

## ارزیابی اثر حجم ترافیک بر آلودگی و خطر بالقوه بوم‌شناختی عناصر روی، سرب و نیکل در خاک‌های حاشیه برخی جاده‌های برون شهری همدان

نیره‌سادات حسینی و سهیل سبحان اردکانی<sup>1</sup>

دکتری تخصصی محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران؛ ns\_hosseini@iauh.ac.ir

استاد علوم محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران؛ s\_sobhan@iauh.ac.ir

دریافت: 99/12/11 و پذیرش: 1400/4/20

### چکیده

انتشارات حاصل از ترافیک یکی از بزرگترین منابع آلودگی فلزات سنگین است که منجر به عدم تعادل بوم‌شناختی در خاک کنار جاده‌ای می‌شود. لذا، این پژوهش با هدف تعیین محتوی، ارزیابی آلودگی و خطر بالقوه بوم‌شناختی فلزات سنگین روی، سرب و نیکل در خاک‌های حاشیه برخی جاده‌های برون شهری همدان در سال 1398 انجام شد. بدین منظور، 63 نمونه خاک سطحی در طول 700 متر از یک قطعه 9/0 کیلومتری از جاده‌های گلته، رزن و کرمانشاه جمع‌آوری شد. پس از آماده‌سازی نمونه‌ها، محتوی عناصر در آن‌ها به روش طیف‌سنجی نوری پلاسما جفت‌شده القایی (ICP-OES) اندازه‌گیری شد. همچنین، فاکتور آلودگی (CF)، شاخص زمین‌انباشتگی ( $I_{geo}$ ) و خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی تجمعی (RI) محاسبه شد. پردازش آماری داده‌ها نیز با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام یافت. بیشینه میانگین محتوی عناصر روی، سرب و نیکل در نمونه‌های خاک به ترتیب با  $122 \pm 3/24$ ،  $26/4 \pm 0/730$  و  $0/360 \pm 22/2$  میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به ایستگاه‌های رزن، کرمانشاه و رزن و بیان‌گر تأثیر حجم ترافیک بود. با استناد به همبستگی مثبت و معنی‌دار بین عناصر روی و سرب و روی و نیکل نمونه‌های خاک به ترتیب در سطح معنی‌داری برابر با 0/01 و 0/05 می‌توان گفت که این عناصر منابع مشترک دارند. نتایج محاسبه شاخص‌های CF،  $I_{geo}$  و RI بیان‌گر کیفیت قابل قبول خاک در ایستگاه‌های مورد مطالعه و عدم بروز مخاطره بوم‌شناختی بود؛ همچنین، میانگین مقادیر محاسبه شده عامل خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی احتمالی (Er) برای عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک دارای روند کاهشی بصورت سرب < نیکل < روی بود. نتایج بدست آمده نشان داد که پایش منظم غلظت و ارزیابی خطرات بوم‌شناختی آلاینده‌های فلزی به منظور مدیریت و حفاظت خاک ضروری است.

واژه‌های کلیدی: فلزات سنگین، فاکتور آلودگی، شاخص زمین‌انباشتگی، کیفیت خاک

<sup>1</sup> نویسنده مسئول، آدرس: واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، دانشکده علوم پایه، گروه محیط‌زیست

## مقدمه

هوا، آب و خاک بعنوان اجزای اصلی سازنده زیست‌سپهر، بدلیل اهمیتی که در حیات موجودات زنده و بویژه انسان دارند، همواره مورد توجه بوده و آلودگی آن‌ها یکی از مهم‌ترین مسایل و چالش‌های محیط‌زیستی، بهداشتی و اقتصادی عصر حاضر در سراسر جهان محسوب می‌شود. در این میان، خاک بعنوان منبع حفاظت و تولید غذا از اهمیت ویژه‌ای برخوردار بوده و کیفیت آن متأثر از فعالیت‌های انسانی است (سبحان اردکانی، 2018). در این راستا، حمل و نقل جاده‌ای بعنوان یک منبع عمده عامل موثری در آلودگی خاک و تشدید تهدیدات محیط‌زیستی است (اکار و ازگل، 2020).

سطوح مختلف آلودگی در خاک کنار جاده با احداث، نگهداری و بهره‌برداری راه‌ها در ارتباط بوده و عمدتاً ناشی از منابع آگروزی (احتراق سوخت) یا غیر آگروزی (ذرات حاصل از فرسایش سطح جاده و استهلاک بدنه خودرو، اجزای موتور، لنت ترمز، کلاج، نشت روغن موتور و خوردگی باطری) است (آدامیک و همکاران، 2017). همچنین، شرایط مختلف محیطی (شرایط آب و هوایی نظیر میزان بارندگی و دما)، ترافیکی (حجم ترافیک و سرعت وسایل نقلیه) و جاده‌ای (عمر جاده، شیب، طول، نوع پوشش سطح جاده) بر انتشار آلاینده‌های فلزی خودرویی در محیط کنار جاده‌ای مؤثرند (خالقی و همکاران، 1398؛ احمد و همکاران، 2016).

فلزات سنگین از جمله مهم‌ترین آلاینده‌های شیمیایی معدنی و در زمره خطرناک‌ترین گروه از انتشارات مربوط به ترافیک به‌شمار می‌آیند که برخلاف آلاینده‌های آلی، تحت تأثیر فرآیندهای زیستی یا شیمیایی تخریب نمی‌شوند، بلکه تمایل به تجمع در محیط و سیستم‌های زیستی دارند (حضرت‌زاده و سبحان اردکانی، 1397؛ سویک و همکاران، 2019). در این بین، عناصر روی، سرب و نیکل بعنوان اجزای تشکیل‌دهنده پسته زمین رایج‌ترین آلاینده‌های فلزی مربوط به ترافیک محسوب می‌شوند (جیانگ و همکاران، 2017).

روی بعنوان یک فلز سنگین ضروری در مقادیر اندک برای بقا و فرآیندهای زیستی جانداران لازم و بی‌خطر است، اما در مقادیر زیاد می‌تواند ایجاد مسمومیت کند (شاهد و همکاران، 2017). از علائم مسمومیت با املاح فلز روی می‌توان به ضعف و ناتوانی، کاهش جذب اکسیژن، افزایش ضربان قلب، بروز اختلال در کبد و کلیه و فیبروز ریه اشاره کرد (محمدی و همکاران، 2018).

سرب بعنوان عنصر غیرضروری هیچ نقش زیستی شناخته شده‌ای در فرآیندهای زیستی ندارد و حتی در مقادیر بسیار اندک نیز برای سلامتی جانداران خطرناک و بسیار سمی است (خالق و همکاران، 2019). اثرات شناخته شده سرب روی بدن از تغییرات زیست-شیمیایی در مقادیر کم آلودگی تا تأثیر بر روی سیستم عصبی و حتی مرگ در غلظت‌های زیاد متغیر است (سینگ و همکاران، 2012). آسیب به مغز، کلیه‌ها، شش، مغز استخوان، تغییر در نرخ زاد و ولد، میزان رشد، افزایش فشار خون، ناباروری مردان، سقط جنین، کوتاه شدن دوران بارداری، ناتوانی در یادگیری و اغما از دیگر آثار مسمومیت با سرب است (دبنات و همکاران، 2019).

نیکل یک عنصر غذایی ضروری برای جانداران بشمار می‌آید، اما در غلظت‌های زیاد اثرات زیان‌باری به‌مراه خواهد داشت (نومن، 2018). بطور کلی، مسمومیت با نیکل و ترکیبات آن در غلظت‌های زیاد می‌تواند منجر به بروز انواع سرطان‌های خون، مغز، پروستات، استخوان، دستگاه تنفسی، عفونت‌های موضعی، تأخیر در رشد، کاهش توانایی تولیدمثل، تداخل در جذب آهن و مرگ شود (سبحان اردکانی، 2019).

ورود بیش از حد فلزات سنگین به خاک بعنوان مهم‌ترین منبع و مخزن آلاینده‌ها سبب نفوذ این عناصر به چرخه‌های زیست-زمین-شیمیایی و بدنال آن نابودی بافت خاک، تغییر ویژگی‌های خاک و دیگر مشکلات محیط‌زیستی خواهد شد (انوار و همکاران، 2020). افزون بر این، فلزات در داخل خاک نسبت به سایر بخش‌های

شد (رشیدشمالی و خداوردیلو، 1391). همچنین، از دیگر پژوهش‌های مشابه انجام یافته در ایران، می‌توان به مطالعه‌ای که نتایج آن نشان داد میانگین مقادیر عناصر روی، سرب، مس و نیکل در نمونه‌های خاک حاشیه جاده قدیم رشت-قزوین به ترتیب برابر با 19/9، 23/2، 58/1 و 20/3 میلی‌گرم در کیلوگرم بوده است (محمدی گلنگش و همکاران، 1399). پژوهشی که نشان داد میانگین مقادیر عناصر روی، مس و نیکل در نمونه‌های خاک حاشیه (صفر متری) جاده زابل-زاهدان به ترتیب برابر با 54/3، 9/67 و 10/3 میلی‌گرم در کیلوگرم بوده است (بهنام و همکاران، 1397) و پژوهشی که طی آن بیشینه مقادیر عناصر سرب و کادمیم در خاک حاشیه جاده ساوه-همدان به ترتیب برابر با 38/9 و 8/59 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شد (سلیمی و همکاران، 1394) اشاره کرد. علاوه بر این، پرداختی و زاهد (1397) میانگین مقادیر عناصر روی، سرب و نیکل (میلی‌گرم در کیلوگرم) را برای نمونه‌های خاک حاشیه جاده تهران-ایوانکی به ترتیب برابر با 128، 81 و 20 و برای جاده تهران-ساوه به ترتیب برابر با 127، 103 و 33 و از طرفی، حسونند و همکاران (1397) نیز میانگین مقادیر عناصر روی، سرب و مس در خاک حاشیه بزرگراه الشتر-خرم‌آباد را به ترتیب برابر با 56/1، 4/60 و 44/8 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش کردند. بنابراین، با توجه به مخاطرات محیط‌زیستی آلاینده‌های فلزی در خاک و ضرورت تعیین محتوی و ارزیابی آلودگی و خطر بالقوه بوم‌شناختی فلزات سنگین و از طرفی نظر به توسعه فزاینده شبکه حمل و نقل جاده‌ای در کلان‌شهر همدان بعنوان نقطه تأکیدگاهی ثقل ارتباطات جاده‌ای غرب کشور، این پژوهش با هدف ارزیابی اثر حجم ترافیک بر شاخص‌های آلودگی و خطر بالقوه بوم‌شناختی فلزات سنگین روی، سرب و نیکل در خاک‌های حاشیه برخی جاده‌های برون شهری همدان در سال 1398 انجام یافت.

زیست‌سپهر دوام و بقای بیش‌تری دارند، لذا، آسیب‌شدیدی را به بوم‌سازگان تحمیل نموده و از طرفی بطور غیرمستقیم از طریق زنجیر غذایی و یا بطور مستقیم از طریق استنشاق، بلع و تماس پوستی، تهدیدی برای سلامت انسان محسوب می‌شود (گال و همکاران، 2015؛ شاهد و همکاران، 2017). از این‌رو، در دهه‌های اخیر مطالعات متعددی در خصوص تعیین غلظت، شناسایی منبع و آلودگی فلزات سنگین در خاک کنار جاده انجام شده است. نتایج پژوهشی نشان داد که غلظت کل فلزات سنگین روی، سرب و نیکل در خاک‌های کنار جاده‌ای در امتداد بزرگراهی در شمال‌غربی اردن به ترتیب برابر با 122، 79 و 60 میلی‌گرم در کیلوگرم و اصلی‌ترین منابع انسانی این عناصر انتشارات آگزوزی و غیرآگزوزی و وسایل نقلیه بوده است (انراداته و التانی، 2018). بعلاوه، میانگین محتوی عناصر روی، سرب و نیکل در خاک‌های سطحی کنار جاده‌ای شهر سوا فیجی به ترتیب برابر با 507، 59/3 و 32/4 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شد (مایا و همکاران، 2019). از طرفی، غلظت کل عناصر روی، سرب و نیکل در خاک کنار جاده در امتداد بزرگراه کوتاهیا - اسکی‌شهر ترکیه به ترتیب در دامنه 595-12/50، 7/71-224/02 و 38-1981/10 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شد (اکار و ازکل، 2020). در پژوهشی میانگین غلظت کل فلزات سنگین روی، سرب و نیکل در خاک‌های سطحی کنار جاده‌ای در اطراف آزادراه رشت-قزوین بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم به ترتیب برابر با 48/89، 20/05 و 9/48 گزارش شد (محمدی گلنگش و همکاران، 1397).

این در حالی است که، میانگین محتوی عناصر روی، سرب و نیکل در خاک حاشیه بزرگراه اراک-قم به ترتیب برابر با 241/95، 553/41 و 109/60 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شد (خالقی و همکاران، 1398). از طرفی، میانگین غلظت فلزات روی، سرب و نیکل در خاک پیرامون بزرگراه ارومیه-سلماس به ترتیب برابر با 683/34، 72/49 و 33/94 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش

## مواد و روش‌ها

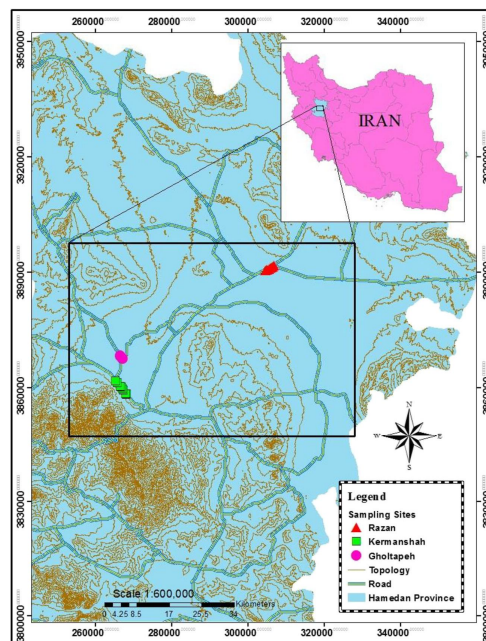
### معرفی منطقه مورد مطالعه

این پژوهش به منظور بررسی تأثیر حجم ترافیک بر محتوی فلزات سنگین در خاک‌های مرتعی کنار جاده‌ای انجام گرفت. برای این منظور سه جاده از قدیمی‌ترین قطعات شبکه ارتباطات جاده‌ای استان همدان

شامل جاده همدان-گلتهپه، همدان-رزن و همدان- کرمانشاه (شکل 1)، با میانگین حجم ترافیک متفاوت (جدول 1) بعنوان ایستگاه‌های نمونه‌برداری انتخاب شدند (حسینی و همکاران، 2020). متوسط بارش سالانه در مناطق مورد مطالعه 330 میلی‌متر و دمای متوسط سالانه 11 درجه سانتی‌گراد ثبت شده است (حسینی و همکاران، 2020).

جدول 1 - میانگین حجم ترافیک (وسیله نقلیه در روز) در جاده‌های مورد مطالعه

| تعداد کل وسیله نقلیه در روز | نوع وسیله نقلیه |        |                       |                    | سبک   | جاده     |
|-----------------------------|-----------------|--------|-----------------------|--------------------|-------|----------|
|                             | تربلرهای کشنده  | اتوبوس | کامیون کم‌تر از 10 تن | کامیونت و مینی‌بوس |       |          |
| 2417                        | 273             | 143    | 137                   | 219                | 1643  | گلتهپه   |
| 7121                        | 1256            | 677    | 657                   | 1069               | 3361  | رزن      |
| 14799                       | 1008            | 638    | 684                   | 1340               | 11127 | کرمانشاه |



شکل 1- موقعیت استقرار ایستگاه‌های نمونه‌برداری

نمونه‌برداری، آماده‌سازی نمونه‌ها، تعیین مقادیر برخی

پارامترهای شیمیایی در آنها

در مجموع 63 نمونه خاک سطحی (0-15)

سانتی‌متری) در طول 700 متر از یک قطعه 9 کیلومتری

هر جاده با ویژگی‌های مشابه (مانند میانگین سرعت وسیله نقلیه و پوشش جاده)، در فواصل 100 متر از یکدیگر و از هر دو طرف حاشیه جاده (0-2 متر از لبه

از طرفی، pH نمونه‌ها نیز در گل اشباع (در عصاره 1:5 آب به خاک) با استفاده از pH متر Jenway مدل 3520 قرائت شد (دادودپور و همکاران، 2019). کربن آلی خاک نیز به روش واکلی و بلک (واکلی و بلک، 1934) و درصد ذرات معدنی اولیه خاک (شن، سیلت و رس) به روش هیدرومتری اندازه‌گیری شد (جی و اور، 2002).

**محاسبه شاخص‌های آلودگی (Contamination Factor: CF)، زمین انباشتگی (Geoaccumulation index:  $I_{geo}$ ) و خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی تجمعی (RI: Ecological Risk Index)**

به منظور ارزیابی کیفیت خاک در مناطق کنار جاده و برآورد جامعی از خطرات بالقوه محیط‌زیستی فلزات سنگین در نمونه‌ها، شاخص‌های  $I_{geo}$  و CF به ترتیب با استفاده از روابط 1 و 2 و شاخص RI با استفاده از روابط 3 تا 5 محاسبه شدند (محمدمرادی و همکاران، 1396؛ اکار و ازگل، 2020):

$$CF = C_{sample} / C_{background} \quad (1)$$

در رابطه 1:

CF بیان‌گر شاخص آلودگی؛  $C_{sample}$  و  $C_{background}$  نیز به ترتیب نشان‌دهنده محتوی قرائت شده فلز در نمونه خاک و غلظت فلز در پوسته زمین (غلظت زمینه) بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم است. این شاخص وضعیت آلودگی محیط زیست نسبت به هر فلز را بیان کرده و طبقه‌بندی مقادیر آن در جدول 1 آورده شده است. (2)

$$I_{geo} = \log_2(C_n / 1.5B_n)$$

در رابطه 2:

$I_{geo}$  بیان‌گر شاخص زمین انباشتگی؛  $C_n$  و  $B_n$  نیز به ترتیب نشان‌دهنده محتوی قرائت شده فلز در نمونه خاک بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم و غلظت زمینه زمین - شیمیایی فلز برابر با  $40/2$ ،  $34/2$  و  $45/7$  میلی‌گرم در کیلوگرم به ترتیب برای عناصر روی، سرب و نیکل است (عمویی و همکاران، 2018). با استناد به مقادیر این شاخص می‌توان مقدار فلز مورد نظر را نسبت به مقدار طبیعی آن سنجید و میزان آلاینده‌گی خاک را تعیین کرد. طبقه‌بندی مقادیر این شاخص در جدول 1 آورده شده است.

جاده) با استفاده بیلچه باغبانی برداشت شد (وانگ و همکاران، 2018). نمونه‌های خاک هر ایستگاه برای تهیه یک نمونه همگن، با یکدیگر مخلوط و در کیسه‌های پلی‌اتیلنی زیپ‌دار ذخیره، برچسب‌گذاری و برای مطالعات بعدی به آزمایشگاه منتقل شدند (در مجموع 63 نمونه خاک سطحی همگن جمع آوری شد).

نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه به منظور تبخیر رطوبت اضافی ابتدا بمدت 72 ساعت هوا خشک شده و سپس به منظور حذف ذرات بزرگ و بقایای آلی از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند. به منظور عصاره‌گیری از نمونه‌ها، به یک گرم از هر نمونه خاک، پنج میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ افزوده و سپس محلول حاصل بمدت 10 دقیقه بر روی هیتر با دمای 95 درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد. نمونه‌ها پس از تغییر رنگ از روی هیتر برداشته شده و سرد شدند. پس از آن، در دو مرحله متوالی هر بار پنج میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ را به نمونه‌ها افزوده و محلول حاصل بمدت 30 دقیقه مجدداً رفلاکس و روی هیتر با دمای 95 درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد. در مرحله بعد، دو میلی‌لیتر آب مقطر و سه میلی‌لیتر پراکسید هیدروژن 30% به محلول افزوده و سپس بمدت دو تا پنج دقیقه روی هیتر با دمای 75 سانتی‌گراد حرارت داده شد. پس از خنک شدن نمونه‌ها، به هر یک از آن‌ها 10 میلی‌لیتر اسید کلریدریک غلیظ افزوده شد و بعد از 15 دقیقه رفلاکس، عصاره حاصل با کاغذ صافی واتمن شماره 42 صاف و محلول‌ها با آب دوبار تقطیر به حجم 100 میلی‌لیتر رسانده شدند (خالد و همکاران، 2018؛ سبجان اردکانی، 2018). در نهایت، پس از ساخت محلول مادر (استوک) و استاندارد نمک عناصر و واسنجی (تنظیم کردن) دستگاه طیف‌سنجی نوری پلاسما جفت‌شده القایی (مدل ES-710، واریان، استرالیا)، محتوی عناصر روی، سرب و نیکل در نمونه‌های مورد مطالعه در سه تکرار اندازه‌گیری شد. مقادیر حد تشخیص برای عناصر روی، سرب و نیکل به ترتیب برابر با  $0/076$ ،  $0/017$  و  $0/093$  میلی‌گرم در کیلوگرم و مقادیر محدودیت کمی این عناصر نیز به ترتیب برابر با  $0/226$ ،  $0/051$  و  $0/279$  میلی‌گرم در کیلوگرم بدست آمد. نتایج حاصل از درصد بازیابی فلزات سنگین (بین 94-101%) نیز نشان داد که روش مورد استفاده برای تعیین فلزات سنگین مورد مطالعه از اطمینان کافی و دقت مناسب برخوردار بوده است (ژایی و همکاران، 2016).

جدول 2 - طبقه‌بندی شاخص‌های  $CF$ ،  $I_{geo}$ ،  $Er$  و  $RI$

| شاخص $RI$       |                     | شاخص $Er$  |                     | شاخص $CF$        |                 | شاخص $I_{geo}$           |              |
|-----------------|---------------------|------------|---------------------|------------------|-----------------|--------------------------|--------------|
| خطر مجموع عناصر | مقدار (ارزش)        | خطر هر فلز | مقدار (ارزش)        | طبقه توصیفی      | مقدار (ارزش)    | طبقه توصیفی              | مقدار (ارزش) |
| کم              | $RI < 150$          | کم         | $Er < 40$           | آلودگی کم        | $CF < 1$        | غیر آلوده                | $\leq 0$     |
| متوسط           | $150 \leq RI < 300$ | متوسط      | $40 \leq Er < 80$   | آلودگی متوسط     | $1 \leq CF < 3$ | غیر آلوده تا کمی آلوده   | 0-1          |
| شدید            | $300 \leq RI < 600$ | زیاد       | $80 \leq Er < 160$  | آلودگی قابل توجه | $3 \leq CF < 6$ | آلودگی متوسط             | 1-2          |
| خیلی شدید       | $RI \geq 600$       | شدید       | $160 \leq Er < 320$ | آلودگی زیاد      | $CF > 6$        | آلودگی متوسط تا شدید     | 2-3          |
|                 |                     | خیلی شدید  | $Er \geq 320$       |                  |                 | آلودگی شدید              | 4-3          |
|                 |                     |            |                     |                  |                 | آلودگی شدید تا خیلی شدید | 5-4          |
|                 |                     |            |                     |                  |                 | آلودگی خیلی شدید         | $> 5$        |

(3)

### نتایج

نتایج سنجش محتوی عناصر و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی در نمونه‌های خاک

$$RI = \sum_{r=1}^n Er$$

(4)

$$Er = Tr \times Cf$$

(5)

$$Cf = Cs/Cn$$

در روابط 3 تا 5:

RI بیان‌گر شاخص خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی تجمعی عناصر؛  $Er$  و  $Tr$  نیز به ترتیب نشان‌دهنده خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی و ضریب واکنش سمیت هر عنصر است که به ترتیب برای روی، سرب و نیکل برابر با 1، 5 و 5 است.  $Cf$ ،  $Cs$  و  $Cn$  نیز به ترتیب نشان‌دهنده شاخص آلودگی یک فلز، محتوی قرائت شده فلز در نمونه خاک و مقدار مرجع پس زمینه آن عنصر بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم است (تپانسیان و همکاران، 2016). طبقه‌بندی مقادیر  $RI$  و  $Er$  در جدول 2 آورده شده است.

### پردازش آماری داده‌ها

پردازش آماری داده‌ها با استفاده از نسخه 19 نرم‌افزار آماری SPSS در سطح 5 درصد انجام یافت. بدین صورت که از آزمون‌های کلموگروف-اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) و لون (Leven) به ترتیب برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها و برابری واریانس‌ها، از آزمون تحلیل واریانس بین آزمودنی یک‌طرفه (One-Way ANOVA) و آزمون چند دامنه‌ای دانکن (Duncan Multiple Range Test) برای مقایسه میانگین غلظت عناصر بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری و از آزمون همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coefficient) برای تعیین همبستگی بین میانگین غلظت فلزات در نمونه‌ها استفاده شد.

نتایج سنجش محتوی کل فلزات سنگین روی، سرب و نیکل، مقادیر pH، هدایت الکتریکی، توزیع اندازه ذرات و کربن آلی در نمونه‌های خاک حاشیه جاده‌های مورد مطالعه در جدول 3 آورده شده است. با استناد به نتایج، بیشینه میانگین محتوی عناصر روی و نیکل به ترتیب با 122 و 22/2 میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به نمونه خاک‌های سطحی جمع‌آوری شده از ایستگاه رزن و بیشینه میانگین محتوی عنصر سرب با 26/4 میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به خاک کنار جاده کرمانشاه بود. همچنین، روند نزولی میانگین محتوی عناصر در نمونه‌ها بشرح سرب < نیکل < روی بوده است. از سوی دیگر، مقادیر pH در دامنه 8/29 - 8/62 و مقدار ماده آلی خاک در دامنه 1/74 - 1/23 متغیر بود.

### نتایج محاسبه شاخص‌های $CF$ ، $I_{geo}$ و $RI$

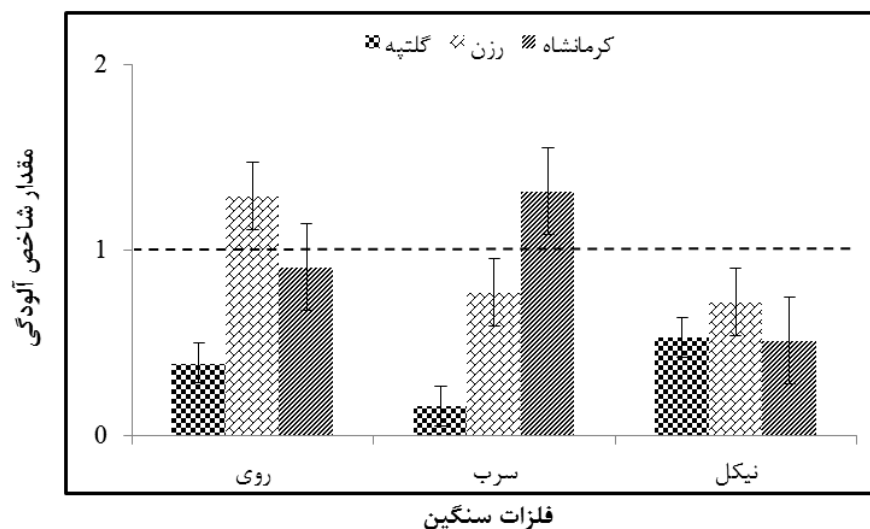
نتایج محاسبه شاخص‌های  $CF$ ،  $I_{geo}$  و  $RI$  در نمونه‌های خاک در شکل 2 و جداول 4 و 5 آورده شده است.

با استناد به نتایج مندرج در شکل 2، مقادیر  $CF$  محاسبه شده برای عناصر روی و سرب به ترتیب در نمونه خاک‌های جمع‌آوری شده از ایستگاه‌های رزن و کرمانشاه بزرگ‌تر از یک و نشان‌دهنده آلودگی متوسط بود؛ در حالی که مقادیر  $CF$  محاسبه شده برای نیکل در نمونه‌های خاک سطحی جمع‌آوری شده از همه ایستگاه‌ها کم‌تر از یک و نشان‌دهنده عدم آلودگی خاک به این عنصر بوده است.

جدول 3- آمار توصیفی مقادیر ویژگی‌های مورد بررسی در نمونه‌های خاک (انحراف معیار ± میانگین) به تفکیک ایستگاه

| ایستگاه                 |                         |                           | واحد  | ویژگی    |
|-------------------------|-------------------------|---------------------------|-------|----------|
| کرمانشاه                | رزن                     | گلپه                      |       |          |
| 8/45±0/350 <sup>a</sup> | 8/62±0/280 <sup>a</sup> | 8/29±0/320 <sup>a</sup>   | --    | pH       |
| 1/23±0/120 <sup>a</sup> | 1/74±0/130 <sup>c</sup> | 1/53±0/180 <sup>b,c</sup> | %     | ماده آلی |
| 40/0±5/00 <sup>b</sup>  | 10/0±2/00 <sup>a</sup>  | 40/0±2/00 <sup>b</sup>    | %     | شن       |
| 5/00±2/65 <sup>a</sup>  | 35/0±0/500 <sup>b</sup> | 10/0±2/00 <sup>a</sup>    | %     | سیلت     |
| 55/0±10/0 <sup>a</sup>  | 55/0±20/0 <sup>a</sup>  | 50/0±5/00 <sup>a</sup>    | %     | رس       |
| 86/7±1/77 <sup>b</sup>  | 122±3/24 <sup>c</sup>   | 37/7±1/22 <sup>a</sup>    | mg/kg | روی      |
| 26/4±0/730 <sup>c</sup> | 15/4±0/790 <sup>b</sup> | 3/22±0/170 <sup>a</sup>   | mg/kg | سرب      |
| 15/9±0/090 <sup>a</sup> | 22/2±0/360 <sup>c</sup> | 16/6±0/470 <sup>b</sup>   | mg/kg | نیکل     |

حروف غیر مشترک (a, b, c و ...) در هر ردیف، بیان‌گر وجود تفاوت معنی‌دار آماری ( $p < 0/05$ ) میانگین مقادیر پارامترهای مورد بررسی در نمونه‌های خاک بر اساس نتایج آزمون‌های تحلیل واریانس یکطرفه و چند دامنه‌ای دانکن است.



شکل 2- مقادیر شاخص CF عناصر روی، سرب و نیکل در نمونه‌های خاک به تفکیک ایستگاه نمونه‌برداری

جدول 4- نتایج محاسبه شده شاخص  $I_{geo}$

| ایستگاه  | روی    |              | سرب    |             | نیکل  |             |
|----------|--------|--------------|--------|-------------|-------|-------------|
|          | مقدار  | طبقه توصیفی  | مقدار  | طبقه توصیفی | مقدار | طبقه توصیفی |
| گلپه     | -0/690 | غیر آلوده    | -4/06  | غیر آلوده   | -2/06 | غیر آلوده   |
| رزن      | 1/02   | آلودگی متوسط | -1/74  | غیر آلوده   | -1/64 | غیر آلوده   |
| کرمانشاه | 0/530  | غیر آلوده    | -0/970 | غیر آلوده   | -2/12 | غیر آلوده   |

جدول 5- نتایج محاسبه شاخص‌های Er و RI

| ایستگاه  | روی   | Er          |       | RI          |       |
|----------|-------|-------------|-------|-------------|-------|
|          |       | طبقه توصیفی | سرب   | طبقه توصیفی | مقدار |
| گلپه     | 0/390 | خطر کم      | 0/800 | خطر کم      | 3/86  |
| رزن      | 1/29  | خطر کم      | 3/84  | خطر کم      | 7/71  |
| کرمانشاه | 0/910 | خطر کم      | 6/59  | خطر کم      | 10/1  |



که بین عناصر روی و سرب در نمونه‌های خاک با ضریب همبستگی برابر با 0/696 و بین عناصر روی و نیکل با ضریب همبستگی برابر با 0/795 به ترتیب در سطح معنی‌داری برابر با 0/05 و 0/01 همبستگی مثبت (مستقیم) وجود داشته است.

#### رابطه بین محتوی فلز در نمونه‌های خاک با حجم ترافیک و برخی ویژگی‌های خاک

نتایج ارزیابی رابطه بین محتوی روی، سرب و نیکل در نمونه‌های خاک حاشیه جاده‌های مورد مطالعه با حجم ترافیک و برخی ویژگی‌های در جدول 6 آورده شده است. با استناد به نتایج ضرایب همبستگی (جدول 6)، محتوی روی و سرب در نمونه‌های خاک به طور قابل توجهی تحت تأثیر حجم ترافیک بوده است. از طرفی، مقدار شن و سیلت نیز بطور قابل توجهی محتوی عناصر را تحت تأثیر قرار داد. حجم ترافیک و درصد سیلت رابطه مثبت (مستقیم) و معنی‌دار با عناصر مذکور داشتند در حالی که رابطه بین درصد شن با عناصر روی و نیکل به صورت منفی (معکوس) و معنی‌دار بود.

همچنین، بر اساس مقادیر میانگین شاخص  $I_{geo}$  (جدول 3)، نمونه‌های خاک مورد ارزیابی در ایستگاه‌های گلپه و کرمانشاه به هیچ‌کدام از عناصر مورد مطالعه آلوده نبوده‌اند؛ در حالی‌که نمونه‌های خاک سطحی جمع‌آوری شده از ایستگاه رزن نسبت به عنصر روی دارای آلودگی متوسط بود. از سوی دیگر میانگین مقادیر محاسبه شده  $Er$  برای عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک بصورت  $Sr < Ni < Cr$  و دارای قابلیت خطرناکی بوم‌شناختی کم بوده است. از طرفی، مقادیر شاخص  $RI$  در دامنه 3/86-10/1 متغیر بوده و بیان‌گر خطر کم بوم‌شناختی بوده است.

#### نتایج پردازش آماری داده‌ها

نتایج آزمون کلموگروف-اسمیرنوف بیان‌گر آن بود که داده‌های مربوط به محتوی همه فلزات و همچنین مقادیر pH در نمونه‌های خاک از توزیع نرمال برخوردار بوده‌اند. نتایج آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه بیان‌گر آن بود که ایستگاه‌های گلپه، رزن و کرمانشاه از نظر میانگین غلظت عناصر روی، سرب و نیکل در نمونه‌های خاک سطحی اختلاف معنی‌دار آماری با هم داشتند ( $p < 0/05$ ). نتایج آزمون آماری همبستگی پیرسون نیز بیان‌گر آن بود

جدول 6- اثر حجم ترافیک و برخی ویژگی‌های خاک بر محتوی روی، سرب و نیکل در نمونه‌های خاک

| عوامل مورد بررسی |            |          |         |       |          |        |
|------------------|------------|----------|---------|-------|----------|--------|
| عنصر             | حجم ترافیک | شن       | سیلت    | رس    | ماده آلی | pH     |
| روی              | 0/483      | -0/797*  | 0/696*  | 0/199 | -0/455   | 0/341  |
| سرب              | 0/951**    | -0/022   | -0/129  | 0/195 | -0/484   | -0/145 |
| نیکل             | -0/309     | -0/965** | 0/962** | 0/090 | -0/223   | 0/561  |

\* و \*\* به ترتیب معنی‌داری در سطح 0/01 و 0/05 را نمایش می‌دهند.

#### بحث

122 و 22/2 مربوط به نمونه خاک جمع‌آوری شده از ایستگاه رزن با میانگین حجم ترافیک روزانه 7121 خودرو و برای عنصر سرب با 26/4 میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به ایستگاه کرمانشاه با میانگین حجم ترافیک روزانه 14799 خودرو و برای همه عناصر بطور معنی‌داری بیش‌تر از ایستگاه گلپه با میانگین حجم

خاک شاخص مفید و مناسبی برای سنجش آلودگی فلزات سنگین در بوم‌سازگان بشمار می‌آید (چانگ و همکاران 2009). نتایج تعیین غلظت کل فلزات سنگین در نمونه‌های خاک حاشیه برخی جاده‌های برون شهری همدان نشان داد که بیشینه میانگین محتوی عناصر روی و نیکل بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم به ترتیب با

انتشارات ترافیک منبع اصلی عناصر سمی بالقوه در خاک کنار جاده است. گرچه روی و سرب بعنوان متداول‌ترین عناصر ساطع شده از ترافیک در محیط کنار جاده ارتباط زیادی با ترافیک داشتند، اما مقادیر شن و سیلت بر حفظ عناصر در خاک تأثیرگذار بود (جدول 6)؛ بطوری‌که، نمونه خاک جمع‌آوری شده از ایستگاه رزن (ترافیک متوسط) با بیشینه میانگین مقدار سیلت، به دلیل قابلیت سیلت در افزایش تثبیت، کاهش تحرک و نرخ آبشویی فلزات سنگین، مقادیر بیش‌تری از عناصر روی و نیکل را در مقایسه با نمونه خاک ایستگاه کرمانشاه (پیر ترافیک) ذخیره کرده بود. سایر محققان نیز گزارش کردند که ارتباطی قوی بین برخی ویژگی‌های خاک (نظیر مقدار شن و سیلت) و محتوی فلزات سنگین در خاک وجود داشته است (میکو و همکاران، 2006؛ خالقی و همکاران، 1398). علاوه بر این، افزایش غلظت فلزات سنگین با کاهش اندازه ذرات را می‌توان با واکنش‌پذیری بیش‌تر ذرات ریز خاک که به تسریع تجمع و انباشت فلزات در آن‌ها منجر می‌شود، مرتبط دانست (آژمون-مارسون و همکاران، 2008).

شاخص‌های  $I_{geo}$ ،  $CF$  و  $RI$  از جمله ابزارهای مناسب برای ارزیابی، تعیین سطح و برآورد خطرات بالقوه محیط‌زیستی آلودگی فلزات سنگین در خاک است (زالنو و همکاران، 2017). نتایج محاسبه  $CF$  (شکل 2) نشان داد که نمونه‌های خاک مورد ارزیابی در ایستگاه گلته از نظر کیفی غیرآلوده بود؛ در حالی که نمونه‌های خاک مورد ارزیابی در ایستگاه‌های رزن و کرمانشاه به ترتیب نسبت به عناصر روی (1/29) و سرب (1/32) دارای آلودگی متوسط بود. از سوی دیگر، مقادیر محاسبه شده  $I_{geo}$  برای همه عناصر بیان‌گر آن بود که نمونه‌های خاک مورد ارزیابی از نظر کیفی در طبقه غیر آلوده تا آلودگی متوسط بوده‌اند. در تأیید نتایج حاصل و با استناد به مقادیر شاخص زمین‌انباشت، خاک حاشیه بزرگراه ارومیه-سلماس از حیث محتوی عنصر روی در طبقه کیفی غیر آلوده قرار داشت (رشیدشمالی و خداوردی‌لو، 1391). در

ترافیک روزانه 2417 خودرو بود. در این خصوص، بیشینه میانگین محتوی عناصر در ایستگاه‌های رزن و کرمانشاه را می‌توان با حجم ترافیک بیش‌تر و کاربرد این فلزات در سوخت و قطعات خودرو مرتبط دانست (سلگی و کرامتی، 1394). در مطالعات مشابه نیز بیش‌ترین غلظت فلزات سنگین در امتداد بزرگراه‌هایی با حجم بالای ترافیک گزارش شد (بایکو و همکاران، 2006؛ ایدی و همکاران، 2012؛ گالا و شهاتا، 2015؛ خالد و همکاران، 2018). همچنین، برخی از محققان گزارش کردند که افزایش محتوی عناصر روی، سرب و نیکل در خاک حاشیه جاده می‌تواند ناشی از نشت و یا احتراق روان‌کننده‌ها و بنزین و همچنین خوردگی و سایش قطعات خودرو از جمله لنت ترمز و تایر و سایش سطح جاده باشد (محمدی گلنگش و همکاران، 1397).

pH از جمله مهم‌ترین ویژگی‌های شیمیایی خاک است که بر دسترس‌پذیری مواد مغذی، ظرفیت تبادل کاتیونی و ساختار خاک تأثیرگذار است. نتایج سنجش ویژگی‌های شیمیایی خاک (جدول 2) بیان‌گر آن بود که خاک‌های سطحی در حاشیه همه جاده‌های مورد مطالعه، قلیایی بودند. این موضوع می‌تواند با فعالیت‌های ترافیکی بخصوص سایش جاده مرتبط باشد (کوچر و همکاران، 2005). در پژوهش‌های مشابه نیز گزارش شده است که ترافیک می‌تواند منجر به افزایش مقادیر pH در خاک مجاور جاده شود (رادزمسکا و فرونرسکی، 2015؛ اسکرینتسکا و همکاران، 2019). همچنین، برخی از محققان اظهار داشتند که انتقال ذرات سایشی از سطح جاده به خاک حاشیه جاده، با گذشت زمان مقادیر pH را بسمت مقدار خنثی یا حتی قلیایی تغییر می‌دهد (ورکنتین و همکاران، 2014؛ برناردیو و همکاران، 2019). از طرفی، افزایش pH خاک سبب افزایش رسوب عناصر فلزی بصورت کربنات‌های نامحلول، کمپلکس‌های آلی و هیدروکسیدها و به تبع آن منجر به کاهش قابلیت دسترسی فلزات سنگین موجود در خاک برای گیاهان می‌شود (حضرت‌زاده و سبحان اردکانی، 1397).

1397). همچنین، نتایج حاصل از بررسی الگوی پراکنش فلزات سنگین در خاک‌های سطحی کنار جاده‌ای در اطراف آزادراه رشت - قزوین نشان داد که تغییرات عبور و مرور خودروها از عوامل مهم و تأثیرگذار بر تجمع غلظت فلزات سنگین در خاک‌های سطحی کنار جاده‌ای منطقه مورد مطالعه بوده است (محمدی گلنگش و همکاران، 1397). علاوه بر این، در مطالعه‌ای که با هدف ارزیابی آلاینده‌های غیر آلی منتشر شده از اتومبیل در خاک و گردوغبار حاشیه بزرگراه‌های اصلی پاکستان انجام یافت، با استناد به ضرایب همبستگی، منابع انتشار عناصر روی و سرب یکسان و ناشی از منابع آگزوی و غیرآگزوی گزارش شد (انوار و همکاران، 2020). در خصوص وجود رابطه مثبت بین درصد سیلت و محتوی عناصر نیز می‌توان به قابلیت سیلت در افزایش مکان‌های جذب که به افزایش تثبیت عناصر و به تبع آن کاهش تحرک و آبشویی و همچنین افزایش غلظت آن‌ها در لایه سطحی خاک منجر می‌شود (آچیبا و همکاران، 2009)، اشاره کرد. از سویی، وجود مقادیر قابل توجه شن در خاک می‌تواند به ایجاد منافذ بزرگ در بافت خاک و به تبع آن افزایش قابلیت آبشویی و تحرک فلزات سنگین در خاک منجر شود که کاهش محتوی فلزات سنگین در لایه‌های سطحی خاک را به دنبال خواهد داشت. از این رو، حرکت فلزات سنگین در خاک‌های واجد منافذ بزرگ را می‌توان با حرکت رسوبات کلونیدی، ذرات رس و مواد آلی در محلول خاک و انتقال فلزات سنگین متصل به این ذرات مرتبط دانست (وانگ و همکاران، 2007). بعلاوه، جذب فلزات توسط ذرات ریزتر خاک (سیلت یا رس) و همبستگی مثبت بین آن‌ها را می‌توان با سطوح ویژه بسیار بالا و همچنین بار الکتریکی منفی این ذرات که کاتیون‌های فلزی را به خود جذب می‌کنند، مرتبط دانست (دبانی و محمدی، 2010). لذا، میانگین تقریبی 17/0% سیلت در نمونه‌های خاک سطحی می‌تواند تا حدود زیادی توجیه کننده همبستگی مثبت بین درصد سیلت و میانگین مقادیر عناصر مورد مطالعه باشد.

پژوهشی دیگر، با استناد به مقادیر محاسبه شده فاکتور آلودگی، خاک حاشیه بزرگراه اراک - قم آلودگی متوسط نسبت به عنصر روی داشت (خالقی و همکاران، 1398). بیش‌ترین مقادیر شاخص‌های  $I_{geo}$  و CF برای همه فلزات مورد مطالعه مربوط به ایستگاه‌های رزن و کرمانشاه با حجم ترافیک زیاد در مقایسه با ایستگاه گلپه با حجم ترافیک کم‌تر بود. از این رو، به نظر می‌رسد می‌توان اذعان کرد که مقادیر شاخص‌های  $I_{geo}$  و CF عناصر مورد ارزیابی در خاک ارتباطی مستقیم با حجم ترافیک دارد. در مطالعات مشابه و در تأیید نتایج حاصل نیز بیش‌ترین نرخ آلودگی خاک در جاده‌های دارای تراکم ترافیکی زیاد گزارش شد (جانکاسکی و همکاران، 2019). همچنین، بر اساس مقادیر RI، عناصر روی، سرب و نیکل از قابلیت خطرزایی بوم‌شناختی اندک برخوردار بودند. در پژوهشی مشابه، قابلیت خطرزایی بوم‌شناختی عناصر روی، سرب و نیکل در خاک‌های سطحی اطراف آزادراه رشت - قزوین اندک گزارش شد (محمدی گلنگش و همکاران، 1397).

در بسیاری از مطالعات از ضرایب همبستگی برای بیان منشأ احتمالی فلزات سنگین استفاده شده است. بطوری‌که، همبستگی زیاد و مثبت نشان‌دهنده منشأ مشابه و عامل کنترل کننده مشترک این فلزات در نظر گرفته شده است (گوان و همکاران، 2018؛ سزوالک و همکاران، 2020). با استناد به نتایج آزمون همبستگی پیرسون که بیان‌گر وجود همبستگی مثبت و معنی‌دار بین میانگین غلظت تجمع‌یافته عناصر روی و سرب و نیکل نمونه‌های خاک بود، می‌توان منابع ورود این عناصر به خاک پیرامون جاده را مشترک و احتمالاً با فعالیت‌های ترافیکی (انتشارات آگزوی و غیر آگزوی) مرتبط دانست. در مطالعات مشابه و در تأیید نتایج حاصل، ارزیابی خطر بوم‌شناختی برخی فلزات سنگین در خاک کنار جاده‌ای شهر اهواز بیان‌گر آن بود که منبع آلودگی فلزات روی، سرب و نیکل در منطقه مورد مطالعه با ترافیک جاده‌ای و فعالیت‌های صنعتی مرتبط بوده است (فتواتی و همکاران،

## نتیجه‌گیری

شاخص‌های  $I_{geo}$ ،  $CF$  و  $RI$  بیان‌گر کیفیت قابل قبول خاک و به تبع آن عدم بروز مخاطره بوم‌شناختی بود. از سوی دیگر، با استناد به همبستگی مثبت و معنی‌دار بین عناصر روی و سرب و نیکل در نمونه‌های خاک می‌توان منابع این عناصر را یکسان و عمدتاً با احتراق سوخت‌های فسیلی، پارگی و ساییدگی رزین تایرها، خوردگی باطری و قطعات فلزی مرتبط دانست. نتایج بدست آمده نشان داد که پایش منظم غلظت و ارزیابی خطرات بوم‌شناختی آلاینده‌های فلزی به منظور مدیریت و حفاظت خاک ضروری است. در نهایت، با توجه به محدودیت‌های زمانی و کمبود منابع مالی در اجرای این پژوهش، ارزیابی آلودگی و خطرات بالقوه بوم‌شناختی سایر عناصر سمی در خاک حاشیه جاده‌ها پیشنهاد می‌شود.

نتایج نشان داد که محتوی فلزات در خاک سطحی برداشت شده از حاشیه جاده تحت تأثیر حجم ترافیک بوده است؛ بطوری‌که، بیش‌ترین غلظت فلزات در نمونه‌های خاک در امتداد جاده‌های رزن و کرمانشاه که از حجم ترافیک بیش‌تر برخوردار بودند، مشاهده شد. در این خصوص، می‌توان اذعان داشت که مقادیر قابل توجهی از عناصر منتشر شده توسط فعالیت‌های ترافیکی باعث آلودگی خاک کنار جاده شده است. از طرفی، مقادیر سیلت و شن به دلیل تأثیر در کیفیت خاک (بافت، نفوذپذیری و توانایی عبور آب در داخل خاک) و همچنین قابلیت نگهداری مواد، نقش مهمی در تحرک و تثبیت فلزات سنگین ایفا کرده‌اند. همچنین، مقادیر محاسبه شده

## فهرست منابع:

1. بهنام، و.، ا. غلامعلی‌زاده آهنگر، م. رحمانیان و ا. بامری. 1397. ارزیابی آلودگی و تغییرات مکانی روی، مس و نیکل در خاک‌های مناطق خشک مسیر زابل - زاهدان. پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، دوره 25، شماره 5، 201-216.
2. پرداختی، ع. و ف. زاهد. 1397. ارزیابی شاخص‌های آلودگی و ریسک اکولوژیکی مربوط به فلزات سنگین در خاک‌های اطراف جاده‌های برون شهری ایران. مطالعات علوم محیط‌زیست، دوره 3، شماره 3، 769-781.
3. حسوننده، ه.، ف. قاسمی آقباش، ع. سلگی و ا. پژوهان. 1397. اثرهای فاصله از جاده بر تجمع فلزات سنگین در خاک و برگ بلوط ایرانی (*Quercus brantii*) در بزرگراه الشتر - خرم‌آباد. پژوهش و توسعه جنگل، دوره 4، شماره 1، 29-41.
4. حضرت‌زاده، ش. و س. سبحان اردکانی. 1397. مطالعه آلودگی به روی، سرب، کادمیم و مس خاک سطحی بوستان‌های شهر همدان. پژوهش‌های خاک، دوره 32، شماره 3، 399-413.
5. خالقی، ش.، آ. صفادوست و ز. کلاه‌چی. 1398. وضعیت آلودگی یک زمین کشاورزی به برخی فلزات سنگین در حاشیه بزرگراه اراک-قم. پژوهش‌های خاک، دوره 33، شماره 3، 387-400.
6. رشید شمالی، آ. و ح. خداوردی‌لو. 1391. آلودگی خاک‌ها و گیاهان پیرامون بزرگراه ارومیه - سلماس به برخی فلزهای سنگین. دانش آب و خاک، دوره 22، شماره 3، 157-170.
7. سلیمی، م.، م.ع. بهمنیار، م. قاجار سپانلو، و آ. محمدی. 1394. تغییرات سرب و کادمیم خاک و گیاه کلزا در حاشیه جاده ساوه - همدان. دانش آب و خاک، دوره 25، شماره 2، 193-205.
8. قنوتی، ن.، ا. نظریور و ت. بابایی نژاد. 1397. ارزیابی خطر اکولوژیکی و بهداشتی برخی فلزات سنگین در خاک کنار جاده‌ای شهر اهواز. مجله دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی، دوره 16، شماره 4، 373-390.
9. محمدی‌گلنگش، م.، ر. قاسمی ذوالپیرانی و م. نعیمی جوبنی. 1397. الگوی پراکنش فلزات سنگین در خاک‌های سطحی کنار جاده‌ای در اطراف آزادراه رشت - قزوین. سلامت و بهداشت، دوره 9، شماره 3، 250-258.

10. محمدی‌گلنگش، م.، ر. قاسمی ذوالپیرانی و م. نعیمی جوبنی. 1399. ارزیابی آلودگی خاک‌های کنار جاده‌ای به فلزات سنگین (سرب، نیکل، مس، روی) در جاده قدیم رشت-قزوین در استان گیلان. سلامت و محیط‌زیست، دوره 13، شماره 3، 409-420.
11. محمدمرادی، ب.، س. سبحان اردکانی و م. چراغی. 1396. ارزیابی شاخص مخاطره بوم‌شناختی فلزات سنگین در خاک سطحی بوستان‌های شهری تهران. سلامت و محیط‌زیست، دوره 10، شماره 4، 429-441.
12. Acar, R.U., and C., Özkul. 2020. Investigation of heavy metal pollution in roadside soils and road dusts along the Kütahya–Eskişehir Highway. *Arabian Journal of Geosciences*. 13(5): 1–11.
13. Achiba, W.B., N., Gabteni, A., Lakhdar, G.D., Laing, M., Verloo, N., Jedidi, and et al. 2009. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Journal of Agriculture, Ecosystems & Environment*. 130(3-4): 156–163.
14. Adamiec, E. 2017. Chemical fractionation and mobility of traffic-related elements in road environments. *Environmental Geochemistry and Health*. 39: 1457–1468.
15. Ahmed, F., A.N.M., Fakhruddin, M.D.T., Imam, N., Khan, T.A., Khan, M.M., Rahman, and et al. 2016. Spatial distribution and source identification of heavy metal pollution in roadside surface soil: a study of Dhaka Aricha highway Bangl. *Ecological Processes*. 5: 1–16.
16. Ajimone-Marsan, F., M., Biasioli, T., Kralj, H., Greman, C.M., Davidson, A.S., Hursthouse, and et al. 2008. Metals in particle-size fractions of the soils of five European cities. *Environmental Pollution*. 152: 73–81.
17. Amouei, A., A., Cherati, and D., Naghipour. 2018. Heavy metals contamination and risk assessment of surface soils of Babol in northern Iran. *Health Scope*. 7(1): e62423.
18. Anwar, S., A., Naz, M.Y., Ashraf, and A., Malik. 2020 Evaluation of inorganic contaminants emitted from automobiles and dynamics in soil, dust, and vegetations from major highways in Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*. 27: 32494–32508.
19. Baycu, G., D., Tolunay, H., Özden, and S., Günebakan. 2006. Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn and Ni concentrations in urban deciduous trees in Istanbul. *Environmental Pollution*. 143: 545–554.
20. Bernardino, C.A.R., C.F., Mahler, R.E., Santelli, A., Freire, B., Braz, and L., Novo. 2019. Metal accumulation in roadside soils of Rio de Janeiro, Brazil: impact of traffic volume, road age, and urbanization level. *Environmental Monitoring and Assessment*. 191(3): 156.
21. Chang, S.H., K.S., Wang, H.F., Chang, W.W., Ni, B.J., Wu, R.H., Wong, and et al. 2009. Comparison of the source identification of metals in road dust and soil. *Soil and Sediment Contamination*. 18: 669–683.
22. Davodpour, R., S., Sobhanardakani, M., Cheraghi, N., Abdi, and B.Lorestani. 2019. Honeybees (*Apis mellifera* L.) as a potential bioindicator for detection of toxic and essential elements in the environment (Case study: Markazi Province, Iran). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 77(3): 344–358.
23. Dayani, M., and J., Mohammadi. 2010. Geostatistical assessment of Pb, Zn and Cd contamination in near-surface soils of the urban-mining transitional region of Isfahan, Iran. *Pedosphere*. 20: 568-577.
24. Debnath, B., W.S., Singh, and K., Manna. 2019. Sources and toxicological effects of lead on human health. *Indian Journal of Medical Specialities*. 10: 66–71.
25. Eid, E.M., K.H., Shaltout, and M.A.A.T., El-Sheikh. 2012. Seasonal courses of nutrients and heavy metals in water, sediment and above-and below- ground Typha

- domingensis biomass in Lake Burullus (Egypt): perspectives for phytoremediation. *Flora*. 207: 783–794.
26. El-Radaideh, N.M., and A.A.A.K., Al-Taani. 2018. Geo-environmental study of heavy metals of the agricultural highway soils, NW Jordan. *Arabian Journal of Geosciences*. 11(24): 1–14.
  27. Gall, J.E., R.S., Boyd, N., Rajakaruna. 2015. Transfer of heavymetals through terrestrial food webs: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187(4): 1–21.
  28. Galal, T.M., and H.S., Shehata. 2015. Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* L. grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution. *Ecological Indicators*. 48: 244–251.
  29. Gee, G.W., and D. Or. 2002. Particle-size analysis. In: Dane, J.H., Topp, G.C. (Eds.): *Methods of Soil Analysis*. Part 4. SSSA Book Series No. 5. SSSA, Madison, WI. 255–293.
  30. Guan, Z.H., X.G., Li, and L. Wang. 2018. Heavy metal enrichment in roadside soils in the eastern Tibetan Plateau. *Environmental Science and Pollution Research*. 25: 7625–7637
  31. Eqani, S.A.M.A.S., Z.I., Tanveer, C., Qiaoqiao, A., Cincinelli, Z., Saqib, S.I., Mulla, and et al. 2018. Occurrence of selected elements (Ti, Sr, Ba, V, Ga, Sn, Tl, and Sb) in deposited dust and human hair samples: implications for human health in Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*. 25: 12234–12245.
  32. Göde, C., M.L., Yola, A., Yilmaz, N., Atar, and S., Wang. 2017 A novel electrochemical sensor based on calixarene functionalized reduced graphene oxide: application to simultaneous determination of Fe(III), Cd(II) and Pb(II) ions. *Journal of Colloid and Interface Science*. 508: 525–531.
  33. Hosseini, N.S., S., Sobhanardakani, M., Cheraghi, B., Lorestani, and H., Merrikhpour. 2020. Heavy metal concentrations in roadside plants (*Achillea wilhelmsii* and *Cardaria draba*) and soils along some highways in Hamedan, west of Iran. *Environmental Science and Pollution Research*. 27(12): 13301–13314.
  34. Jankowski, K., E.A., Malinowska, G., Ciepiela, J., Jankowska, B., Wiśniewska Kadzajan, and J., Sosnowski. 2019. Lead and cadmium content in grass growing near an expressway. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 76(1): 66–75.
  35. Jeddi, K., and M., Chaieb. 2018. Evaluation of the potential of *Erodium glaucophyllum* L. for phytoremediation of metal-polluted arid soils. *Environmental Science and Pollution Research*. 25: 36636–36644
  36. Jiang, Y., S., Chao, J., Liu, Y., Yang, Y., Chen, A., Zhang, and et al. 2017. Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township in Jiangsu Province, China. *Chemosphere*. 168: 1658–1668.
  37. Khalid, N., A., Noman, M., Aqeel, A., Masood, and A., Tufail. 2019 Phytoremediation potential of *Xanthium strumarium* for heavy metals contaminated soils at roadsides. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 16: 2091–2100.
  38. Khalid, N., M.S., Hussain, H., Young, M., Ashraf, M., Hameed, and R., Ahmad. 2018. Lead concentrations in soils and some wild plant species along two busy roads in Pakistan. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 100(2): 250–258.
  39. Kocher, B., G., Wessolek, and H., Stoffregen. 2005 Water and heavy metal transport in roadside soils. *Pedosphere*. 15(6): 746–753.
  40. Mico, C., Recatala, L., Peris, M., and Sanchez, J. 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*. 65: 863-872.
  41. Mohammadi, M.J., A.R., Yari, M., Saghadzadeh, S., Sobhanardakani, S., Geravandi, A., Afkar, and et al. 2018. A health risk assessment of heavy metals in people consuming Sohan in Qom, Iran. *Toxin Reviews*. 37(4): 278–286.

42. Noman, A., Q., Ali, J., Maqsood, N., Iqbal, M.T., Javed, N., Rasool, and et al. 2018. Deciphering physio-biochemical, yield, and nutritional quality attributes of water-stressed radish (*Raphanus sativus* L.) plants grown from Zn-Lys primed seeds. *Chemosphere*.195: 175–189.
43. Radziemska, M., and J., Fronczyk. 2015. Level and contamination assessment of soil along an expressway in an ecologically valuable area in Central Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 12(10): 13372–13387.
44. Sevik, H., H.B., Ozel, M., Cetin, H.U., Özel, and T., Erdem. 2019 Determination of changes in heavy metal accumulation depending on plant species, plant organism, and traffic density in some landscape plants. *Air Quality, Atmosphere & Health*. 12(2): 189–195.
45. Singh, A., R.K., Sharma, M., Agrawal, and F.M., Marshall. 2010. Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *Tropical Ecology*. 51(2): 375–387.
46. Shahid, M., C., Dumat, S., Khalid, E., Schreck, T., Xiong, and N.K., Niazi. 2017. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: a comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*. 325: 36–58.
47. Skrynetska, I., J., Karcz, G., Barczyk, M., Kandziora-Ciupa, R., Ciepał, A., and Nadgórska-Socha. 2019. Using *Plantago major* and *Plantago lanceolata* in environmental pollution research in an urban area of Southern Poland. *Environmental Science and Pollution Research*. 26: 23359–23371.
48. Sobhanardakani, S. 2018a. Human health risk assessment of potentially toxic heavy metals in the atmospheric dust of city of Hamedan, west of Iran. *Environmental Science and Pollution Research*. 25(28): 28086–28093.
49. Sobhanardakani, S. 2018b. Ecological risk assessment of heavy metals in the atmospheric dry deposition of Hamedan City. *Journal of Kermanshah University of Medical Sciences*, 22(1): e69642.
50. Sobhanardakani, S. 2019. Ecological and human health risk assessment of heavy metals content of atmospheric dry deposition, a case study: Kermanshah, Iran. *Biological Trace Element Research*. 187(2): 602–610.
51. Szwalec, A., P., Mundała, R., Kędzior, and J., Pawlik. 2020. Monitoring and assessment of cadmium, lead, zinc and copper concentrations in arable roadside soils in terms of different traffic conditions. *Environmental Monitoring and Assessment*. 192(3): 155.
52. Tepanosyan, G., L., Sahakyan, O., Belyaeva, and A., Saghatelyan. 2016. Origin identification and potential ecological risk assessment of potentially toxic inorganic elements in the topsoil of the city of Yerevan, Armenia. *Journal of Geochemical Exploration*. 167: 1–11.
53. Walkley, A., & Black, I. A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29-38.
54. Wang, H., L., Nie, Y., Xu, M., Li, and Y., Lv. 2018. Traffic-emitted metal status and uptake by *Carex meyeriana* Kunth and *Thelypteris palustris* var. *pubescens* Fernald growing in roadside turfy swamp in the Changbai Mountain area, China. *Environmental Science and Pollution Research*. 25: 18498–18509.
55. Wei, B., and L., Yang. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*. 94(2): 99–107.
56. Werkenthin, M., B., Kluge, and G., Wessolek. 2014. Metals in European roadside soils and soil solution a review. *Environmental Pollution*. 189: 98–110.

57. Wiseman, C.L.S., F., Zereini, and W., Püttmann. 2013. Traffic-related trace element fate and uptake by plants cultivated in roadside soils in Toronto, Canada. *Science of the Total Environment*. 442: 86–95.
58. Wong, J., K., Li, L., Zhou, and A., Selvam. 2007. The sorption of Cd and Zn by different soils in the presence of dissolved organic matter from sludge. *Geoderma*. 137(3- 4): 310–317.
59. Zanello, S., V.F., Melo, and N., Nagata. 2018. Study of different environmental matrices to access the extension of metal contamination along highways. *Environmental Science and Pollution Research*. 25(6): 5969–5979.



## Evaluation of the Impact of Traffic Volume on Pollution and Potential Ecological Risk of Zn, Pb, and Ni in Suburban Roadside Soils in Hamedan, Iran

N. S. Hosseini and S. Sobhanardakani<sup>1</sup>

PhD., Dept. of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran; E-mail: ns\_hosseini@iauh.ac.ir

Professor, Dept. of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran; E-mail: s\_sobhan@iauh.ac.ir

Received: March, 2021 and Accepted: July, 2021

### Abstract

Traffic emissions are one of the largest sources of heavy metal pollution, leading to ecological imbalances in roadside soils. This study was conducted to determine the content and assess the pollution and potential ecological hazard of Zn, Pb, and Ni in some suburban roadside soils of Hamadan, in 2019. In so doing, 63 surface soil samples were collected along 700 m from a 9.0 km section of Goltepeh, Razan, and Kermanshah roads. After samples preparation, content of the elements was determined by induced coupled plasma optical spectroscopy (ICP-OES). Also, pollution factor (CF), geo-accumulation index ( $I_{geo}$ ), and cumulative potential ecological risk (RI) were calculated. Statistical analysis was performed using SPSS software. The maximum mean content of Zn, Pb and Ni in the soil samples was  $122 \pm 3.24$ ,  $26.4 \pm 0.730$ , and  $22.2 \pm 0.360$  mg/kg for, respectively, Razan, Kermanshah, and Razan and indicated the effect of traffic intensity. The positive and significant correlation between Zn and Pb ( $p < 0.05$ ) and Zn and Ni ( $p < 0.01$ ) in the soil samples point to the common sources of these elements. The results of calculating CF,  $I_{geo}$  and RI indices showed acceptable soil quality in the studied stations and fell in the category of no ecological hazard. Moreover, the average values of the calculated monomial potential ecological risk factor (Er) for the studied elements had a decreasing trend in the following order  $Pb > Ni > Zn$ . From the results of the current study, it may be concluded that regular monitoring of concentrations and assessment of ecological hazards of metal pollutions is necessary in order to manage and protect the soil quality.

**Keywords:** Heavy metals, Pollution factor, Geo-accumulation index, Soil quality

---

<sup>1</sup> Corresponding author: Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University