



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

ارزیابی ریسک بهداشتی فلزات سنگین در آب مصرفی توسط خانواده‌های ساکن در برخی روستاهای مازندران

هنگامه ترویجی، سکینه شکوهیان، غلامرضا موسوی، محسن حیدری*

گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده علوم پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله:

زمینه و هدف: در برخی روستاهای استان مازندران امکان آلودگی آب آشامیدنی به انواع آلاینده‌ها بخصوص فلزات سنگین به دلیل عمق کم منابع تامین آب آشامیدنی و نزدیکی این منابع به زمین‌های کشاورزی وجود دارد. بنابراین، اهداف این مطالعه سنجش سطح آلودگی آب مصرفی در برخی روستاهای استان مازندران به فلزات سنگین و ارزیابی ریسک‌های بهداشتی متناسب به آن بودند.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۲/۱۰
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۱/۰۴/۱۲
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۴/۱۵
تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۲۱

روش بررسی: محتوای فلزات آب آشامیدنی در ۳۰ روستای با منبع آب مجزا در استان مازندران سنجش گردید. با توجه به غلظت و سمیت فلزات و مسیر مواجهه از طریق آشامیدن آب، ریسک‌های سرطانزایی و غیرسرطانزایی با استفاده از روش مبتنی بر شبیه سازی مونت کارلو ارزیابی شدند. **یافته‌ها:** مقادیر غلظت آرسنیک، کادمیوم، کروم، نیکل و سرب در آب به ترتیب برابر $<0.18-4/68 \mu\text{g/L}$ ، $<0.3-10/89 \mu\text{g/L}$ ، $<0.15-3/74 \mu\text{g/L}$ ، $<0.105 \mu\text{g/L}$ ، $<1/0-4/26 \mu\text{g/L}$ بودند. مقادیر شاخص خطر (HI) برای ریسک غیرسرطانزایی در اثر مواجهه با فلزات از طریق آشامیدن آب در گروه‌های سنی مختلف در رنج $3/04 \times 10^{-4}$ تا $9/94 \times 10^{-4}$ بودند. مقادیر ریسک سرطانزایی تجمعی مزاد در طول عمر (ELCR_P) برای آرسنیک و کروم به ترتیب برابر $9/72 \times 10^{-8}$ و $6/13 \times 10^{-8}$ بودند.

واژگان کلیدی: آب آشامیدنی، فلزات سنگین، ریسک بهداشتی، روستاهای مازندران

نتیجه‌گیری: نتایج مطالعه نشان داد که خوشبختانه غلظت فلزات در آب آشامیدنی منطقه مورد مطالعه بسیار کمتر از استانداردهای ملی بود و ریسک بهداشتی ناشی از آنها ناچیز بود. بنابراین، آب آشامیدنی در روستاهای مورد مطالعه از نقطه نظر آلودگی به فلزات کیفیت قابل قبولی دارد. با این حال، به دلیل وجود شالیزارهای برنج در برخی روستاهای استان مازندران، پایش مستمر سطح آلودگی منابع آب آشامیدنی در این مناطق ضرورت دارد.

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:
Moheidari@modares.ac.ir

Please cite this article as: Tarviji H, Shekoochian S, Moussavi Gh, Heidari M. Health risk assessment of heavy metals in water consumed by families living in some villages of Mazandaran. Iranian Journal of Health and Environment. 2022;15(2):215-28.



مقدمه

وجود هر حیاتی به آب وابسته است و در دسترس بودن آب قابل مصرف و سالم برای توسعه اجتماعی، صنعتی و کشاورزی و سلامت انسان ضروری است. بنابراین، توسعه پایدار منابع آب بسیار مهم است و مسائل مربوط به ایمنی آب بر سلامت و کیفیت زندگی انسان‌ها تأثیر می‌گذارد (۱). فلزات از مهمترین عناصر موجود در آب آشامیدنی هستند و با توجه به نقش‌شان در متابولیسم بدن انسان به دو گروه فلزات ضروری دارای نقش اساسی در متابولیسم بدن و فلزات غیرضروری دارای اثرات سوء بهداشتی بر سلامت انسان تقسیم می‌شوند (۲). فلزات سنگین موادی غیرقابل تجزیه بیولوژیکی، قابل تجمع در بافت بدن، سمی و حتی سرطانزا هستند. از مهمترین فلزات سنگین دارای اثرات سوء بر روی سلامت انسان می‌توان به آرسنیک، کادمیوم، کروم، نیکل و سرب اشاره کرد. از بین این فلزات آرسنیک، کادمیوم، کروم و نیکل جزو سرطانزاهای شناخته شده و سرب جزو سرطانزاهای احتمالی هستند. آرسنیک و سرب ممکن است ایجاد آنسافوپاتی کنند و کروم، کادمیوم و نیکل بر روی کلیه اثر سوء دارند. از دیگر اثرات این آلاینده‌ها می‌توان به اثر بر سیستم عصبی و قلبی-عروقی و کاهش توانایی یادگیری و تمرکز کودکان توسط سرب، نوروپاتی و اثر بر روی سیستم‌های عصبی و قلبی-عروقی توسط آرسنیک، اختلال در عملکرد سیستم تولید مثل و غدد درون ریز توسط کادمیوم و هموراژ و فیبروز ریوی توسط کروم اشاره کرد (۳-۵).

فلزات سنگین در آب می‌تواند از منابع طبیعی مانند هوازدگی و فرسایش سنگ‌های بستر و منابع انسانی مانند فعالیت‌های کشاورزی، صنایع و معادن بخصوص در منابع آب نزدیک به این منابع آلودگی نشأت بگیرند (۶). از آنجایی که یکی از مسیرهای اصلی مواجهه انسان با آلودگی‌های محیطی بخصوص فلزات سنگین، مصرف آب آشامیدنی حاوی این آلاینده‌ها است، لذا آب آشامیدنی آلوده به فلزات سنگین تهدیدی جدی برای سلامتی انسان به شمار می‌رود (۷). به منظور افزایش درک عموم جامعه و متولیان امر از سطح غلظت آلاینده‌های محیطی بخصوص فلزات سنگین (به عنوان آلاینده‌های سمی، غیرقابل تجزیه بیولوژیکی و قابل تجمع زیستی) در

آب آشامیدنی جهت اتخاذ خطی مشی‌های مدیریتی برای کنترل آن، می‌توان ریسک بهداشتی منتسب به این آلاینده‌ها را با استفاده از مدل‌های مختلف ارزیابی کرد. اخیراً مدل‌های ارزیابی ریسک آلاینده‌های محیطی عمدتاً با رویکرد احتمالی (Probabilistic) اجرا می‌شوند و یکی از این روش‌ها، ارزیابی مبتنی بر شبیه سازی مونت کارلو است (۸). براین اساس، در سال‌های اخیر، برخی مطالعات به بررسی سطح آلودگی منابع آب آشامیدنی در شهرهای مختلف ایران از جمله تربت حیدریه (۹)، بیرجند (۱۰)، همدان (۱۱) و رفسنجان (۱۲) پرداخته‌اند و براساس ارزیابی احتمالی ریسک بهداشتی، سطوح مختلفی از ریسک‌های سرطانزایی و غیرسرطانزایی منتسب به این نوع آلودگی را گزارش کرده‌اند.

یکی از مهمترین مناطق کشت برنج در ایران، مناطق روستایی استان مازندران است، به طوری که سالانه بخش اعظمی از برنج مصرفی کشور از شالیزارهای این استان تولید می‌شود. براساس آمار جهاد کشاورزی، کل سطح زیر کشت و تولید برنج ایران در سال ۱۳۹۵ به ترتیب ۵۹۶ هزار و ۳۵ هکتار و ۲ میلیون و ۹۲۱ هزار و ۴۶ تن بوده است (۱۳). از سوی دیگر، عمق منابع تامین آب در روستاهای استان مازندران معمولاً کم است و لذا می‌تواند تحت تاثیر منابع محلی و سطحی آلودگی بخصوص آلودگی ورودی به شالیزارها ناشی از مصرف سموم و کود کشاورزی و استفاده از آب آبیاری آلوده قرار بگیرد، بطوری که چنین آلودگی‌هایی در منابع آب نزدیک شالیزارها در برخی مناطق دنیا گزارش شده است (۱۴، ۱۵). براین اساس، لازم است در این مناطق میزان آلودگی مصرفی در بخش خانگی به انواع فلزات بخصوص فلزات سنگین که آلاینده‌های با قابلیت تحرک بالا در بستر خاکی هستند (۱۶) و غیرقابل تجزیه و خطرناک هستند مورد بررسی قرار گیرد. لذا، هدف این مطالعه تعیین سطح آلودگی آب آشامیدنی به فلزات سنگین در روستاهای با منبع آب مجزا و دارای کشت برنج و ارزیابی احتمالی ریسک بهداشتی منتسب به فلزات سنگین از طریق آشامیدن آب بود.

مواد و روش‌ها

– منطقه مورد مطالعه و جمع آوری نمونه‌ها

در اینجا RfD_0 مقدار دوز مرجع از مسیر بلعیدن (Oral Reference Dose) برای فلزات سنگین است. در این معادله، برای مقادیر HQ کمتر از ۱، ریسک ایجاد شده قابل توجه نخواهد بود و ریسک در محدوده ایمن است و برای HQ بیش از ۱، مقدار ریسک قابل توجه و فراتر از حد آستانه است (۱۸).

برای برآورد ریسک غیرسرطانزایی ناشی از تمام فلزات مورد مطالعه براساس مقادیر HQ منتسب به هر فلز، شاخص خطر یا (Hazard Index (HI) با استفاده از معادله ۳ محاسبه گردید:

$$HI = \sum_{i=1}^{n} HQ_i \quad (3)$$

در اینجا HQ_i مقدار HQ برای آلاینده i و n تعداد فلزات هستند (۱۹).

ب: ریسک سرطانزایی

دوز دریافت روزانه برای ریسک سرطانزایی با استفاده از معادله ۴ محاسبه شد.

$$EDI = \frac{C_w \times DI \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (4)$$

در این معادله، ED مدت زمان مواجهه، EF فرکانس مواجهه با آلاینده و AT زمان متوسط تاثیرپذیری از آلاینده هستند. برای ریسک سرطانزایی، AT برابر طول عمر در نظر گرفته می‌شود. مقادیر تمام پارامترها در جدول ۱ ارائه شده است.

"ریسک مازاد سرطانزایی در طول عمر" یا (Excess Lifetime Cancer Risk (ELCR)) برای هر دوره مواجهه (کودکی، نوجوانی و بزرگسالی) معیار شاخص ریسک سرطانزایی است که بصورت معادله ۵ محاسبه می‌شود.

$$ELCR = EDI \times CSF_0 \quad (5)$$

در اینجا CSF_0 فاکتور شیب سرطانزایی از مسیر بلعیدن است. برای محاسبه ریسک مازاد سرطانزایی در طول عمر ناشی از مواجهه تجمعی در هر سه دوره سنی از معادله ۶ استفاده گردید:

این مطالعه بر روی ۳۰ خانواده روستایی ساکن ۳۰ روستای دارای کشت برنج و با منبع آب آشامیدنی مجزا در شهرستان‌های قائمشهر، جویبار، سیمرغ، بابل، ساری و بابلسر واقع در استان مازندران انجام گرفت. نمونه برداری در خرداد ماه سال ۱۴۰۰ از خانوارهای روستایی انجام شد. از هر خانواده نمونه آب مورد استفاده برای آشامیدن در ظروف پلی اتیلن دریافت شد و تحت شرایط اسیدی نگهداری شدند. در نهایت غلظت آرسنیک، کادمیوم، سرب، کروم و نیکل آب با استفاده از دستگاه (Inductively coupled plasma optical emission spectrometry) ICP-OES مورد سنجش قرار می‌گرفت. طول موج دستگاه برای شناسایی آرسنیک، سرب، کادمیوم، کروم و نیکل به ترتیب برابر ۱۸۸/۹، ۲۲۰/۳، ۲۱۴/۴، ۲۶۷/۷ و ۲۳۱/۶ nm بود و حد تشخیص دستگاه برای آرسنیک، سرب، کادمیوم، کروم و نیکل به ترتیب برابر ۰/۱۵ ppb، ۰/۰۵ ppb، ۰/۸ ppb و ۰/۳ ppb بود.

– ارزیابی ریسک بهداشتی

در این مطالعه، ریسک‌های سرطانزایی و غیرسرطانزایی منتسب به آب مصرفی از طریق آشامیدن برای گروه‌های سنی کودکان، نوجوانان و بالغین مورد ارزیابی قرار گرفت. برای ارزیابی ریسک بهداشتی، ابتدا متوسط دوز روزانه دریافتی آلاینده از طریق آشامیدن آب براساس معادلات زیر محاسبه گردید (۱۷):

الف: ریسک غیرسرطانزایی

دوز دریافت روزانه برای ریسک غیرسرطانزایی با استفاده از معادله ۱ محاسبه شد.

$$EDI = \frac{C_w \times DI}{BW} \times 10^{-3} \quad (1)$$

در این معادله، EDI دوز دریافت روزانه فلزات سنگین از طریق مصرف آب، C_w غلظت فلزات سنگین در آب، DI مقدار مصرف آب آشامیدنی و BW وزن بدن هستند.

شاخص ریسک غیرسرطانزایی سهم خطر (HQ) است که با استفاده از معادله ۲ بدست آمد:

$$HQ = \frac{CDI}{RfD_0} \quad (2)$$

مبتنی بر شبیه سازی مونت کارلو بود. این شبیه سازی با استفاده از نرم افزار کریستال بال (Crystal Ball) با ۱۰^۵ بار تکرار انجام گرفت. خروجی این نرم افزار بصورت صدک‌های پنجم، پنجاهم (میانه) و نود و پنجم ارائه می‌گردند و قضاوت برای ارزیابی سطح ریسک براساس مقدار صدک نود و پنجم شاخص‌های ریسک سرطانزایی و غیرسرطانزایی بود. محاسبات آماری بصورت آمار توصیفی بر روی غلظت فلزات در آب با استفاده از نرم افزار Excel انجام گرفت.

$$ELCR_T = ELCR_C + ELCR_T + ELCR_A \quad (۶)$$

در اینجا، $ELCR_C$ ، $ELCR_T$ و $ELCR_A$ به ترتیب ریسک مازاد سرطانزایی در اثر مواجهه در دوره‌های کودکی، نوجوانی و بزرگسالی هستند (۲۰).

— آمار و محاسبات

در این مطالعه، برآورد ریسک به روش احتمالی (Probabilistic)

جدول ۱- متغیرها و پارامترهای مورد استفاده برای مدل ارزیابی ریسک بهداشتی (۱۰، ۲۱-۲۴)

پارامتر	کودکان	نوجوانان	بالغین	نوع توزیع
DI (L/day)	۱/۲۵±۰/۵۷	۱/۵۸±۰/۶۹	۱/۹۵±۰/۶۴	نرمال
EF (day/year)	۳۶۵	۳۶۵	۳۶۵	ثابت
ED (year)	۶	۱۵	۵۰	ثابت
BW (kg)	Min: ۶/۵, Mode: ۱۵, Max: ۲۶/۱	۴۶/۲۵±۱/۱۸	۱۶/۶۸±۱/۴۸	کودکان: مثلثی نوجوانان و بالغین: لگ-نرمال
AT (day) ^۱	۲۵۵۵۰	۲۵۵۵۰	۲۵۵۵۰	ثابت
RfD (mg/kg.day)	۳/۰×۱۰ ^{-۴} برای آرسنیک، ۱/۰×۱۰ ^{-۴} برای کروم، ۳/۰×۱۰ ^{-۳} برای کروم، ۲/۰×۱۰ ^{-۲} برای نیکل و ۱/۴×۱۰ ^{-۳} برای سرب			ثابت
CSF ^{-۱} ((mg/kg.day) ^{-۱})	۱/۵ برای آرسنیک و ۰/۵ برای کروم			ثابت

^۱ AT=365 day/year×70 year

یافته‌ها

غلظت فلزات در آب

مقادیر آماری غلظت فلزات مورد مطالعه در ۳۰ محل نمونه برداری در جدول ۲ ارائه شده است. بطور کلی در ۳۰ محل نمونه برداری غلظت کادمیوم در تمام نقاط کمتر از $0.05 \mu\text{g/L}$ (حد تشخیص)، غلظت آرسنیک و نیکل در ۲۸ نمونه به ترتیب کمتر از $1 \mu\text{g/L}$ و $0.3 \mu\text{g/L}$ بودند. با این حال، کروم و سرب به ترتیب در ۲۶ و ۱۲ نمونه بالاتر از حد تشخیص بودند. مطابق جدول ۲، غلظت آرسنیک، کروم، نیکل و سرب به ترتیب در رنج $0.15-3.74 \mu\text{g/L}$ ، $0.3-10.89 \mu\text{g/L}$ و $0.8-4.68 \mu\text{g/L}$ ، $0.1-4.26 \mu\text{g/L}$ بود. همانطور که مشخص است غلظت کادمیوم نیز در تمام نمونه‌ها کمتر از حد تشخیص ($0.05 \mu\text{g/L}$) بود.

مقادیر آماری غلظت فلزات مورد مطالعه در ۳۰ محل نمونه برداری در جدول ۲ ارائه شده است. بطور کلی در ۳۰ محل نمونه برداری غلظت کادمیوم در تمام نقاط کمتر از $0.05 \mu\text{g/L}$ (حد تشخیص)، غلظت آرسنیک و نیکل در ۲۸ نمونه به ترتیب کمتر از $1 \mu\text{g/L}$ و $0.3 \mu\text{g/L}$ بودند. با این حال، کروم و سرب به ترتیب در ۲۶ و ۱۲ نمونه بالاتر از حد تشخیص بودند. مطابق جدول ۲، غلظت آرسنیک، کروم، نیکل و سرب به ترتیب در رنج $0.15-3.74 \mu\text{g/L}$ ، $0.3-10.89 \mu\text{g/L}$ و $0.8-4.68 \mu\text{g/L}$ ، $0.1-4.26 \mu\text{g/L}$ بود. همانطور که مشخص است غلظت کادمیوم نیز در تمام نمونه‌ها کمتر از حد تشخیص ($0.05 \mu\text{g/L}$) بود.

جدول ۲- اطلاعات آماری غلظت فلزات در آب مصرفی برای آشامیدن ($\mu\text{g/L}$)

پارامتر	آرسنیک	کادمیوم	کروم	نیکل	سرب
میانگین ^۱	۰/۷۳	<۰/۰۵	۱/۹۷	۰/۶۹	۱/۴۸
میانه	<۱	<۰/۰۵	۱/۹۹	<۰/۳	<۰/۸
حداقل	<۱	<۰/۰۵	<۰/۱۵	<۰/۳	<۰/۸
حداکثر	۴/۲۶	<۰/۰۵	۳/۷۴	۱۰/۸۹	۴/۶۸

^۱ در محاسبه میانگین، مقادیر کمتر از حدود تشخیص با نصف حدود تشخیص جایگزین شدند.

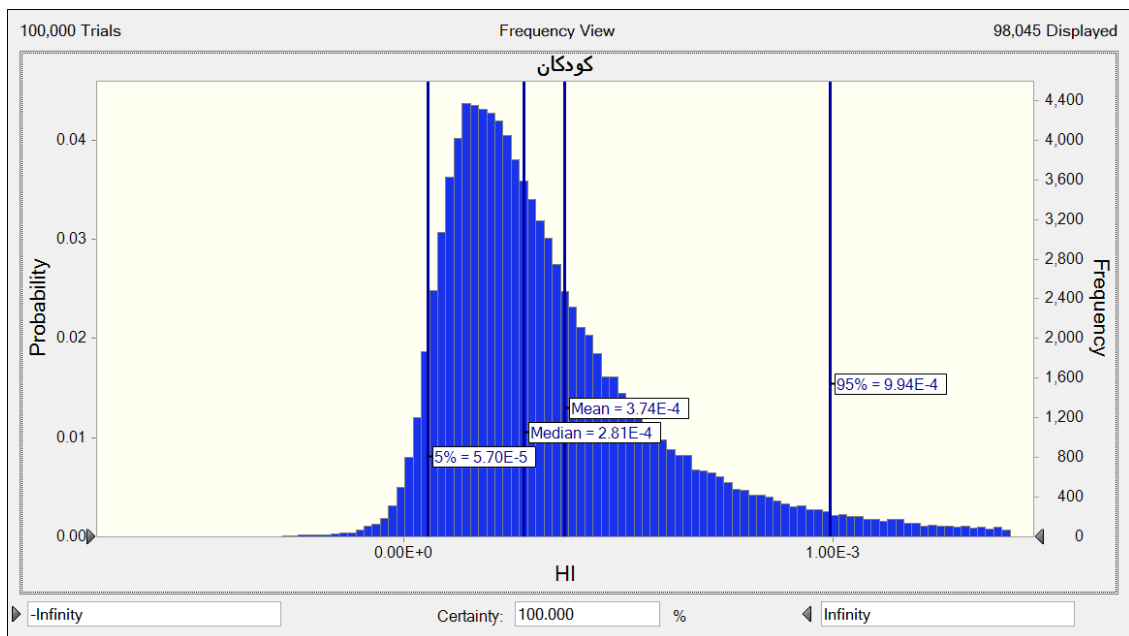
ارزیابی ریسک بهداشتی

در جدول ۳، مقادیر صدک نود و پنجم ریسک غیرسرطانزایی (HQ) ناشی از حضور فلزات در آب مورد استفاده برای آشامیدن در خانه‌های روستایی ارائه شده است. در محاسبه ریسک‌ها دو نکته لازم به ذکر است: ۱- در ارزیابی ریسک به جای مقادیر کمتر تشخیص داده نشده (ND)، مقدار نصف حد تشخیص جایگزین شد و ۲- با توجه به اینکه کادمیوم در تمام نمونه‌ها تشخیص داده نشد، لذا ریسک غیرسرطانزایی بر حسب نصف حد تشخیص ($0.025 \mu\text{g/L}$) محاسبه شد. مطابق جدول ۳، مقادیر صدک نود و پنجم ریسک غیرسرطانزایی منتسب به فلزات سنگین در آب از طریق آشامیدن برای کودکان، نوجوانان و بزرگسالان به ترتیب برابر یا کمتر از 6.64×10^{-4} ، 2.77×10^{-4} و 2.14×10^{-4} بود. در نمودار ۱، توزیع تجمعی ریسک غیرسرطانزایی ناشی از مجموع تمام ۵ فلز مورد مطالعه ارائه شده است. مطابق این نمودار، مقادیر صدک نود و پنجم ریسک غیرسرطانزایی تجمعی برای کودکان، نوجوانان و بالغین به ترتیب برابر 9.94×10^{-4} ، 3.81×10^{-4} و 3.04×10^{-4} بود.

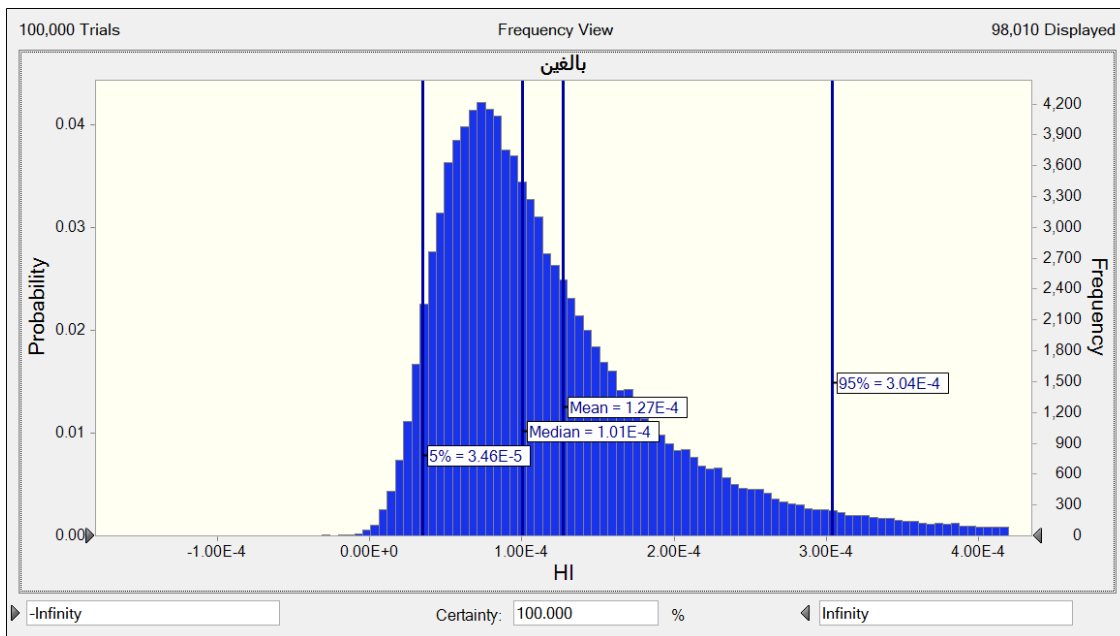
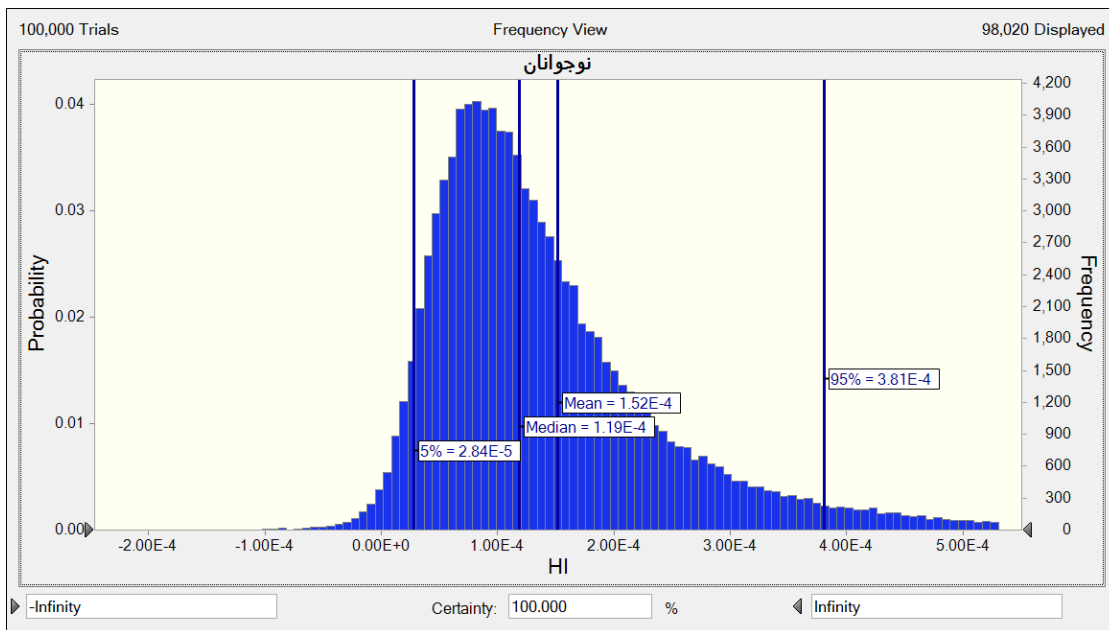
در جدول ۳، مقادیر صدک نود و پنجم ریسک غیرسرطانزایی (HQ) ناشی از حضور فلزات در آب مورد استفاده برای آشامیدن در خانه‌های روستایی ارائه شده است. در محاسبه ریسک‌ها دو نکته لازم به ذکر است: ۱- در ارزیابی ریسک به جای مقادیر کمتر تشخیص داده نشده (ND)، مقدار نصف حد تشخیص جایگزین شد و ۲- با توجه به اینکه کادمیوم در تمام نمونه‌ها تشخیص داده نشد، لذا ریسک غیرسرطانزایی بر حسب نصف حد تشخیص ($0.025 \mu\text{g/L}$) محاسبه شد. مطابق جدول ۳، مقادیر صدک نود و پنجم ریسک غیرسرطانزایی منتسب به فلزات سنگین در آب از طریق آشامیدن برای کودکان، نوجوانان و بزرگسالان به ترتیب برابر یا کمتر از 6.64×10^{-4} ، 2.77×10^{-4} و 2.14×10^{-4} بود. در نمودار ۱، توزیع تجمعی ریسک غیرسرطانزایی ناشی از مجموع تمام ۵ فلز مورد مطالعه ارائه شده است. مطابق این نمودار، مقادیر صدک نود و پنجم ریسک غیرسرطانزایی تجمعی برای کودکان، نوجوانان و بالغین به ترتیب برابر 9.94×10^{-4} ، 3.81×10^{-4} و 3.04×10^{-4} بود.

جدول ۳- مقادیر صدک نود و پنجم HQ برای ریسک غیرسرطانزایی از طریق آشامیدن آب

نام فلز	صدک	کودکان	نوجوانان	بالغین
آرسنیک	پنجم	$1/34 \times 10^{-5}$	$6/42 \times 10^{-6}$	$7/66 \times 10^{-6}$
	میانه	$1/15 \times 10^{-4}$	$4/91 \times 10^{-5}$	$4/19 \times 10^{-5}$
	نود و پنجم	$6/64 \times 10^{-4}$	$2/77 \times 10^{-4}$	$2/14 \times 10^{-4}$
کادمیوم	پنجم	$< 4/61 \times 10^{-6}$	$< 2/35 \times 10^{-6}$	$< 3/31 \times 10^{-6}$
	میانه	$< 1/97 \times 10^{-5}$	$< 8/51 \times 10^{-6}$	$< 7/13 \times 10^{-6}$
	نود و پنجم	$< 4/31 \times 10^{-5}$	$< 1/47 \times 10^{-5}$	$< 1/12 \times 10^{-5}$
کروم	پنجم	$1/52 \times 10^{-6}$	$1/02 \times 10^{-6}$	$2/24 \times 10^{-6}$
	میانه	$4/61 \times 10^{-5}$	$2/05 \times 10^{-5}$	$1/73 \times 10^{-5}$
	نود و پنجم	$1/39 \times 10^{-4}$	$5/31 \times 10^{-5}$	$4/05 \times 10^{-5}$
نیکل	پنجم	$3/60 \times 10^{-8}$	$1/70 \times 10^{-8}$	$2/12 \times 10^{-8}$
	میانه	$7/40 \times 10^{-7}$	$3/28 \times 10^{-7}$	$2/82 \times 10^{-7}$
	نود و پنجم	$1/14 \times 10^{-5}$	$4/60 \times 10^{-6}$	$3/78 \times 10^{-6}$
سرب	پنجم	$7/34 \times 10^{-6}$	$3/93 \times 10^{-6}$	$4/34 \times 10^{-6}$
	میانه	$5/61 \times 10^{-5}$	$2/35 \times 10^{-5}$	$2/02 \times 10^{-5}$
	نود و پنجم	$2/87 \times 10^{-4}$	$1/07 \times 10^{-4}$	$8/57 \times 10^{-5}$



نمودار ۱- توزیع تجمعی ریسک غیرسرطانزایی ناشی از مواجهه با تمام فلزات مورد مطالعه از طریق آشامیدن آب در منطقه مورد مطالعه



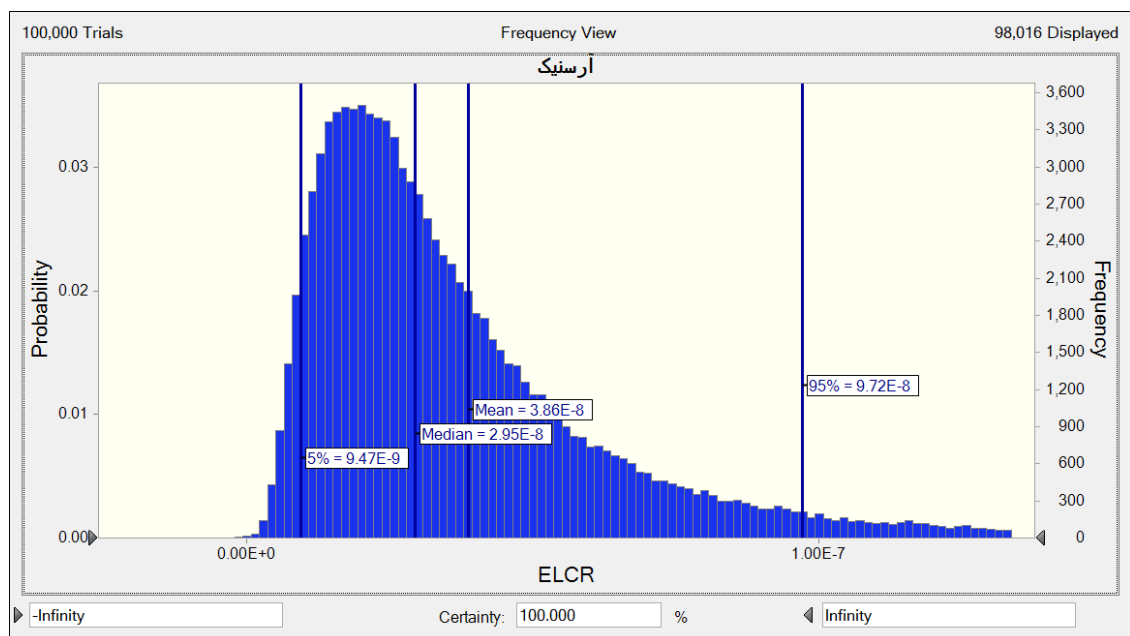
ادامه نمودار ۱- توزیع تجمعی ریسک غیرسرطانزایی ناشی از مواجهه با تمام فلزات مورد مطالعه از طریق آشامیدن آب در منطقه مورد مطالعه

منتسب به آرسنیک از طریق آشامیدن آب در رنج $6/97 \times 10^{-8}$ - $2/67 \times 10^{-8}$ و برای کروم در رنج $4/34 \times 10^{-8}$ - $1/82 \times 10^{-8}$ بود. مطابق نمودار ۲، با در نظر گرفتن دوز دریافت روزانه در طول عمر در اثر مواجهه تجمعی در ۳ دوره سنی، مقادیر صدک نود و پنجم $ELCR_T$ برای آرسنیک و کروم به ترتیب برابر $9/72 \times 10^{-8}$ و $6/13 \times 10^{-8}$ بودند.

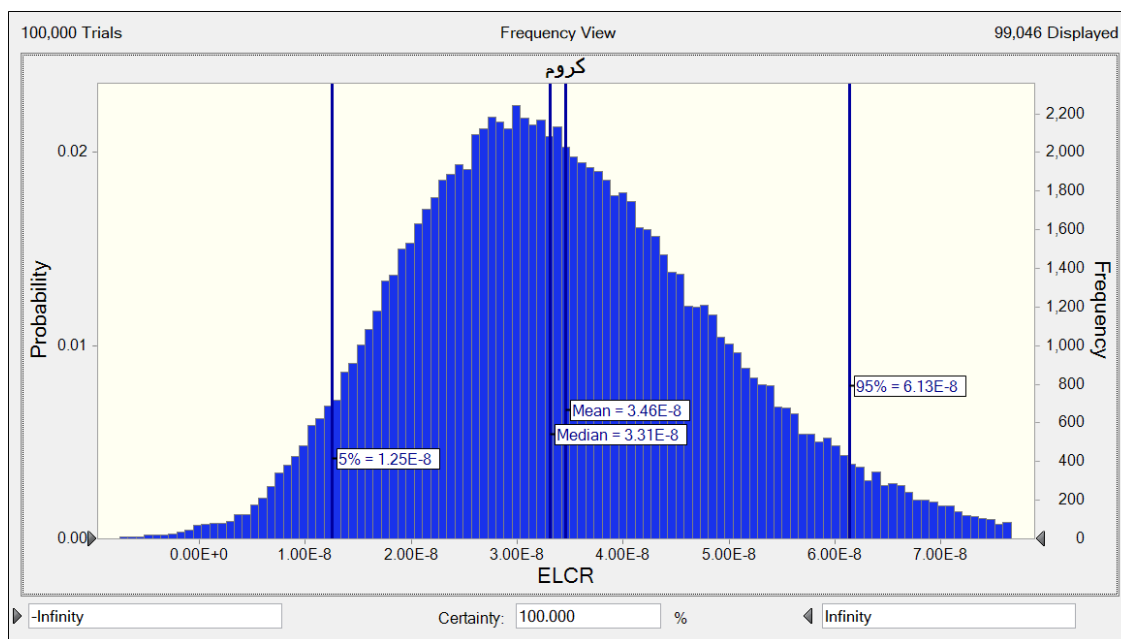
علاوه بر این، در این مطالعه، ریسک سرطانزایی از طریق آشامیدن آب فقط برای آرسنیک و کروم محاسبه گردید چون USEPA برای این دو فلز فاکتور شیب (CSF) از طریق بلعیدن را ارائه کرده است (۲۴). نتایج حاصل از ارزیابی احتمالی ریسک سرطانزایی مبتنی بر شبیه سازی مونت کارلو در جدول ۴ ارائه شده است. مطابق این جدول، مقادیر صدک نود و پنجم ریسک سرطانزایی

جدول ۴- مقادیر صدک نود و پنجم $ELCR$ برای ریسک سرطانزایی منتسب به آرسنیک و کروم از طریق آشامیدن آب

نام فلز	صدک	کودکان	نوجوانان	بالغین
آرسنیک	پنجم	$5/10 \times 10^{-10}$	$5/94 \times 10^{-10}$	$2/44 \times 10^{-9}$
	میانه	$4/42 \times 10^{-9}$	$4/57 \times 10^{-9}$	$1/34 \times 10^{-8}$
	نود و پنجم	$2/67 \times 10^{-8}$	$2/74 \times 10^{-8}$	$6/97 \times 10^{-8}$
کروم	پنجم	$2/07 \times 10^{-10}$	$4/11 \times 10^{-10}$	$2/26 \times 10^{-9}$
	میانه	$6/01 \times 10^{-9}$	$6/49 \times 10^{-9}$	$1/87 \times 10^{-8}$
	نود و پنجم	$1/82 \times 10^{-8}$	$1/68 \times 10^{-8}$	$4/34 \times 10^{-8}$



نمودار ۲- توزیع ریسک سرطانزایی در طول عمر ناشی از مواجهه تجمعی در دوره‌های کودکی، نوجوانی و بلوغ از طریق آشامیدن آب در منطقه مورد مطالعه



ادامه نمودار ۲- توزیع ریسک سرطانزایی در طول عمر ناشی از مواجهه جمعی در دوره‌های کودکی، نوجوانی و بلوغ از طریق آشامیدن آب در منطقه مورد مطالعه

بحث

سنگین مورد بررسی در مطالعه حاضر کمتر از حد توصیه شده استاندارد ایران بود. بنابراین، براساس این معیارها، غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه در مناطق روستایی استان مازندران در محدوده مجاز بود. در این مورد Dashtizadeh و همکاران غلظت فلزات سنگینی چون آرسنیک، کادمیوم، کروم، نیکل و سرب را در نمونه‌های آب آشامیدنی از منابع آب شرب شهر زاهدان اندازه‌گیری کردند و میانگین غلظت کل فلزات سنگین بسیار کمتر از حدود توصیه شده توسط WHO و USEPA بدست آمد (۲۵). از سوی دیگر، در مطالعه‌ای مشابه در غرب ایران (شبستر) توسط Barzegar و همکاران غلظت برخی از فلزات سنگین مانند آرسنیک، روی و سرب در چندین نمونه بالاتر از حدود مجاز بود (۲۶). علاوه بر مطالعات داخلی، مطالعه Rasool و همکاران در پنجاب پاکستان و Chabukdhara و همکاران در قاضی آباد هند نیز میانگین غلظت برخی از فلزات سنگین را بالاتر از حدود رهنمودی WHO بدست آوردند که از اصلی‌ترین منابع این آلودگی به پساب‌های صنعتی تصفیه

در برخی روستاهای استان مازندران، سطح زیادی از زمین‌های کشاورزی بخصوص شالیزارها وجود دارد و امکان ورود فلزات به این زمین‌ها وجود دارد و احتمال نشت این آلودگی به منابع آب آشامیدنی نیز وجود دارد. لذا در این مطالعه به منظور ارزیابی کیفیت آب مورد استفاده ساکنین مناطق روستایی استان مازندران به بررسی غلظت فلزات سنگین آرسنیک، کادمیوم، کروم، نیکل و سرب در نمونه‌های آب این مناطق پرداخته شد. نتایج حاکی از آن است که غلظت این عناصر در اکثر نمونه‌ها به مانند مطالعه Shokoohi و همکاران در شهر همدان، کمتر از حد تشخیص (LOD) دستگاه ICP-OES بود (۱۱). همچنین غلظت هر یک از پارامترها براساس استاندارد ایران مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. حد استاندارد آرسنیک، کادمیوم، سرب، کروم و نیکل در آب آشامیدنی در ایران به ترتیب $10 \mu\text{g/L}$ ، $10 \mu\text{g/L}$ ، $3 \mu\text{g/L}$ ، $50 \mu\text{g/L}$ و $70 \mu\text{g/L}$ است و براساس جدول ۲ سطوح غلظت فلزات

نشده، فاضلاب‌های خانگی و فعالیت‌های کشاورزی گسترده در منطقه منتسب گردید (۲۷، ۲۸).

بطور کلی، محققین بر این باورند که برای برآورد اثرات نامطلوب فلزات سنگین بر سلامتی انسان، تنها توجه به غلظت عناصر مضر کافی نیست و باید کیفیت آب و میزان اثرگذاری محتوای فلزات موجود در آب را با سایر شاخص‌ها نیز ارزیابی کرد (۲۵). بنابراین، در این مطالعه، ارزیابی ریسک بهداشتی (سرطانزایی و غیرسرطانزایی) در اثر مواجهه با فلزات مورد مطالعه از طریق آشامیدن در سه گروه سنی کودکان و نوجوانان و بزرگسالان محاسبه شد. در بین فلزات مورد مطالعه بالاترین ریسک غیرسرطانزایی در تمام گروه‌های سنی مربوط به آرسنیک و سرب بود. با این حال، براساس جدول ۳، مقدار صدک نود و پنجم ریسک غیرسرطانزایی (HQ) منتسب به فلزات سنگین برای تمام گروه‌های سنی در محدوده ایمن و بسیار کمتر از حد آستانه قرار داشت. علاوه بر این، ریسک تجمعی ناشی از مجموع تمام ۵ فلز مورد مطالعه با مواجهه از طریق آشامیدن در محدوده ایمن قرار داشت. بنابراین، نتایج نشان داد که مقادیر ریسک غیرسرطانزایی دارای سطح قابل قبول و کاملاً ایمن هستند، اما نظارت معمول به دلیل احتمال آلودگی غیرقابل پیش بینی در آینده ضروری است.

بطور کلی، مهمترین متغیرهای تاثیرگذار بر ریسک غیرسرطانزایی ناشی از بلعیدن آب آلوده شامل غلظت آلاینده در آب، مقدار ورود آب به بدن و وزن بدن است (معادلات ۱ و ۲). با توجه به اینکه مقدار ورود آب به بدن از طریق آشامیدن در بزرگسالان ۱/۵۶ برابر کودکان بود (صورت معادله ۱) و از طرفی وزن در نظر گرفته شده برای بزرگسالان ۴/۵۶ برابر کودکان بود (مخرج معادله ۱)، لذا مطابق با مطالعات Fallahzadeh و همکاران (۱۰) و Chabukdhara و همکاران (۲۸)، مقادیر ریسک غیرسرطانزایی در کودکان بیشتر از بزرگسالان بود.

همانطور که قبلاً ذکر گردید، از بین فلزات مورد مطالعه، USEPA برای آرسنیک و کروم مقدار CSF_O ارائه شده است، لذا ریسک سرطانزایی (ELCR) برای این دو فلز محاسبه شد. با توجه به سطوح ریسک ارائه شده در جدول ۳ می‌توان دریافت که در این مطالعه، سطح ریسک منتسب به دو فلز

مورد مطالعه، همانند سطح ریسک کروم در آب شرب شهر همدان در مطالعه Farokhneshtat و همکاران (۲۹)، کمتر از ۱ ارزیابی شد. بنابراین، می‌توان دریافت که ریسک سرطانزایی منتسب به دو فلز سرطانزایی آرسنیک و کروم در آب آشامیدنی روستاهای مازندران در محدوده ایمن بود. این در حالیست که در برخی مناطق ایران ریسک سرطانزایی منتسب به فلزات در آب آشامیدنی در سطح نایمن بود، بطوری‌که، در مطالعه Fallahzadeh و همکاران، مقدار ریسک سرطانزایی کروم در آب شرب شهر بیرجند برای کودکان و نوجوانان بیشتر از یک و در محدوده خطرناک مشاهده شد (۱۰). در مورد ریسک سرطانزایی البته به جز متغیرهای فوق الذکر برای ریسک غیرسرطانزایی دو پارامتر مهم دیگر در نظر گرفته می‌شوند که عبارتند از مدت زمان مواجهه (ED) که در بزرگسالان ۸/۳۳ برابر کودکان در نظر گرفته شد (صورت معادلات ۴ و ۵) و دوره زمانی تاثیرپذیری از آلاینده که برای تمام گروه‌های سنی برابر ۷۰ سال در نظر گرفته شد (مخرج معادلات ۴ و ۵). لذا در این شرایط ریسک سرطانزایی از هر دو مسیر مواجهه برای بزرگسالان بیشتر از کودکان حاصل شد. در برخی مطالعات این دوره زمانی برابر طول عمر انتخاب نشده و صرفاً برابر طول دوره مواجهه در نظر گرفته شده است که بیانگر ریسک واقعی سرطانزایی نیست (۳۰). در واقع چون ریسک سرطان زایی در کل دوره زندگی (Lifetime) در نظر گرفته می‌شود لازم است مقدار AT برای کل دوره زندگی انتخاب شود. به دلیل وزن کمتر بدن و طول عمر کوتاه‌تر در کودکان نسبت به بزرگسالان، میانگین خطر غیرسرطانزایی فلزات سنگین برای کودکان بیشتر از مقدار خطر غیرسرطانزایی برای بزرگسالان بدست آمد. بالاتر بودن ریسک سرطانزایی در بالغین نسبت به کودکان در مواجهه با یک آلاینده آب (PAHs) در مطالعه Wu و همکاران گزارش شده است (۳۱). با این حال، در مطالعه Chabukdhara و همکاران در هند (۲۸)، مقادیر HQ دو فلز سرب و کادمیوم در گروه سنی کودکان بیشتر از یک و در محدوده نایمن و برای گروه سنی بزرگسالان در محدوده ایمن و بی‌خطر (کمتر از ۱) قرار داشت.

بطور کلی، نتایج ارزیابی ریسک بهداشتی نشان داد که

منابع کشاورزی بالقوه در نزدیکی این منابع، احتمال آلودگی وجود دارد و لازم است کیفیت آب بطور مستمر پایش گردد. یکی از محدودیت‌های این مطالعه تعداد نسبتاً کم نمونه‌های مورد مطالعه بود، لذا پیشنهاد می‌گردد در مطالعات آتی به منظور ردیابی دقیق منابع احتمالی آلودگی نمونه برداری آب در سطحی وسیع‌تر همراه با نمونه برداری از زمین‌های کشاورزی اطراف منابع آب انجام گیرد و آلاینده‌های مختلف در این محیط‌ها سنجش گردد.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند.

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از طرح مصوب صندوق حمایت از پژوهش‌گران و فناوران کشور (Iran National Science Foundation: INSF) با کد ۹۹۰۰۰۶۱۹ است. نویسندگان بر خود لازم می‌دانند از حمایت مالی صندوق حمایت از پژوهش‌گران و فناوران کشور و همچنین دانشگاه تربیت مدرس جهت فراهم آوردن محیط پژوهش تشکر نمایند.

References

1. Gulnaz O, Sahnurova A, Kama S. Removal of Reactive Red 198 from aqueous solution by *Potamogeton crispus*. *Chemical Engineering Journal*. 2011;174(2):579-85.
2. Sharafi K, Yunesian M, Nodehi RN, Mahvi AH, Pirsahab M. A systematic literature review for some toxic metals in widely consumed rice types (domestic and imported) in Iran: human health risk assessment, uncertainty and sensitivity analysis. *Ecotoxicology*

آشامیدن آب توسط ساکنین مناطق روستایی مورد مطالعه در استان مازندران همانند ساکنین علی‌آباد کتول در استان گرگان (۳۲) ریسک غیرسرطانزایی و سرطانزایی قابل توجهی ایجاد نمی‌کند. بطور کلی، با توجه به سطح زیاد زمین‌های کشاورزی بخصوص شالیزارهای برنج و احتمال مصرف بالای سموم و کودهای کشاورزی در منطقه مورد مطالعه و از سوی دیگر وجود منابع آب کم عمق در منطقه برای تامین آب بیانگر آن است که کیفیت آب این منابع از نقطه نظر انواع آلاینده‌ها بخصوص فلزات سنگین بطور مستمر پایش و کنترل گردد.

نتیجه‌گیری

در مطالعه حاضر، محتوای فلزات سنگین آب آشامیدنی در خانواده‌های روستایی استان مازندران مورد بررسی قرار گرفت و ریسک‌های غیرسرطانزایی و سرطانزایی منتسب به آن در رویکردی مبتنی بر شبیه‌سازی مونت کارلو ارزیابی شد. نتایج این مطالعه نشان داد که خوشبختانه غلظت فلزات در آب آشامیدنی بسیار کمتر از حدود استاندارد ملی بود. براین اساس، ریسک بهداشتی منتسب به این فلزات با مواجهه از طریق آشامیدن آب در محدوده ایمن بود. بطور کلی، اگرچه منابع آب آشامیدنی روستاهای استان مازندران آلوده به فلزات سنگین مورد مطالعه نبود، اما باید توجه داشت که به دلیل

and Environmental Safety. 2019;176:64-75.

3. Rai PK, Lee SS, Zhang M, Tsang YF, Kim K-H. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment International*. 2019;125:365-85.
4. El-Kady AA, Abdel-Wahhab MA. Occurrence of trace metals in foodstuffs and their health impact. *Trends in Food Science & Technology*. 2018;75:36-45.
5. Leyssens L, Vinck B, Van Der Straeten C, Wuyts F, Maes L. Cobalt toxicity in humans—A review of

- the potential sources and systemic health effects. *Toxicology*. 2017;387:43-56.
6. Chowdhury S, Mazumder MAJ, Al-Attas O, Husain T. Heavy metals in drinking water: Occurrences, implications, and future needs in developing countries. *Science of The Total Environment*. 2016;569-570:476-88.
 7. Muhammad S, Shah MT, Khan S. Health risk assessment of heavy metals and their source apportionment in drinking water of Kohistan region, northern Pakistan. *Microchemical Journal*. 2011;98(2):334-43.
 8. Jamshidi A, Morovati M, Golbini Mofrad MM, Panahandeh M, Soleimani H, Abdolapour Alamdari H. Water quality evaluation and non-cariogenic risk assessment of exposure to nitrate in groundwater resources of kamyaran, iran: Spatial distribution, monte-carlo simulation, and sensitivity analysis. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2021;19(1):1117-31.
 9. Soleimani H, Azhdarpoor A, Hashemi H, Radfard M, Nasri O, Ghoochani M, et al. Probabilistic and deterministic approaches to estimation of non-carcinogenic human health risk due to heavy metals in groundwater resources of torbat heydariyeh, southeastern of Iran. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 2020:1-15.
 10. Fallahzadeh RA, Khosravi R, Dehdashti B, Ghahramani E, Omid F, Adli A, et al. Spatial distribution variation and probabilistic risk assessment of exposure to chromium in ground water supplies; a case study in the east of Iran. *Food and Chemical Toxicology*. 2018;115:260-66.
 11. Shokoohi R, Khazaei M, Karami M, Seid-Mohammadi A, Khotanlou H, Berijani N, et al. Deterministic and probabilistic human health risk assessment approach of exposure to heavy metals in drinking water sources: A case study of a semi-arid region in the west of Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2021;19(1):1047-55.
 12. Eslami H, Esmaceli A, Razaecian M, Salari M, Hosseini AN, Mobini M, et al. Potentially toxic metal concentration, spatial distribution, and health risk assessment in drinking groundwater resources of southeast Iran. *Geoscience Frontiers*. 2022;13(1):101276.
 13. Esfanjari Kenari R, Ahmadpour Borazjani M, Kaikha AA, Ziaei S, Salarpour M. Determination of Technical Efficiency and Optimum Size of Rice Farms in Mazandaran Province (Case study: Fereydunkenar County). *International Journal of Agricultural Management and Development*. 2020;10(3):257-65.
 14. Zhao K, Liu X, Xu J, Selim H. Heavy metal contaminations in a soil–rice system: identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields. *Journal of Hazardous Materials*. 2010;181(1-3):778-87.
 15. Wongsasuluk P, Chotpantararat S, Siriwong W, Robson M. Heavy metal contamination and human health risk assessment in drinking water from shallow groundwater wells in an agricultural area in Ubon Ratchathani province, Thailand. *Environmental Geochemistry and Health*. 2014;36(1):169-82.
 16. Xu L, Zhao Y, Wang M, Jiang Y. Spatial variability of eight hazardous heavy metals in agricultural topsoils: a case study from Xuzhou area, Jiangsu, China. *Environmental Pollutants and Bioavailability*. 2021;33(1):326-33.
 17. Kaur L, Rishi MS, Siddiqui AU. Deterministic and probabilistic health risk assessment techniques to evaluate non-carcinogenic human health risk (NHHR) due to fluoride and nitrate in groundwater of Panipat, Haryana, India. *Environmental Pollution*. 2020;259:113711.
 18. USEPA. Regional Screening Levels (RSLs) – Equations 2022 [January 2022]. Available from: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-equations>.

19. USEPA (US Environmental Protection Agency), 1999. Guidance for Performing Aggregate Exposure and Risk Assessments. Office of Pesticide Programs, Washington, DC.
20. USEPA. Regional Screening Levels (RSLs) - User's Guide 2021. Available from: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide#toxicity>.
21. Fallahzadeh RA, Ghaneian MT, Miri M, Dashti MM. Spatial analysis and health risk assessment of heavy metals concentration in drinking water resources. *Environmental Science and Pollution Research*. 2017;24(32):24790-802.
22. Heidari M, Darijani T, Alipour V. Heavy metal pollution of road dust in a city and its highly polluted suburb; quantitative source apportionment and source-specific ecological and health risk assessment. *Chemosphere*. 2021;273:129656.
23. Roohani N, Hurrell R, Wegmueller R, Schulin R. Zinc and phytic acid in major foods consumed by a rural and a suburban population in central Iran. *Journal of Food Composition and Analysis*. 2012;28(1):8-15.
24. USEPA. Regional Screening Level (RSL) Resident Tapwater Table (TR=1E-06, HQ=1) 2021. Available from: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/401655.pdf>.
25. Dashtizadeh M, Kamani H, Ashrafi SD, Panahi AH, Mahvi AH, Balarak D, et al. Human health risk assessment of trace elements in drinking tap water in Zahedan city, Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2019;17(2):1163-69.
26. Barzegar R, Asghari Moghaddam A, Soltani S, Fijani E, Tziritis E, Kazemian N. Heavy metal (loid) s in the groundwater of Shabestar area (NW Iran): source identification and health risk assessment. *Exposure and Health*. 2019;11(4):251-65.
27. Rasool A, Xiao T, Farooqi A, Shafeeque M, Masood S, Ali S, et al. Arsenic and heavy metal contaminations in the tube well water of Punjab, Pakistan and risk assessment: A case study. *Ecological Engineering*. 2016;95:90-100.
28. Chabukdhara M, Gupta SK, Kotecha Y, Nema AK. Groundwater quality in Ghaziabad district, Uttar Pradesh, India: multivariate and health risk assessment. *Chemosphere*. 2017;179:167-78.
29. Farokhneshat F, Rahmani A, Samadi M, Soltanian A. Non-carcinogenic risk assessment of heavy metal of lead, chro-mium and zinc in drinking water supplies of Hamadan in winter 2015. *Avicenna Journal of Clinical Medicine*. 2016;23(1):25-33. (in Persian)
30. ur Rehman I, Ishaq M, Ali L, Khan S, Ahmad I, Din IU, et al. Enrichment, spatial distribution of potential ecological and human health risk assessment via toxic metals in soil and surface water ingestion in the vicinity of Sewakht mines, district Chitral, Northern Pakistan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018;154:127-36.
31. Wu B, Zhang Y, Zhang X-X, Cheng S-P. Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the source water and drinking water of China: quantitative analysis based on published monitoring data. *Science of the Total Environment*. 2011;410:112-18.
32. Rajaei Q, Pourkhabbaz A, Hesari Motlagh S. Assessment of heavy metals health risk of groundwater in Ali Abad Katoul Plian. *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences*. 2012;4(2):155-62.



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



Health risk assessment of heavy metals in water consumed by families living in some villages of Mazandaran

Hengameh Tarviji, Sakineh Shekoohiyan, Gholamreza Moussavi, Mohsen Heidari*

Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Medical Sciences, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 30 April 2022
Revised: 03 July 2022
Accepted: 06 July 2022
Published: 12 September 2022

Keywords: Drinking water, Heavy metals, Health risk, Mazandaran villages

***Corresponding Author:**
Moheidari@modares.ac.ir

ABSTRACT

Background and Objective: In some villages of Mazandaran, drinking water may be polluted with various pollutants, especially heavy metals (HMs), due to the shallow depth of drinking water sources and the proximity of these sources to farmlands. Therefore, this study aimed to measure the HM pollution level of drinking water in some villages of Mazandaran province and to assess the attributed health risks.

Materials and Methods: HMs content of drinking water in 30 villages with separate water sources in Mazandaran province was measured. Concerning the HMs concentration and toxicity, and exposure route through water drinking, carcinogenic and non-carcinogenic risks were assessed using a Monte-Carlo simulation-based method.

Results: The concentration values of arsenic, cadmium, chromium, nickel and lead in water were $<1.0-4.26$, <0.05 , $<0.15-3.74$, $<0.3-10.89$, and $<0.8-4.68$ $\mu\text{g/L}$, respectively. The hazard index (HI) values for non-carcinogenic risk due to the exposure to HMs through drinking of water in various age groups ranged from $3.04\text{E}-04$ to $9.94\text{E}-04$. Values of cumulative excess lifetime cancer risk (ELCR_T) for As and Cr were $9.72\text{E}-08$ and $6.13\text{E}-08$, respectively.

Conclusion: The results of this study showed that, fortunately, the concentration of metals in drinking water in the studied area was much lower than the national standards and the attributed health risk. Therefore, the drinking water sources in the studied villages had acceptable quality. However, due to the existence of rice paddies in some villages of Mazandaran province, continuous monitoring of pollution levels in the drinking water sources of these areas is essential.

Please cite this article as: Tarviji H, Shekoohiyan S, Moussavi Gh, Heidari M. Health risk assessment of heavy metals in water consumed by families living in some villages of Mazandaran. Iranian Journal of Health and Environment. 2022;15(2):215-28.

