



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

مقاله پژوهشی

ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین جیوه و مس در گرد و غبار سطحی خیابان‌های شهر زاهدان

مریم مرادی‌باصری^۱، حسین کمانی^{۲*}، سیدداود اشرفی^۳، ادریس بذرافشان^۴، فردوس کردمصطفی‌پور^۲

- ۱- کمیته تحقیقات دانشجویی، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران
- ۲- مرکز تحقیقات ارتقاء سلامت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران
- ۳- گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی گیلان، رشت، ایران
- ۴- مرکز تحقیقات علوم بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی تربت حیدریه، تربت حیدریه، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله:

زمینه و هدف: گرد و غبار خیابان یک عامل مهم آلودگی شهری است که حاوی ذرات معلق و فلزات سنگین هستند. با توجه به این که در حال حاضر، بیش از نیمی از جمعیت جهان در محیط شهری زندگی می‌کنند لذا این مطالعه با هدف ارزیابی ریسک غیر سرطان‌زایی ناشی از فلزات جیوه (Hg) و مس (Cu) در گرد و غبارهای سطحی خیابان‌های شهر زاهدان انجام شد.

تاریخ دریافت: ۹۷/۰۵/۰۶
تاریخ ویرایش: ۹۷/۰۷/۲۸
تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۷/۰۲
تاریخ انتشار: ۹۷/۰۹/۲۸

مواد و روش‌ها: نمونه‌برداری از گرد و غبار خیابان‌های شهر زاهدان انجام شد و پس از آماده‌سازی نمونه‌ها، جهت تعیین غلظت فلزات Hg و Cu، نمونه‌ها به دستگاه ICP-MS تزریق شد و با توجه به نتایج غلظت فلزات به دست آمده، نسبت خطر (HQ) و شاخص خطر غیر سرطان‌زایی (HI) ناشی از فلزات فوق محاسبه شد.

یافته‌ها: نتایج مطالعه نشان داد که مقدار نسبت خطر جیوه و مس برای کودکان و بزرگسالان کمتر از یک است. به طور کلی نسبت خطر برای مس و جیوه برای بزرگسالان از روند $HQ_{\text{vapour}} > HQ_{\text{ingestion}} > HQ_{\text{dermal}} > HQ_{\text{inhalation}}$ و برای کودکان $HQ_{\text{ingestion}} > HQ_{\text{dermal}} > HQ_{\text{inhalation}}$ و HQ_{vapour} پیروی کرد. شاخص خطر غیر سرطان‌زایی (HI) برای کودکان و بزرگسالان کمتر از یک بود.

واژگان کلیدی: گرد و غبار، فلزات سنگین، ریسک غیرسرطان‌زایی، شهر زاهدان

نتیجه‌گیری: مقادیر شاخص نسبت خطر نشان داد که برای کودکان، استنشاق بخارات جیوه مسیر اصلی مواجهه با فلز جیوه است در صورتی که برای بزرگسالان، مسیر دهانی راه اصلی مواجهه با فلز جیوه و مس است. در حال حاضر مقدار شاخص خطر غیرسرطان‌زایی کمتر از سطح ایمن ($HI < 1$) است.

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

hossein_kamani@yahoo.com

مقدمه

فلزات سنگین یکی از آلاینده‌های مهم محیط زیست در مناطق شهری محسوب می‌شود که جمعیت زیادی در شهرها در معرض مواجهه با این فلزات هستند (۱، ۲). گرد و غبار سطحی خیابان‌ها یک عامل مهم آلودگی‌های محیط شهری است که متشکل از خاک، رسوب ذرات موجود در هوا، مصالح ساختمانی، دوده حاصل از صنایع و وسایط نقلیه، فلزات سنگین و غیره است. این فلزات غیرقابل تجزیه بیولوژیکی، دارای خاصیت تجمع‌پذیری در محیط شهری هستند و به همین دلیل تا مدت زمان طولانی در گرد و غبار سطحی شهر باقی می‌مانند و از طریق ذرات معلق خاک وارد اتمسفر می‌شوند و اثرات جبران‌ناپذیری بر حیات بیولوژیکی و سلامتی انسان خواهد گذاشت (۳، ۴). تماس پوستی، استنشاق و ورود ذرات معلق گرد و غبار، مصرف مواد غذایی آلوده و آب آشامیدنی آلوده به فلزات سنگین، مسیرهای اصلی ورود فلزات سنگین به بدن انسان هستند (۳، ۵-۷).

فلزات سنگین به دلیل ماهیت سمی که دارند دارای اثرات کوتاه مدت و بلند مدت بر سلامت انسان هستند. فلزات سنگین مانند سرب، آرسنیک، کروم، نیکل و کبالت دارای اثرات سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی و فلزاتی مانند آلومینیم، روی، نقره، جیوه و مس فقط دارای اثرات غیر سرطان‌زایی هستند (۸-۱۰).

جیوه یکی از سمی‌ترین عناصر سنگین است که به شکل عنصری، فلزی و آلی در طبیعت وجود دارد و هر سه شکل آن سمی است و مهمترین منابع انتشار آن سوزاندن ضایعات، تولید سرامیک و سیمان، تولید و ضایعات لامپ فلورسنت، ترموستات، باتری، رنگ‌ها، آمالگام دندان، احتراق ذغال سنگ و سوخت‌های فسیلی است (۱۱، ۱۲). این فلز پس از ورود به بدن بر قسمت‌های مختلف بدن مانند سیستم عصبی مرکزی (ایجاد عوارض بی‌خوابی، اختلال در حافظه، شنوایی و تکلم، ناتوانی در تمرکز و افسردگی)، سیستم کلیوی (ایجاد عوارض سندرم کلیوی و نارسایی حاد کلیه)، سیستم گوارشی (ایجاد عوارض تهوع، استفراغ، اسهال و کولیت) تاثیر می‌گذارد. جیوه همچنین سبب سمیت پوستی شامل درماتیت، التهاب لثه

و دهان می‌شود (۱۳، ۱۴). مس نیز از جمله فلزات سنگین است که در ساخت قطعات و اجزای وسایل نقلیه (لنت‌های ترمز، لاستیک) و همچنین به‌عنوان مواد افزودنی مانند گریس و چربی به‌کار برده می‌شود (۱۵). این فلز در مقادیر اندک برای بدن ضروری بوده و از اجزای اصلی آنزیم‌های اکسایشی-کاهشی و هموسیانین است که کمبود آن سبب بروز کم‌خونی و اثرات اسکلتی می‌شود ولی در مقادیر زیاد سمی است و سبب بروز مسمومیت مزمن، آسیب دیدگی کبد و کلیه و بیماری‌های ویلسون و بدلینگتون می‌شود (۱۰، ۱۶).

طبق مطالعات انجام شده کودکان بیشتر در معرض آلودگی به فلزات سنگین هستند این افراد به صورت غیرعمدی مقادیر قابل توجهی از گرد و غبار را از طریق فرو بردن دست در دهان وارد بدن خود می‌کنند و به دلیل داشتن سیستم ایمنی حساس یا ضعیف بیشتر در معرض مسمومیت با فلزات سنگین قرار می‌گیرند (۱۷، ۱۸). تخمین زده می‌شود که حدود $\mu\text{g/day}$ ۵۰-۲۰۰ خاک به‌طور معمول توسط کودکان مصرف می‌شود (۱۹). بنابراین یکی از نگرانی‌های مورد توجه کارشناسانی که در زمینه کاهش اثرات بهداشتی مرتبط به محیط زیست انسانی فعالیت می‌کنند وجود فلزات سنگین در خاک است و در مطالعات زیادی وجود فلزات سنگین در خاک به‌عنوان یک شاخص کیفی محیط شهری مطرح شده است (۸، ۲۰، ۲۱). مطالعه‌ای که در شهری در جنوب شرق چین در سال ۲۰۱۶ انجام شد، نشان داد که گرد و غبار خیابانی به شدت آلوده به فلزات سنگین است همچنین خطرات غیرسرطان‌زایی تا ۳۰ برابر بیشتر از سطح قابل قبول از طریق مصرف مواد غذایی مربوط به دریافت سرب، کروم، مس، روی، سلنیم، کادمیوم و آنتیموان و از طریق استنشاق PM_{10} مربوط به کروم و منگنز است (۳). *Tepanosyan* و همکاران در سال ۲۰۱۷ در بررسی ارزیابی سطح آلودگی و ریسک بهداشتی فلزات سنگین ناشی از خاک در ۱۱۱ مهدکودک در پایتخت ارمنستان پرداختند که در این مطالعه ارزیابی ریسک بهداشتی نشان داد که در ۱۰۴ مهدکودک خطر غیرسرطان‌زایی برای کودکان بیشتر از سطح امن ($\text{HI} > 1$) شناسایی شده است (۲۲). از جمله

الک با مش ۳۵ (اندازه سوراخ الک ۰/۵۰ mm) جدا شدند. جهت هضم اسیدی نمونه‌ها از روش USEPA 3050B استفاده گردید که در این روش به منظور استخراج فلزات از نمونه‌ها، ۱ g از هر نمونه با ۴ mL اسیدنیتریک با نسبت وزنی (۱+۴) و ۱۰ mL اسیدکلریدریک با نسبت وزنی (۱+۴) مخلوط شد و سپس به مدت ۲ h در درجه حرارت ۹۵ °C حرارت داده شدند و بعد از سرد شدن به هر کدام از نمونه‌ها ۲ mL آب اکسیژنه اضافه گردید و نمونه‌ها توسط فیلتر سرسرنگی (۰/۴۵ μ) فیلتر شدند و پس از تخلیه به بالن ژوژه، توسط آب مقطر، به حجم ۲۵ mL رسانده شد. پس از هضم اسیدی با استفاده از دستگاه Inductively coupled plasma mass spectrometry غلظت فلزات جیوه و مس در نمونه‌ها اندازه‌گیری شد (۲، ۷، ۸، ۲۶). جهت کنترل کیفیت نتایج آزمایشات (دقت و صحت)، غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه در هر یک از نمونه‌ها و نمونه‌های استاندارد با دو بار تکرار انجام شد.

- میزان مواجهه (Exposure Rate)

از مدل ارائه شده توسط آژانس حفاظت محیط زیست ایالات متحده و مؤسسه ملی هلند (۲۷، ۲۸)، جهت ارزیابی ریسک بهداشتی برای بزرگسالان و کودکان استفاده گردید (۱). میزان مواجهه با یک دوز روزانه بیان می‌شود که به صورت جداگانه برای هر عنصر و از طریق هر یک از مسیرهای مواجهه ارزیابی می‌شود که افراد از طریق مسیرهای اصلی: (الف) مصرف مستقیم گرد و غبار ($D_{\text{ingestion}}$)، (ب) استنشاق ذرات گرد و غبار از طریق دهان و بینی ($D_{\text{inhalation}}$)، (ج) جذب توسط تماس پوستی (D_{dermal}) و برای جیوه از طریق استنشاق بخار (D_{vapour})، در معرض آلودگی قرار می‌گیرند و دوز دریافت شده از طریق هر یک از مسیرهای فوق توسط معادلات ۱-۴ محاسبه شد (۲۷، ۲۹).

$$D_{\text{ing}} (\text{mgkg}^{-1}\text{day}^{-1}) = \quad (1)$$

$$C (\text{mgkg}^{-1}) \times \frac{\text{Ingr} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}} \times 10^{-6}$$

مطالعاتی که تاکنون در ایران به ارزیابی ریسک بهداشتی ناشی از فلزات سنگین در گرد و غبار خیابانی پرداختند می‌توان به مطالعه‌ای که Keshavarzi و همکاران در سال ۲۰۱۵ اشاره نمود، نتایج نشان داد که استنشاق بخارات جیوه، مسیر اصلی مواجهه با فلزات سنگین در کودکان است (۲۳) و Dehghani و همکاران در سال ۲۰۱۷ در مورد پیامدهای خطر سلامتی ناشی از فلزات سنگین در گرد و غبار و خاک سطحی در تهران نشان دادند که خطر غیرسرطان‌زایی منگنز از طریق بلعیدن در کودکان بیشتر از سایر عناصر است (۱)، اشاره کرد. شهر زاهدان به دلیل وجود بادهای محلی "بادهای صدویست روزه" بیشتر تحت تاثیر آلودگی موجود در گرد و غبار سطحی شهری قرار می‌گیرد (۸، ۲۴). بنابراین، مطالعه بر روی ویژگی‌های آلودگی گرد و غبار سطح شهری نه تنها از جنبه‌های مهم ارزیابی کیفیت محیط شهری، بلکه از اهمیت زیادی برای سلامت انسان برخوردار است. لذا مطالعه حاضر با هدف بررسی ریسک غیرسرطان‌زایی ناشی از فلزات سنگین جیوه و مس در گرد و غبار سطحی خیابان‌های شهر زاهدان انجام شد.

مواد و روش‌ها

- نمونه‌برداری و آنالیز نمونه‌ها

در این مطالعه که یک مطالعه توصیفی مقطعی است، در تیر ماه ۱۳۹۶ تعداد ۳۵ نمونه گرد و غبار سطحی از خیابان‌های مختلف شهر زاهدان برداشت شد. در هر منطقه ۵ نمونه از نقاط مختلف منطقه مورد نظر با جارو کردن مساحت ۱ m² برداشت شد و پس از مخلوط نمودن آنها یک نمونه مخلوط به‌دست آمد که در مجموع ۳۵ نمونه مرکب به‌دست آمد (۱، ۲۵). در این مطالعه برای تعیین غلظت زمینه، علاوه بر نمونه‌برداری از مناطق مختلف، از حاشیه و در بالادست رواناب‌های سطحی که تحت تاثیر هیچ نوع منبع آلودگی نبودند و از لحاظ بافت زمین‌شناسی شبیه به خاک منطقه شهری بود ۵ نمونه به عنوان نمونه مرجع از عمق ۱ m از سطح زمین نمونه برداری شد (۸). بعد از نمونه‌برداری و انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه، ذرات درشت مانند سنگ ریزه، بقایای گیاهان، شیشه و ذرات درشت بوسیله

$$\text{if } (n \geq 30) \text{ UCL} = \bar{X} \pm Z_{\alpha/2} \times \left(\frac{\sigma}{\sqrt{n}}\right) \quad (5)$$

$$\text{if } (n < 30) \text{ UCL} = \bar{X} \pm t_{\alpha/2} \times \left(\frac{\sigma}{\sqrt{n}}\right) \quad (6)$$

در معادلات ۵ و ۶ فاکتور بیان گر $X =$ میانگین، $\sigma =$ انحراف استاندارد، $1 - \alpha =$ (سطح اطمینان / ۱۰۰)، $Z_{\alpha/2} =$ مقدار Z -table، $t_{\alpha/2} =$ مقدار t -table و $\text{UCL} =$ حد بالای اطمینان است.

- ارزیابی ریسک غیرسرطانی‌زایی

(Non-Carcinogenic Risk Assessment)

ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی با یک اصطلاح نسبت خطر (HQ) مشخص می‌شوند. این شاخص با تقسیم دوز تماس (D) با فلزات از مسیرهای مختلف مواجهه بر دوز مرجع مزمن (RfD) مرتبط به‌دست می‌آید (معادله ۷) (۲۹، ۳۱).

$$HQ = \frac{D}{RfD} \quad (7)$$

برای n تعداد فلزات سنگین، اثر غیرسرطان‌زایی مرتبط با جمعیت از طریق حاصل جمع HQ از مسیرهای مختلف تماس، برای هر فلز محاسبه می‌شود که شاخص خطر غیرسرطان‌زایی (Hazard Index (HI)) نامیده می‌شود (معادله ۸) (۲۹).

$$HI = \sum_1^n HQ \quad (8)$$

اگر مقدار HI کمتر از یک باشد، احتمال ریسک غیرسرطان‌زایی در جمعیت در معرض آلودگی وجود ندارد در صورتی که مقدار این شاخص بیش از یک باشد، ممکن است نگرانی ناشی از اثرات غیرسرطان‌زایی وجود داشته باشد (۲۹).

یافته‌ها

- غلظت جیوه و مس در نمونه‌ها

جدول ۱ توصیف آماری غلظت فلزات سنگین را که شامل حداقل، حداکثر، دامنه، میانگین، انحراف معیار، کشیدگی، چولگی و ضریب تغییرات است را برای نمونه‌ها نشان می‌دهد.

$$D_{inh} (\text{mgkg}^{-1}\text{day}^{-1}) = C (\text{mgkg}^{-1}) \times \frac{InhR \times EF \times ED}{BW \times PEF \times AT} \quad (2)$$

$$D_{dermal} (\text{mgkg}^{-1}\text{day}^{-1}) = \quad (3)$$

$$C (\text{mgkg}^{-1}) \times \frac{SA \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (4)$$

$$D_{vapour} (\text{mgkg}^{-1}\text{day}^{-1}) =$$

$$C (\text{mgkg}^{-1}) \times \frac{InhR \times EF \times ED}{VF \times BW \times AT}$$

که در آن: Ingestion rate (Ingestion rate) نرخ مصرف (برای کودکان ۲۰۰ و بزرگسالان 100 mg day^{-1}) (۳۰)، Inhalation rate (Inhalation rate) نرخ استنشاق (کودکان $7/6$ و بزرگسالان $20 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$) (۲۸)، Exposure EF، frequency (frequency) فرکانس مواجهه ($365 \text{ day year}^{-1}$) (۳۰)، Exposure duration (Exposure duration) مدت مواجهه (کودکان ۶ و بزرگسالان ۳۴ (year) (۳۰)، Exposed skin area (Exposed skin area) SA، Skin adherence factor (Skin adherence factor) SL (5700 cm^2) (۳۰)، Dermal absorption (Dermal absorption) ABS ($0.07 \text{ cm}^{-2} \text{ day}^{-1}$) (۳۰)، factor (factor) فاکتور جذب پوستی برای همه عناصر به جز آرسنیک (0.01 و آرسنیک 0.03) (۳۱)، Particle emission (Particle emission) PEF ($1/36 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$) (۳۰)، factor (factor) فاکتور انتشار ذرات ($1/36 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$) (۳۰)، Body Weight (Body Weight) متوسط وزن بدن (کودکان ۱۵ و بزرگسالان 70 kg) (۲۹)، Volatilization factor (Volatilization factor) VF، فراریت برای جیوه ($32675/6 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$) (۳۰) و Average Time (Average Time) میانگین زمان قرار گرفتن در معرض آلاینده ($365 \text{ ED} \times \text{day}$) (۳۱) در نظر گرفته می‌شود.

C میانگین غلظت عناصر جیوه و مس در نمونه‌ها است که در این مطالعه برای حصول "حداکثر مواجهه معقول از حد بالای اطمینان ۹۵ درصد میانگین (Upper Confidence Limit) UCL)) استفاده شد که از طریق معادلات زیر محاسبه شد" (۲۹).

جدول ۱- نتایج آماری مقادیر مربوط به غلظت فلزات سنگین

| متغیرهای آماری فلزات (mg kg^{-1}) | میانگین | حداقل | حداکثر | دامنه | انحراف معیار | کشیدگی | چولگی | ضریب تغییرات |
|---|---------|-------|--------|-------|--------------|--------|-------|--------------|
| جیوه | ۰/۳۶ | ۰/۰۱ | ۲/۶۲ | ۲/۶۱ | ۰/۵۴ | ۹/۴۱ | ۲/۹۴ | ۰/۲۶ |
| مس | ۲۲/۴۹ | ۸/۷۸ | ۵۶/۴۱ | ۴۷/۶۳ | ۹/۴۲ | ۴/۸۶ | ۱/۹۶ | ۸/۵۳ |

جدول ۲- مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین (mg kg^{-1}) با سایر مطالعات

| شهر/کشور | بستر خاک | Cu | Hg | مرجع |
|------------------------|------------|--------|------|------|
| کراک/اردن | گرد و غبار | ۱۱/۳۰ | - | (۳۲) |
| هوآینان/چین | گرد و غبار | - | ۰/۱۶ | (۱۳) |
| آلکالا/اسپانیا | خاک سطحی | ۱۰/۷۸ | - | (۳۳) |
| حسنی مسعود/الجزایر | | ۱۳/۱۷ | - | (۳۴) |
| مورسیا/اسپانیا | | ۹/۳۰ | - | (۳۵) |
| تهران/ایران | گرد و غبار | ۲۷۵/۰۰ | - | (۱) |
| شیراز/ایران | گرد و غبار | ۱۳۶/۳۴ | ۱/۰۵ | (۲۳) |
| اصفهان/ایران | خاک خیابان | ۱۸۲/۲۶ | - | (۳۶) |
| بجنورد/ایران | خاک | ۴۰/۵۴ | - | (۱۸) |
| مقادیر قشر فوقانی زمین | | ۲۸/۰۰ | ۰/۰۵ | (۳۷) |
| زاهدان در این مطالعه | گرد و غبار | ۲۶/۴۹ | ۰/۳۶ | |
| | پس‌زمینه | ۱۵/۱۳ | ۰/۰۹ | |

مختلف مواجهه برای جیوه و مس محاسبه شد و سپس شاخص HI برای هر دو عنصر جیوه و مس به دست آمد که نتایج آن در جدول ۳ ارائه شده است. همان طور که در جدول ۳ نشان داده شده است شاخص HQ برای عناصر جیوه و مس کمتر از عدد یک ($HQ < 1$) بود.

بیشترین مقدار شاخص HQ از بین دو عنصر جیوه و مس در گروه کودکان از طریق مسیر استنشاق بخارات جیوه (10^{-1} × $2/34$) و در گروه بزرگسالان از طریق مسیر دهانی (10^{-2} × $6/16$) متعلق به جیوه بود. همین طور در مورد جیوه، استنشاق

نتایج جدول ۱ نشان می‌دهد که در گرد و غبار خیابان‌های شهر زاهدان مس دارای غلظت بیشتری نسبت به جیوه است و میزان تغییرات غلظت بیشتری نسبت به جیوه دارد.

جدول ۲ مقایسه میانگین غلظت حاصله از این مطالعه را با نتایج مطالعات سایر نقاط جهان نشان می‌دهد. با توجه به جدول ۲ میانگین غلظت فلز جیوه در شهر زاهدان بیشتر از مقدار این فلز در قشر فوقانی زمین و غلظت زمینه است.

- ریسک غیرسرطان‌زایی

جهت ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی، ابتدا HQ از مسیرهای

در شهر زاهدان نسبت به شهرهایی چون موریسیا و آکالا در کشور اسپانیا، حسنی مسعود در الجزایر، کراک در کشور اردن بیشتر است. این فلز در ساخت قطعات و اجزای وسایط نقلیه (لنت ترمز، لاستیک) و همچنین به عنوان مواد افزودنی (گریس) به کار برده می‌شود (۱۵). میانگین غلظت Hg در شهر زاهدان نسبت به غلظت زمینه بیشتر بود. غلظت بالای جیوه می‌تواند ناشی از منابع مختلفی مانند تولید سرامیک و سیمان، لامپ‌های فلورسنت، بخارات لامپ‌های جیوه‌ای، ترموستات، باتری، رنگ‌ها و آمالگام‌دندانی باشد (۱۱، ۱۲، ۳۹). غلظت فلزات مورد مطالعه در زاهدان کمتر از غلظت این فلزات در شیراز، تهران و اصفهان است (۱، ۲۳، ۳۶) که این نتیجه می‌تواند ناشی از جمعیت و صنعت کمتر، در شهر زاهدان نسبت به شهرهای شیراز، تهران و اصفهان باشد. نتایج محاسبات شاخص HQ برای فلزات جیوه و مس نشان داد که در هر دو گروه کودکان و بزرگسالان، مواجهه از طریق دهانی،

بخارات جیوه (HQ_{vapour}) در گروه کودکان مسیر اصلی مواجهه با آلودگی است و بیشترین مقدار شاخص HQ برای مس از طریق مسیرهای دهانی (بزرگسالان: $10^{-4} \times 9/93$ ، کودکان: $10^{-3} \times 9/27$)، تماس پوستی (بزرگسالان: $10^{-5} \times 1/32$ ، کودکان: $10^{-5} \times 8/65$) و مسیر استنشاقی (بزرگسالان: $10^{-7} \times 1/46$ ، کودکان: $10^{-7} \times 2/59$) در هر دو گروه کودکان و بزرگسالان بود. با توجه به جدول ۳، می‌توان دریافت که در نمونه‌های گرد و غبار خیابانی در شهر زاهدان، بیشترین مقدار شاخص ریسک غیرسرطان‌زایی (HI) مربوط به جیوه ($10^{-1} \times 2/94$) در گروه کودکان و کمترین مقدار شاخص ریسک HI متعلق به جیوه ($10^{-5} \times 3/31$) در گروه بزرگسالان بود.

بحث

مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه در شهر زاهدان با سایر مطالعات نشان داد که میانگین غلظت Cu

جدول ۳- مقادیر شاخص HI و شاخص خطر HQ برای جیوه و مس از طریق مسیرهای مختلف مواجهه

| منابع | مس | | جیوه | | پارامتر | رده سنی | |
|----------|-----------------------|-----------------------|---------------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|--------------------------|
| | کمترین | بیشترین | میانگین (بالای ۹۵ درصد اطمینان) | کمترین | | | بیشترین |
| | ۸/۷۸ | ۵۶/۴۱ | ۲۵/۶۱ | ۰/۰۱ | ۲/۶۲ | ۰/۵۴ | میانگین غلظت |
| (۳۸، ۳۱) | — | $4/00 \times 10^{-2}$ | — | — | $3/00 \times 10^{-4}$ | — | دوز مرجع مزمن مصرف دهانی |
| (۳۸، ۳۱) | — | $1/20 \times 10^{-2}$ | — | — | $2/10 \times 10^{-5}$ | — | دوز مرجع مزمن تماس پوستی |
| (۳۸، ۳۱) | — | $4/00 \times 10^{-2}$ | — | — | $8/57 \times 10^{-5}$ | — | دوز مرجع مزمن استنشاقی |
| | $1/46 \times 10^{-3}$ | $9/27 \times 10^{-3}$ | $4/21 \times 10^{-3}$ | $2/92 \times 10^{-4}$ | $5/75 \times 10^{-2}$ | $1/19 \times 10^{-2}$ | نسبت خطر مسیر دهانی |
| | $1/35 \times 10^{-5}$ | $8/65 \times 10^{-5}$ | $3/93 \times 10^{-5}$ | $1/17 \times 10^{-5}$ | $2/30 \times 10^{-2}$ | $4/74 \times 10^{-4}$ | نسبت خطر تماس پوستی |
| | $4/03 \times 10^{-8}$ | $2/59 \times 10^{-7}$ | $1/18 \times 10^{-7}$ | $8/16 \times 10^{-9}$ | $1/61 \times 10^{-6}$ | $3/31 \times 10^{-7}$ | نسبت خطر مسیر استنشاقی |
| | — | — | — | $1/19 \times 10^{-3}$ | $2/34 \times 10^{-1}$ | $4/82 \times 10^{-2}$ | نسبت خطر بخارات جیوه |
| | $1/46 \times 10^{-3}$ | $9/26 \times 10^{-3}$ | $4/25 \times 10^{-3}$ | $1/49 \times 10^{-3}$ | $2/94 \times 10^{-1}$ | $6/06 \times 10^{-2}$ | شاخص خطر غیرسرطان‌زایی |
| | $1/55 \times 10^{-4}$ | $9/93 \times 10^{-4}$ | $4/51 \times 10^{-4}$ | $3/12 \times 10^{-5}$ | $6/16 \times 10^{-3}$ | $1/27 \times 10^{-3}$ | نسبت خطر مسیر دهانی |
| | $2/06 \times 10^{-6}$ | $1/32 \times 10^{-5}$ | $6/00 \times 10^{-6}$ | $1/78 \times 10^{-6}$ | $3/51 \times 10^{-4}$ | $7/24 \times 10^{-5}$ | نسبت خطر تماس پوستی |
| | $2/27 \times 10^{-8}$ | $1/46 \times 10^{-7}$ | $6/63 \times 10^{-8}$ | $4/60 \times 10^{-9}$ | $9/06 \times 10^{-7}$ | $1/87 \times 10^{-7}$ | نسبت خطر مسیر استنشاقی |
| | — | — | — | $4/92 \times 10^{-12}$ | $9/69 \times 10^{-10}$ | $2/00 \times 10^{-10}$ | نسبت خطر بخارات جیوه |
| | $1/57 \times 10^{-4}$ | $1/01 \times 10^{-3}$ | $4/57 \times 10^{-4}$ | $3/31 \times 10^{-5}$ | $6/51 \times 10^{-2}$ | $1/34 \times 10^{-2}$ | شاخص خطر غیرسرطان‌زایی |

فلزات سنگین در محیط شهری، ایجاد خطر بهداشتی نمایند (۱۹، ۴۶).

نتایج مطالعات Benhaddya و همکاران در سال ۲۰۱۶ (۴)، Chen و همکاران در سال ۲۰۱۵ (۴۷)، Dehghani و همکاران در سال ۲۰۱۷ (۱)، De Miguel و همکاران در سال ۲۰۰۷ (۴۸) و Men و همکاران در سال ۲۰۱۸ (۴۹) نیز مقدار HI را برای کل فلزات مورد مطالعه خود کمتر از یک گزارش کردند که مطالعه حاضر از این نظر مشابه مطالعات ذکر شده است.

نتیجه‌گیری

در این مطالعه به اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین جیوه و مس در ۳۵ نمونه گرد و غبار خیابان جمع‌آوری شده از نقاط مختلف شهر زاهدان پرداخته شد. از آنجایی که گرد و غبار خیابان می‌تواند به راحتی توسط باد و حرکت وسایط نقلیه به صورت معلق به اتمسفر باز گردد و توسط افراد ساکن در شهر از مسیر استنشاقی، تماس پوستی و مصرف خوراکی وارد بدن انسان شود و همین‌طور به دلیل ماهیت تجزیه‌ناپذیری، خاصیت سمیت و تجمع‌پذیری در بدن انسان، می‌تواند منجر به اثرات زیانباری بر سلامتی انسان شود. میانگین غلظت فلزات مس و جیوه بیشتر از غلظت زمینه این فلزات در شهر زاهدان بود که این نتیجه نشان‌دهنده تاثیر فعالیت‌های انسانی بر کیفیت گرد و غبار سطحی در شهر مورد مطالعه است. با توجه به نتایج شاخص HQ، در گروه کودکان استنشاق بخارات جیوه و در گروه بزرگسالان، مسیر دهانی، راه اصلی مواجهه با فلزات مورد مطالعه موجود در گرد و غبار سطحی شهر زاهدان است. در حال حاضر مقدار خطر غیرسرطان‌زایی کمتر از سطح امن ($HI < 1$) است. برای محاسبه ریسک سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی عوامل مختلفی منجر به افزایش ریسک می‌شوند از جمله ترکیبات آلی، فلزات سنگین در آب، غذا و هوا که به دلیل محدودیت مالی در این مطالعه فقط ریسک غیرسرطان‌زایی دو فلز جیوه و مس مورد مطالعه قرار گرفته است.

مسیر اصلی مواجهه با فلز مس در گرد و غبار نمونه‌های شهر زاهدان است و تماس پوستی و استنشاقی به ترتیب در مراحل بعدی اهمیت قرار دارند، در مطالعات Ferreira-Baptista و همکاران در سال ۲۰۰۵ (۳۱)، Zheng و همکاران در سال ۲۰۱۰ (۴۰) و Li و همکاران در سال ۲۰۱۳ (۴۱) نیز این نتایج مشاهده شده است. نتایج محاسبه HQ برای مسیرهای استنشاقی (از طریق $HQ_{inhalation}$ و بخارات HQ_{vapour}) برای فلزات مورد مطالعه نشان داد که در کودکان، استنشاق بخارات جیوه، مسیر اصلی مواجهه (بیشترین مقدار HQ) با فلزات است، چنین نتیجه‌ای مشابه نتایج مطالعاتی است که توسط Fang و همکاران در سال ۲۰۱۱ (۴۲) و Keshavarzi و همکاران در سال ۲۰۱۵ (۲۳) گزارش دادند، این امر می‌تواند به دلیل فشار بخار قابل توجه جیوه در دمای محیط باشد (۴۳). به‌طور کلی شاخص HQ برای فلزات مورد مطالعه از طریق مسیرهای مختلف مواجهه (دهانی، تماس پوستی و استنشاقی) در گروه کودکان بیشتر از بزرگسالان بود چرا که کودکان تماس بیشتری با خاک و گرد و غبار خیابانی دارند و از طرفی مقادیر قابل توجهی از گرد و غبار را با فرو بردن دست در دهان، وارد بدن خود می‌کنند. همچنین، به دلیل داشتن سیستم ایمنی توسعه نیافته و ضعیف، بیشتر در معرض مسمومیت با فلزات سنگین قرار می‌گیرند (۱۷، ۴۴، ۴۵).

نتایج شاخص ریسک غیرسرطانی (HI) حاکی از آن بود که بیشترین مقدار HI برای نمونه‌های جمع‌آوری شده در شهر زاهدان، برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب $(10^{-1} \times 2/94)$ و $(10^{-3} \times 6/5)$ متعلق به جیوه هستند، Zheng و همکاران در مطالعه‌ای در شهر هوآنیان در کشور چین، بیشترین مقدار شاخص ریسک غیرسرطانی (HI) را برای جیوه $(10^{-2} \times 2/81)$ گزارش کردند (۱۳) که مقدار فوق‌کمتر از مقدار HI برای جیوه در شهر زاهدان است چرا که مقدار میانگین جیوه در شهر زاهدان بیشتر از میانگین این عنصر در شهر هوآنیان بود. اگرچه در حال حاضر مقدار شاخص خطر غیرسرطان‌زایی کمتر از سطح امن ($HI < 1$) است ولی در آینده ممکن است به دلیل ویژگی تجمع‌پذیری، تجزیه‌ناپذیری و ماندگاری طولانی مدت

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند. دارای کد اخلاق IR.Zaums.REC.1396.142 است.

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل (بخشی از) طرح تحقیقاتی با عنوان "ارزیابی ریسک بهداشتی ناشی از فلزات سنگین (جیوه و مس) در گرد و غبار خیابان‌های شهری زاهدان" مصوب دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی، درمانی زاهدان در سال ۱۳۹۶ با کد ۸۳۵۴ است که با حمایت دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی، درمانی زاهدان اجرا شده است.

References

1. Dehghani S, Moore F, Keshavarzi B, Hale BA. Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Tehran, Iran. *Eco-toxicology and Environmental Safety*. 2017;136:92-103.
2. Kamani H, Mahvi AH, Seyedsalehi M, Jaafari J, Hoseini M, Safari GH, et al. Contamination and ecological risk assessment of heavy metals in street dust of Tehran, Iran. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2017;14:2675-82.
3. Cao S, Duan X, Zhao X, Chen Y, Wang B, Sun C, et al. Health risks of children's cumulative and aggregative exposure to metals and metalloids in a typical urban environment in China. *Chemosphere*. 2016;147:404-11.
4. Benhaddya ML, Boukhelkhal A, Halis Y, Hadjel M. Human Health Risks Associated with Metals from Urban Soil and Road Dust in an Oilfield Area of Southeastern Algeria. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2016;70:556-71.
5. Alimoradi J, Naghipour D, Kamani H, Asgari G, Naimi-Joubani M, Ashrafi SD. Data on corrosive water in the sources and distribution network of drinking water in north of Iran. *Data in Brief*. 2018;17:105-18.
6. Bazrafshan E, Sobhanikia M, Mostafapour F, Kamani H, Balarak D. Chromium biosorption from aqueous environments by mucilaginous seeds of *Cydonia oblonga*: Kinetic and thermodynamic studies. *Global NEST Journal*. 2017;19(2):269-77.
7. Mohseni-Bandpei A, Ashrafi SD, Kamani H, Pas-e-ban A. Contamination and ecological risk assessment of heavy metals in surface soils of Esfarayen city, Iran. *Health Scope*. 2017;6(2).
8. Kamani H, Hoseini M, Safari GS, Jaafari J, S.D. A, A.H M. Concentrations of heavy metals in surface soil of Zahedan City. *Journal of Health*. 2017;8(2):182-90 (in Persian).
9. Kamani H, Hoseini M, Seyedsalehi M, Mahdavi Y, Jaafari J, Safari GH. Concentration and characterization of airborne particles in Tehran's subway system. *Environmental Science and Pollution Research*. 2014;21(12):7319-28.
10. Kamani H, Hoseini M, Safari GH, Jaafari J, Mahvi AH. Study of trace elements in wet atmospheric precipitation in Tehran, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2014;186(8):5059-67.
11. Solgi E, Esmaili-Sari A, Riyahi B, Riyahi Bakhtiari A. Evaluation of mercury contamination in soils of industrial estates of Arak city. *Journal of Health in*

- the Field. 2013;1(2):22-28 (in Persian).
12. Wang W, Wu F, Zheng J, Wong MH. Risk assessments of PAHs and Hg exposure via settled house dust and street dust, linking with their correlations in human hair. *Journal of Hazardous Materials* . 2013;263:627-37.
13. Zheng L, Tang Q, Fan J, Huang X, Jiang C, Cheng H. Distribution and health risk assessment of mercury in urban street dust from coal energy dominant Huainan City, China. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015;22:9316-22.
14. Mark Hyman MD. The impact of mercury on human health and the environment. *Alternative Therapies*. 2004;10(6):70-75.
15. Haus N, Zimmermann S, Wiegand J, Sures B. Occurrence of platinum and additional traffic related heavy metals in sediments and biota. *Chemosphere*. 2007;66:619-29.
16. Kamani H, Mirzaei N, Ghaderpoori M, Bazrafshan E, Rezaei S, Mahvi AH. Concentration and ecological risk of heavy metal in street dusts of Eslamshahr, Iran. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2018;24(4):961-70.
17. Chen H, Lu X, Y. Li L. Spatial distribution and risk assessment of metals in dust based on samples from nursery and primary schools of Xi'an, China. *Atmospheric Environment*. 2014;88:172-82.
18. Solgi E, Keramaty M. Assessment of health risks of urban soils contaminated by heavy metals (Bojnourd City). *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences*. 2015;7(4):813-27 (in Persian).
19. Shi G, Chen Z, Bi C, Wang L, Teng J, Li Y, et al. A comparative study of health risk of potentially toxic metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China. *Atmospheric Environment*. 2011;45:764-71.
20. Morton-Bermea O, Hernández-Álvarez E, González-Hernández G, Romero F, Lozano R, Beramendi-Orosco L. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *Journal of Geochemical Exploration*. 2009;101(3):218-24.
21. Moradi Q, Mirzaei R. Spatial Variability Analysis of Heavy Metals in Street Dusts of Kashan City. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2017;9(4):443-56 (in Persian).
22. Tepanosyan G, Maghakyan N, Sahakyan L, Sahgatelyan A. Heavy metals pollution levels and children health risk assessment of Yerevan kindergartens soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2017;142:257-65.
23. Keshavarzi B, Tazarvi Z, Rajabzadeh MA, Najmeddin A. Chemical speciation, human health risk assessment and pollution level of selected heavy metals in urban street dust of Shiraz, Iran. *Atmospheric Environment* 2015;119:1-10.
24. Ansari H, Kamani H, Arbabi-Sarjo A. Prevalence of hepatitis C and related factors among beta-thalassemia major patients in Southern Iran in 2005-2006. *Journal of Medical Sciences*. 2007;7(6):997-1002.
25. Kamani H, Ashrafi SD, Isazadeh S, Jaafari J, Hoseini M, Mostafapour FK, et al. Heavy metal contamination in street dusts with various land uses in Zahedan, Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2015;94(3):382-86.
26. United States Environmental Protection Agency. Method 3050B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency; 2015 [cited 2017 Jul 12]. Available from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>
27. United States Environmental Protection Agency. Soil screening guidance: Technical background document. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency; 1996 [cited 2017 Jul 25]. Available from: <http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/toc.htm#p1>
28. Van den Berg R. Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM); 1995 [cited 2017 Jul 15]. Available from: <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/725201011.html>1995.
29. United States Environmental Protection Agency. Risk assessment guidance for superfund, Volume 1: Human health evaluation manual (Part A). Washington DC: United States Environmental Protection Agency; 1989 [cited 2017 Jul 15]. Avail-

- able from: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=10001FQY.txt>.
30. United States Environmental Protection Agency. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. Washington DC: United States Environmental Protection Agency; 2001 [cited 2017 Jul 25]. Available from: <http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/ssgmarch01>.
 31. Ferreira-Baptista L, De Miguel E. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment. *Atmospheric Environment*. 2005;39:4501-12.
 32. Al-Khashman OA. Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. *Atmospheric Environment*. 2004;38:6803-12.
 33. Peña-Fernández A, González-Muñoz MJ, Lobo-Bedmar MC. Establishing the importance of human health risk assessment for metals and metalloids in urban environments. *Environment International*. 2014;72:176-85.
 34. Mohammed LB, Hadjel M. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in surface soils of Hassi Messaoud, Algeria. *Environmental Earth Sciences*. 2014;71(3):1473-86.
 35. Acosta JA, Cano AF, Arocena J, Debela F, Martínez-Martínez S. Distribution of metals in soil particle size fractions and its implication to risk assessment of playgrounds in Murcia City (Spain). *Journal of Geoderma*. 2009;149(1):101-109.
 36. Soltani N, Keshavarzi B, Moore F, Tavakol T, Lahijanzadeh AR, Jaafarzadeh N, et al. Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran. *Science of The Total Environment*. 2015;505:712-23.
 37. Rudnick R, Gao S. Composition of the continental crust. *Journal of Treatise on Geochemistry*. 2003;3:1-64.
 38. U.S. Department of Energy. RAIS: Risk assessment information system. Washington DC: Department of Energy; 2004 [cited 2017 Jul 25]. http://risk.lsd.ornl.gov/rap_hp.shtml.
 39. Kamani H, Vaezi F, Nabizadeh R, Mesdaghinia A, Alimohammadi M. Application of medium pressure UV lamp for wastewater disinfection of milk production industry. *Journal of Applied Sciences*. 2006;6:731-34.
 40. Zheng N, Liu J, Wang Q, Liang Z. Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China. *Science of the Total Environment*. 2010;408:726-33.
 41. Li H, Qian X, Hu W, Wang Y, Gao H. Chemical speciation and human health risk of trace metals in urban street dusts from a metropolitan city, Nanjing, SE China. *Science of the Total Environment*. 2013;456:212-21.
 42. Fang F, Wang H, Lin Y. Spatial distribution, bio-availability, and health risk assessment of soil Hg in Wuhu urban area, China. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2011;179(1-4):255-65.
 43. Sun G, Li Z, Bi X, Chen Y, Lu S, Yuan X. Distribution, sources and health risk assessment of mercury in kindergarten dust. *Atmospheric Environment*. 2013;73:169-76.
 44. Luo X, Ding J, Xu B, Wang YJ, Li HB, Yu S. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils. *Science of the Total Environment* 2012;424:88-96.
 45. Ma J, Singhirunnusorn W. Distribution and health risk assessment of heavy metals in surface dusts of Maha Sarakham municipality. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*. 2012;50:280-93.
 46. Mohmand J, Eqani SAMAS, Fasola M, Alamdar A, Mustafa I, Ali N, et al. Human exposure to toxic metals via contaminated dust: Bio-accumulation trends and their potential risk estimation. *Chemosphere*. 2015;132:142-51.
 47. Chen H, Teng Y, Lu S, Wang Y, Wang J. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Science of the Total Environment*. 2015;512:143-53.
 48. De Miguel E, Iribarren I, Chacon E, Ordonez A, Charlesworth S. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere*. 2007;66(3):505-13.
 49. Men C, Liu R, Xu F, Wang Q, Guo L, Shen Z. Pollution characteristics, risk assessment, and

source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China. Science of the Total Environment. 2018;612:138-47.



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

Original Article



Non-carcinogenic risk assessment of Hg and Cu in streets dusts of Zahedan city

M Moradi Baseri¹, H Kamani^{2,*}, SD Ashrafi³, E Bazrafshan⁴, F Kord Mostafapour²

1- Student Research Committee, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran

2- Health Promotion Research Center, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran

3- Department of Environmental Health, School of Health, Guilan University of Medical Sciences, Rasht, Iran

4- Health Sciences Research Center, Torbat Heydariyeh University of Medical Sciences, Torbat Heydariyeh, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 28 July 2018

Revised: 20 October 2018

Accepted: 24 October 2018

Published: 19 December 2018

ABSTRACT

Background and Objective: Street dust is an important factor in urban pollution which consists of soil, particulate matters and heavy metals. At present, over half of the world's population lives in urban areas. Therefore, this study aimed to investigate health risks of heavy metals in street dusts in Zahedan.

Materials and Methods: The samples of street dust were collected in Zahedan. After preparation, the samples, were injected to ICP-MS for determination the amount of Hg and Cu. According to the measured concentrations, Hazard quotient (HQ) and hazard index (HI) were calculated to evaluate the health risk assessment.

Results: Results showed that Hazard quotient for both Hg and Cu was less than 1 for children and adult. HQ for Hg and Cu was in order of $HQ_{\text{ingestion}} > HQ_{\text{dermal}} > HQ_{\text{inhalation}} > HQ_{\text{vapour}}$ for adults and $HQ_{\text{vapour}} > HQ_{\text{ingestion}} > HQ_{\text{dermal}} > HQ_{\text{inhalation}}$ for children. HI was also less than 1.

Conclusion: The value of HQ showed that inhalation of mercury vapor and ingestion were the main routes of exposure to Hg for children and adults. The non-carcinogenic risk was within the safe value ($HI < 1$) in this study.

Keywords: Street dust, Heavy metals, Non-cancer risk, Zahedan city

*Corresponding Author:

hossein_kamani@yahoo.com