[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1394.19.74.3.7]

[DOI: 10.18869/acadpub.jstnar.19.74.3]

ارزیابی خطر ناشی از فلزات سنگین در خاک و گیاهان زراعی خوارکی عمده در استان همدان

حسین خیرآبادی[۱*]، مجید افیونی[۲]، شمس‌الله ایوبی[۲] و علیرضا سفیانیان[۳]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۹/۲۶ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۵/۳۱)

چکیده

اثرات زیان‌آور عناصر سنگین بر سلامت انسان شناخته شده است. مهم‌ترین مسیری که انسان در معرض عناصر سنگین قرار می‌گیرد مصرف روزانه مواد غذایی است. این تحقیق با هدف بررسی غلظت عناصر سنگین (Cu، Zn، Mn، Fe، Cr، Ni و Cd) در خاک و محصولات غذایی مهم (گندم، سیب‌زمینی و ذرت) و تخمین پتانسیل خطر عناصر برای سلامت انسان از طریق مصرف این محصولات و خاک در استان همدان با استفاده از ارزیابی خطر انجام شد. مقدار ورود روزانه عناصر به بدن برای هر سه گروه پذیرنده (کودکان <۶ سال، بزرگسالان و سالخوردگان) تخمین زده و با مقادیر راهنمای سلامت مقایسه شد. مقدار پتانسل خطر غیرسرطانی کروم، منگنز، آهن، کادمیم، روی، نیکل و مس به‌تنهایی کمتر از یک می‌باشد. مقادیر شاخص خطرپذیری عناصر سنگین برای همه گروه‌های سنی مورد مطالعه بزرگ‌تر از ۱ می‌باشد، نشان می‌دهد که کودکان و بزرگسالان در منطقه مورد مطالعه ممکن یک خطر بالقوه غیرسرطانی را به‌علت دریافت عناصر سنگین از طریق مصرف گندم، سیب‌زمینی، ذرت و بلع خاک تجربه کنند. مصرف گیاهان خوارکی به‌خصوص گندم، مهم‌ترین مسیر در معرض قرار گرفتن انسان با عناصر سنگین می‌باشد، همچنین بلع خاک نیز در معرض قرار گرفتن عناصر سنگین مهم است.

کلمات کلیدی: فلزات سنگین، ارزیابی خطر، گیاهان زارعی، خاک

۱.گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

۲. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

۳. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: kheirabadi@ymail.com

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1394.19.74.3.7]

[DOI: 10.18869/acadpub.jstnar.19.74.3]

مقدمه

افزایش روز افزون غلظت فلزات سنگین در محیط زیست باعث ایجاد نگرانی‌های جدی شده است. فلزات سنگین موجود در خاک و سایر اجزای محیط زیست ممکن است منبع طبیعی داشته باشد و یا ناشی از فعالیت‌های انسانی باشند. برخی فعالیت‌های انسان از قبیل رهاسازی زباله‌ها در محیط، استفاده از کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها و نیز استفاده از لجن فاضلاب در زمین‌های کشاورزی باعث افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک می‌گردد (۱۸ و ۹). همچنین توسعه صنایع مختلف از طریق فرونشست‌های اتمسفری غلظت فلزات را در خاک افزایش می‌دهد (۱۱).

انسان‌ها از طریق مسیرهای مختلف، به‌ویژه زنجیره غذایی در تماس با فلزات سنگین قرار می‌گیرند. ضرورت آهن، منگنز، مس و روی براساس نقش آنها به‌عنوان متالونزیم است. این فلزات کوفاکتور تعداد زیادی از آنزیم‌ها هستند. بدن انسان تا محدوده خاصی از غلظت به این عناصر نیازمند است (آهن ۱۸–۸ میلی‌گرم در روز، منگنز ۲/۳–۱/۸ میلی‌گرم در روز، مس ۰/۹میلی‌گرم در روز، روی ۱۱–۸ میلی‌گرم در روز و نیکل ۰/۵میلی‌گرم در روز) (۱۲ و ۲۷). با این حال، خارج از این محدوده، اثرات کمبود و سمیت مشاهده می‌شود (۱۲ و ۲۷). غلظت‌های زیاد آهن و منگنز باعث رویدادهای پاتولوژیک مانند رسوب اکسیدهای آهن در بیماری پارکینسون می‌شود (۱۲ و ۲۴). غلظت مازاد مس باعث آسیب به کبد می‌شود و روی موجب اخلال در کارکرد مواد مغذی با مس می‌شود. همچنین، روی عملکرد سیستم ایمنی بدن و سطح لیپوپروتئین با چگالی بالا را کاهش می‌دهد (۱۲). فلزات دیگر مانند سرب و کادمیم حتی در غلظت کم سمی هستند (۲۲). سرب به‌عنوان القاء کننده تومورهای کلیوی، کاهش رشد و افزایش فشار خون و خطر ابتلا به بیماری‌های قلب و عروق برای بزرگسالان شناخته شده است و کادمیم ممکن به اختلالات کلیه، نرمی استخوان و کاهش تولید مثل منجر شود (۱۲).

ارزیابی خطر فرآیندی است که طی آن، احتمال و بزرگی خسارت، هدررفت یا آسیب ناشی از یک خطر و تهدید بالقوه سلامتی تخمین زده می‌شود (۲۹). مدیریت خطر فرآیندی است که در آن نتایج ارزیابی خطر از جنبه‌های مختلف اقتصادی، سیاسی، قانونی و اخلاقی مورد توجه قرار می‌گیرد (۲۸). تصمیم‌گیری‌های مدیریتی زیست‌محیطی براساس ارزیابی خطر و مدیریت خطر انجام می‌شوند. به‌طور کلی، ارزیابی خطر، فراهم کننده اصول علمی برای قانون‌گذاری‌های زیست‌محیطی می‌باشد (۳). هدف کلی ارزیابی خطر، توجه به وضعیت آلودگی خاک، هوا، آب یا رسوبات، بررسی همه راه‌های ممکن برای قرار گرفتن موجودات مورد بررسی در معرض آلودگی، تخمین مقداری از آلاینده که وارد بدن موجودات زنده مورد بررسی می‌شود و تعیین آثار منفی بالقوه این مقدار آلاینده بر آن موجودات می‌باشد (۳). فرآیند عمومی ارزیابی خطر شامل یک یا تعدادی از مراحل زیر است:

خطر فلزات سنگین به‌طور عمده به دو نوع اثرات سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی تقسیم می‌شود (۲۹). روش‌های ارزیابی آثار غیرسرطان‌زایی تخمین کمی از احتمال این اثرها ارائه نمی‌دهند. در ارزیابی آثار غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین تابعی به‌نام نسبت خطر (THQ, Target Hazard Quotient) استفاده می‌شود، که عبارتست از نسبت غلظت آلاینده مورد نظر به یک مقدار استاندارد (RfD, Oral Reference Dose) است (۲۹). RfD ورود روزانه یک آلاینده به بدن یک فرد در طول دوره زندگی وی، بدون بروز خطر قابل توجه می‌باشد. واحد RfD معمولاً میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن بدن بر روز است. RfD می‌تواند از تقسیم بر فاکتور ایمنی (NOAEL, No Observable Adverse Effect Level) (بین ۱۰ تا ۱۰۰) محاسبه گردد و برای مقایسه بین گونه‌ها، همچنین برای مطالعات مربوط به قرارگیری مزمن، نیمه مزمن و حاد در برابر یک آلاینده قابل تغییر و تنظیم می‌باشد. این فاکتور مربوط به برون‌یابی تبدیل داده‌های مربوط به آزمایش‌های حیوانی به انسان می‌باشد (۳۰). THQ کوچک‌تر از یک نشان می‌دهد که احتمالاً خطر قابل توجهٔ در دوره زندگی متوجه فرد نخواهد بود (۲۹). اگر تناوب

و میزان در معرض آلاینده بودن افزایش یابد، احتمال بروز آثار منفی آن نیز افزایش خواهد یافت (۳۱). در سطح جهان مطالعات متعددی درباره ارزیابی خطر عناصر سنگین صورت گرفته است که از جمله می‌توان به مطالعه وانگ و همکاران (۳۳) در بررسی ارزیابی ریسک سلامتی عناصر سنگین از طریق مصرف سبزیجات و ماهی در تیاجین چین گزارش کردند که مقدار THQ در کودکان تقریباً ۱/۵ تا ۳/۵ برابر بزرگ‌تر از بزرگسالان است. بو و همکاران (۶) ارزیابی ریسک برای ساکنان بیگنیگ چین را از طریق مصرف سبزیجات انجام دادند. نتایج آنها نشان داد که در بین هفت عنصر مورد مطالعه (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Cd و Zn) آرسنیک بالاترین مشارکت را در مقدار HI را داشته است. مقدار HI کل برای سه گروه سنی مورد مطالعه (کودکان، بزرگسالان و سالخوردگان) کمتر از یک شد. یعنی ساکنان از طریق مصرف سبزیجات در محدوده امن سلامت قرار دارند.

زانگ و همکاران (۳۶) ریسک سلامت جمعیت را به‌علت بلع عناصر سنگین در شهر صنعتی هولادو (Huludao) چین مورد بررسی قرار دادند. نتایج آنها نشان داد که مقدار HI در هر دو گروه سنی بالاتر از یک شد. غلات، محصولات دریایی و سبزیجات مهم‌ترین منبع خوردن عناصر سنگین در بزرگسالان و کودکان بود و میوه، شیر، گوشت و تخم مرغ مشارکت ثانویه دارند (۳۶). در ایران مطالعات زیادی در مورد ارزیابی خطر انجام نشده است، از جمله موارد معدود این مطالعات می‌توان به عقیلی و همکاران (۴ و ۵) که ارزیابی خطر ناشی از مصرف محصولات گلخانه‌ای خیار، گوجه‌فرنگی، فلفل دلمه‌ای در استان‌های اصفهان و قم و همچنین مطالعه چاوشی و همکاران (۸) که به ارزیابی خطر ناشی از فلوراید از مسیرهای خاک و آب و گیاه برای سلامتی ساکنین استان اصفهان پرداخته است، اشاره کرد. هدف از این تحقیق، ارزیابی خطر عناصر سنگین برای سلامتی انسان از طریق مصرف گندم، سیب‌زمینی، ذرت و خوردن تصادفی خاک در استان همدان می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

استان همدان با وسعت ۱۹۵۴۷ کیلومترمربع، حدوداً ۱/۲ مساحت کل کشور را تشکیل می‌دهد. این استان بین مدارهای ۳۳ درجه و ۵۹ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۴۸ دقیقه عرض شمالی از خط استوا و ۴۷ درجه و ۳۴ دقیقه تا ۴۹ درجه و ۳۶ دقیقه طول شرقی از نصف‌النهار گرینویچ قرار گرفته است. استان همدان یکی از قطب‌های مهم کشاورزی ایران می‌باشد. از جمله محصولات عمده آن می‌توان به گندم، جو، یونجه و سیب‌زمینی اشاره کرد (۲). نمونه‌برداری در تابستان ۱۳۸۷ از مزارع سیب‌زمینی، گندم و ذرت انجام گرفت. تعداد ۳۹ نمونه گندم، ۱۲ نمونه ذرت و ۲۸ نمونه سیب‌زمینی از مزارع کل استان همدان برداشت شد. برای برداشت نمونه‌های گیاهی تعداد ۵ نمونه از هر گیاه در یک مزرعه برداشت شده و برای ایجاد یک نمونه مرکب با هم ترکیب شدند. نمونه‌های گیاهی در فصل برداشت محصول و از اندام خوارکی برداشته شدند. نمونه‌های گیاهی شامل دانه‌های گندم و ذرت و غده‌های سیب‌زمینی در دمای ۷۵ درجه سلسیوس قرار داده شد تا به وزن ثابت برسد. سپس نمونه‌ها جهت انجام تجزیه‌های آزمایشگاهی آسیاب شدند. سپس ۱ گرم از هر نمونه توزین شد. به‌منظور تعیین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌ها توسط HNO_3 و H_2O_2 هضم شدند (۲۱) و توسط دستگاه ICP-AES اندازه‌گیری شد (۱۱). نمونه‌برداری خاک براساس روش سیستماتیک تصادفی انجام گرفت. برای این‌کار ابتدا منطقه مورد مطالعه به شبکه‌های ۵×۵ کیلومتر تقسیم‌بندی شد. براساس شناختی که از منطقه حاصل شده بود مناطقی که شدت استفاده از زمین زیاد بود فاصله شبکه‌ها ۲/۵×۲/۵ کیلومتر و در مناطقی که شدت استفاده از زمین کمتر بود و همچنین براساس تصاویر ماهواره‌ای و نقشه‌های توپوگرافی مناطقی که صعب‌العبور بودند فاصله شبکه‌ها ۱۰×۱۰ کیلومتر انتخاب و محل تلاقی شبکه‌ها به‌عنوان موقعیت نقاط نمونه‌برداری انتخاب شد. نمونه‌ها از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری خاک برداشته شدند. با توجه به نزدیکی نقاط

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-27]
[DOR: 20.1001.1.24763594.1394.19.74.3.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.jstnar.19.74.3]

جدول ۱. پارامترهای مورد استفاده در تعیین در معرض قرارگیری روزانه نسبت به عناصر سنگین برای افراد ساکن در استان همدان (۱۶، ۲۹، ۳۱ و ۳۲)

پارامتر	واحد	پسران	دختران	مردان	زنان	مردان سالخورده	زنان سالخورده
ED	year	۴	۴	۲۷	۲۷	۱۵	۱۵
وزن بدن	kg	۱۷	۱۶/۲	۷۵	۶۲/۵	۷۶/۸	۶۷/۳
نرخ خورده شدن تصادفی خاک	mg d	۲۰۰	۲۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰
EF	$d\ y^{-1}$	۳۶۵	۳۶۵	۳۶۵	۳۶۵	۳۶۵	۳۶۵
نرخ خوردن گندم	$g\ d^{-1}$	۱۰۰	۱۰۰	۳۰۰	۳۰۰	۳۰۰	۳۰۰
نرخ خوردن سیب‌زمینی	$g\ d^{-1}$	۴۰	۴۰	۱۵۷	۱۵۷	۱۵۷	۱۵۷
نرخ خوردن ذرت	$g\ d^{-1}$	۰/۶۳	۰/۶۳	۲/۱۹	۲/۱۹	۲/۱۹	۲/۱۹

نمونه‌برداری خاک، نمونه گیاه برداشت شد بدین معنی که نمونه گیاه با خاک جفت شدند. عصاره‌گیری برای تعیین غلظت فلزات سنگین در خاک نیز با روش هضم HC_1 وHNO_3 صورت گرفت (۷). غلظت عناصر سنگین با استفاده از دستگاه ICP-AES اندازه‌گیری شد (۱۱).

ارزیابی خطر

پتانسیل خطر (THQ) از طریق فرمول معرفی شده توسط سازمان حفاظت از محیط زیست امریکا (USEPA) محاسبه گردید (۲۹ و ۳۰):

$$THQ = (DIM \times FI \times EF \times ED)/RfD \times BW \times AT \quad [1]$$

که در آن DIM = مقدار فلز خورده شده روزانه ($mg\ person^{-1}\ day^{-1}$)، FI= مقداری از آلاینده که از طریق ماده خورده شده جذب بدن می‌شود (بدون واحد). میانگین این ضریب ۰/۲۵ است و مقدار آن در بدترین و محافظه‌کارانه‌ترین حالت ۰/۴ می‌باشد (۲۴). در این مطالعه مقدار ۰/۴ که می‌تواند بیانگر ۹۵٪ بالای احتمال خطر باشد، استفاده شد. EF= تناوب مصرف در سال ($d\ y^{-1}$)، ED= تعداد سال‌هایی که از این ماده خوارکی استفاده می‌شود. این عامل در محاسبه احتمال خطرپذیری بیماری‌های غیرسرطانی ۷۰ سال در نظر گرفته می‌شود (y). BW= وزن بدن (kg)، AT= میانگین دوره زمانی که فرد در طول حیات در معرض آلاینده قرار می‌گیرد(جدول ۱). در محاسبه خطرپذیری غیرسرطانی:

$$AT=365\ (d\ y^{-1}) \times ED\ (y) \quad [2]$$

THQ میزان خطر غیرسرطانی و RfD غلظت مرجع یا مبنا ($mg\ kg^{-1}\ d^{-1}$) می‌باشد.

مقدار ورود آلاینده به بدن انسان:

$$DIM = CF \times IR \quad [3]$$

CF= نرخ خورده شدن ($kg\ person^{-1}\ day^{-1}$)

IR= غلظت آلاینده در ماده خورده شده ($mg\ kg^{-1}$) (جدول ۱)

شاخص خطرپذیری (ارزیابی تجمعی خطر):

خطر تجمعی غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین (شاخص خطرپذیری) از مسیرها و منابع مختلف از فرمول زیر به‌دست می‌آید:

$$HI=\sum_{i=1}^{n} THQ \quad [4]$$

نتایج و بحث

غلظت فلزات سنگین در گیاهان خوارکی و خاک استان همدان

میانگین، حداکثر و حداقل غلظت فلزات سنگین در خاک و محصولات زارعی استان همدان در جدول ۲ نشان داده شده

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-27]
[DOR: 20.1001.1.24763594.1394.19.74.3.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.jstnar.19.74.3]

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1394.19.74.3.7]

[DOI: 10.18869/acadpub.jstnar.19.74.3]

جدول ۲. غلظت فلزات سنگین در خاک و محصولات ($mg\ kg^{-1}$) زارعی استان همدان

	Mn	Fe*	Cd	Cr	Cu	Zn	Ni
				خاک			
میانگین	–	۳/۹۴	۰/۱۶	۹۶/۸۱	۳۶/۲	۸۰	۶۹/۰۳
حداقل	–	۱/۸	۰/۱	۳۰	۴/۱	۳۵	۲۶
حداکثر	–	۶	۰/۸۸	۱۸۰	۷۵	۲۰۰	۱۴۰
MAC	–	–	۵	۱۱۰	۲۰۰	۵۰۰	۱۱۰
				گندم			
میانگین	۳۷/۰۵	۳۹/۷۴	۰/۰۲	۱/۹۶	۴/۸۱	۲۲/۷۳	۰/۴۴
حداقل	۲۲	۲۰	۰/۰۱	۰/۹	۲/۹۳	۹/۷	۰/۱
حداکثر	۵۰	۹۰	۰/۰۴	۲/۶	۷/۶۸	۴۸/۴	۰/۹
				سیب زمینی			
میانگین	۸	۴۳/۷	۰/۰۱	۱/۵۷	۵/۸۴	۱۲/۳۴	۰/۹۷
حداقل	۶	۲۰	۰/۰۱	۰/۹	۳/۵۵	۷/۴	۰/۲
حداکثر	۲۵	۱۰۰	۰/۱۶	۲/۵	۱۰/۸۹	۱۶/۲	۲/۵
				ذرت			
میانگین	۸/۳۸	۲۳/۰۸	۰/۰۲	۱/۰۳	۲/۲۳	۲۲/۵۲	۰/۳۲
حداقل	۴	۱۰	۰/۰۱	۰/۷	۰/۹۷	۱۲/۴	۰/۱
حداکثر	۲۷	۴۰	۰/۰۲	۱/۲	۶/۸۲	۳۷/۸	۰/۶
حد بحرانی	–	–	۱۰–۲۰	۱–۱۰	۱۰–۳۰	۱۰۰–۵۰۰	۱۰–۳۰

* غلظت آهن در خاک بر حسب درصد (٪) و در گیاه برحسب $mg\ kg^{-1}$

است. میانگین غلظت همه فلزات سنگین در خاک کمتر از حداکثر غلظت مجاز توصیه شده توسط سازمان محیط زیست ایران می‌باشد (۱). در مورد گیاهان خوارکی به‌جز کروم غلظت بقیه فلزات کمتر از حد بحرانی معرفی شده توسط کاباتا–پندیاس در سال ۲۰۰۱ می‌باشد (۱۸). غلظت کروم در گندم و سیب‌زمینی رشد یافته در استان همدان به‌ترتیب ۱/۹۶ و ۱/۵۷ میلی‌گرم در کیلوگرم بودند که بزرگ‌تر از مرز پایینی حد بحرانی مربوطه به این عنصر (۱۰–۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) می‌باشد.

مقدار کل فلزات سنگین وارد شده به بدن

مقدار کل فلزات سنگین وارد شده به بدن افراد ساکن در استان همدان با در نظر گرفتن مسیرهای مختلف ورود در جدول ۳ نمایش داده شده است. مقدار کل نیکل وارد شده به بدن کودکان و بزرگسالان و سالخوردگان به‌ترتیب $۹/۶۸\times۱۰^{-۲}$، $۲/۹۲\times۱۰^{-۱}$ و $۲/۹۲\times۱۰^{-۱}$ می‌باشد که از مقدار مجاز توصیه شده روزانه (RDA, Recommended Daily Intake) برحسب میلی‌گرم بر روز و بالاترین حد قابل تحمل خوردن (UL, Upper Tolerable Daily Intakes) بر حسب میلی‌گرم در روز سفارش شده توسط سازمان دارو و غذا امریکا (جدول ۴) نیکل

جدول ۳. مقدار کل فلزات وارد شده به بدن ($mg\ d^{-1}$) از مسیرهای مختلف

عنصر / گروه‌های سنی و جنسی	Mn	Fe	Cd	Cr	Cu	Zn	Ni
ورود از طریق مصرف گندم ($mg\ d^{-1}$)							
کودکان <۶سال	۳/۷۰	۳/۹۷	۰/۰۰۲	۰/۱۹	۰/۴۸	۲/۲۷	۰/۰۴۴
بزرگسالان	۱۱/۱۱	۱۱/۹۲	۰/۰۰۶	۰/۵۸	۱/۴۴	۶/۸۱	۰/۱۳
سالخوردگان	۱۱/۱۱	۱۱/۹۲	۰/۰۰۶	۰/۵۸	۱/۴۴	۶/۸۱	۰/۱۳
ورود از طریق مصرف سیب‌زمینی($mg\ d^{-1}$)							
کودکان <۶سال	۳/۷۰	۳/۹۷	۰/۰۰۲	۰/۱۹	۰/۴۸	۲/۲۷	۰/۰۴۴
بزرگسالان	۱/۲۵	۶/۸۶	۰/۰۰۱	۰/۲۴	۰/۹۱	۱/۹۳	۰/۱۵
سالخوردگان	۱/۲۵	۶/۸۶	۰/۰۰۱	۰/۲۴	۰/۹۱	۱/۹۳	۰/۱۵
ورود از طریق مصرف ذرت ($mg\ d^{-1}$)							
کودکان <۶سال	$۵/۲۸\times۱۰^{-۳}$	$۱/۴۵\times۱۰^{-۲}$	$۱/۲۶\times۱۰^{-۵}$	$۶/۴۹\times۱۰^{-۴}$	$۱/۴۰\times۱۰^{-۳}$	$۱/۴۲\times۱۰^{-۲}$	$۲/۰۲\times۱۰^{-۴}$
بزرگسالان	$۱/۸۴\times۱۰^{-۲}$	$۵/۰۵\times۱۰^{-۲}$	$۴/۳۸\times۱۰^{-۵}$	$۲/۲۶\times۱۰^{-۳}$	$۴/۸۸\times۱۰^{-۳}$	$۴/۹۳\times۱۰^{-۲}$	$۷/۰۱\times۱۰^{-۴}$
سالخوردگان	$۱/۸۴\times۱۰^{-۲}$	$۵/۰۵\times۱۰^{-۲}$	$۴/۳۸\times۱۰^{-۵}$	$۲/۲۶\times۱۰^{-۳}$	$۴/۸۸\times۱۰^{-۳}$	$۴/۹۳\times۱۰^{-۲}$	$۷/۰۱\times۱۰^{-۴}$
ورود از طریق مصرف خاک ($mg\ d^{-1}$)							
کودکان <۶سال	-	۷/۸۸	$۳/۲۰\times۱۰^{-۵}$	$۱/۹۴\times۱۰^{-۲}$	$۷/۲۴\times۱۰^{-۳}$	$۱/۶۰\times۱۰^{-۲}$	$۱/۳۸\times۱۰^{-۲}$
بزرگسالان	-	۳/۹۴	$۱/۶۰\times۱۰^{-۵}$	$۹/۶۸\times۱۰^{-۳}$	$۳/۶۲\times۱۰^{-۳}$	$۸/۰۰\times۱۰^{-۳}$	$۶/۹۰\times۱۰^{-۳}$
سالخوردگان	-	۳/۹۴	$۱/۶۰\times۱۰^{-۵}$	$۹/۶۸\times۱۰^{-۳}$	$۳/۶۲\times۱۰^{-۳}$	$۸/۰۰\times۱۰^{-۳}$	$۶/۹۰\times۱۰^{-۳}$
مقدار کل عناصر خورده شده							
کودکان <۶سال	۴/۰۳	۱۳/۶۱	۰/۰۰۲۴	۰/۲۷۸	۰/۷۲۳	۲/۷۹۶	۰/۰۹۶
بزرگسالان	۱۲/۳۸	۲۲/۷۷	۰/۰۰۷۶	۰/۸۴۶	۲/۳۶	۸/۸۱	۰/۲۹۱
سالخوردگان	۱۲/۳۸	۲۲/۷۷	۰/۰۰۷۶	۰/۸۴۶	۲/۳۶	۸/۸۱	۰/۲۹۱

جدول ۴. مقادیر UL، RDA و RfD (۱۳، ۱۴، ۱۷، ۱۹ و ۲۷)

	واحد	Mn	Fe	Cd	Cr	Cu	Zn	Ni
UL	$mg\ d^{-1}$	۱۱	۴۵	۰/۰۶۴		۱۰	۴۰	۱/۰
RDA بزرگسالان	$mg\ d^{-1}$	۲/۳	۸	۰/۰	*۲۵	۰/۹	۱۱	۰/۵
RDA کودکان	$mg\ d^{-1}$				*۱۱-۱۵	۰/۳۴-۰/۴۴	۳-۵	۰/۲-۰/۳
RfD	$mg\ kg^{-1}\ d^{-1}$	۰/۱۴	۰/۷	۰/۰۰۱	۱/۵	۰/۰۴	۰/۳	۰/۰۲

*. برحسب میکروگرم در روز می‌باشد

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-27]
[DOR: 20.1001.1.24763594.1394.19.74.3.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.jstnar.19.74.3]

کمتر می‌باشد. در همه گروه‌های سنی سیب‌زمینی و گندم به‌ترتیب بیشترین سهم را در ورود نیکل به بدن دارند. مقدار کل مس ورودی روزانه به بدن کودکان، بزرگسالان و افراد مسن‌تر از ۵۵ سال ساکن در منطقه مطالعاتی در جدول ۴ نشان داده شده است. مشاهده می‌شود که میزان ورود مس به بدن در هر سه گروه سنی بزرگ‌تر از مقدار RDA و UL مس می‌باشد. در سه گروه سنی بیشترین مقدار ورود مس به بدن به‌ترتیب توسط گندم و سیب‌زمینی می‌باشد

مقدار کل روی وارد شده به بدن کودکان، بزرگسالان و سالخوردگان کمتر از RDA و UL روی می‌باشد. در مورد روی گندم مهم‌ترین مسیر ورود روی به بدن است. خوردن سیب‌زمینی و ذرت و خورده شدن تصادفی خاک در مراتب بعدی اهمیت قرار دارند. مقدار آهن وارد شده به بدن در هر سه گروه سنی مورد مطالعه کمتر از UL آهن می‌باشد.

مقدار کل کادمیم ورودی روزانه به بدن کودکان، بزرگسالان و سالخوردگان در استان همدان به‌ترتیب به شرح زیر بوده است: $۳/۴۴\times۱۰^{-۳}$، $۷/۶۳\times۱۰^{-۳}$ و $۷/۶۳\times۱۰^{-۳}$ میلی‌گرم در روز است. مقدار کادمیم ورودی به بدن در هر سه گروه سنی کمتر از UL کادمیم می‌باشد.

مقدار کل منگنز وارد شده به بدن در هر سه گروه مورد مورد مطالعه بالاتر از مقدار RDA و UL منگنز می‌باشد. در مورد همه گروه‌های سنی مورد مطالعه، مصرف گندم بیشترین سهم (۸۹٪ برای بزرگسالان و ۹۱٪برای کودکان) را در مقدار کل منگنز روزانه وارده به بدن افراد داشت و سیب‌زمینی و ذرت در درجات دوم و سوم اهمیت قرار می‌گیرند. مقدار کل کروم وارد شده به بدن کودکان، بزرگسالان و سالخوردگان بالاتر از مقدار توصیه شده می‌باشد.

ارزیابی خطر

خطرات غیرسرطانی مربوط به فلزات سنگین با در نظر گرفتن همه مسیرهای ممکن و برای همه گروه‌های سنی و جنسی افراد در شکل‌های ۱ و ۲ نشان داده شده‌اند. در بین فلزات مورد بررسی از طریق مسیر خوردن، منگنز دارای بالاترین پتانسیل خطر برای ساکنین منطقه است.

مقدار THQ برای هر عنصر خاص از طریق مصرف هر کدام از محصولات مورد نظر و خاک زیر یک است که این موضوع بدین‌معناست که خطر ناشی از این مسیرها و این فلزات در محدوده قابل قبول قرار دارد. پتانسیل پایین خطر کروم برای سلامت انسان در همه گروه‌های سنی مورد مطالعه، ممکن است به‌دلیل RfD به‌نسبت بالای آن باشد. سمیت کروم مستقیماً به درجه اکسیداسیون آن (III و VI) بستگی دارد. حلالیت و تحرک کروم III در خاک‌ها بسیار پایین‌تر از کروم VI است و معمولاً حلالیت و تحرک کروم VI در خاک بالاست (۲۵). کروم VI تحت شرایط اسیدی معده به کروم III تبدیل می‌شود (۱۰). در گروه سنی کودکان، THQ ناشی از مصرف هر عنصر به‌وسیله گندم، سیب‌زمینی و ذرت به‌صورت زیر کاهش می‌یابد:

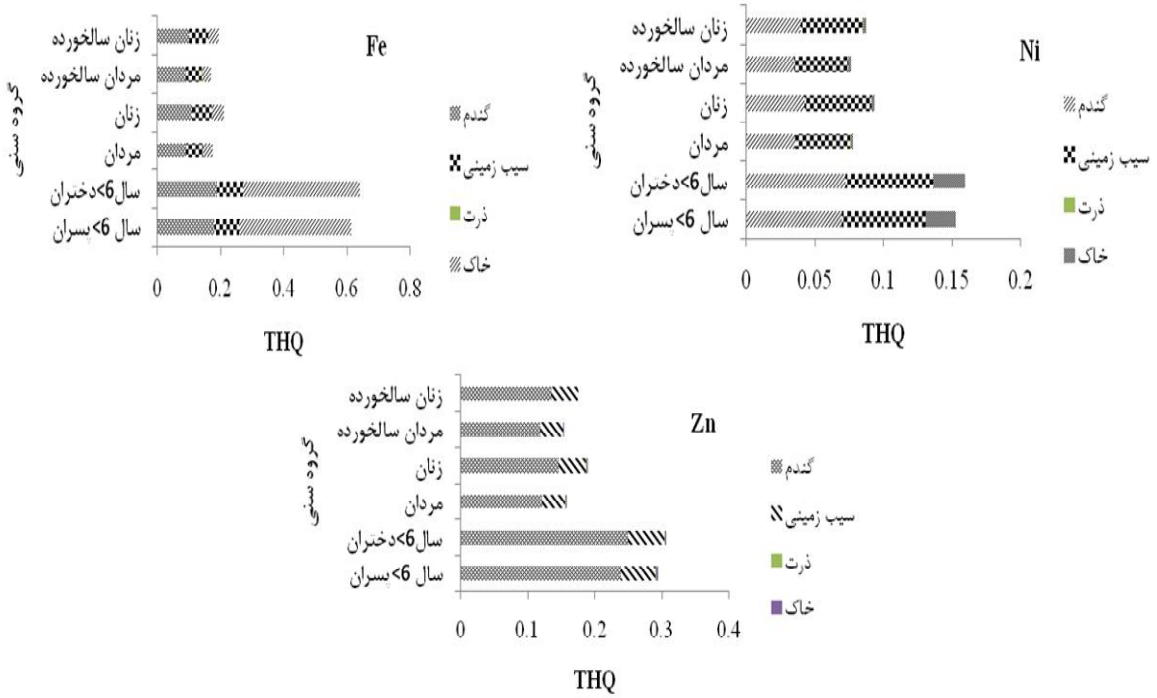
$$Mn> Fe> Cu> Zn> Ni>Cd>Cr \qquad [۵]$$

در گروه سنی افراد بزرگسالان و سالخوردگان THQ ناشی از مصرف هر عنصر با محصولات کشاورزی مورد آزمایش مانند گروه سنی کودکان می‌باشد و به‌ترتیب منگنز و کروم بیشترین و کمترین THQ را به‌خود اختصاص می‌دهند. صالحی‌پور و همکاران (۲۶) در بررسی ارزیابی خطر عناصر سنگین بر سلامت انسان از طریق مصرف محصولات کشاورزی در استان اصفهان نشان دادند که مقدار THQ برای آرسنیک و سرب بزرگ‌تر از ۱ برای گروه‌های سنی کودکان، بزرگسالان و سالخوردگان برآورد کردند.

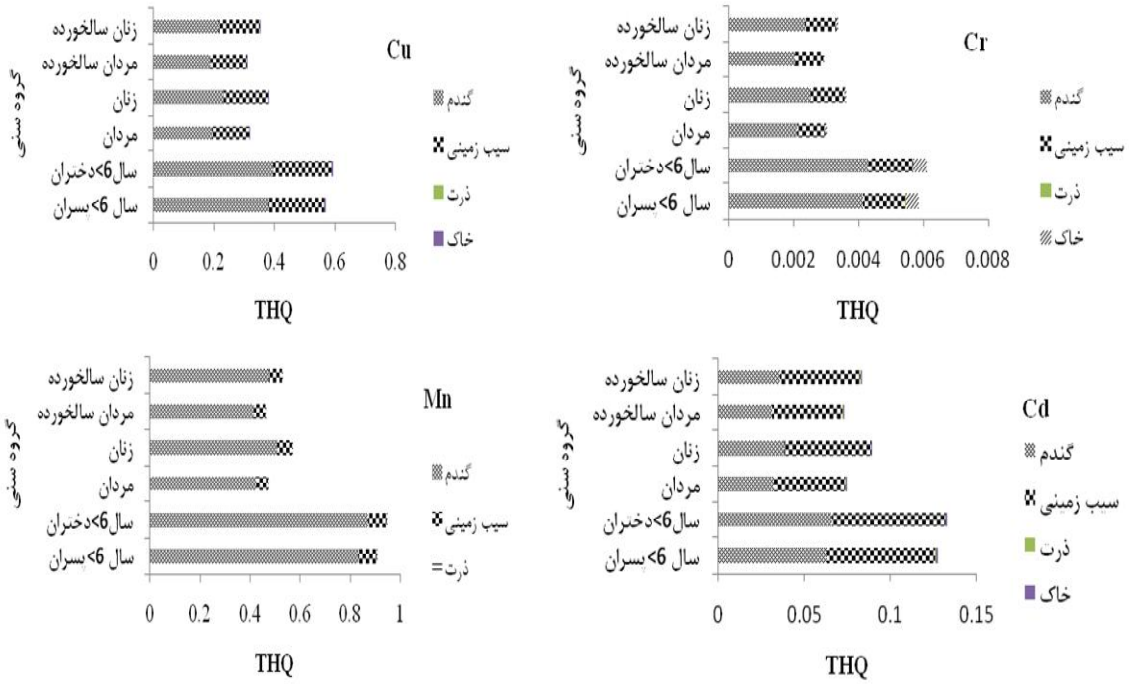
شاخص خطرپذیری کل (HI)

مقدار HI (ارزیابی تجمعی خطر)، مجموع مسیرهای مختلف و آلاینده‌های مختلف از منابع گوناگون می‌باشد. مقدار HI برای گروه سنی کودکان در پسران و دختران به‌ترتیب ۲/۶۱ و ۲/۷۳ می‌باشد و مقدار HI برای گروه سنی بزگسالان و سالخوردگان در مردان و زنان به‌ترتیب برابر با ۱/۲۷، ۱/۵۲، ۱/۲۴ و ۱/۴۱ می‌باشد (شکل۳). اگر HI در محدوده ۳-۱ باشد نشان دهنده این است که خطر در محدوده کمینه قرار دارد. با توجه به

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-27]
[DOR: 20.1001.1.24763594.1394.19.74.3.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.jstnar.19.74.3]



شکل ۱. خطر غیرسرطانی ناشی از قرار گرفتن در معرض Ni، Fe و Zn



شکل ۲.خطر غیرسرطانی ناشی از قرار گرفتن در معرض Cu، Cr، Mn و Cd

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-27]
[DOR: 20.1001.1.24763594.1394.19.74.3.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.jstnar.19.74.3]



شکل ۳. شاخص خطرپذیری کل ناشی از مصرف محصولات کشاورزی (گندم، ذرت و سیب‌زمینی) در استان همدان

این‌که این نسبت خارج قسمت غلظت عناصر به حداکثر غلظتی از آن عنصر است که در بدن ایجاد مشکل نمی‌کند، رسیدن آن به یک و بالاتر از یک نشان دهنده احتمال بالای خطرپذیری می‌باشد. لذا با توجه به این‌که در هر سه گروه سنی مورد مطالعه مقدار HI بالاتر از یک می‌تواند نشان دهنده احتمال خطر ناشی از عناصر مورد مطالعه از مسیر خوردن گندم، سیب‌زمینی و ذرت برای همه گروه‌های سنی مورد مطالعه در این پژوهش در استان همدان به‌طور جدی وجود دارد.

مقدار HI در افراد کودکان بیشتر از بزرگسالان و سالخوردگان است. این موضوع نشان دهنده این است که کودکان بیشتر در معرض تأثیرات غیرسرطانی از طریق مصرف گندم، سیب‌زمینی و ذرت نسبت بزرگسالان هستند.

میزان مشارکت نسبی برای گندم در HI به‌ترتیب برابر با ۶۷٪، ۷۲٪ و ۷۲٪ برای کودکان، بزرگسالان و سالخوردگان می‌باشد این نشان دهنده این است که مصرف گندم مهم‌ترین مسیر ورود عناصر سنگین به بدن انسان در استان همدان می‌باشد و سیب‌زمینی و خاک و ذرت به‌ترتیب در مراتب بعدی قرار دارند.

محمود و مالیک (۲۳) در بررسی ارزیابی خطر عناصر سنگین از طریق مصرف سبزیجات آبیاری شده با فاضلاب بر سلامت انسان گزارش کردند که کادمیم و منگنز به‌طور شدید سلامت انسان مصرف کننده از سبزیجات را تهدید می‌کند. همچنین هو و همکاران (۱۵) گزارش کردند که میزان ورود Cd، Pb، Cu و Zn از طریق مصرف سبزیجات در نانجینگ چین کمتر از UL و مقدار THQ کمتر از یک برای کودکان و بزرگسالان می باشد که آنها بیان داشتند که عناصر سنگین از طریق مصرف سبزیجات سلامت مصرف کننده را تهدید نمی‌کند ولی بایستی به خطر تجمع در طولانی مدت عناصر سنگین مخصوصا در کودکان توجه شود. همچنین در ارتباط با ارزیابی خطر عناصر سنگین بر سلامت انسان از طریق مصرف محصولات کشاورزی و خاک می‌توان به مطالعه عقیلی و همکاران (۴ و ۵) در استان اصفهان و قم، یگانه و همکاران (۳۴ و ۳۵) در استان همدان و خوشگفتارمنش و همکاران (۲۰) در استان اصفهان اشاره کرد.

نتیجه‌گیری

مصرف غذا به‌عنوان مهم‌ترین مسیر قرارگیری انسان در معرض فلزات سنگین شناخته شده است که از این طریق می‌تواند سلامت انسان را مورد تهدید قرار دهد. پتانسیل خطر برای همه عناصر سنگین مورد مطالعه ناشی از مصرف یک محصول کمتر از یک می‌باشد که نشان می‌دهد احتمال اثرات سوء بیماری‌های غیرسرطانی برای عناصر مورد مطالعه از مصرف محصولات کشاورزی به تنهایی وجود ندارد. میزان شاخص خطرپذیری کل برای همه گروه‌های سنی مورد مطالعه بالاتر از ۱ به‌دست آمد و

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-27]
[DOR: 20.1001.1.24763594.1394.19.74.3.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.jstnar.19.74.3]

نشان دهنده این‌است که احتمال خطر ناشی از عناصر مورد مطالعه از مسیر خوردن گندم، سیب‌زمینی و ذرت برای همه گروه‌های سنی مورد مطالعه در این پژوهش در استان همدان به‌طور جدی وجود دارد. گندم مهم‌ترین مسیر ورود عناصر سنگین به بدن انسان در استان همدان می‌باشد.

منابع مورد استفاده

۱. بی‌نام، ۱۳۹۱، استاندارد کیفیت منابع خاک و راهنماهای آن. سازمان محیط زیست ایران

۲. ایزدی، ع. و ع. عربی. ۱۳۸۷. گزارش عملکرد اداره کل حفاظت محیط زیست استان همدان در زمینه استفاده از GIS در مدیریت محیط زیست. سازمان حفاظت محیط زیست استان همدان.

۳. یگانه، م. ۱۳۹۱. مدل‌سازی روند انباشت عناصر سنگین در خاک‌های سطحی استان همدان و تعیین خطرپذیری ناشی از آن برای سلامت انسان. رساله دکتری خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

4. Aghili, F., A. H. Khoshgoftarmanesh, M. Afyuni and R. Schulin. 2009. Health risks of heavy metals through consumption of greenhouse vegetables grown in central Iran. Hum. Ecol. Risk Assess. 15:999-1015.
5. Aghili, F., A. H. Khoshgoftarmanesh, M. Afyuni and M. Mobli. 2012. Mineral and ascorbic acid concentrations of greenhouse- and field-grown vegetables: implications for human health. Inter J. Vegetable Sci. 18: 64 -77.
6. Bo, S., L. Mei1, C. Tongbin, Z. Yuanming, X. Yunfeng, L. Xiaoyan and G. Ding. 2009. Assessing the health risk of heavy metals in vegetables to the general population in Beijing, China. J. Environ. Sci. 21: 1702-1709.
7. Burt, R., M. A. Wilson and M. D. S. Mays. 2003. Major and trace elements of selected pedons in the USA. J Environ. Qual. 32:2109-2121.
8. Chavoshi, E. M. Afyuni, M. A. Hajabbasi, A. H. Khoshgoftarmanesh, K. C. Abbaspour, H. Shariatmadari and N. Mirghafari. 2011. Health risk assessment of fluoride exposure in soil, plants, and water at Isfahan, Iran. Hum. Ecol. Risk Assess. 17: 414-430.
9. Chrisakos, G. 1998. Spatiotemporal information systems in soil and environmental sciences. Geoderma. 85: 141-179.
10. DeFlora, S., A. Camoirano, M. Bagnasco, C. Bennicelli, G. E. Corbett and B. D. Kerger. 1997. Estimates of the chromium (VI) reducing capacity in human body compartments as a mechanism for attenuating its potential toxicity and carcinogenicity. Carcinogenesis. 18: 531- 537.
11. Demirak, A., F. Yilmaz, A. L. Tuna and N. Ozmdemir. 2006. Heavy metals in water, sediment and tissues of Leuciscus cephalus from a stream in southwestern Turkey. Chemosphere. 63:1451-8
12. FDA (Food and Drug Administration). 2001. Dietary reference intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc. Report of the Panel on Micronutrients. National Academy Press, Washington, DC, Food and Drug Administration. Dietary supplements. Center for Food Safety and Applied Nutrition.
13. Food and Nutrition Board. 2004. Dietary reference intakes (DRIs) recommended intakes for individuals. Institute of Medicine, National Academy of Sciences.
14. Garcia-Rico, L., J. Leyva-Perez, J. Marini. 2007. Content and daily intake of copper, zinc, lead, cadmium, and mercury from dietary supplements in Mexico. Food Chem. Toxicol. 45:1599-1605.
15. Hu, W., B. Huang, X. Shi, W. Chen, Y. Zhao and W. Jiao. 2013. Accumulation and health risk of heavy metals in a plot-scale vegetable production system in a peri-urban vegetable farm near Nanjing, China. Ecotoxicol. Environ. Saf. 98: 303-309.
16. International year of the potato. 2008. Potatoes nutrition and diet. www.potato2008.org
17. IRIS, 2003. Integrated risk information system database. US Environmental Protection Agency
18. Kabata-Pendias, A. 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
19. Khan, S., Q. Cao, Y. M. Zheng, Y. Z. Huang and Y. G. Zhu. 2008. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. Environ. Pollut. 152:686-692.
20. Khoshgoftarmanesh, A. H., F. Aghili and A. Sanaeiostovar. 2009. Daily intake of heavy metals and nitrate through greenhouse cucumber and bell pepper consumption and potential health risks for human. Int. J. Food Sci. Nutr. 60: 199-208.
21. Li, M. S., Y. P. Luo and Z. Y. Su. 2006. Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China. Environ. Pollut. 147:168-75.
22. Llobet, J. M., G. Falco, C. Casas, A. Teixido and J. L. Domingo. 2003. Concentration of arsenic, cadmium, mercury

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-27]
[DOR: 20.1001.1.24763594.1394.19.74.3.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.jstnar.19.74.3]

and lead in common foods and estimated daily intake by children, adolescents, adults, and seniors of Catalonia, Spain. J. Agric. Food Chem. 51:838-842.
23. Mahmood, A., R. N. Malik. 2014. Human health risk assessment of heavy metals via consumption of contaminated vegetables collected from different irrigation sources in Lahore, Pakistan. Arabian J. Chem. 7: 91-99.
24. Powers, K. M., T. Smith-Weller, G. M. Franklin, W. T. Longstreth, P. D. Swanson and H. Checkoway. 2003. Parkinson's disease risks associated with dietary iron, manganese, and other nutrient intakes. Neurology. 60:1761-1766.
25. Robson, M. 2003. Methodologies for assessing exposures to metals: Human host factors. Ecotoxicol. Environ. Saf. 56:104-109.
26. Salehipour, M., H. Ghorbani, H. Kheirabadi and M. Afyuni. 2015. Health Risks from Heavy Metals via Consumption of Cereals and Vegetables in Isfahan Province, Iran. Hum. Ecol. Risk Assess. 00: 1-16.
27. Singh, V. and A. N. Garg. 2006. Availability of essential trace elements in Indian cereals, vegetables and spices using INAA and the contribution of spices to daily dietary intake. Food Chem. 94:81-89.
28. USEPA (US Environmental Protection Agency). 2000. Human health risk assessment: Risk-based concentration table. [http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rbconcentration_table/Generic_Tables/index.htm].
29. USEPA. 2000. Risk-based concentration table. Office of Health and Environmental Assessment, Washington DC, USA.
30. USEPA. 1997. Exposure factors handbook. National Center for Environmental Assessment. EPA/600/R-09/052A. Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC, USA.
31. USEPA. 1989. Risk assessment guidance for superfund. Human Health Evaluation Manual, Part A. EPA/540/1-89/002. Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC, USA.
32. USEPA. 2007. Concepts, methods and data sources for cumulative health risk assessment of multiple chemicals, exposures and effects: A resource document, EPA/600/R-06/013F. National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, USA.
33. Wang, X., T. Sato, B. Xing and S. Tao. 2005. Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish. Sci. Total. Environ. 350: 28- 37.
34. Yeganeh, M., M. Afyuni, A. H. Khoshgoftarmanesh, A. R. Soffianian and R. Schulin. 2012. Health Risks of Metals in Soil, Water, and Major Food Crops in Hamedan Province, Iran. Human Ecol Risk Assess 18: 547-568
35. Yeganeh, M., M. Afyuni, A. H. Khoshgoftarmanesh, L. Khodakaramib, M. Amini, A. R. Soffyanian and R. Schulin. 2013. Mapping of human health risks arising from soil nickel and mercury contamination. J. Hazard Mater 244-245: 225-239.
36. Zheng, N., Q. Wang and D. Zheng. 2007. Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn, and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables. Sci. Total Environ. 383: 81-89.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-27]
[DOR: 20.1001.1.24763594.1394.19.74.3.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.jstnar.19.74.3]