

ارزیابی خطرات سلامتی فلزات سنگین حاصل از آبیاری خاک‌های کشاورزی با فاضلاب شهری در جنوب سبزوار

سیدعلی مظه‌ری^۱، فائزه حقیقی^{۲*}

۱. دانشیار، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران
۲. مربی، گروه میکروبی‌شناسی، دانشکده پزشکی، مرکز تحقیقات سلولی مولکولی، دانشگاه علوم پزشکی سبزوار، سبزوار، ایران

چکیده

تاریخ دریافت: ۱۳ شهریور ۱۳۹۵
تاریخ پذیرش: ۱۶ دی ۱۳۹۵

اهداف آبیاری خاک‌های کشاورزی با پساب‌های حاصل از ضایعات شهری موجب آلودگی خاک و ایجاد خطرات محیط‌زیستی می‌شود. فلزات سنگین یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های آب‌های زائد است که موجب بروز بیماری‌های گوناگون می‌شود.

مواد و روش‌ها به منظور بررسی اثر فاضلاب شهری بر ترکیب خاک‌های منطقه جنوب سبزوار، از خاک‌های سطحی آلوده و غیرآلوده، همچنین سبزی جعفری کشت شده روی این خاک‌ها نمونه‌برداری هدفمند انجام گرفت. میزان فلزات سنگین و عناصر کمیاب نمونه‌های کل خاک با روش طیف سنج جرمی پلاسمای زوج القایی (ICP-MS) تعیین شد. برای اندازه‌گیری میزان دسترس‌پذیری فلزات سنگین از روش DTPA استفاده شد. غلظت فلزات سنگین در محلول استخراج شده به روش DTPA و میزان این عناصر در سبزیجات به روش FAAS تعیین شد.

یافته‌ها در خاک‌های غیرآلوده سبزوار عناصر نیکل و کروم به مقدار بیش از حد استاندارد دیده شد که حاصل هوازدگی سنگ‌های مادر غنی از این عناصر است. در خاک‌های آلوده علاوه بر این دو عنصر، نقره (Ag)، کادمیم (Cd)، کبالت (Co) و روی (Zn) نیز در ترکیب کلی خاک پتانسیل خطر محیط‌زیستی را نشان داد. آنالیز DTPA مشخص ساخت که میزان دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک‌های غیرآلوده پایین است، اما در خاک‌های آلوده استخراج‌پذیری این عناصر بسیار است. تمرکز فلزات سنگین در سبزیجات کشت شده روی خاک‌های آلوده نیز چندین برابر خاک‌های غیرآلوده افزایش داشت و میزان کروم در دسترس به بالاتر از استانداردهای تعیین شده رسید.

نتیجه‌گیری داده‌های حاصل از این تحقیق نشان داد که آبیاری خاک‌های منطقه جنوب سبزوار با فاضلاب شهری طی سال‌های طولانی موجب تمرکز بسیاری از فلزات سنگین و عناصر دارای پتانسیل خطر محیط‌زیستی در این خاک‌ها شده است. ضریب HRI محاسبه شده برای نیکل موجود در سبزیجات کشت شده در این خاک‌ها بالاست (>۱) و خطرات سلامتی برای مصرف‌کنندگان به همراه دارد.

کلیدواژه‌ها:

جنوب سبزوار، خاک آلوده، فاضلاب، فلزات سنگین.

مقدمه

در دهه‌های اخیر، به علت افزایش جمعیت شهری، کمبود منابع آبی و مشکل دفع پساب‌های صنعتی، استفاده از فاضلاب در آبیاری باغ‌ها و مآنک‌ها و مزارع اطراف شهرها بسیار گسترش یافته است. از سوی دیگر، به کارگیری فاضلاب شهری روشی

اقتصادی در تأمین مواد مغذی گیاهی محسوب می‌شود [۱]. با این حال، استفاده از فاضلاب شهری خطرات محیط‌زیستی مختلفی را موجب می‌شود. برخی از این خطرات کوتاه مدت است (همچون عوامل بیماری‌زای میکروبی). اما، بعضی از خطرهای طولانی مدت نیز در اثر کاربرد طولانی آب‌های زائد

* نویسنده مسئول: فائزه حقیقی

نشانی: سبزوار، دانشگاه علوم پزشکی سبزوار، دانشکده پزشکی، مرکز تحقیقات سلولی مولکولی

تلفن: ۰۵۱-۴۴۰۱۸۳۳۷

رایانه: haghhighif@medsab.ac.ir

مجله علمی پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی سبزوار، دوره ۲۴، شماره ۴، مهر و آبان ۱۳۹۶، ص ۲۸۱-۲۹۱.

آدرس سایت: <http://jsums.medsab.ac.ir> رایانه: journal@medsab.ac.ir

شاپای چاپی: ۱۶۰۶-۷۴۸۷

البته کاملاً تکتونیزه شده و بین بخش‌های مختلف آن انقطاع ایجاد شده است. علاوه بر سنگ‌های آذرین مرتبط با توالی افیولیتی که در پهنه سبزوار ظاهر شده است، وسعت قابل‌ملاحظه‌ای از این ناحیه با سنگ‌های ماگمایی غیرافیولیتی پوشیده شده است (شکل ۱ الف). این سنگ‌ها یا به‌صورت توده‌های نفوذی، نیمه‌عمیق و روانه‌های خروجی در نوار مجموعه افیولیتی رخنمون یافته [۸ و ۹] یا در خارج از نوار افیولیتی (در نیمه جنوبی پهنه سبزوار) قرار گرفته است [۱۰ و ۱۱]. مطالعات نشان می‌دهد که بسیاری از سنگ‌های آتش‌فشانی ماهیت آداکیتی دارد [۱۲]. توده‌های ماگمایی نیز متنوع است و شامل فازهای مختلف فلوئیک و مافیک می‌شود [۱۳].

خاک‌های کشت‌شده در منطقه سبزوار معمولاً از نوع خاک‌های نابالغ با ضخامت کم و بیشتر از نوع fluvisol است که در نواحی دشت‌مانند تشکیل می‌شود. این خاک‌ها حاوی قطعات مختلفی از سنگ‌های رخنمون‌یافته در پهنه سبزوار است که با توجه به درصد متفاوت مواد مادر تشکیل‌دهنده آن‌ها، دارای تنوع ترکیبی مختلف است. در این مطالعه نمونه‌برداری از خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب شهری و خاک‌های آلاش‌نیافته انجام گرفته و ترکیب آن‌ها با هم مقایسه شده است.

مواد و روش‌ها

پس از مطالعات و بررسی‌های مقدماتی، هشت منطقه زراعی برای برداشت نمونه‌های خاک انتخاب شد. از این میان، پنج منطقه مربوط به نواحی خارج از محدوده آبیاری‌شده با آب‌های زائد بود (گروه PS) و سه منطقه در حوزه خاک‌های غیرآلوده (گروه NS) قرار داشت (شکل ۱ ب). در هر منطقه بلوک‌هایی به وسعت ۰/۵ تا ۲ کیلومتر مربع مشخص و از هر بلوک سه تا پنج نمونه جمع‌آوری و با هم مخلوط شد تا نمونه همگنی به وزنی حدود ۳ کیلوگرم از هر بلوک به‌دست آمد. تمام نمونه‌ها از خاک‌های سطحی (عمق ۱۰ تا ۲۰ سانتی‌متر) برداشت شد. نمونه‌های به‌دست‌آمده در معرض هوا خشک و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. در هر نمونه خاک پارامترهایی همچون میزان کربن آلی (TOC)، pH و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) برای کمک به شناخت بهتر ترکیب خاک و تفسیر ژئوشیمیایی تعیین شد.

pH نمونه‌های خاک با استفاده از آب و 1M KCl با نسبت ۱:۲/۵ محلول/خاک اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری pH نمونه‌ها، با استفاده از دستگاه pH متر مدل UB-5 انجام شد. TOC با استفاده از مدل اکسایشی تعیین گردید. روش مورد استفاده در این اندازه‌گیری، روش Walkley-Black است که خاک را با

حاصل می‌شود [۲]. یکی دیگر از مشکلاتی است که در اثر به‌کارگیری این آب‌ها ایجاد می‌شود حضور آلاینده‌هایی همچون فلزات سنگین در آب‌های زائد شهری و صنعتی است [۳]. استفاده طولانی مدت از آب‌های زائد موجب آلاش خاک می‌شود. تداوم آبیاری خاک با فاضلاب ظرفیت خاک برای نگهداری فلزات سنگین را کاهش می‌دهد و این عناصر به درون آب‌های زیرزمینی یا محلول‌های خاک قابل جذب به‌وسیله گیاه نفوذ خواهد کرد. چون این فلزات سنگین حاصل منابع انسان‌زاد است، به شدت بر میزان دسترس زیستی و گونه‌های عناصر موجود در سیستم تأثیر دارد و خطرات محیط‌زیستی را افزایش می‌دهد [۴]. جذب فلزات سنگین در گیاه یکی از مشکلات عمده است، زیرا موجب ورود آن به بدن انسان می‌شود [۵]. گیاهان اگر در خاک‌های آلوده رشد کنند، تمرکز فلزات سنگین در آن‌ها بیشتر خواهد شد. در نهایت، مواد آلاینده از این طریق وارد زنجیره غذایی می‌شود یا محیط را آلوده خواهد کرد. بنابراین، بررسی ترکیب خاک‌های آبیاری‌شده با آب‌های زائد در تعیین آلودگی‌های محیطی ضروری است.

چندین دهه است که منطقه جنوب سبزوار محل خروج آب‌های زائد و فاضلاب شهری است و خاک‌های این ناحیه مدت مدیدی است که با این آب‌ها آبیاری می‌شود. با وجود تأسیسات تجهیزاتی تصفیه فاضلاب، هنوز هم وسعت قابل توجهی از اراضی زیر کشت منطقه با آب‌های زائد یا آب‌های نیمه‌تصفیه‌شده آبیاری می‌شود. در این مطالعه سعی شده است تأثیر آبیاری طولانی مدت با آب‌های زائد روی شیمی این خاک‌ها بررسی شود و آثار محیط‌زیستی آن‌ها تعیین شود. بدین منظور، ترکیب فلزات سنگین در نمونه‌های انتخاب شده از این خاک‌ها با سایر خاک‌های غیرآلوده در این ناحیه مقایسه شده است. برای ارزیابی بهتر خطرات آلاش خاک، میزان دسترس‌زیستی فلزات سنگین خاک و میزان فلزات سنگین سبزیجات (نوع جعفری) کشت‌شده روی نمونه خاک‌های آلوده و غیرآلوده نیز تعیین و بررسی شده است.

منطقه مورد مطالعه در شمال شرقی ایران واقع شده است و در تقسیم‌بندی مناطق زمین‌شناسی ایران در قلمرو ایران مرکزی قرار می‌گیرد (شکل ۱). پیلگر [۶] از این ناحیه را پهنه سبزوار یاد کرده و علوی [۷] در نقشه تکتونیکی خاورمیانه پهنه سبزوار را از ایران مرکزی جدا کرده است. کمر بند افیولیتی بیشترین وسعت را در پهنه سبزوار تشکیل می‌دهد. این کمر بند به‌صورت نواری با روند تقریبی شمال غربی - جنوب شرقی در حاشیه شمال شرقی ایران مرکزی واقع شده است. این مجموعه افیولیتی شامل تمامی بخش‌های یک توالی افیولیتی است که

صورت گرفت: نخست ۰/۱۰۰۰ گرم از پودر نمونه در اسید نیتریک همراه با اسید فلئوئوریدریک ($\text{HNO}_3 + \text{HF}$) حل شد. محلول در ظرف تفلون به میزان ۱۸۰ درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد تا تبخیر کامل صورت گیرد و نمونه خشک گردد. سپس، نمونه در ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول HNO_3 ۴ درصد حل گردید. دقت داده‌ها بهتر از $\pm 5\%$ درصد در غلظت 10 mg L^{-1} است.

اسید سولفوریک غلیظ و بی‌کرومات مجاور می‌کند و بعد از اتمام واکنش اکسایش-احیا، بی‌کرومات باقی‌مانده با فروآمونیم سولفات تیترومتری می‌شود [۱۴].

میزان فلزات سنگین عناصر کمیاب در نمونه‌های کل خاک (whole sample) با دستگاه ICP-MS شرکت زرآما تعیین گردید. آماده‌سازی نمونه برای این آنالیز بدین شکل



- | | |
|---|---|
|  بلوک لوت |  بلوک شرق ایران |
|  ناحیه البرز |  بلوک طبس |
|  بلوک پشته بادام |  بلوک یزد |
|  منطقه مورد مطالعه | |



شکل ۱. الف) موقعیت منطقه مورد مطالعه در نقشه زون‌های زمین‌شناسی ایران [۷]، ب) محل مناطق نمونه‌برداری شده در تصویر ماهواره‌ای از ناحیه سبزوار. نمونه‌های با پیشوند S مربوط به خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب شهری است.

خاک‌های غیرآلوده می‌رسد. مس و نقره نیز به ترتیب بیش از هفت و پنج برابر در خاک‌های PS افزایش یافت. عناصر سرب و گوگرد نیز بیش از سه برابر در خاک‌های PS غنی شدگی نشان می‌دهد. کبالت، نیکل و آرسنیک نیز در خاک‌های PS بالاتر از NS است.

برای تعیین میزان دسترسی عناصر از روش‌های مختلف استخراج منفرد یا متوالی استفاده می‌شود. بررسی‌های انجام‌شده روی خاک‌های گوناگون نشان داده است که روش DTPA یکی از کارآمدترین روش‌های استخراج در تعیین میزان دسترسی زیستی گیاهان خاک است [۱۷]. داده‌های حاصل از این آزمایش در نمونه‌های حاکی مورد مطالعه در جدول ۲ نشان داده شده است. این داده‌ها حاکی از آن است که میزان دسترسی تمام فلزات سنگین تعیین‌شده در خاک‌های PS بیش از خاک‌های NS است (شکل ۲الف).

داده‌های تعیین غلظت فلزات کبالت، کروم، مس، روی و نیکل در سبزیجات (نوع جعفری) کشت‌شده در خاک‌های مورد مطالعه نیز در جدول ۲ ارائه شده است. در ترکیب فلزات سنگین سبزیجات کشت‌شده روی خاک‌های NS و PS تفاوت‌های چشمگیری مشاهده می‌شود (شکل ۲ب). میزان روی در سبزیجات (Zn_{sp}) کشت شده روی خاک‌های PS بیش از ۶۰۰ برابر خاک‌های NS است. با این حال، این مقدار (میانگین $Zn_{sp} = 49 \text{ mgKg}^{-1}$) پایین‌تر از حد مجاز است تا ندارد های تعیین‌شده برای سبزیجات است (100 mgKg^{-1}) [۱۸]. نیکل فراوان‌ترین فلز سنگین در میان عناصر اندازه‌گیری‌شده در سبزیجات کشت‌شده روی خاک‌های NS است. میزان نیکل در این نمونه‌ها کمتر از $1/5 \text{ mgKg}^{-1}$ است. اما، در نمونه‌های PS میزان Ni_{sp} تا بیش از 50 mgKg^{-1} افزایش می‌یابد. حد مجاز تعیین‌شده سازمان بهداشت جهانی (WHO) برای نیکل در سبزیجات $66/9 \text{ mgKg}^{-1}$ است [۱۸]. با وجود افزایش بیش از دوازده برابری میزان کبالت در خاک‌های PS ($Co_{sp} > 1 \text{ mgKg}^{-1}$) نسبت به نمونه‌های NS ($Co_{sp} < 0/11 \text{ mgKg}^{-1}$)، این مقادیر بسیار پایین‌تر از حد مجاز تعیین‌شده برای سبزیجات (50 mgKg^{-1}) است [۱۸]. میزان مس در سبزیجات کشت‌شده روی NS، همانند میزان قابل‌استخراج در این خاک‌ها، کمتر از حد تشخیص دستگاه است؛ ولی، غلظت آن در نمونه‌های PS تا بیش از 2 mgKg^{-1} نیز می‌رسد. حد مجاز تعیین‌شده برای میزان مس در سبزیجات 173 mgKg^{-1} است. این میزان بسیار فراتر از میزان یادشده در خاک‌های منطقه سبزوار است.

میزان دسترسی زیستی فلزات کروم، نیکل، مس، روی و کبالت در نمونه‌های خاک با استفاده از روش دی‌اتیلن‌تری‌آمین پنتااستیک اسید (DTPA) تعیین شد [۱۵]. برای این کار نخست، $5/7$ میلی‌لیتر اسید استیک به 500 سی سی آب مقطر اضافه شد. سپس $64/3$ میلی‌لیتر از سدیم هیدروکسید (NaOH) یک نرمال به محلول اضافه و حجم آن با آب مقطر به 1 لیتر رسانده شد تا pH محلول به دست‌آمده $4/93 \pm 0/05$ باشد. به 1 گرم از هر نمونه 10 سی سی از محلول به دست‌آمده اضافه و به خوبی تکان داده شد. غلظت فلزات ذکرشده در هر محلول با دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی به روش شعله‌ای (FAAS) در آزمایشگاه مرکزی دانشگاه تهران تعیین گردید. نمونه‌های سبزی جعفری جمع‌آوری‌شده در هر منطقه نخست چند بار با آب دو بار تقطیر، شست‌وشو داده شد. سپس، نمونه‌ها در سایه و در دمای حدود 25 درجه سانتی‌گراد خشک گردید. پس از آن، گیاه خشک شده خرد شد و به شکل پودر درآمد و برای آنالیز در ظرف‌های پلی‌اتیلن نگهداری شد. برای انجام آنالیز، محلول همگنی از HNO_3 و H_2O_2 (به نسبت ۱:۲) تهیه و 1 گرم از پودر نمونه گیاه در آن حل شد. این محلول تا دمای 130 درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد تا حجم محلول به 3 میلی‌لیتر کاهش یابد. سپس، محلول سرد و با استفاده از کاغذ صافی Whatman 42 به درون فلاسک 25 میلی‌لیتر فیلتر شد. پس از آن، محلول فیلترشده تا علامت فیلتر رقیق شد [۱۶]. میزان عناصر نیکل (Ni)، کروم (Cr)، مس (Cu)، روی (Zn) و کبالت (Co) در هر محلول با روش FAAS تعیین گردید.

یافته‌ها

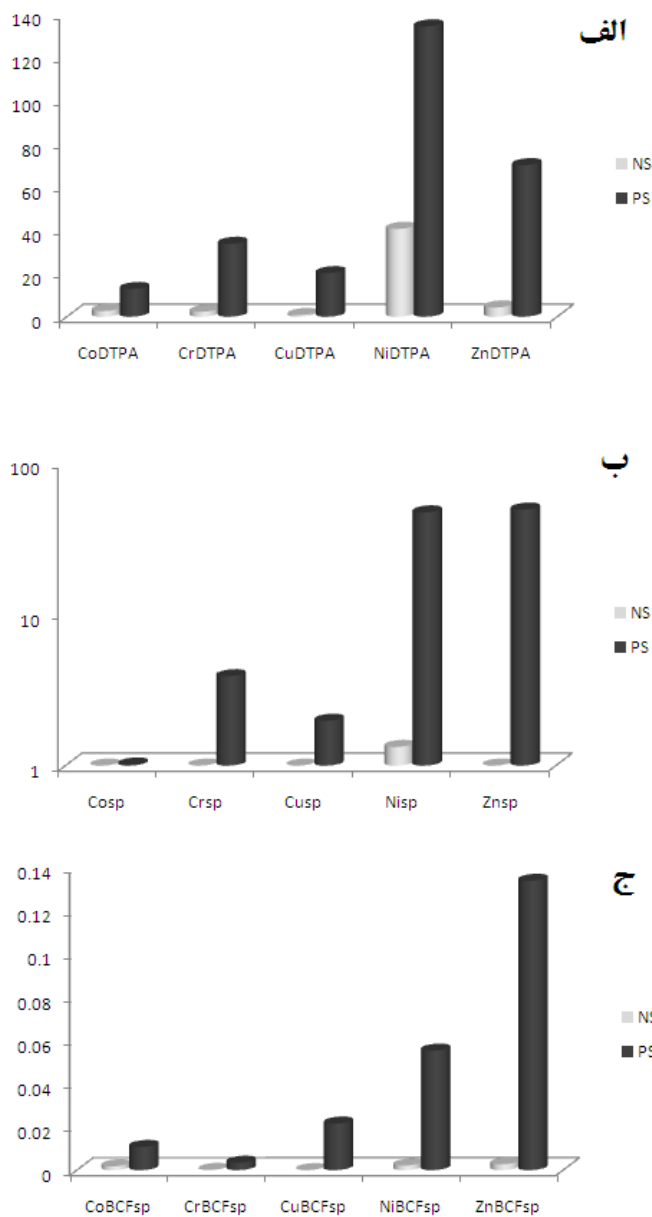
نتایج تجزیه فلزات سنگین و عناصر کمیاب به همراه پارامترهای فیزیکی-شیمیایی نمونه‌های کل خاک در جدول ۱ ارائه شده است. از نظر خواص فیزیکی-شیمیایی، نمونه خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب دارای مواد آلی (میانگین $4/47\% = TOC$) به مراتب بالاتری از خاک‌های غیرآلوده است (میانگین $0/973 = TOC$). میزان اسیدیته در خاک‌های PS ($pH=7/12$) کمی کمتر از خاک‌های NS ($pH=7/78$) و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) این دو گروه خاک نزدیک به هم است. داده‌های حاصل از آنالیز شیمیایی نشان می‌دهد که غلظت فلزات سنگین و برخی عناصر خاص از نظر محیط‌زیستی در خاک‌های آلوده بسیار بیش از خاک‌های NS است (جدول ۱). در این بین، تفاوت برخی عناصر کاملاً مشخص است. میزان تمرکز کادمیم و روی در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب به بیش از سیزده برابر

جدول ۱. میزان عناصر کمیاب و فلزات سنگین (بر حسب $mgkg^{-1}$) در نمونه‌های کل خاک. NS = خاک‌های غیر آلوده، PS = خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب، Mean NS = میانگین خاک‌های NS، Mean PS = میانگین خاک‌های PS، St = استاندارد تعیین شده برای خاک‌ها [۱۷]

نمونه	K1	K2	K3	K4	K5	S1	S2	S3	Mean NS	Mean PS	St
ID	NS	NS	NS	NS	NS	PS	PS	PS			
Ag	۰/۲۱	۰/۱۶	۰/۱۹	۰/۱۶	۰/۲۴	۱/۱۸	۰/۸۹	۱/۰۶	۰/۱۹	۱/۰۴	۱۰
As	۲/۴	۴/۷	۲/۴	۲/۵	۲/۷	۳/۹	۳/۸	۳/۸	۲/۹۴	۳/۸۳	۴۰
Ba	۹۸	۱۷۴	۸۸	۷۸	۳۶	۸۹	۱۲۱	۱۲۷	۹۵	۱۱۲	۶۰۰
Be	۰/۲۳	۰/۶	۰/۷	۰/۲۰	۰/۲۰	۰/۳۰	۰/۴۰	۰/۲۰	۰/۳۹	۰/۳۰	۵
Cd	۰/۲۸	۰/۳	۰/۲۸	۰/۲۷	۰/۲۶	۳/۷۳	۳/۶۸	۳/۷۲	۰/۲۸	۳/۷۱	۵
Co	۵۴	۳۱	۲۴	۵۲	۷۵	۹۱	۸۷	۱۰۹	۴۷	۹۶	۵۰
Cr	۱۲۴۵	۶۹۲	۹۰۰	۱۳۵۰	۱۲۸۱	۹۸۰	۱۳۰۴	۱۱۵۲	۱۰۹۴	۱۱۴۵	۱۱۰
Cu	<۱	<۱	۲	<۱	۲۳	۹۱	۸۵	۱۰۲	۵	۹۳	۲۰۰
Mn	۶۷۳	۷۳۹	۸۷۹	۰/۶۸۰	۶۶۱	۶۶۲	۷۱۸	۶۹۵	۷۲۶	۶۹۲	
Mo	۱/۰۰	۱/۰۶	۱/۰۲	۰/۹۸	۰/۹۳	۰/۹۴	۰/۹۴	۰/۹۹	۱/۰۰	۰/۹۶	۴۰
Ni	۷۴۵	۴۸۴	۴۳۰	۶۴۷	۸۳۸	۸۳۰	۸۷۱	۸۵۷	۶۲۹	۸۵۳	۱۱۰
P	۳۳۵۸	۲۶۰۷	۲۹۶۲	۲۹۱۷	۲۳۷۹	۱۱۲۵۰	۱۲۸۱۶	۱۲۷۳۲	۲۸۴۵	۱۲۲۶۶	
Pb	۶	۷	۷	۷	۵	۲۳	۲۲	۲۲	۶	۲۲	۷۵
S	۲۱۲	۱۴۲	۱۰۷	۱۳۹	۳۲۲	۵۲۷	۶۰۴	۵۶۱	۱۸۴	۵۶۴	
Sc	۷/۱۱	۱۲/۶	۱۵/۳	۱۲/۵	۱۰/۳	۲۱/۸۳	۲۰/۹۵	۲۱/۳۷	۱۲/۴۸	۲۱/۳۸	
Ti	۱۷۸۵	۳۰۹۳	۳۱۵۶	۱۶۳۷	۸۹۳	۱۸۲۳	۲۵۵۴	۳۱۰۸	۲۱۱۳	۲۴۹۵	
U	۴/۶	۵/۴	۴/۴	۴/۵	۴/۶	۷/۲	۸/۴	۷/۸	۴/۷	۷/۸	
V	۸۳	۱۱۷	۱۶۶	۸۹	۶۲	۹۲	۸۶	۸۵	۱۰۳	۸۸	۲۰۰
Zn	۲۲	۲۷	۳۱	۲۵	۳۶	۳۸۶	۳۵۷	۳۶۲	۲۸	۳۶۸	۵۰۰
pH	۷/۷۳	۷/۸۵	۷/۷۹	۷/۷۸	۷/۷۵	۷/۱۶	۷/۰۸	۷/۱۱	۷/۷۸	۷/۱۲	
TOC	۰/۹۲	۰/۹۸۷	۱/۱۳	۱/۰۲۱	۰/۸۰۹	۳/۸۴۵	۵/۲۵۶	۴/۲۴۱	۰/۹۷۳	۴/۴۴۷	
CEC	۱۳/۵۳	۱۴/۲۲	۱۳/۸۳	۱۳/۴۴	۱۳/۲۳	۱۴/۶۰	۱۵/۰۹	۱۴/۸۸	۱۳/۶۵	۱۴/۸۶	

جدول ۲. میزان قابل استخراج به روش DTPA ($mgkg^{-1}$)، غلظت فلزات سنگین در گیاه جعفری (با زیر نویس sp $mgkg^{-1}$)، فاکتور تجمع زیستی (BCF) و شاخص خطر و سلامت (HRI) در بزرگسالان (ad) و کودکان (ch) در نمونه خاک‌های مورد مطالعه، b.d. = پایین‌تر از حد تشخیص دستگاه

نمونه	K1	K2	K3	K4	K5	S1	S2	S3	Mean NS	Mean PS
ID	NS	NS	NS	NS	NS	PS	PS	PS		
CoDTPA	۲/۷۶	1.65	1.17	۲/۷۹	۴/۸۸	۱۱/۷۹	۱۲/۲۸	۱۴/۳۴	۲/۶۵	۱۲/۸۰
CrDTPA	۲/۴۹	۲/۱۵	۲/۲۵	۲/۲۹	۲/۳۸	۲۷/۹۳	۳۹/۴۱	۳۳/۸۳	۲/۳۱	۳۳/۷۲
CuDTPA	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	۳/۹۰	۱۹/۱۲	۱۹/۰۵	۲۲/۲۳	۰/۷۸	۲۰/۱۳
NiDTPA	۴۶/۲	۳۳/۸۹	۳۰/۹۶	۴۲/۷۰	۴۹/۶۱	۱۲۵/۷۵	۱۴۱/۱۰	۱۳۶/۲۶	۴۰/۶۷	۱۳۴/۳۷
ZnDTPA	۳/۲۹	۴/۱۴	۴/۷۷	۳/۷۶	۵/۵۷	۶۹/۴۹	۷۱/۷۵	۶۹/۱۴	۴/۳۱	۷۰/۱۳
Co _{sp}	۰/۰۹	۰/۰۸	۰/۰۷	۰/۰۹	۰/۱۰	۰/۹۷	۱/۰۶	۱/۰۲	۰/۰۹	۱/۰۲
Cr _{sp}	۰/۱۷	۰/۱۲	۰/۱۴	۰/۱۴	۰/۱۵	۳/۶	۴/۱۷	۳/۹۲	۰/۱۴	۳/۹۰
Cu _{sp}	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	۰/۰۶	۱/۷۳	۲/۲۵	۱/۹۶		۱/۹۸
Ni _{sp}	۱/۳۸	۱/۲۵	۱/۲۳	۱/۳۷	۱/۴۲	۴۲/۴۵	۵۴/۶۹	۴۴/۴۷	۱/۳۳	۴۷/۲۰
Zn _{sp}	۰/۰۶	۰/۰۸	۰/۰۸	۰/۰۷	۰/۰۹	۴۹/۳۶	۴۹/۸	۴۸/۵۳	۰/۰۷۶	۴۹/۲۳
Co _{BCF}	۰/۰۰۱۶۷	۰/۰۰۲۵۸	۰/۰۰۲۹۲	۰/۰۰۱۷۳	۰/۰۰۱۳۳	۰/۰۱۰۷	۰/۰۱۲۱	۰/۰۰۹۳۶	۰/۰۰۱۸۲	۰/۰۱۰۷
Cr _{BCF}	۰/۰۰۰۱۴	۰/۰۰۰۱۷	۰/۰۰۰۱۶	۰/۰۰۰۱۰	۰/۰۰۰۱۲	۰/۰۰۳۷	۰/۰۰۳۲	۰/۰۰۳۴	۰/۰۰۰۱۳	۰/۰۰۳۴
Cu _{BCF}						۰/۰۱۹۰	۰/۰۲۶۵	۰/۰۱۹۲		۰/۰۲۱۶
Ni _{BCF}	۰/۰۰۱۸۵	۰/۰۰۲۵۸	۰/۰۰۲۸۶	۰/۰۰۲۱۲	۰/۰۰۱۷	۰/۰۵۱۱	۰/۰۶۲۸	۰/۰۵۱۹	۰/۰۰۲۱۲	۰/۰۵۵۳
Zn _{BCF}	۰/۰۰۲۷۳	۰/۰۰۲۹۶	۰/۰۰۲۵۸	۰/۰۰۲۸	۰/۰۰۲۵	۰/۱۲۷۹	۰/۱۳۹۵	۰/۱۳۴۱	۰/۰۰۲۷۱	۰/۱۳۳۸
HRIC _o ad	۰/۰۰۱۱۰	۰/۰۰۰۹۸	۰/۰۰۰۸۵	۰/۰۰۱۱۰	۰/۰۰۱۲۲	۰/۰۱۱۸۳	۰/۰۱۲۹۳	۰/۰۱۲۴۴	۰/۰۰۱۰۵	۰/۰۱۲۴۰
HRIC _t ad	۰/۰۰۰۰۶	۰/۰۰۰۰۴	۰/۰۰۰۰۵	۰/۰۰۰۰۵	۰/۰۰۰۰۵	۰/۰۰۱۲۶	۰/۰۰۱۴۶	۰/۰۰۱۳۷	۰/۰۰۰۰۵	۰/۰۰۱۳۶
HRIC _u ad					۰/۰۰۰۰۸	۰/۰۰۲۳۲	۰/۰۰۳۰۳	۰/۰۲۶۴		۰/۰۲۶۶
HRINi _{ad}	۰/۰۰۳۶۲	۰/۰۰۳۲۸	۰/۰۰۳۲۳	۰/۰۰۳۵۹	۰/۰۰۳۷۲	۱/۱۱۳	۱/۴۳۴	۱/۱۶۶	۰/۰۰۳۴۹	۱/۲۳۸
HRIZn _{ad}	۰/۰۰۰۰۱۱	۰/۰۰۰۰۱۴	۰/۰۰۰۰۱۴	۰/۰۰۰۰۱۲	۰/۰۰۰۰۱۶	۰/۰۰۸۶۳	۰/۰۰۸۷۰	۰/۰۰۸۴۹	۰/۰۰۰۰۱۳	۰/۰۰۸۶۱
HRIC _o ch	۰/۰۰۱۸۸	۰/۰۰۱۶۷	۰/۰۰۱۴۶	۰/۰۰۱۸۸	۰/۰۰۲۰۹	۰/۰۰۲۰۳۳	۰/۰۰۲۲۱۱	۰/۰۰۲۱۲۷	۰/۰۰۱۷۹	۰/۰۰۲۱۲۰
HRIC _t ch	۰/۰۰۰۰۱۰	۰/۰۰۰۰۷	۰/۰۰۰۰۸	۰/۰۰۰۰۸	۰/۰۰۰۰۹	۰/۰۰۲۱۵	۰/۰۰۲۴۹	۰/۰۰۲۳۴	۰/۰۰۰۰۹	۰/۰۰۲۳۳
HRIC _u ch					۰/۰۰۱	۰/۰۴۰	۰/۰۵۲	۰/۰۴۵		۰/۰۴۶
HRINi _{ch}	۰/۰۰۶۲	۰/۰۰۵۷	۰/۰۰۵۵	۰/۰۰۶۱	۰/۰۰۶۴	۱/۹۰۳	۲/۴۵۲	۱/۹۹۴	۰/۰۰۶۰	۲/۱۱۷
HRIZn _{ch}	۰/۰۰۰۰۱۸	۰/۰۰۰۰۲۴	۰/۰۰۰۰۲۴	۰/۰۰۰۰۲۱	۰/۰۰۰۰۲۷	۰/۱۴۷۶	۰/۱۴۸۹	۰/۱۴۵۱	۰/۰۰۰۰۲۳	۰/۱۴۷۲



شکل ۲. الف) مقایسه نتایج حاصل از استخراج فلزات سنگین به روش DTPA در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب (PS) و خاک‌های غیرآلوده (NS)، ب) تفاوت میزان فلزات سنگین در سبزی جعفری کشت شده روی دو گروه خاکی مورد مطالعه، ج) اختلاف فاکتور تجمع زیستی در دو گروه خاکی یادشده

بنابراین، آبیاری خاک‌های کشاورزی با فاضلاب شهری در جنوب سبزوار موجب شده است که میزان کروم در سبزیجات به بالاتر از حد استاندارد برسد.

بحث

آبیاری خاک‌های جنوب سبزوار با فاضلاب شهری طی چند دهه گذشته موجب تمرکز بسیاری از عناصر کمیاب و فلزات سنگین

همان‌طور که گفتیم، میزان استخراج و دسترسی زیستی کروم در خاک‌های سبزوار پایین است. این امر در نمونه‌های سبزیجات کشت شده در NS نیز کاملاً مشهود است، به طوری که میزان Cr_{sp} در این خاک‌ها از 0.17 mgKg^{-1} تجاوز نمی‌کند. اما، در خاک‌های PS مقادیر کروم سبزیجات افزایش فراوانی داشت و به بیش از 4 mgKg^{-1} نیز می‌رسد. حد استاندارد برای کروم موجود در سبزیجات $2/3 \text{ mgKg}^{-1}$ تعیین شده است.

این شاخص از رابطه زیر به دست می آید.

$$I_{geo} = \text{Log}_2 (C_n / 1.5 \times B_n)$$

در این رابطه، I_{geo} شاخص زمین‌انباشت عنصر مورد نظر، C_n غلظت عنصر مورد نظر در نمونه خاک و B_n غلظت عنصر مورد نظر در زمینه است و ضریب ۱/۵ نیز برای تصحیح لیتولوژی اعمال می شود. بر اساس این شاخص، خاک‌ها از نظر آلودگی به هفت رده تقسیم می شود: (۱) $I_{geo} < 0$ غیرآلوده؛ (۲) $0 < I_{geo} < 1$ غیرآلوده تا آلودگی متوسط؛ (۳) $1 < I_{geo} < 2$ آلودگی متوسط؛ (۴) $2 < I_{geo} < 3$ آلودگی متوسط تا زیاد؛ (۵) $3 < I_{geo} < 4$ آلودگی زیاد؛ (۶) $4 < I_{geo} < 5$ زیاد آلوده تا به شدت آلوده؛ (۷) $I_{geo} > 5$ به شدت آلوده.

مقادیر محاسبه شده شاخص زمین‌انباشت برای خاک‌های مورد مطالعه در جدول ۳ آمده است. از میانگین پوسته زمین [۲۱] برای مقادیر غلظت زمینه در محاسبه I_{geo} استفاده شد. در خاک‌های NS فقط عناصر Cr و Ni آلودگی زیادی داشت و شاخص زمین‌انباشت در سایر عناصر از ۱ فراتر نمی رود. غنی‌شدگی خاک‌های سطحی از نظر میزان Ni، Cr و در برخی موارد Co از ویژگی‌های بارز خاک‌های سطحی پهنه سبزوار محسوب می شود. این روند به علت منشأ زمین‌زاد آن (حاصل دگرسانی سنگ‌های سرپانتینیتی منطقه) است [۲۲ و ۲۳]. در خاک‌های PS علاوه بر آلودگی زیاد نیکل و کروم، میزان I_{geo} محاسبه شده نشان می دهد که در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب شهری Ag و Cd آلودگی متوسط تا زیاد دارد و خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب شهری Co و Zn آلودگی متوسط پیدا کرده است (جدول ۳). البته، غلظت عناصر در ترکیب کلی خاک همیشه معیار مناسبی در ارزیابی آلودگی خاک نیست، بلکه آن بخشی از تمرکز فلزات سنگین اهمیت دارد که برای گیاهان و موجودات زنده در دسترس باشد.

در این خاک‌ها شده است. نتایج حاصل از این مطالعه نشان می دهد که غلظت Cd، Zn، Cu، Ag، Pb، S، Co، Ni و As در ترکیب کلی خاک‌های آلوده به بیش از چندین برابر مقدار معمول آن‌ها در خاک‌های منطقه افزایش یافته است. استخراج به روش DTPA مشخص ساخت که فلزات سنگین در خاک‌های PS تحرک و میزان دسترسی بسیار بالاتری نسبت به نمونه‌های NS دارد. غلظت فلزات سنگین در سبزیجات کشت شده روی خاک‌های PS نیز به طور قابل ملاحظه‌ای بیش از انواع NS است. داده‌های حاصل بیانگر این امر است که ماهیت و گونه‌زایی فلزات سنگین خاک در میزان دسترسی زیستی و تجمع آن‌ها در بافت‌های گیاهی نقشی به سزا دارد. برای مثال، با وجود اینکه غلظت کلی نیکل و کروم در نمونه‌های NS بسیار بالاتر از استانداردهای محیط‌زیستی است، جای گرفتن و محبوس شدن این عناصر در ترکیب کانی‌های مستحکم سیلیکات و کانی‌های اکسیدی مانع از تحرک پذیری آن‌ها می شود. در نتیجه، میزان دسترسی زیستی به آن‌ها کم است. از سوی دیگر، در مورد خاک‌های PS به علت آنکه بخشی از عناصر از طریق آب‌های زائد وارد ترکیب خاک شده است، میزان دسترسی زیستی و جذب گیاهی افزایش یافته است. میزان کروم در سبزی جعفری کشت شده روی خاک‌های PS بالاتر از استانداردهای تعیین شده برای سبزیجات است. ارزیابی خطر سلامت حاکی از آن است که میزان نیکل در این سبزیجات مشکلات سلامتی را برای مصرف کنندگان به وجود می آورد.

در مقایسه ترکیب کلی خاک‌های مورد مطالعه با استانداردهای تعیین شده برای خاک‌های ایران [۱۹]، فقط عناصر نیکل، کروم و کبالت غلظت‌هایی بالاتر از حد مجاز دارند (به ترتیب، 110 ، 110 و 50). در ارزیابی آلودگی خاک معمولاً از شاخص زمین‌انباشت (I_{geo}) استفاده می شود [۲۰].

جدول ۳. محاسبه شاخص زمین‌انباشت (I_{geo}) در عناصر مختلف در خاک‌های مورد مطالعه. توضیح حروف اختصاری همانند جدول ۱ است.

نمونه	K1	K2	K3	K4	K5	S1	S2	S3	Mean NS	Mean PS
ID	NS	NS	NS	NS	NS	PS	PS	PS	-۰/۰۲	۲/۴۱
$I_{geo}Ag$	۰/۱۱	-۰/۲۹	-۰/۰۴	-۰/۰۲۹	۰/۳۰	۲/۶۰	۲/۱۹	۲/۴۴	-۲/۷۳	-۲/۳۵
$I_{geo}As$	-۳/۰۲	-۲/۰۵	-۳/۰۲	-۲/۹۶	-۲/۸۵	-۲/۳۲	-۲/۳۶	-۲/۳۶	-۱/۱۱	۲/۶۳
$I_{geo}Cd$	-۱/۱۰	-۱	-۱/۱۰	-۱/۱۵	-۱/۲۱	۲/۶۴	۲/۶۲	۲/۶۳	۰/۷۳	۱/۷۴
$I_{geo}Co$	۰/۹۲	۰/۱۲	-۰/۲۵	۰/۸۷	۱/۴۰	۱/۶۷	۱/۶۱	۱/۹۴	۳/۰۲	۳/۰۷
$I_{geo}Cr$	۳/۲۱	۲/۳۶	۲/۷۴	۳/۳۲	۳/۲۵	۲/۸۶	۳/۲۷	۳/۰۹	-۳/۳۲	۰/۴۵
$I_{geo}Cu$	-	-	-۵/۰۸	-	-۱/۵۵	۰/۴۳	۰/۳۳	۰/۶۰	-۰/۸۱	-۰/۸۸
$I_{geo}Mn$	-۰/۹۲	-۰/۷۹	-۰/۵۴	-۰/۹۱	-۰/۹۵	-۰/۹۵	-۰/۸۳	-۰/۸۸	-۰/۸۱	-۰/۸۸
$I_{geo}Ni$	۳/۳۱	۲/۶۹	۲/۵۲	۳/۱۱	۳/۴۸	۳/۴۷	۳/۵۴	۳/۵۱	۳/۰۷	۳/۵۱
$I_{geo}Pb$	-۱/۸۱	-۱/۵۸	-۱/۵۸	-۱/۵۸	-۲/۰۷	۰/۱۳	۰/۰۷	۰/۰۷	-۱/۷۱	۰/۰۹
$I_{geo}Sc$	-۰/۷۴	-۰/۶۴	-۰/۳۵	-۰/۶۴	-۰/۹۲	۰/۱۶	۰/۱۰	۰/۱۳	-۰/۶۴	۰/۱۳
$I_{geo}Ti$	-۰/۵۹	-۰/۳۵	-۰/۳۴	-۰/۶۲	-۰/۸۸	-۰/۵۸	-۰/۴۳	-۰/۳۵	-۰/۵۱	-۰/۴۵
$I_{geo}V$	-۱/۲۳	-۰/۷۴	-۰/۲۴	-۱/۱۳	-۱/۶۵	-۱/۰۸	-۱/۱۸	-۱/۲۰	-۰/۹۲	-۱/۱۵
$I_{geo}Zn$	-۲/۷۰	-۲/۴۰	-۲/۲۰	-۲/۵۱	-۱/۹۸	۱/۴۴	۱/۳۲	۱/۳۵	-۲/۳۴	۱/۳۷

بیش از ۲۵ برابر خاک‌های NS افزایش می‌یابد. مقادیر COBCF در خاک‌های PS نیز حدود شش برابر بیشتر از NS محاسبه شده است.

تجزیه و تحلیل تمامی داده‌های به دست آمده نشان می‌دهد که آبیاری خاک‌های منطقه جنوب سبزوار با فاضلاب شهری موجب افزایش غلظت فلزات سنگین، همچنین افزایش شدید میزان دسترسی زیستی و استخراج آن‌ها در گیاهان شده است. فلزات سنگین موجود در ترکیب خاک با یکسری فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی (همچون جذب، انحلال و کمپلکس‌سازی) به شکل‌های مختلف ژئوشیمیایی تبدیل می‌شود [۲۴]. بنابراین، میزان سمیت و دسترسی زیستی فلزات سنگین در خاک، علاوه بر غلظت کل آن در خاک، به شکل‌های تشکیل آن بستگی دارد. برای مثال، مطالعات نشان داده است فلزات سنگین متصل به ساختارهای بلوری فشرده و سخت (همچون کانی‌های اکسیدی و سیلیکات‌های مستحکم) قابلیت دسترسی زیستی ندارد و معمولاً وارد فازهای محلول نمی‌شود [۲۵]. این بخش از فلزات سنگین معمولاً در روش‌های استخراجی نیز وارد نمی‌شود و از نظر زیستی غیرقابل دسترسی است. در نمونه‌های NS نیز به دلیل ماهیت زمین‌زاد فلزات سنگین و جای‌گیری این عناصر در ساختار بلورهای فشرده [۲۳]، میزان دسترسی زیستی و تمرکز آن در سبزیجات کشت شده روی این خاک‌ها پایین است. از سوی دیگر، در نمونه‌های PS، به دلیل ورود فلزات سنگین از راه آب‌های زائد، میزان دسترسی زیستی این عناصر و در پی آن تجمع در گیاهان کشت شده روی این خاک‌ها افزایش می‌یابد. این فرایند با ادامه روند آبیاری و ورود بیشتر فلزات سنگین، خطرات محیط‌زیستی فزاینده‌ای در پی خواهد داشت. این امر در مورد عناصر نیکل و کروم به وضوح قابل تشخیص است. با وجود غلظت تقریباً یکسان این دو عنصر در خاک‌های NS و PS، میزان دسترسی زیستی و غلظت این دو عنصر در سبزیجات کشت شده روی این دو گروه مختلف خاکی بسیار متفاوت است. این اختلاف به واسطه ماهیت متفاوت گونه‌های شیمیایی این دو عنصر در ترکیب خاک‌هاست، چرا که بخش قابل استخراج این عناصر در خاک‌های PS به واسطه فرایندهای انسان‌زاد و آبیاری با فاضلاب شهری ایجاد شده است.

مصرف روزانه فلزات سنگین (DIM) و شاخص خطر و سلامت (HRI)

محققان زیادی نحوه و مسیر ورود فلزات سنگین را به بدن انسان بررسی کرده‌اند [۲۶]. شاخص مصرف روزانه فلزات

با در نظر گرفتن درصد قابل‌استخراج برای هر عنصر (نسبت بخش قابل‌دسترس به غلظت در ترکیب کلی خاک $\times 100$)، این تفاوت بین خاک‌های دو گروه یادشده بهتر نمایان می‌شود. خاک‌های سطحی منطقه سبزوار در مجموع تمرکز پایین مس را نشان می‌دهد [۲۲]. در نمونه‌های این مطالعه نیز این امر مشهود است، به طوری که در اکثر نمونه خاک‌های NS، میزان مس در دسترس از نظر زیستی (CuDTPA) کمتر از حد تشخیص دستگاه است. با این حال، در خاک‌های PS میزان CuDTPA به حدود 20 mgKg^{-1} می‌رسد و جالب اینکه درصد قابل‌استخراج مس (Cu_{per}) نیز به بالاترین حد در بین عناصر سنگین مورد مطالعه رسیده است (به طور میانگین $21/74$ درصد). بیشترین درصد قابل‌استخراج در خاک‌های NS در عنصر روی مشاهده می‌شود (میانگین $15/24$). این عدد در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب به حدود ۱۹ درصد افزایش می‌یابد. درصد نیکل قابل‌استخراج (Ni_{per}) هم از حدود ۷ در خاک‌های NS به بیش از ۱۶ در خاک‌های PS می‌رسد. درصد کبالت قابل‌استخراج در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب (Co_{per} = $13/41$) نسبت به خاک‌های غیرآلوده (Co_{per} = $5/44$) بیش از دو برابر افزایش داشته است. در میان عناصر مورد آزمایش، کروم کمترین میزان دسترسی را نشان می‌دهد. درصد کروم قابل‌استخراج (Cr_{per}) در خاک‌های NS بسیار کمتر از ۱ است، ولی در خاک‌های PS حدود ۳ درصد کروم قابل‌استخراج است.

فاکتور تجمع زیستی (BCF) ب شاخصی برای انتقال عنصر از خاک به گیاه تعریف می‌شود و از رابطه زیر به دست می‌آید.

$$BCF = C_{\text{plant}} / C_{\text{soil}}$$

در این فرمول C_{plant} غلظت عنصر در گیاه و C_{soil} غلظت عنصر در خاک (غلظت کلی خاک) است. فاکتور تجمع زیستی ممکن است برای هر نوع عنصر و در هر نوع گیاهی متفاوت باشد. این فاکتور یکی از عوامل اصلی کنترل‌کننده ورود آن عنصر به بدن مصرف‌کننده نهایی از جمله انسان است [۲۴]. مقادیر محاسبه شده BCF در جدول ۲ ارائه شده است. تفاوت این مقادیر در خاک‌های NS و PS در شکل ۲ج نمایش داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، در خاک‌های PS فاکتور تجمع زیستی به مراتب بالاتر از نمونه‌های NS است. در مورد عنصر روی، فاکتور تجمع زیستی (Zn_{BCF}) در PS حدود ۵۰ برابر بیش از NS است. فاکتور تجمع زیستی عناصر نیکل و کروم نیز در نمونه خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب شهری به

تعیین می‌شود [۲۷].

$$HRI = \frac{DIM}{RfD}$$

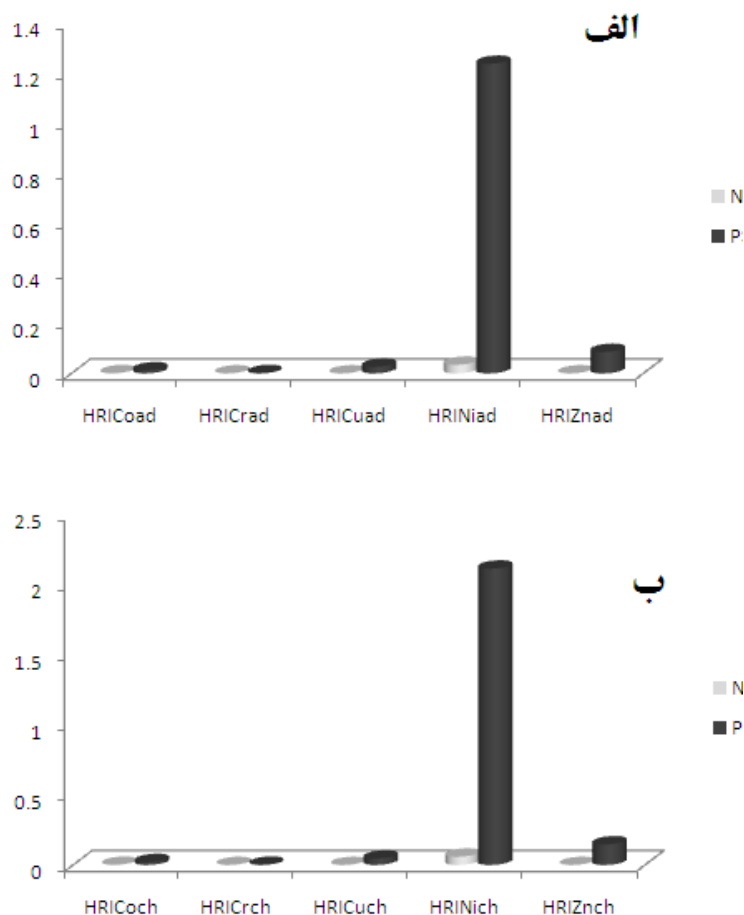
در این رابطه، RfD دوز مرجع جذب نامیده می‌شود و برای عناصر کبالت، کروم، مس، نیکل و روی به ترتیب ۰/۵، ۰/۴۳، ۰/۰۴، ۰/۰۲ و ۰/۳ است. محاسبه مقادیر HRI در نمونه‌های مورد مطالعه در جدول ۲ آمده است. اگر $HRI < 1$ ، معمولاً خطر سلامتی در جمعیت مصرف‌کننده وجود نخواهد داشت؛ ولی اگر $HRI > 1$ ، احتمال خطر وجود دارد. نتایج محاسبات نشان می‌دهد که میزان نیکل بالای سبزیجات مورد مطالعه پتانسیل خطر سلامتی در هر دو گروه بزرگسال و کودک را ایجاد کرده است (جدول ۲). تفاوت HRI در دو گروه خاکی و در دو رده سنی کودک و بزرگسال در شکل ۳ نمایش داده شده است.

(DIM) در مسیر ورود فلزات سنگین به بدن انسان با رابطه زیر محاسبه می‌شود [۲۷].

$$DIM = \frac{C_{vegetable} \times C_{factor} \times D_{food\ intake}}{B_{average\ weight}}$$

در این رابطه، $C_{vegetable}$ ، C_{factor} ، $D_{food\ intake}$ و $B_{average\ weight}$ به ترتیب عبارت است از غلظت فلز سنگین در سبزی (میلی‌گرم در کیلوگرم) بر اساس وزن خشک، فاکتور تبدیل وزن سبزیجات تازه به خشک ($0.085\ mg\ kg^{-1}$)، مصرف روزانه سبزیجات به ازای هر فرد در روز ($0.345\ kg$) در افراد بزرگسال و ($0.232\ kg$) در کودکان و میانگین وزن افراد ($55/90\ kg$) در بزرگسالان و ($32/70\ kg$) در کودکان).

ارزیابی خطر سلامت مصرف‌کنندگان سبزیجات آلوده به فلزات سنگین با شاخص خطر سلامت (HRI) و طبق رابطه زیر



شکل ۳. مقایسه شاخص خطر و سلامت (HRI) حاصل از تمرکز فلزات سنگین مختلف در سبزیجات کشت شده روی خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب (P) و خاک‌های غیرآلوده (N). پسوند ad بیانگر محاسبه این شاخص در بزرگسالان (الف) و ch نشان‌دهنده شاخص در کودکان (ب) است.

ماهیت کانی‌شناسی خاک، مدت‌زمان آبیاری با پساب یا ترکیب متفاوت ضایعات موجود در پساب اتفاق افتاده باشد.

تشکر و قدردانی

بخشی از هزینه‌های این تحقیق را معاونت پژوهشی دانشگاه پیام نور و از طریق پژوهانه پرداخت کرده است که بدین‌وسیله از آن معاونت تشکر می‌شود. از تمامی همکاران محترم آزمایشگاه مرکزی دانشگاه تهران که در انجام آنالیز FAAS کمال همکاری را داشته‌اند، صمیمانه سپاسگزاری می‌شود.

داده‌های حاصل از این تحقیق نشان می‌دهد که آبیاری طولانی‌مدت با فاضلاب شهری موجب تجمع سنگین فلزات سنگین در ترکیب خاک خواهد شد. افزایش فلزات سنگین در خاک‌های آلوده با پساب شهری در مطالعات مشابه در سایر مناطق کشور نیز قابل‌مشاهده است. غلظت فلزات سنگین در خاک‌های آبیاری شده با پساب شهری اطراف تهران حدود ۱/۵ برابر [۲۸] و در شهرکرد بین ۱/۵ تا ۲ برابر [۲۹] خاک‌های غیرآلوده است. البته، افزایش تجمع فلزات سنگین در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب شهری در جنوب سبزوار به مراتب بیشتر از مورد‌های مذکور است. این امر ممکن است در اثر تفاوت

References

- [1] Gupta N, Khan DK, Santra SC. An assessment of heavy metal contamination in vegetables grown in wastewater-irrigated areas of Titagarh, West Bengal, India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2008; 80: 115-118.
- [2] Papadopoulos F, Parissopoulos G, Papadopoulos A, Zdragas A, Ntanos D, Prochaska C, Metaxa I. Assessment of reclaimed municipal wastewater application on rice cultivation. *Environmental Management*, 2009; 43: 135-143.
- [3] Oliveira AS, Bocio A, Trevilato TMB, Takayanagui AMM, Domingo JL, Segura-Muno Z SI. Heavy metals in untreated/ treated urban effluent and sludge from a biological wastewater treatment plant. *Environmental Science and Pollution Research*, 2007; 14: 483-489.
- [4] Jolly YN, Islam A, Akbar S. Transfer of metals from soil to vegetables and possible health risk assessment. *Springer Plus*, 2013; 385(2): 1-8.
- [5] Jamali MK, Kazi TG, Arain MB, Afridi HI, Jalbani N, Memon AR, Shah A. Heavy metals from soil and domestic sewage sludge and their transfer to sorghum plants. *Environmental Chemistry Letter*, 2007; 5: 209-218.
- [6] Pilger A. Die zeitlich-tektonische Entwicklung der iranischen Gebirge. *Clausthaler Geol Abh.*, 1971; 8: 1-27.
- [7] Alavi, M. Tectonic map of the Middle East, Scale 2,500,000. Geological Survey of Iran, Tehran: 1991.
- [8] Khalatbari Jafari M, Babaie HA, Gani M. Geochemical evidence for Late Cretaceous marginal arc-to-backarc transition in the Sabzevar ophiolitic extrusive sequence, northeast Iran. *Journal of Asian Earth Sciences*, 2013; 70-71: 209-230.
- [9] Khalatbari Jafari M, Babaie HA, Mirzaie M. Geology, petrology and tectonomagmatic evolution of the plutonic crustal rocks of the Sabzevar ophiolite, northeast Iran. *Geological Magazine*, 2013; 150: 862-884.
- [10] Alamnia Z, Karimpour MH, Homam SM, Finger F. The magmatic record in the Arghash region (northeast Iran) and tectonic implications. *International Journal of Earth Science*, 2013; 102: 1603-1625.
- [11] Ghoorchi Rooki M, Karimpour MH, Ebrahimi Nasrabadi K. Dating of age, genesis and tectonic setting of intrusive bodies in south of Sabzevar. *Petrology*, 2013; 16(4): 1-20.
- [12] Mazhari SA. Petrogenesis of adakite and high-Nb basalt association in the SW of Sabzevar Zone, NE of Iran: Evidence for slab melt-mantle interaction. *Journal of African Earth Sciences*, 2016; 116: 170-181.
- [13] Mazhari SA, Mojtahedifar V, Jafarian A. Geochemistry, petrogenesis and mineralization of Namem pluton, SW of Sabzevar zone. *Iranian Journal of Crystallography and Mineralogy*, 2015; 23: 517-532.
- [14] Schumacher BA. Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments. *Ecological Risk Assessments Support Center Office of Research and Development US, Environmental Protection Agency*: 2002
- [15] Lindsay WL, Norvell WA. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society America Journal*, 1978; 42: 421-428.
- [16] Kierczak J, Neel C, Aleksander-Kwaterczak U, Helios-Rybicka E, Brill H, Puziewicz J. Solid speciation and mobility of potentially toxic elements from natural and contaminated soils: A combined approach. *Chemosphere*, 2008; 73: 776-784.
- [17] Quantin C, Ettler V, Garnier J, Sebec O. Sources and extractibility of chromium and nickel in soil profiles developed on Czech serpentinites. *C. R. Geoscience*, 2008; 340: 872-882.
- [18] FAO/WHO Report on the 32nd session of the codex committee on food additives and contaminants, ALINORM 01/12, Beijing, China, 20-24 March 2000. Joint FAO/WHO Food Standard Programme, Codex Alimentarius Commission, 24th Session, 2-7 July, Geneva, Switzerland: 2001.
- [19] Iranian Department of Environment, Soil and Water office. Soil standards and source quality of soil: 2013.
- [20] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geology Journal*, 1969; 2: 108-118.
- [21] Turekian KK, Wedepohl KH. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of American Bulletin*, 1961; 72: 175-192.
- [22] Mazhari SA, Mazloumi Bajestani AR, Sharifian Attar R. Geochemical investigation of Davarzan surface soils, West of Sabzevar, NE Iran. *Iranian Journal of Earth Sciences*, 2013; 5: 43-53.
- [23] Mazhari SA, Sharifian Attar R. Rare earth elements in surface soils of the Davarzan area, NE of Iran. *Geoderma Regional*, 2015; 5: 25-33.
- [24] Kraemer S, Hering J. Biogeochemical controls on the

- mobility and bioavailability of metals in soils and groundwater. *Aquatic Sciences*, 2004; 66: 1-2.
- [25] Rodríguez L, Ruiz E, Alonso-Azcárate J, Rincón J. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain. *Journal of Environmental Management*, 2009; 90: 1106-1116.
- [26] Chary NS, Kamala CT, Raj DS. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008; 69(3): 513-524.
- [27] Xue ZJ, Liu SQ, Liu YL, Yan YL. 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*, 2011; 11(4): 2204-6.
- [28] Tabari M, Salehi A. The investigation of sewage irrigation on the heavy metal concentration of soils. *Environmental Science and Technology*, 2011; 13(4): 50-59. [in Persian]
- [29] Beigi Harchegani H, Bani Talebi G. The effect of 23 years sewage irrigation on the accumulation of some heavy metals, transfer to wheat seed and related health risks. *Journal of Water and Soil*, 2013; 27(3): 570-580.