که دیده می‌شود، خاک‌های طبیعی از نظر تمام فلزات سنگین در رده اول (غیرآلوده) قرار می‌گیرند. بیشتر فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی نیز در رده یک طبقه‌بندی می‌شوند؛ به جز Cd، Pb، Sn و U که در رده دوم (غیرآلوده تا آلودگی متوسط) جای می‌گیرند. بیشتر بودن مقایسه میانگین I_{geo} فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی به نسبت خاک‌های کشاورزی در شکل ۶ نیز نشان داده شده است.

شاخص بار آلودگی (PLI) خاک‌های کشاورزی: برای توصیف میزان غنی‌شدگی خاک‌های کشاورزی منطقه از فلزات

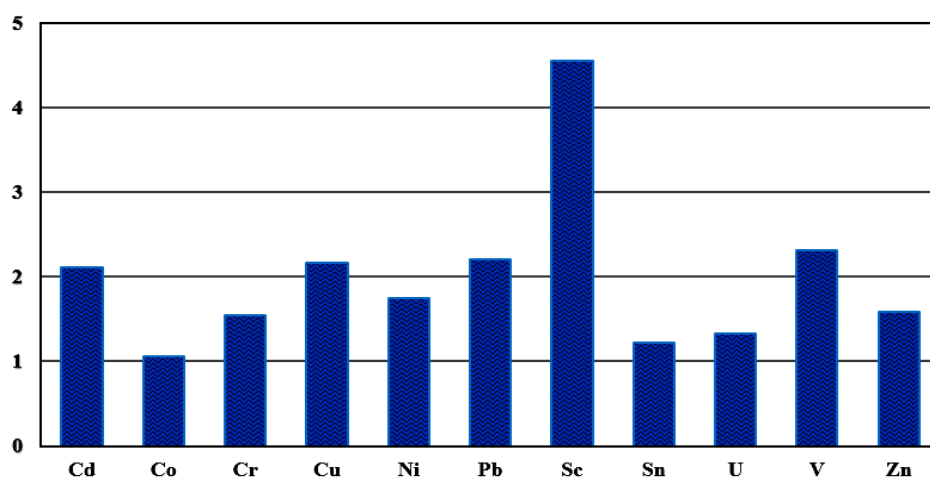
سنگین، از شاخص بار آلودگی استفاده شده که این شاخص برای تعیین آلودگی نسبی نمونه خاک‌های کشاورزی منطقه مهریز با استفاده از معادله ۲ محاسبه شده و نتایج آن در جدول ۹ به نمایش گذاشته شده است. در محاسبه PLI، از میانگین غلظت عناصر در نمونه‌های طبیعی (غیرکشاورزی) به عنوان مرجع استفاده شده است. بیشترین افزایش تراکم در خاک‌های کشاورزی نسبت به نمونه‌های طبیعی در عنصر اسکندیم دیده می‌شود. میزان Cu، Cd، Pb و V نیز در خاک‌های کشاورزی به بیش از دو برابر نمونه‌های طبیعی می‌رسد؛ در حالی که تمرکز Co، Sn و U در هر دو گروه تقریباً یکسان است (شکل ۷ و ۸).

دسترس‌پذیری زیستی فلزات سنگین

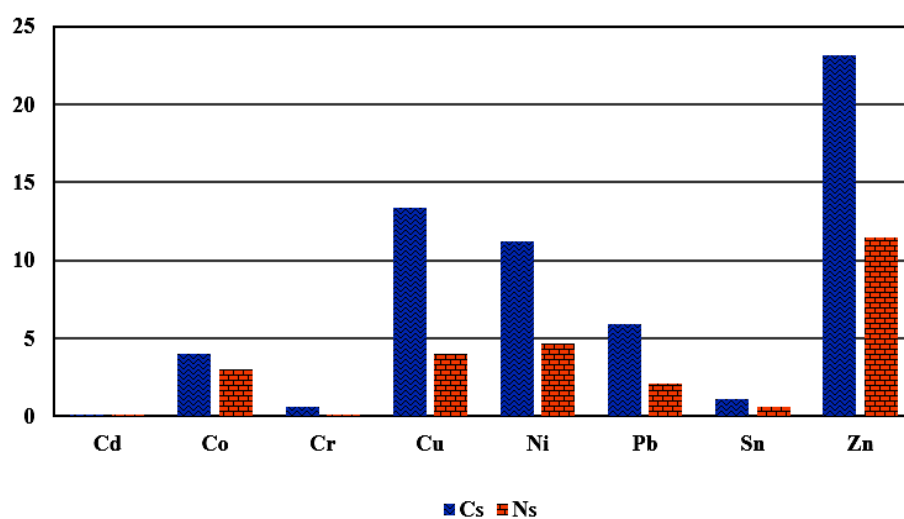
آلودگی فلزات سنگین یکی از چالش‌های زیست محیطی است که طی سال‌ها به دلیل تأثیرات منفی مرتبط با اکوسیستم سیستم و سلامت انسان مورد توجه قرار گرفته است (۲۳). فلزات سنگین به دلیل سمیت، توزیع گسترده و تجمع زیستی در زنجیره غذایی به‌طور ویژه چالش برانگیز هستند (۲۵). دسترس‌پذیری زیستی، نسبتی از کل فلزات در خاک است که می‌تواند وارد سیستم بدن گیاهان و موجودات شود. برای بررسی میزان فلزات سنگین در خاک‌های سطحی جنوب مهریز از روش DTPA (دی اتیلن ترامین پتتا استیک اسید) استفاده شد. مطالعات مختلف نشان داده که DTPA از نظر تئوری، کاربردی و عملی می‌تواند معیاری مناسب برای تعیین میزان دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک باشد (۱۷). نتایج آنالیز DTPA برای نمونه خاک‌های مورد مطالعه در جدول ۲ آورده شده و مقایسه میانگین داده‌های خاک‌های کشاورزی و غیرکشاورزی (طبیعی) در شکل ۸ به نمایش گذاشته شده است. این نتایج نشان می‌دهد که میزان فلزات سنگین استخراج شده از روش DTPA در خاک‌های کشاورزی بیشتر از خاک‌های طبیعی است. دسترس‌پذیری زیستی عناصر در نمونه‌های خاک را می‌توان از درصد میزان استخراج شده آن عنصر در روش DTPA به



شکل ۶. مقایسه میانگین شاخص زمین‌انباشت در نمونه خاک‌های کشاورزی (Cs) و طبیعی (NS)



شکل ۷. میانگین PLI در فلزات سنگین خاک‌های کشاورزی

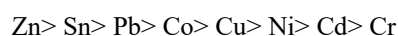


شکل ۸. میانگین فلزات سنگین استخراج‌شده به روش DTPA (ppm) در خاک‌های کشاورزی (Cs) و خاک‌های طبیعی (NS)

افزایش یافته است. با بررسی اکسیدهای عناصر اصلی مشخص شد که تفاوت بارزی بین ترکیب خاک‌های کشاورزی و غیرکشاورزی منطقه در این عناصر وجود ندارد. تنها استثنا در این زمینه، میزان P_2O_5 است که در خاک‌های کشاورزی ($0/35-0/62$ wt.%) به نسبت خاک‌های غیرکشاورزی (طبیعی) ($0/23-0/21$ wt.%) غنی‌شدگی قابل توجه نشان می‌دهد که این امر با توجه به استفاده از کودهای فسفات‌دار در مزارع پسته مهریز قابل توجیه است. اما در سوی دیگر، مقادیر تعیین شده برای عناصر کمیاب در خاک‌های کشاورزی بسیار متفاوت از خاک‌های طبیعی است. خاک‌های کشاورزی در بسیاری از عناصر به‌ویژه فلزات سنگین (همچون Cu, Cr, Co, Ni, Pb) نسبت به خاک‌های طبیعی غنی‌شدگی نشان می‌دهند. ترکیب و الگوی REE در خاک‌های منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که فعالیت‌های کشاورزی موجب افزایش غلظت و همگنی الگوی عناصر نادر خاکی شده است. بیشتر بودن میزان مواد آلی و فسفر در خاک‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه می‌تواند توجیه‌کننده افزایش تمرکز عناصر نادرخاکی و همچنین فلزات سنگین باشد.

مقایسه استاندارد آلاینده‌های خاک با داده‌های مورد مطالعه بیانگر کمتر بودن غلظت فلزات سنگین در خاک‌های منطقه از حد بحرانی عناصر است و بنابراین خاک‌ها از این نظر فاقد خطر زیست‌محیطی هستند. با توجه به شاخص زمین‌انباشت خاک‌های طبیعی در تمام عناصر غیرآلوده محسوب می‌شوند؛ درحالی‌که افزایش غلظت عناصر Cd, Pb, Sn و U در نمونه‌های کشاورزی موجب شده تا این خاک‌ها تا آلودگی متوسط در نظر گرفته شوند. محاسبه شاخص بار آلودگی نشان می‌دهد که بیشترین افزایش تراکم در خاک‌های کشاورزی نسبت به نمونه‌های طبیعی در عنصر اسکاندیم دیده می‌شود. میزان Cu, Cd, Pb و V نیز در خاک‌های کشاورزی به بیش از دو برابر نمونه‌های طبیعی می‌رسد. نتایج آنالیز DTPA مشخص می‌کند که دسترس‌پذیری زیستی فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی

غلظت عنصر در کل خاک به‌دست آورد (۱۸). محاسبه این درصد (جدول ۹) مشخص می‌کند که علاوه بر استخراج‌پذیری، دسترس‌پذیری زیستی فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی نیز بیشتر از نمونه‌های طبیعی است. بخش قابل‌استخراج در روش DTPA برای تمام فلزات سنگین آنالیزشده در خاک‌های طبیعی کمتر از ۳۰٪ غلظت آن در کل خاک (بیشینه ۲۸ درصد برای Zn) بوده و ترتیب افزایش میزان دسترس‌پذیری در فلزات بدین شکل است:

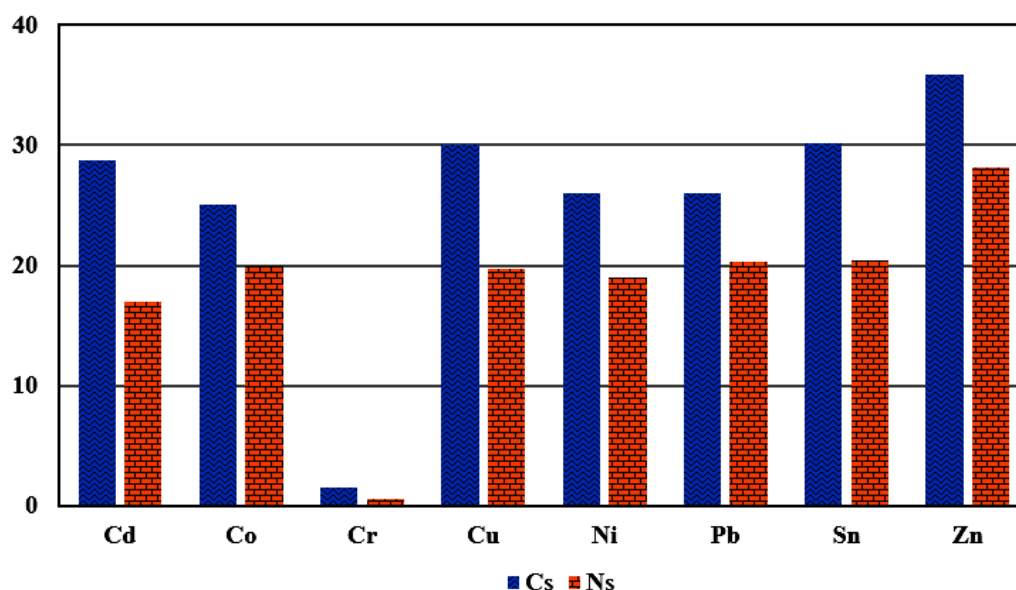


در سوی دیگر، دسترس‌پذیری عناصر Zn, Cu و Sn در خاک‌های کشاورزی به بیش از ۳۰٪ رسیده و کادمیم نیز بسیار بیشتر از نمونه‌های طبیعی افزایش دسترس‌پذیری زیستی را نشان می‌دهد (شکل ۹). با وجود اینکه دسترس‌پذیری زیستی کروم در نمونه‌های کشاورزی کمی افزایش یافته، ولی همچنان به کمتر از ۲٪ کل خاک می‌رسد؛ بنابراین می‌توان گفت که کروم در خاک‌های منطقه به‌صورت یک عنصر غیرقابل‌دسترس از نظر زیستی عمل کرده است.

نتیجه‌گیری

بررسی‌های زمین‌شناسی و ترکیب شیمیایی خاک‌های منطقه جنوب مهریز در استان یزد نشان می‌دهد که منشأ اصلی تشکیل آن‌ها سنگ‌های گرانیتوئیدی منطقه هستند که واحد اصلی زمین‌شناسی را در این ناحیه تشکیل می‌دهد. نتایج آزمایش خواص فیزیکوشیمیایی خاک‌های منطقه حاکی از آن است که عملیات کشاورزی طی سالیان متمادی موجب افزایش نسبی میزان مواد آلی و pH در خاک‌های باغ‌های پسته نسبت به خاک‌های طبیعی شده است.

بر اساس داده‌های حاصل از بررسی خواص فیزیکوشیمیایی و شیمیایی نمونه‌های مزرعه پسته مهریز، خاک‌های این منطقه در محدوده خنثی تا اندکی قلیایی قرار می‌گیرند. مقدار ماده آلی (TOC) و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) در خاک‌های کشاورزی به مقدار قابل توجهی



شکل ۹. میانگین دسترس پذیری زیستی فلزات سنگین در خاک های کشاورزی (Cs) و خاک های طبیعی (Ns)

فعالیت های کشاورزی و به نسبت خاک های غیرزراعی افزایش چشمگیری داشته که با ادامه این روند و عدم در نظر گرفتن جنبه های زیست محیطی، در آینده ممکن است با چالش مواجه شویم.

بیشتر از خاک های طبیعی شده است. برآورد محاسبات شاخص های زیست محیطی نشان می دهد که با وجود کمتر بودن میزان آلودگی عناصر سمی در خاک های کشاورزی از استانداردهای در نظر گرفته شده، غلظت این عناصر در اثر

References

منابع مورد استفاده

- Banat, K.M., F.M. Howari and A.A. Al-Hamad. 2005. Heavy metals in urban soils of central Jordan: Should we worry about their environmental risks?. *Environmental Research* 97(3): 258–273.
- Bennett, S.G. 1993. The effects of feral animals on soil mites recovered from Catalina Ironwood groves (*Lyothamnus floribundus*) on Santa Catalina Island, California. *Environmental Science* 155–170.
- Charles, R., O. Joliet, G. Gillard and D. Pellet. 2006. Environmental analysis of intensity level in wheat production using life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113(1-4): 216-225.
- Fedo, C.M., H.W. Nesbitt and G.M. Young. 1995. Unraveling the effects of potassium metasomatism in sedimentary rocks and paleosols, with implications for paleoweathering conditions and provenance. *Geology* 23(10): 921–924.
- Forstner, U., W. Ahlf, W. Calmano and M. Kersten. 1990. Sediment criteria development. PP. 311-338. In: D. Helling, P. Rothe, U. Forstner and P. Stoffers (Eds.), *Sediments and environmental geochemistry*, Springer, New York.
- Ghanei Ardakani, J. 2014. Petrology and geochemistry of Khezr abad granitoids (Yazd) and related contact metamorphism. Phd Thesis, Shahrood University of Technology, Shahrood, I.R. Iran.
- Ghanei Ardakani, J., H. Mahdizade and M.A. Mackizadeh. 2014. Petrography and petrogenesis of Khezr abad skarn (Yazd). *Journal of Petrology* 5(17): 82-69 (in Farsi).
- Ghrefat, H. and N. Yusuf. 2006. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn and Cd Pollution in Bottom Sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. *Chemosphere*, 65(11): 2114-2121.
- Harnois, L. and J.M. Moore. 1988. Geochemistry and origin of the Ore Chimney Formation. A Transported Paleoregolith in the Grenville Province of Southeastern Ontario, Canada. *Chemical Geology* 69(3-4): 267–289.
- Hong – Bo, S., C. Xian-Yan, C. Li-Ye, Z. Xi-Ning, W. Gang, Y. Yong-Bing, Z. Chang-Xing, H. Zan-Min. 2006. Investigation on the relationship of prolife with wheat anti-drought under soil water deficits. *Colloids and Surfaces B: Bio Interfaces* 53(1): 113-119.

11. Hu, Y., F. Vanhaecke, L. Moens, R. Dams, P. del Castillo and J. Japenga. 1998. Determination of the aqua regia soluble content of rare earth elements in fertilizer, animal fodder phosphate and manure samples using inductively coupled plasma mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta* 373(1): 95–105.
12. Iran Environmental Protection Organization, 2013. Soil resource quality standards and guidelines. 164 pp. <https://biofinance.ir/uploads/uploadcenter/a95f1c1a0c0b0daac43acec6c3e2a837.pdf>
13. Lindsay, L. and W.A. Norvell. 1978, Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42(3): 421–428.
14. Loska, K., D. Wiechula, B. Barska, E. Cebula and A. Chojnecka. 2003. Assessment of arsenic enrichment of cultivated soils in southern Poland. *Journal of Environmental Studies* 12(2): 187–192.
15. Mazhari, S. A., Sheibani, F., Mazloumi Bajestani, A. R. 2018, Environmental geochemistry of agricultural soils and topsoils irrigated by sewage in the south of Torbate Heydarieh city, Khorasan-e-Razavi province, Northeast of Iran. *New Findings in Applied Geology* 12(24): 139–152.
16. Mazhari, S.A., A. Abhari and S.N. Mazhari. 2019. Geochemical and environmental investigation of sewage-irrigated soils and crops of Sabzevar, NE of Iran. *SN Applied Sciences* 1(9): 1065.
17. Mazhari, S.A. and R. Sharifian Attar. 2015. Rare earth elements in surface soils of the Davarzan area, NE of Iran. *Gederra Regional* 5: 25–33.
18. Mazhari, S.A., R. Sharifian Attar and F. Haghighi. 2017, Heavy metals concentration and availability of different soils in Sabzevar area, NE of Iran. *Journal of African Earth Sciences* 134: 106–112
19. Minaee, A.H. and M.S. Sabouri. 2010. Organization Psychology. *Journal of Modern Industrial* 3: 57–63.
20. Ming-yong, Z., T. Shu-duan, L. Wen-zhi and Z. Quan-fa. 2010. A review of REE tracer method used in soil erosion studies. *Agricultural Sciences in China* 9(8): 1167–1174.
21. Mourier, B., J. Poulenard, C. Chauvel, P. Faivre and C. Carcaillet. 2008. Distinguishing subalpine soil types using extractable Al and Fe fractions and REE geochemistry. *Geoderma* 145(1-2): 107–120.
22. Nesbitt, H.W. and G.M. Young. 1984. Prediction of some weathering trends of plutonic and volcanic rocks based on thermodynamic and kinetic considerations. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48(7): 1523–1534.
23. Ngole-Jeme V.M. and P. Fantke., 2017. Ecological and human health risks associated with abandoned gold mine tailings contaminated soil. *PloS one* 12(2): e0172517.
24. Parker, A. 1970. An index of weathering for silicate rocks. *Geo-logical Magazine* 107(6): 501–504.
25. Pu, W., J. Sun, F. Zhang, X. Wen, W. Liu and C. Huang. 2019. Effects of copper mining on heavy metal contamination in a rice agrosystem in the Xiaojiang River Basin, southwest China. *Acta Geochimica* 38(5): 753–773.
26. Quantin, C., V. Ettler, J. Garnier and O. Sebec. 2008. Sources and extractibility of chromium and nickel in soil profiles developed on Czech serpentinites. *Comptes Rendus Geoscience* 340(12): 872–882
27. Ruxton, B.P. 1968. Measures of the degree of chemical weathering of rocks. *Journal of Geology* 76(5): 518–527.
28. Sun, S.S. and W.F. McDonough. 1989. Chemical and Isotopic Systematics of Oceanic Basalts: Implications for Mantle Composition and Processes. PP. 313–345. In: A.D. Saunders, A.D., Norry and M.J. (Eds.), *Magmatism in the Ocean Basins*, Geological Society, Special Publications, London.
29. Muller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal* 108–118.
30. Taylor, S.R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochemica et Cosmochimica Acta* 28(8): 1273–1285.
31. Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science* 37(1): 29–38.
32. Xue, Z.j., S.Q. Liu, Y.L. Liu and Y.L. Yan. 2012. Health risk assessment of heavy metals for edible parts of vegetables grown in sewage-irrigated soils in suburbs of Baoding City, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 3503–3513.
33. Zare Zardini, M. 2018. The effects of environmental pollution organic and chemical fertilizers in agricultural areas south Mehriz, Master thesis, Payam Noor University Taft Center, Taft, I.R. Iran.