

## آلودگی خاکها و گیاهان پیرامون بزرگراه ارومیه - سلماس به برخی فلزهای سنگین

رشید شمالی، آ.ح. خداوردی<sup>1,2\*</sup>

تاریخ دریافت: 90/09/20 تاریخ پذیرش: 91/02/23

<sup>1</sup> دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

<sup>2</sup> استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

\* مسئول مکاتبه E-mail: [h.khodaverdiloo@urmia.ac.ir](mailto:h.khodaverdiloo@urmia.ac.ir)

### چکیده

وسایل نقلیه از راه‌های گوناگون موجب آلودگی خاکها و گیاهان پیرامون جاده‌ها شده و در نهایت این آلودگی‌ها به زنجیره غذایی راه می‌یابند. هدف از این پژوهش، بررسی آلودگی سرب، کادمیوم، روی و نیکل در خاکها و گیاهان حاشیه بزرگراه اصلی مسیر ارومیه - سلماس با بار ترافیکی بالا بود. برای بررسی سطوح آلودگی فلزهای سنگین در خاک از شاخص ژئوانباشت ( $I_{geo}$ ) و برای بررسی توانایی جذب همزمان فلزهای مورد مطالعه توسط هر گیاه از شاخص انباشت فلز (MAI) استفاده شد. نتایج نشان داد غلظت این فلزها در خاکها و بیشتر گیاهان رشد یافته در پیرامون جاده به گونه‌ای معنی‌داری ( $p \leq 0/05$ ) بیشتر از نمونه‌های مرجع بود. همچنین خاکهای سطحی و گیاهان رشد یافته در منطقه مورد مطالعه در مقایسه با سطوح زمینه، نسبتاً آلوده بودند. خاکها و گیاهان پیرامون این جاده به ویژه به سرب آلوده بودند. از این رو، چرای دام در این مناطق ممکن است خطر انتقال احتمالی این فلزها (به ویژه سرب) به زنجیره غذایی را در پی داشته باشد. به طور کلی غلظت این فلزها، به ویژه سرب، در گیاهانی که به جاده نزدیک‌تر بودند، بیشتر بود. هم چنین گیاه بومادران (*Achillea millefolium L.*) با مقدار MAI برابر با 100/01 در مقایسه با دیگر گیاهان توانایی بهتری در جذب همزمان فلزهای مختلف داشت. برپایه نتایج این پژوهش، انجام اقداماتی برای مدیریت خاک و چرای گیاهان پیرامون جاده‌ها ضروری است.

واژه‌های کلیدی: آلودگی جاده‌ای، حداکثر غلظت مجاز، فلزهای سنگین.

## Contamination of Soils and Plants Along Urmia-Salmas Highway (Iran) to Some Heavy Metals

A. Rashid Shomali<sup>1</sup> and H. Khodaverdiloo<sup>2\*</sup>

Received: 11 December 2011 Accepted: 12 May 2012

<sup>1</sup> MSc. Student, Dept. of Soil Science, Faculty of Agric., Univ. of Urmia

<sup>2</sup> Assis. Prof., Dept. of Soil Science, Faculty of Agric., Univ. of Urmia

\*Corresponding author E-mail: [h.khodaverdiloo@urmia.ac.ir](mailto:h.khodaverdiloo@urmia.ac.ir)

### Abstract

Vehicles contaminate soils and plants along the roadside by different ways and finally these contaminants enter the food chain. The aim of this study was to assess Pb, Cd, Zn and Ni contamination of soils and plants around the Urima-Salmas highway with heavy traffic. Geoaccumulation index ( $I_{geo}$ ) was calculated for characterizing the contamination levels of heavy metals in the soils. Metal accumulation index (MAI) was also employed for assessing simultaneous accumulation of the studied metals by each plant. Results showed that concentrations of these metals were higher than those of the control samples ( $p \leq 0.05$ ) for soils and most of the plants grown in the roadside. In comparison with background areas, surface soils and plants grown along the roadside were relatively contaminated. Also soils and plants of the roadside were specifically contaminated with Pb. Therefore, animal grazing in this site would be of potential transfer risk of these metals (especially Pb) to the food chain. In general, concentration of the metals, specifically Pb, was higher in plants which were closer to the road. In comparison with other plants studied, Yarrow plant (*Achillea millefolium*) with MAI = 100.01 had better ability for simultaneous absorption of different metals. According to the results of this study, actions are needed to be applied for better management of the soils and grazing of the plants in the roadsides.

**Keywords:** Heavy metals, Maximum permitted concentration, Roadside contamination.

### مقدمه

می‌دهند، با توجه به زمان بالای اقامت آن‌ها در محیط زیست، در درازمدت نقشی بالقوه در رابطه با کیفیت محیط زیست‌های پیرامون جاده‌ها بازی می‌کنند (گریگالوئیسینی و همکاران 2005).

بر پایه پژوهش‌ها، خاک‌های حاشیه بزرگراه‌ها به شدت به فلزهای سنگین آلوده شده‌اند (برای نمونه مولر

سوخت‌های فسیلی، فرسایش لاستیک و سایر اجزا، نشست مواد از خودروها و کامیون‌های حمل سوخت و دیگر فعالیت‌های ماشینی نیز به محیط‌های پیرامون جاده‌ها راه یابند (شارما و پراسد 2010، وی و یانگ 2010). با این‌که فلزهای سنگین تنها بخش کوچکی از آلودگی‌های ناشی از حمل و نقل را تشکیل

یوگسلاوی (0/6 گرم در لیتر) (رحمانی 1374، مدنی و همکاران 1990) و نیجریه (0/7 تا 0/9 گرم در لیتر) (آلید 1987) است. هر چند امروزه براساس استانداردهای منطقه‌ای و بین‌المللی مقدار سرب در بنزین بسیار کاهش یافته اما افزایش تعداد ماشین‌ها و دیگر وسایل نقلیه انتشار سرب را تحت تاثیر قرار می‌دهد. از سوی دیگر پوشش تایلر وسایل نقلیه نیز منجر به ورود سرب به خاک‌های پیرامون جاده می‌شود (شارما و پراسد 2010).

کادمیوم از سمی‌ترین فلزها در محیط زیست است که حلالیت و تحرک بسیار بالایی دارد (پاگوتو و همکاران 2001) و به راحتی از خاک به گیاه انتقال می‌یابد (جیا و همکاران 2010). کادمیوم به صورت گریس به بسیاری از قطعات خودرو افزوده می‌شود (جارادات و مومانی 1999، آماتو و همکاران 2009). گرچه آبرکاری فلزها به ویژه روی، ترکیبات گازوئیلی، روغن موتور، نشت مواد سوختنی از وسایل نقلیه موتوری نیز منجر به ورود کادمیوم به خاک‌ها می‌شوند. اما فرسایش تایلرها، منبع اصلی ورود کادمیوم به محیط پیرامون بزرگراه‌هاست (آماتو و همکاران 2009). مقدار کادمیوم در تایلر خودروها 20 تا 90 میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (وارد و همکاران 1977). بر اساس گزارش‌های موجود مصرف منظم گیاهان حاوی 3 میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌تواند برای انسان و حیوان سمی باشد و منجر به بیماری‌های دردناک استخوانی گردد (هاردی و همکاران 2008).

غلظت کل روی در خاک‌ها بسته به نوع سنگ مادر، 10 تا 300 میلی‌گرم بر کیلوگرم است، ولی منابع انسان‌پدید می‌توانند منجر به غلظت‌های آلوده‌کننده روی در خاک شوند (رادولسکو و کوچوکاریو 2005). سمیت روی اغلب در خاک‌های شنی یا اسیدی و بویژه خاک‌های حاوی لجن گزارش شده است (کاباتا-پندیاز و همکاران 1993). روی کاربردی گسترده در صنایع

و همکاران 2005، رحمانی و همکاران 1379، کیلاشاک و همکاران 2010). رایج‌ترین فلزهای سمی که در اثر تردد خودروها به حاشیه جاده‌ها راه می‌یابند عبارتند از سرب (Pb)، کادمیوم (Cd)، کروم (Cr)، نیکل (Ni)، و روی (Zn) (فیض و همکاران 2009، ژائو و همکاران 2010). سرب و کادمیوم نقش شناخته شده‌ای در جانداران ندارند و در صورتی که مقادیرشان بیشتر از سطوح معینی بشود، ممکن است موجب سمیت در گیاه و انسان شوند. اما روی و نیکل دو عنصر تغذیه‌ای ضروری برای گیاه و جاندار هستند. با این حال مقادیر بالای این عناصر نیز می‌تواند منجر به سمیت شود (احمد و همکاران 2007).

ترکیبات آلکلی سرب که به شکل روغن موتور و ضد یخ به سوخت افزوده می‌شوند (آماتو و همکاران 2009)، سرب افزوده شده به سوخت، سرب موجود در باتری اتومبیل‌ها (آدی و اوسیبانجو 2009) از عوامل ورود سرب به پیرامون بزرگراه‌ها هستند. هم‌چنین غلظت سرب در خاک ارتباط معنی‌داری با حجم ترافیک دارد (رحمانی و همکاران 1379، پیدت 1999، سیلک و آسلیپهان 2004، آندر و همکاران 2007). هر چند اتحادیه اروپا (EU)<sup>1</sup> و سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا (EPA) حداکثر مجاز سرب در بنزین (بصورت تترا اتیل سرب) را 0/15 گرم در لیتر تعیین نموده است (نریاگو 1990، شارما و پراسد 2010)، مقدار سرب افزوده شده به بنزین در بسیاری از کشورها در حدود 0/4 گرم در لیتر است (فیض و همکاران 1996، کیسای و همکاران 2000). مقدار سرب در بنزین کشور ایران 0/55 گرم در لیتر است (بی نام 1372). این مقدار فراتر از حد مجاز سرب افزوده به بنزین در استرالیا (0/15 گرم در لیتر)، آمریکا و اروپا (0/4 گرم در لیتر) و کمتر از حدود مجاز کشورهای چین بحرین و عربستان (0/84 گرم در لیتر)، کانادا (0/77 گرم در لیتر)،

<sup>1</sup> European Commission (EU)

رنگ و فلزها دارد و ترکیبات غیرآلی روی کاربردهایی گوناگونی برای نمونه در تجهیزات خودروها، باتری-های خشک و در گریس (جارادات و مومانی 1999) دارند. انتشار روی از وسایل نقلیه، افزودنی‌های روان کننده، لاستیک اتومبیل ها منجر به ورود آن به خاک-های پیرامون جاده می‌شود. هر چند روی عنصری ضروری برای رشد و فعالیت‌های حیاتی در گیاه و انسان است اما مقادیر بالای آن در بدن انسان آثار سوئی دارد.

پوشش تایلر اتومبیل‌ها و انتشار مواد حاصل از سوخت‌های نفتی از اتومبیل‌ها، تردد وسایل نقلیه، از عوامل ورود نیکل به خاک‌های پیرامون جاده به شمار می‌روند (یوسف 2010). با این که نیکل عنصری ضروری در ساختار بسیاری از آنزیم‌ها از جمله اوره-آز است، غلظت‌های بالای نیکل می‌تواند زیانبار و برای انسان سرطان‌زا باشد. مقدار نیکل در خاک در کشورهای مختلف 0/2 تا 450 میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (آندر و همکاران 2007). سمیت نیکل عموماً در خاک‌های آبیاری شده با لجن فاضلاب، دیده شده است.

عدم رعایت استانداردهای بین‌المللی در ایران منجر به آلوده شدن محیط‌های پیرامون جاده‌ها شده است. مصرف گیاهان رشد یافته در این محیط‌ها توسط انسان یا دام منجر به ورود این آلاینده‌ها به زنجیره غذایی و بروز اثرات ثانویه خواهد شد. تاکنون در ایران مطالعاتی انگشت‌شمار (برای نمونه خادم حقیقت و قدوسی 1369، رحمانی 1374، رحمانی و همکاران 1379، کیلاشکی و همکاران 2011) در ارتباط با بررسی آلودگی گیاهان و خاک‌های حاشیه جاده صورت گرفته است که نشانگر افزایش سطوح آلودگی این محیط‌ها به فلزهای سنگین و بویژه سرب بوده است. آلودگی گیاهان و خاک‌های حاشیه جاده‌ها به فلزهای سنگین به دلیل احتمال ورود این آلاینده‌ها به

زنجیره غذایی، خطری جدی برای سلامتی بشر و حیوان به شمار می‌رود. به منظور حفاظت زیست‌بوم‌ها از آلودگی فلزهای سمی، بررسی آلودگی خاک‌ها و گیاهان حاشیه جاده‌ها به این فلزها بسیار ضروری است (هگازی و الکادی 2010). با این حال چرای دام و کاشت محصولات زراعی و باغی در حاشیه جاده‌ها در ایران رایج است. هدف از این پژوهش، بررسی آلودگی خاک‌ها و گیاهان پیرامون بزرگراه اصلی مسیر ارومیه-سلماس به فلزهای روی، کادمیوم، سرب و نیکل بود. این محور قدیمی بار ترافیکی بالایی داشته و محدودیتی از نظر چرای دام و پرورش محصولات در پیرامون این بزرگراه وجود ندارد.

#### مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری از خاک و گیاهان و آزمایشات فیزیکوشیمیایی اولیه

به منظور بررسی آلودگی خاک و گیاهان پیرامون جاده به فلزهای سنگین سرب، کادمیوم، روی و نیکل ناشی از وسایل نقلیه، بزرگراه ارومیه-سلماس با قدمت زیاد و بار ترافیکی نسبتاً بالا در استان آذربایجان غربی انتخاب شد. سپس در تیر 1389 در این مسیر از بخش هوایی گونه‌های گیاهی مختلف و خاک سطحی (ژرفای 0-15 سانتی‌متری) تا فاصله 10 متر از محیط پیرامون جاده، در دو منطقه با مختصات جغرافیایی ( $S_1$ : N: 37° 39' 40.1" E: 45° 0.02' 56.7" و  $S_2$ : N: 37° 49' 0.08" E: 45° 02' 43.4") نمونه‌برداری گردید (شکل 1). هم چنین به منظور بررسی اثر فاصله از جاده و جذب فلزهای سنگین در اجزای محیط پیرامون جاده، در منطقه  $S_1$  از خاک و گیاهان در فاصله‌های صفر تا 10، 10 تا 20 و 20 تا 100 متر نمونه‌برداری گردید. اما در منطقه  $S_2$  به علت محدود بودن محیط پیرامون جاده و عدم رویش گیاه مورد نظر در فواصل متفاوت از جاده، امکان نمونه‌برداری

بر اساس سیستم WRB<sup>1</sup>، خاکهای نمونه برداری شده به عنوان Haplic Calcisols طبقه‌بندی شدند<sup>2</sup> (بی‌نام 2006). بافت خاک به روش هیدرومتری (گی و بادر 1986)، pH خاک در عصاره 1:1 خاک-آب مقطر توسط pH متر (مکلین 1982)، قابلیت هدایت الکتریکی<sup>3</sup> در عصاره گل اشباع با دستگاه هدایت (میلر و کورتین 2006)، کربن آلی با روش والکی و بلک اصلاح شده (نلسون و سامرز 1982)، مقدار کل عناصر سرب، کادمیوم، روی و نیکل در خاک به روش اکسیداسیون تر (گوپتا 2000) و با استفاده از دستگاه جذب اتمی اسپکترومتری<sup>4</sup> تعیین گردید (جدول 1). بر پایه نتایج جدول 1، خاکهای مورد مطالعه غیرشور و با واکنش قلیایی ضعیف بودند.

جدول 1- رده‌بندی و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد مطالعه

خاک			ویژگی‌های خاک
$S_2$	$S_1$	$S_0$	
Haplic Calcisols	Haplic Calcisols	Haplic Calcisols	رده‌بندی خاک
Sandy Clay Loam	Clay Loam	Loam	کلاس بافتی
8/01	7/64	7/8	pH
1/03	1/72	2/3	(%) OM
0/55	0/82	1/5	(dSm <sup>-1</sup> ) EC

#### سطوح آلودگی فلزهای سنگین

سطوح آلودگی فلزهای سنگین در خاکهای حاشیه جاده اولین بار توسط مولر (1969) با استفاده

در فواصل متفاوت وجود نداشت. برای ارزیابی میزان آلودگی انسان‌پدید خاکها و گیاهان پیرامون جاده، نمونه‌هایی از خاک و گیاه از محلی بکر و دور از فعالیت‌های انسانی در منطقه مطالعاتی نیز تهیه شد (منطقه  $S_0$ ). این نمونه‌ها به عنوان نمونه‌های مرجع برای ارزیابی شدت آلودگی انسان‌پدید خاک و گیاه در پیرامون جاده بکار رفتند. نمونه‌های گیاهی بدون شستشو، در دمای 75 تا 80 درجه سلسیوس به مدت 72 ساعت آون خشک و سپس آسیاب شدند. از آنجا که در چرای گیاهان پیرامون جاده، نهشته‌های آلوده به فلز موجود بر روی اندام‌های هوایی گیاه نیز توسط حیوانات مصرف شده و می‌تواند به زنجیره غذایی راه یابد، نمونه‌های گیاهی بدون شستشو تجزیه گردیدند. نمونه‌های خاک نیز در فضای آزاد و در سایه، هوا-خشک و از الک دو میلی‌متری غربال گردیدند. همه نمونه‌ها تا زمان انجام آزمایش درون ظروف پلاستیکی سرپوشیده نگهداری شدند.



شکل 1- موقعیت جغرافیای مناطق نمونه برداری شده در مسیر ارومیه - سلماس.

<sup>1</sup> World Reference Base for soil resources (WRB)

2 بر اساس سیستم USDA خاکها در زیرگروه Typic calcixerepts قرار داشت.

<sup>3</sup> EC

<sup>4</sup> Shimadzu 6300 AA

نوع فلز را در خود انباشته نمایند. از این رو شاخص انباشت فلزها برای بررسی مقدار انباشت همزمان فلزهای گوناگون توسط گیاهان مورد مطالعه با استفاده از رابطه 2 محاسبه شد (لیو و همکاران 2007):

$$MAI = (1/N) \sum_{j=1}^N I_j \quad [2]$$

که در آن N تعداد فلزهای اندازه‌گیری شده است و  $I_j$  برای هر فلز از تقسیم کردن میانگین غلظت فلز در شاخسار گیاه (X) به مقدار انحراف معیار آن ( $\delta_x$ ) بدست می‌آید. در این مطالعه، مقدار MAI به روش زیر برای هر گیاه به طور جداگانه محاسبه شد:

$$MAI = 1/4 \times [(X_{Pb} / \delta_{Pb}) + (X_{Cd} / \delta_{Cd}) + (X_{Zn} / \delta_{Zn}) + (X_{Ni} / \delta_{Ni})] \quad [3]$$

#### تجزیه‌های آماری

این پژوهش در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار انجام شد. تجزیه‌های آماری با استفاده از نرم-افزار SAS (نسخه 9.1) انجام شد. مقایسه میانگین تیمارها با مرجع با آزمون حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح احتمال  $p \leq 0/05$  انجام شد.

#### نتایج و بحث

##### بررسی سطوح آلودگی فلزهای سنگین در خاک‌های حاشیه جاده

مقدار  $I_{geo}$  برای هر فلز در نمونه‌های خاک با استفاده از رابطه 1 محاسبه شد. که بر اساس آن مقدار میانگین  $I_{geo}$  برای عناصر سرب، کادمیوم، روی و نیکل به ترتیب 1/20، 0/48، 0/67، 0/42 بود. بر پایه گروه‌بندی مولر (1969) خاک‌های از نظر مقدار سرب در کلاس B (آلودگی متوسط) و از نظر مقدار فلزهای کادمیوم، روی و نیکل در کلاس C (غیرآلوده تا آلودگی متوسط) قرار می‌گیرند (جدول 3).

از شاخص ژئوانباشت ( $I_{geo}$ )<sup>1</sup> تعیین شد (رابطه 1). این شاخص از سال 1960 به طور گسترده در مطالعات فلزهای کم‌مقدار در اروپا به کار برده شده است (مولر 1969، هانگ و همکاران 2011):

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / 1.5 B_n) \quad [1]$$

که در آن  $C_n$  غلظت اندازه‌گیری شده در محیط،  $B_n$  غلظت زمینه ژئوشیمیایی در خاک<sup>2</sup> (که در این مطالعه برابر با مقدار در خاک مرجع در نظر گرفته شد) بوده و ضریب 1/5 فاکتور تصحیح است. ضریب 1/5 برای به حداقل رساندن تاثیر نوسانات احتمالی در مقدار زمینه است. این ضریب با تفکیک نوسانات طبیعی موجود در غلظت یک ماده معین در محیط، تغییرات حتی اندک ناشی از اثرات انسان‌پدید را نمایان می‌سازد (بی‌نام 1990 و 1995). بر اساس مطالعات مولر (1969) شدت آلودگی خاک‌ها بر اساس مقدار  $I_{geo}$  در پنج کلاس گروه‌بندی می‌شوند (جدول 2).

جدول 2- گروه‌بندی خاک‌ها بر اساس شدت آلودگی

کلاس	مقدار $I_{geo}$ محاسبه شده	شدت آلودگی
A	صفر $I_{geo} \leq 0$	غیر آلوده
B	$0 < I_{geo} \leq 1$	غیرآلوده تا آلودگی متوسط
C	$1 < I_{geo} \leq 2$	آلودگی متوسط
D	$2 < I_{geo} \leq 3$	آلودگی متوسط تا زیاد
E	$3 < I_{geo} \leq 4$	آلودگی زیاد
F	$4 < I_{geo} \leq 5$	آلودگی شدید
G	$5 \leq I_{geo}$	آلودگی بسیار شدید

##### شاخص انباشت فلزها (MAI)<sup>3</sup>

اندام‌های گیاهی قادرند به طور همزمان چندین

<sup>1</sup> Geoaccumulation index ( $I_{geo}$ )

<sup>2</sup> Geochemical background value in soil

<sup>3</sup> Metal accumulation index

جدول 3- شاخص ژئوانباشت<sup>#</sup> فلزهای سنگین در خاک-

خاک	مقدار شاخص ژئوانباشت		
	سرب	کادمیوم	روی
$S_1$	1/29	0/50	0/79
$S_2$	1/12	0/45	0/54
میانگین	1/20	0/48	0/67

#: برای اطلاع از مفهوم شاخص ژئوانباشت به رابطه 1 مراجعه شود.

## مقایسه غلظت فلزها در خاکهای پیرامون جاده با خاک منطقه مرجع

مقایسات آماری بین غلظت فلزها در خاکهای منطقه  $S_1$  و  $S_2$  با خاک مرجع نشان داد خاکها از نظر غلظت فلزهای سرب، روی و کادمیوم با یکدیگر اختلاف معنی داری ( $p \leq 0/05$ ) ندارند اما از نظر غلظت این فلزها با خاک مرجع اختلاف معنی داری ( $p \leq 0/05$ ) دارند. هم چنین خاکها از نظر غلظت نیکل با یکدیگر و با خاک مرجع اختلاف معنی داری ( $p \leq 0/05$ ) دارند (جدول 4).

هر چند منابع تحقیقاتی مختلف براساس هدف خود مقادیر متفاوتی را به عنوان حد مجاز فلزها در خاک و گیاه اعلام نموده اند (جدول 5) که تصمیم گیری را کمی با مشکل مواجه نموده است، با این حال در اکثر موارد این دادهها نزدیک به هم هستند. برای نمونه، بر اساس استاندارد اتحادیه اروپا (EU) حد مجاز بحرانی سرب در خاک 300 میلی گرم بر کیلوگرم است (بی نام 1978). چن و همکاران (2003) نیز حد مجاز سرب در خاک را 400 میلی گرم بر کیلوگرم تعیین نموده اند. براساس نتایج این پژوهش غلظت سرب در خاکها در محدوده مجاز بود (جدول 4).

آلویی (1995) گزارش داد خاکهایی حاوی غلظت های صفر تا 1 میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم غیرآلوده، غلظت های 1 تا 3 میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم نسبتاً آلوده و خاکهای حاوی غلظت های 3 تا

10 میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم، آلوده هستند (اکبر و همکاران 2006). در حالی که کارینی (1995) حد مجاز کادمیوم در خاک را 1 تا 5 میلی گرم بر کیلوگرم بیان نموده است. از این رو EU حد مجاز کادمیوم در خاک را 3 میلی گرم بر کیلوگرم اعلام نموده است (شارما و پراسد 2010) و حضور مقادیر بالای 3 میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم در خاک، نشان دهنده آلودگی کادمیومی در خاک است (رودریگوز-فلورز و رودریگوز-کاستلون 1982، آلویی 1995، سیسک و کوپرال 2004). براساس نتایج این پژوهش غلظت کادمیوم در خاکها در محدوده مجاز بود (جدول 4).

خاکهای آلوده به روی کمیت و کیفیت محصولات را تحت تاثیر قرار می دهند و گاهی چنین گیاهانی به علت داشتن مقادیر بالا و سمی روی نمی توانند به عنوان علوفه به کار روند (رادولسکو و کوچوکاریو، 2005). حد نرمال روی در خاک در گستره 1 تا 900 میلی گرم بر کیلوگرم (آلویی 1995) و حد بحرانی آن در خاکها در گستره 90 تا 400 میلی گرم بر کیلوگرم (کاباتاپندیاز و پندیاز 1992) اعلام شده است. در حالی که کارینی (1995) حد مجاز روی در خاک را 500 تا 1500 میلی گرم بر کیلوگرم بیان نموده است.

با این حال اتحادیه اروپا مقدار استاندارد روی در خاک را 300 میلی گرم بر کیلوگرم اعلام نموده است (یوسف 2010). براساس نتایج این پژوهش خاکها حاوی غلظت های فراتر از حد مجاز روی بودند.

نیکل جذب شده بر روی کلوئیدهای خاک به آسانی و سریعاً توسط گیاه جذب می شود (آندر و همکاران 2007). از این رو پژوهشگران سطوح بحرانی نیکل در خاک را 0/2 تا 50 میلی گرم بر کیلوگرم گزارش داده اند (برگمن 1992، شالاری و همکاران 1998، مادجون و همکاران 2002، گون و همکاران 2004). اتحادیه اروپا مقدار استاندارد نیکل در خاک را 50 میلی گرم بر کیلوگرم (یوسف 2010) و NZWWA مقدار مجاز آن را

(خادم حقیقت و قدوسی 1364، وارد و همکاران 1977، کاباتا-پندیاز و پندیاز 1992). استاندارد کشور آلمان مقدار سرب موجود در غذای دام را 10 میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام نموده است (بی‌نام 2005b). در حالی که آرن (1989) حد مجاز قابل قبول سرب در گیاهان را 3 میلی‌گرم بر کیلوگرم، PFA حد مجاز سرب در سبزیجات را 2/5 میلی‌گرم بر کیلوگرم و 0/3 CODEX میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام نموده است (شارما و پراسد 2010). بر اساس نتایج این مطالعه، به استثنای گیاهان کنگرصحرايي، علف پشمکی و کاسنی، دیگر گیاهان مورد مطالعه حاوی غلظت‌های بسیار بالاتر از حد مجاز سرب هستند (جدول‌های 5 و 6).

60 میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام نموده است (رنوف 2010). براساس نتایج این پژوهش غلظت نیکل در خاک  $S_1$  در محدوده مجاز بود اما غلظت نیکل در خاک  $S_2$  اندکی فراتر از حد مجاز بود (جدول 4). براساس نتایج این پژوهش، میانگین غلظت فلزهای سرب، کادمیوم و نیکل در نمونه‌های خاک پیرامون جاده بیشتر از خاک مرجع و کمتر از حداکثر غلظت مجاز بود. هم‌چنین میانگین غلظت روی در خاک‌های نمونه‌برداری شده بیشتر از نمونه مرجع و فراتر از حداکثر غلظت مجاز روی در خاک بود.

سرب در خاک چندان محلول نیست با این حال عمدتاً توسط ریشه‌های مویین جذب و در دیواره‌های سلولی ذخیره می‌گردد. در بسیاری از مطالعات، جذب سرب از راه اندام‌های هوایی گیاهان بسیار چشمگیر و بیشتر از جذب توسط ریشه‌ها گزارش شده است

جدول 4- مقایسه غلظت فلزها در خاک‌های منطقه  $S_1$  و  $S_2$  با منطقه مرجع

میانگین غلظت فلزها در خاک (mg/kg)				منطقه
نیکل	روی	کادمیوم	سرب	
33/94 ± 6/23 b	683/34 ± 79/57 a	2/23 ± 0/40 a	72/49 ± 5/14 a <sup>§</sup>	$S_1$
66/15 ± 2/63 a	573/71 ± 80/14 a	2/16 ± 0/07 a	64/46 ± 5/25 a	$S_2$
23/60 ± 4/34 b	262/75 ± 31/48 b	1/05 ± 0/16 b	19/78 ± 1/40 b	خاک مرجع
50/05 ± 2/23	628/52 ± 79/85	2/20 ± 0/24	68/47 ± 5/19	میانگین غلظت فلز در خاک‌ها
60	300	3	300	حداکثر غلظت مجاز در خاک <sup>#</sup>

§: حروف غیرمشترک در هر ستون نشان دهنده آن است که خاک از نظر غلظت فلز موردنظر با تیمار مرجع در سطح احتمال 5% اختلاف معنی‌دار دارد.

#: غلظت‌های مجاز فلزهای سنگین در خاک بر اساس استانداردهای تعیین شده توسط اتحادیه اروپا (بی‌نام 2006) و گزارشات NZWWA (رنوف 2010).

#### کادمیوم

کادمیوم در گیاهان خوراکی را بین 0/05 تا 0/9 میلی‌گرم بر کیلوگرم (بر اساس وزن خشک) (باتیا و چاوری 1991) و یا برخی دیگر 0/05 میلی‌گرم بر کیلوگرم (شفر و شکاستشیل 1989) گزارش داده‌اند. بر اساس نتایج این پژوهش غلظت کادمیوم در زیست‌توده همه گیاهان فراتر از حد مجاز اعلام شده توسط EU

استاندارد کشور آلمان مقدار کادمیوم موجود در غذای دام را 0/5 میلی‌گرم بر کیلوگرم (بی‌نام 2005b) و PFA حد مجاز کادمیوم در گیاهان 1/5 میلی‌گرم بر کیلوگرم (شارما و پراسد 2010) اعلام نموده‌اند. در حالی که مطالعات برخی پژوهشگران مقدار مجاز



همکاران (1974) گزارش دادند مقدار بحرانی سمیت روی در گیاهان 100 میلی‌گرم بر کیلوگرم است (آندر و همکاران 2007). بی‌نام (2005b) حد مجاز روی در گیاهان را 100 میلی‌گرم بر کیلوگرم و کاباتاپندیا و پندیاز (1992) حد مجاز روی در گیاه را بین 20 تا 100 میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش نموده‌اند. در حالی که بی‌نام (1984) حد مجاز روی در مواد غذایی را 60 میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام نموده است. بر اساس نتایج این پژوهش، به استثنای گیاهان کنگر صحرائی، گلرنگ وحشی و سلمک که حاوی غلظت‌های روی فراتر از حد مجاز اعلام شده توسط بی‌نام (2005b)، در زیست‌توده خود بودند. غلظت روی در زیست‌توده دیگر گیاهان مورد مطالعه در محدوده مجاز و غیرآلوده بود. در حالی که بر اساس استاندارد بی‌نام (1984) گیاهان اکیوم، گل‌گندم معمولی، گاوچاق کن و علف‌پشمکی نیز حاوی غلظت‌های غیرمجاز روی در زیست‌توده خود بودند (جدول‌های 5 و 6).

بی‌نام (2005a) و بی‌نام (1984) و مطالعات برخی محققین (کاباتا پندیاز و پندیاز 1992، سیلیک و آسلیهان 2004) بود. حتی گیاه مرجع نیز غلظت‌های کادمیومی فراتر از حد مجاز اعلام شده توسط بی‌نام (2005c) را در زیست‌توده خود انباشته بود. اما بر اساس استاندارد اعلام شده توسط PFA گیاهان بومادران، ارزن وحشی، بندواش، کلم صحرائی، یولاف وحشی، خار زن بابا و خاکشیر معمولی، حاوی غلظت‌های مجاز کادمیوم در زیست‌توده خود بودند (جدول‌های 5 و 6).

#### روی

روی تحرک محدودی در گیاه دارد و زمانی که در خاک به کار برده می‌شود، می‌تواند در سیستم ریشه‌ای گیاه تجمع یابد (رینه و لانگستون 1960). حد نرمال روی در گیاهان 10 تا 100 میلی‌گرم بر کیلوگرم (بر اساس وزن خشک گیاه) (بی‌نام 2001) و غلظت‌های 150 تا 200 میلی‌گرم بر کیلوگرم، در گیاهان آلی منجر به سمیت می‌شود (سوربک 1982). در حالی که آلن و

جدول 5- غلظت مجاز فلزهای سنگین در خاک و گیاه بر اساس گزارشات مختلف

حد اکثر غلظت مجاز برخی فلزهای سنگین در خاک و گیاه (mg/kg)								سازمان گزارش دهنده
نیکل		روی		کادمیوم		سرب		
گیاه	خاک	گیاه	خاک	گیاه	خاک	گیاه	خاک	
-	50-75	-	-	0/5	3	10	300	EU
-	60	-	-	-	3	-	300	€ NZWWA
10	60	100	300	0/1-0/2	-	9	350	°SEPA
-	50	-	250	-	0/3	-	300	CEPA
-	-	-	-	1/5	-	2/5	-	#PFA
0/6	50	60	-	0/01-0/15	-	0/3-1	-	¥ CODEX
-	-	20-100	90-400	0/1-1	0/1-20	20-100	2-300	کاباتا پندیاز و پندیاز

\*: European Commission (EU)

€ New Zealand Water and Wastes Association (NZWWA)

°: State Environmental Protection Administration of china (SEPA)

#: Prevention of Food Adulteration Act Indian (PFA)

¥: CODEX Commission Alimentarius

جدول ۶- مقایسه میانگین‌های غلظت فلزهای مورد مطالعه (انحراف معیار ± میانگین) در شاخسار گیاهان مورد پژوهش با یکدیگر و با گیاه منطقه مرجع

MAI	غلظت فلزها در شاخسار گیاه (mg/kg)		غلظت فلزها در شاخسار گیاه مرجع (mg/kg)		نام علمی	گیاه
	نیگل	روی	کادمیوم	سرب		
۱۰۰۰۱	۷۵۶ ± ۰۸۴def	۳۷۲۱ ± ۷۱۰fgh	۱۸۰ ± ۰۲۷fghi	۳۷۷۳ ± ۷۲۷ a <sup>3</sup>	<i>Achillea millefolium</i>	بومادون
۹۷۰	۹۱۲ ± ۰۴۹b	۳۵۲۰ ± ۵۱۹fgh	۴۲۲ ± ۰۸۲a	۲۸۶۶ ± ۷۱۹b	<i>Centaurea ilberica</i>	گل گندم خاردار
۷۸۰	۶۷۷ ± ۰۳۵gh	۷۱۹۹ ± ۱۱۵۰cde	۷۶۵ ± ۲۸۱cde	۲۵۹۲ ± ۱۷۴۱bc	<i>Echium italicum</i>	اقیوق
۱۱۹۰	۶۹۶ ± ۱۳۲fg	۲۰۵۲ ± ۰۷۱h	۱۸۸ ± ۰۱۳ghi	۲۷۸۹ ± ۵۱۲bod	<i>Penstemon glaucum</i>	ارزن‌وحشی
۷۱۴	۹۲۴ ± ۰۸۱b	۳۸۹۹ ± ۲۸۹۰fgh	۳۷۸ ± ۰۸۰abc	۲۷۸۶ ± ۷۸۱bod	<i>Medicago sativa L.</i>	پونجه زرغی
۱۳۴۱	۷۳۸ ± ۰۳۳efg	۱۰۳۷۷ ± ۴۱۱۲ab	۳۲۴ ± ۰۱۰def	۲۲۷۶ ± ۴۱۸bod	<i>Atriplex sp.</i>	سلمک
۱۸۱۶	۸۷۰ ± ۰۲۷bc	۶۹۴۵ ± ۳۱۶cde	۱۸۷ ± ۰۱۱defg	۲۷۰۷ ± ۸۹۹bode	<i>Centaurea cyanus L.</i>	گل گندم معمولی
۷۵۶۶	۸۲۲ ± ۰۷۰bode	۴۷۹۲ ± ۵۲۰۲efgh	۳۷۰ ± ۰۶۰i bed	۲۱۸۸ ± ۵۱۴bode	<i>Allagi camelorum</i>	خارنشر
۸۱۲	۵۲۸ ± ۰۴۷jk	۲۵۷۸ ± ۲۸۷ fgh	۱۸۲ ± ۰۱۴ghi	۲۰۹۹ ± ۵۱۲bode	<i>Brassica sp.</i>	کلم صحرایی
۷۱۳	۷۱۷ ± ۰۸۶fg	۵۲۸۳ ± ۵۱۹ def	۶۷۸ ± ۰۱۶ghi	۱۹۵۰ ± ۱۵۱abodef	<i>Avena fatua</i>	پولاف وحشی
۲۱۸۳	۸۷۷ ± ۰۷۷bod	۳۷۹۲ ± ۷۵۴fgh	۱۹۰ ± ۰۳۸defg	۱۷۸۰ ± ۱۲۸abodef	<i>Vicia monanthos</i>	ملنگ
۱۹۸۸	۱۰۵۶ ± ۰۴۶a	۲۷۴۶ ± ۱۰۸۲gh	۱۸۷ ± ۰۶۰defg	۱۷۰۰ ± ۱۳۸abodef	<i>Conderilla sp.</i>	سکلت
۲۲۴۸	۷۳۰ ± ۰۲۷efg	۱۳۳۹۲ ± ۲۱۰۰a	۳۷۲ ± ۰۱۰obod	۱۵۱۶ ± ۱۰۹۰bodef	<i>Carthamus oxyacantha</i>	گلریگ وحشی
۸۵۶	۶۹۶ ± ۰۳۶fg	۸۸۶۶ ± ۹۷۳bc	۱۸۰ ± ۰۲۸ghi	۱۷۴۴ ± ۷۸۱cdef	<i>Lactuca serriola</i>	گاوچاقی کن
۵۰۹	۷۸۵ ± ۰۲۸cdef	۳۷۷۷ ± ۱۰۹۲fgh	۱۸۲ ± ۰۲۴ghi	۱۷۸۰ ± ۱۰۲۰cdef	<i>Coronilla sp.</i>	پشواش
۱۰۵۷	۵۹۱ ± ۰۵۸ij	۱۳۵۵۰ ± ۱۲۸۲a	۱۷۴ ± ۰۱۶۱efgh	۱۱۶۴ ± ۰۹۹cdef	<i>Falcaria vulgaris</i>	غاز ابلقی
۷۴۰	۸۵۲ ± ۰۷۱ bod	۵۵۸۵ ± ۵۲۰efg	۱۸۲ ± ۰۳۹ghi	۹۸۴ ± ۳۸۵def	<i>Onopordon acanthitum</i>	خار زن بابا
۷۷۶	۹۱۷ ± ۰۷۱b	۲۹۱۸ ± ۵۹۸fgh	۱۸۵ ± ۰۱۲ghi	۹۲۰ ± ۱۷۷ def	<i>Descurainia Sophia</i>	خاکشیر معمولی
۵۸۱	-	۱۴۵۷۷ ± ۲۱۷۵۱a	۷۶۵ ± ۰۷۵۱ab	۸۲۲ ± ۱۸۷ef	<i>Cirsium arvense</i>	کنگر صحرایی
۱۱۶۰	۸۶۴ ± ۰۷۲bc	۸۵۶۵ ± ۵۸۸bod	۱۳۴ ± ۰۷۷fgh	۵۹۷ ± ۰۷۵f	<i>Bromus tectorum</i>	غلاف پنشکی
۹۵۹	۵۸۷ ± ۰۳۷hi	۳۷۷۸ ± ۱۱۷gh	۳۶۱ ± ۱۲۵ab	۵۸۲ ± ۱۱۴of	<i>Cichorium intybus</i>	کاسنی
۹۴۱	۳۲۷ ± ۲۸۷ k	۱۷۸۲ ± ۱۸۸۲h	۳۳۸ ± ۷۸۰ i	۵۸۴ ± ۰۷۷f	-	گیاه منطقه مرجع
-	۱۰۰	۱۰۰	۷۱-۷۲	۹	محداکثر غلظت مجاز (mg/kg)	

۱: حروف غیر مشترک در هر ستون نشان دهنده آن است که گیاهان از نظر غلظت فلز مورد نظر با یکدیگر و با تیمار مرجع در سطح احتمال ۵٪ اختلاف معنی‌دار دارند.  
 ۲: غلظت‌های مجاز بر اساس مقادیر اعلام شده توسط بی‌نام (۲۰۰۵) در نظر گرفته شده است.

## نیکل

غلظت فلزهای سرب و روی معنی‌دار ( $p \leq 0/05$ ) است و روند نزولی دارد (جدول 7). به طوری که بیشترین غلظت سرب و روی در خاک در فاصله 0 تا 10 متر بود. به عبارتی با افزایش فاصله از جاده غلظت سرب و روی در خاک کاهش می‌یابد که با نتایج برخی پژوهشگران (برای نمونه گریگالوویسینی و همکاران 2005) نیز هم‌خوانی دارد. اما غلظت کادمیوم و نیکل در خاک روند خاصی نداشت، به طوری که بیشترین غلظت کادمیوم خاک در فاصله 20 تا 100 متری (این غلظت زیاد در فاصله دورتر از منبع آلودگی، ممکن است ناشی از نوع مواد مادری یا وجود آلودگی کادمیومی در محل نمونه برداری شده باشد که تاثیر فاصله از جاده را کم‌رنگ نموده است) و بیشترین غلظت نیکل خاک در فاصله 10 تا 20 متری از پیرامون جاده مشاهده شد. با این حال میانگین غلظت فلزها در خاک با افزایش فاصله از جاده روندی نزولی دارد (جدول 7) که بیانگر تاثیر فعالیت‌های انسان پدید و ترافیک در افزایش غلظت فلزهای سنگین در محیط‌های پیرامون جاده‌هاست.

## مقایسه غلظت فلزها و اثر فاصله از جاده در گیاه

اثر تغییرات غلظت فلزهای سرب، کادمیوم، روی و نیکل با افزایش فاصله از جاده در دو گیاه خارشتر و نی بررسی شد. در گیاه خارشتر با افزایش فاصله از جاده غلظت فلزهای سرب و روی انباشته شده در زیست‌توده گیاهی، کاهش معنی‌داری ( $p \leq 0/05$ ) نشان داد (جدول 8). اما تغییرات غلظت کادمیوم و نیکل با افزایش فاصله روند خاصی نداشت. به طوری که در گیاه خارشتر، بیشترین مقدار کادمیوم در فاصله صفر تا 10 متری و بیشترین مقدار نیکل در فاصله 20 تا 100 متری بود. در گیاه نی با افزایش فاصله از جاده کاهش معنی‌داری ( $p \leq 0/05$ ) در غلظت سرب مشاهده شد که این کاهش به ویژه در فاصله 20 تا 100 متری

بی‌نام (2005c) و بی‌نام (1984) به ترتیب حداکثر غلظت مجاز نیکل در گیاهان را 10 و 0/6 میلی-گرم بر کیلوگرم (جیا و همکاران 2010) اعلام نموده‌اند. که براساس آن به استثنای اسکلت، دیگر گیاهان مورد مطالعه در محدوده مجاز غلظت نیکل اعلام شده توسط بی‌نام (2005c) بودند. اما براساس استاندارد بی‌نام (1984) غلظت نیکل در همه گیاهان و حتی در گیاه مرجع فراتر از حد مجاز بود.

## بررسی شاخص انباشت فلزها (MAI)

شاخص انباشت فلزها در گیاهان با استفاده از رابطه‌های 2 و 3 محاسبه شد. براساس مقدار MAI، گیاه بومادران بیشترین مقدار MAI (100/01) را در مقایسه با دیگر گیاهان مورد مطالعه داشت. بنابراین، بومادران توانایی بهتری در جذب همزمان فلزهای سرب، کادمیوم، روی و نیکل را نسبت به سایر گیاهان مورد بررسی دارد. لیو و همکاران (2007)، مقدار MAI را برای جذب همزمان سرب و کادمیوم توسط گیاه جوالدوزک (*Catalpa speciosa*) برابر با 53/8 بدست آوردند. آنها نتیجه‌گیری نمودند که این گیاه برای کاشت در خاک‌هایی که به طور همزمان با سرب و کادمیوم آلوده هستند، گزینه‌ای مناسب است. بنابراین، بر پایه نتایج پژوهش حاضر، هرچند که گیاه بومادران گونه‌ای نویدبخش برای پالایش خاک‌هایی با آلودگی همزمان سرب، کادمیوم، روی و نیکل است، رویش این گیاه در اطراف جاده‌ها یا مناطق آلوده احتمال آلودگی زنجیره غذایی را افزایش می‌دهد.

## مقایسه جذب فلزها و اثر فاصله از جاده در خاک

مقایسه مقدار فلزها در خاک با افزایش فاصله از جاده نشان داد که اثر افزایش فاصله از جاده و کاهش

سرب، در زیست توده گیاهانی که به پیرامون جاده نزدیک تر بوده اند، بیشتر است. در بسیاری از گزارش‌ها محققان عنوان نموده‌اند که مقدار سرب در گیاهان کنار جاده بالا بوده و با فاصله از جاده نسبت عکس دارد (برای نمونه وارد و همکاران 1977، مدنی و همکاران 1990).

چشمگیریتر بود (جدول 8). غلظت کادمیوم انباشته شده در نمونه‌های نی، از روند خاصی تبعیت نمی‌کرد. غلظت فلزهای روی و نیکل انباشته شده در گیاه نی، هرچند با افزایش فاصله از جاده کاهش یافت اما این کاهش از نظر آماری معنی‌دار ( $p \leq 0/05$ ) نبود اما به طور کلی غلظت فلزهای سنگین اندازه گیری شده به ویژه برای

جدول 7- مقایسه غلظت فلزها (انحراف معیار  $\pm$  میانگین) در خاک منطقه S<sub>1</sub> در فواصل مختلف از جاده

فلز مورد مطالعه	فاصله از جاده (m)		
	0-10	10-20	20-100
سرب	72/49 $\pm$ 5/1 a <sup>S</sup>	30/83 $\pm$ 10/8b	19/89 $\pm$ 5/6b
کادمیوم	2/24 $\pm$ 0/4 a	4/27 $\pm$ 0/5b	4/61 $\pm$ 0/4 b
روی	683/3 $\pm$ 79/57 a	552/96 $\pm$ 41/5ab	397/08 $\pm$ 90/1c
نیکل	33/9 $\pm$ 6/2b	76/50 $\pm$ 1/0a	70/75 $\pm$ 3/4b
میانگین	198/00	166/14	123/08

\$: حروف غیرمشترک در هر ردیف نشان دهنده آن است که غلظت فلز موردنظر در فواصل مختلف با یکدیگر در سطح احتمال 5% اختلاف معنی‌دار دارند.

جدول 8- مقایسه غلظت فلزها (انحراف معیار  $\pm$  میانگین) برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک

شاخساره در گیاهان خارشتر و نی در فواصل مختلف از جاده

فلز مورد مطالعه	خارشتر					
	نی			خارشتر		
	فاصله از محور جاده (m)			فاصله از محور جاده (m)		
	0-10	10-20	20-100	0-10	10-20	20-100
سرب	61/85 $\pm$ 7/48a <sup>S</sup>	58/16 $\pm$ 2/89ab	48/91 $\pm$ 7/48b	34/69 $\pm$ 4/85a	26/57 $\pm$ 5/64a	16/18 $\pm$ 4/74b
کادمیوم	2/93 $\pm$ 0/30a	1/05 $\pm$ 0/23b	2/40 $\pm$ 0/06a	3/87 $\pm$ 0/72a	3/01 $\pm$ 0/42a	3/13 $\pm$ 2/23a
روی	30/81 $\pm$ 1/37a	15/63 $\pm$ 2/10b	14/66 $\pm$ 0/19b	26/17 $\pm$ 0/08a	28/14 $\pm$ 1/31a	22/69 $\pm$ 3/45a
نیکل	7/94 $\pm$ 0/49b	9/08 $\pm$ 0/95a	9/16 $\pm$ 0/37a	11/25 $\pm$ 0/49a	10/56 $\pm$ 0/99a	9/95 $\pm$ 0/37a
میانگین غلظت فلزها در هر فاصله	25/88	20/98	18/78	19/00	17/07	12/99

\$: حروف غیرمشترک در هر ردیف نشان دهنده آن است که گیاه جمع‌آوری شده در فواصل مختلف از جاده از نظر غلظت فلز موردنظر در سطح احتمال 5% اختلاف معنی‌دار دارند.

## نتیجه گیری

ارومیه - سلماس آلوده به سرب و کادمیوم هستند. هم چنین غلظت نیکل در زیست توده این گیاهان در حال افزایش و رسیدن به غلظت های غیرمجاز است. همچنین خاک های سطحی و گیاهان رشد یافته در منطقه مورد مطالعه در مقایسه با سطوح زمینه نسبتا آلوده هستند. لذا مصرف این گیاهان توسط انسان و دام عواقب ورود فلزهای سنگین به چرخه غذایی را به دنبال خواهد داشت. با این حال مطالعات بیشتر در ارتباط با بررسی غلظت فلزهای سنگین در خاکها و گیاهان رشد یافته در محیط های پیرامون جاده های با بار ترافیکی بالا در سراسر کشور و تعیین حدود اطمینان کشت مورد نیاز است.

## تقدیر و تشکر

از همکاری و کمک های بی دریغ آقایان دکتر احد مطلبی، دکتر ایرج برنوسی، دکتر هاشم هادی و همچنین خانم جلیلی که در بخش های مختلف این مقاله یاری مان نمودند کمال تشکر و قدردانی را داریم.

غلظت همه عناصر در خاک بیشتر از خاک مرجع بود. غلظت سرب، کادمیوم و نیکل در خاک کمتر از حداکثر غلظت مجاز و غلظت روی فراتر از حداکثر غلظت مجاز بود. با این حال بر اساس شاخص  $I_{geo}$  خاکها حاوی سطوح متوسط آلودگی سرب و سطوح غیرآلوده تا آلودگی متوسط غلظت کادمیوم، روی و نیکل بودند.

جذب گونه های شیمیایی از محلول خاک توسط گیاهان، به بسیاری از فاکتورهای گیاهی وابسته است. این ویژگی ها و رفتارها در گونه ها منحصر به فرد یا متفاوت گیاهی در تعیین مقدار جذب فلزهای سنگین از خاک ها اهمیت دارد. از سوی دیگر واکنش های متفاوت گیاهان و تنوع تغییرات زیست محیطی نیز منجر به تفاوت در جذب فلزهای سنگین از خاک خواهد شد (مندول و همکاران 2011). مقایسه غلظت های میانگین فلزها در گیاهان مورد مطالعه نشان داد زیست توده اکثر گیاهان رشد یافته در محیط پیرامون جاده در مسیر

## منابع مورد استفاده

- بی نام، 1372. گزارش عملیات ماهیانه پالایشگاه های کشور. امور پالایش شرکت ملی نفت ایران. تهران.
- خادم حقیقت م، قدوسی ج، 1364. توزیع سرب در برگ های چنار نسبت به مراکز تردد خودروها در مناطق مختلف تهران. جهاد دانشگاهی. تهران.
- رحمانی ح، 1374. آلودگی خاک توسط عنصر حاصل از وسائیل نقلیه در محدوده برخی از بزرگراه های ایران. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان.
- رحمانی ح، کلباسی م و حاج رسولی ها ش، 1379. آلودگی خاک به وسیله سرب حاصل از وسائیل نقلیه در محدوده برخی از بزرگراه های ایران. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. جلد چهارم، شماره چهارم، صفحات 31-42.
- Adie GU and Osibanjo O, 2009. Assessment of soil pollution by slag from an automobile battery manufacturing plant in Nigeria. Afr J Environ Sci Technol 3(9): 239-250.
- Ahmad MSA, Hussain M, Saddiq R and Alvi AK, 2007. Mungbean: A nickel indicator, accumulator or excluder? Bull. Environ. Contam Toxicol 78: 319-324.
- Akbar KF, Hale WHG and Headley AD, 2006. Heavy metal contamination of roadside soils of Northern England. Soil Water Res 1(4): 158-163.
- Allen SE, 1989. Chemical Analysis of Ecological Materials (2<sup>nd</sup> ed). Blackwell Scientific Publication, Oxford, London, UK.
- Allen SE, Grimshaw HM, Parkinson JA and Quarmby C, 1974. Chemical Analysis of Ecological

- Materials Osney Mead. Blackwell Scientific Publications Oxford, London, UK.
- Alloway BJ, 1995. Heavy Metals in Soils. Blackie Chapman and Hall, London.
- Amato F, Pandolfi M, Viana M, Querol X, Alastuey A and Moreno T, 2009. Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. Atmos Environ 43: 1650-1659.
- Anonymous, 1984. Contaminants. CODEX Alimentarius Commission. 1<sup>st</sup> ed. Vol. XVII. Joint FAO/WHO Food Standards Program. Rome, Italy.
- Anonymous, 1987. Guidance on the Assessment and Redevelopment of Contaminated land. Interdepartmental Committee on the Redevelopment of Contaminated Land. Guidance Note. 59/83. Department of Environment, London.
- Anonymous, 1990. Elemental Background Values of Soils in China. Chinese Environmental Protection Administration. Environmental Science Press. China.
- Anonymous, 1995. Environmental Quality Standard for Soils. Chinese Environmental Protection Administration, Environmental Science Press. China.
- Anonymous, 2001. Zinc, Environmental Health Criteria (Zinc EHC). International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva. Switzerland.
- Anonymous, 2005a. Reportes 87/EC of 5 December. European Commission Directive. The Commission of the European Communities.
- Anonymous, 2005b. Roadside soil and plant pollution, Metal trace elements (ETM). Service D'Études Techniques Des Routes et Autoroutes. P12 . France.
- Anonymous, 2005c. The Limits of Pollutants in Food. State Environmental Protection Administration of China (GB2762e2005). China.
- Anonymous, 2006. Reportes, No 103. FAO/ISRIC/ISSS. Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO)- World Reference Base (WRB) for Soil Sesources, World Soil Resource. Rome, Italy.
- Bergmann W, 1992. Nutritional Disorders of Plants Development, Visual and Analytical Diagnosis. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York.
- Bhatia I and Choudri GN, 1991. Impact of automobile effusion on plant and soil. Int J Ecol Environ Sci 17: 121-127.
- Cariny T, 1995. The Reuse of Contaminated Land. John Wiley and Sons Ltd, Publisher. USA.
- Celik A and Aslihan A, 2004. Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinia pseudo-acacia L.* Environ Inter 31(1): 105 – 112.
- Chen M, Ma LQ, Cao RX, Melamed R and Singh SP, 2003. Field demonstration of in situ immobilization of soil Pb using Pamendments. Adv Environ Res 8: 93-102.
- Cicek A and Kopal AS, 2004. Accumulation of sulphur heavy metals in soil and tree leaves sampled from the surroundings of Tuncbilek thermal power plant. Chemosphere 57: 1031-1036.
- Faiz A, Weaver CS and Walsh MP, 1996. Air Pollution from Motor Vehicles, Standards and Technologies for Controlling Emissions. World Bank. Washington, D.C.
- Faiz Y, Tufail M, Javed MT, Chaudhry MM and Siddique N, 2009. Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad express way. Pakistan. Microchem J 92: 186-192.
- Gee GH and Bauder JW, 1986. Particle size analysis. In: Klute A (ed). Methods of Soil Analysis. Physical Properties. SSSA. Madison. Wisconsin. 9: 383-411.
- Grigalaviene I, Rutkoviene V and Marozas V, 2005. The accumulation of heavy metals Pb, Cu and Cd at roadside forest soil. Pol J Environ Stud. 14(1): 109-115.
- Gune A, Alpaslan M and Inal A, 2004. Plant growth and fertilizer. Ankara Univ. Agriculture Pub. No: 1539, Ankara. Turkey (in Turkish).
- Gupta PK, 2000. Soil, Plant, Water and Fertilizer Analysis. Agrobios. New Delhi, India.
- Hardy DH, Myers J and Stokes C, 2008. Heavy Metals in North Carolina Soils Significance and

- Occurrence. N.C. Department of Agriculture and Consumer Services. USA.
- Hegazi AA and El-Kady A, 2010. Effect of road dust on vegetative characters and leaves heavy metal contents of *Zizyphus spina-christi* (L.) willd, *Syzygium cuimini* (L.) skeels and *Olea europea* L. seedlings. *J Hort Sci Ornamen Plants* 2(3): 98-107.
- Huang H, Yuan X, Zeng G, Zhu H, Li H, Liu Z, Jiang H, Leng L and Bi W, 2011. Quantitative evaluation of heavy metals' pollution hazards in liquefaction residues of sewage sludge. *Bioresour Technol* 102: 10346 – 10351.
- Jardat QM and Momani KA, 1999. Contamination of roadside soil, plants, and air with heavy metals in Jordan, A Comparative Study. *Turk J Chem* 23: 209-220.
- Jia L, Wang W, Li Y and Yang L, 2010. Heavy metals in soil and crops of an intensively farmed area: A case study in Yucheng City, Shandong Province, China. *Int J Environ Res Public Health*. 7: 395-412.
- Kabata-Pendias A and Pendias, H. 1992. Trace Element in Soil and Plants. CRC. Boca Raton, Florida.
- Kabata-Pendias A, Piotrowska AM and Dudka S. 1993. Trace metals in legumes and monofyledors and their suitability to the assessment of soil contamination. Pp. 485-494. In: Markert B (ed). *Plants as Biomonitors*. Weinhaum. Berlin, Germany.
- Kaysi I, Mamassani HS, Arnount S and Kattan L, 2000. Phasing out lead in automotive fuels: conservation considerations, policy formulation and application to Lebanon. *Transportation Research. Part D* 5: 403-418.
- Kialashaki A, Ahmadi T and Habibi G, 2011. The determination of the amount of lead existing in the soil and plant along the roads with the heavy traffic in Nowshar and Chalous cities (North of Iran). *Ann Bioll Res* 2(3): 412-418.
- Liu Y, Zhu YG and Hui D, 2007. Lead and cadmium in leaves of deciduous trees in Beijing, China: Development of a metal accumulation index (MAI). *Environ Pollut* 145: 387-390.
- Madany IM, Akhter MS and Ali SM, 1990. Assessment of lead in road side vegetation in Bahrain. *Environ Inter* 6: 123-126.
- Madejon P, Murllo JM, Maeanon T, Cabrea F and Lopez R, 2002. Bioaccumulation of As, Cd, Cu, Fe and Pb in wild grasses affected by the Aznalcollar mine spill (SW Spain). *Sci Tot Environ* 290:105-120.
- McLean EO, 1982. Soil pH and lime requirement. Pp: 199-224. In: Page AL (ed). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. SSSA. Madison, Wisconsin.
- Miller JJ and Curtin D, 2006. Electrical conductivity and soluble ions. Pp:161-171. In: Carter MR and Gregorich EG (eds). *Soil Sampling and Methods of Analysis*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Moller A, Muller HW, Abdullah A, Abdelgawad G, Utermann J, 2005. Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma* 124: 63-71.
- Mondol MN, Chamon AS, Faiz B, Elahi SF, 2011. Sesonal variation of heavy metal concentration in water and plant samples around Tejgon industrial area of Bangladesh. *J Bang Acad Sci* 35(1): 19-41.
- Muller G, 1969. Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine River, *Geojournal*. 2: 108–118.
- Nelson RE and Sommers LE, 1982. Total carbon, Organic Carbon and Organic matter. Pp: 539-579. In: Page AL, Miller RH, and Keeney DR (eds). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Agron. Monogr. 9*. ASA and SSSA, Madison. WI.
- Nriagu JO, 1990. The rise and fall of leaded gasoline. *Sci Tot Environ* 92: 13-28.
- Olade MA, 1987. Heavy metal pollution and the need for monitoring Pp: 335-341. In: Hutchinson TC and Meema KM (ed). *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*. Chap: 20.

- Illustrated for Developing Countries in West Africa. John Wiley and Sons Ltd. US.
- Onder S, Dursun S, Gezgin S and Demirbas A. 2007. Determination of heavy metal pollution in grass and soil of city centre green areas (konya, Turkey). *Pol J Environ Stud* 16(1): 145-154.
- Pagotto C, Remy N, Legret M and LeCloirec P, 2001. Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway. *Environ Technol* 22: 307-319.
- Pydtt FB, 1999. Comparison of foliar and bioaccumulation of heavy metals by Corsican pines in the mount Olympus area of Cyprus. *Ecotoxicol Environ Saf* 42(1): 57- 61.
- Radulescu H and Cojocariu L, 2005. The impact of zinc contaminated soil on vetch (*Vicia Sativia*). Pp: 18-20. Proceedings of the Rural Development Conference, Globalisation and Integration Challenges to the Rural Development of East and Central Europe. Kaunas. Lithuania.
- Renouf D, 2010. Proposed National Environmental Standard for Assessing and Managing Contaminant in Soil. Guidelines for the Safe Application of Biosolids to Land in New Zealand. NZWWA and Office of the Minister for the Environment. New Zealand.
- Rinne RW and Langston RG, 1960. Effect of growth on redistribution of some mineral elements in peppermint. *Plant Physiol* 35:210-215.
- Rodriguez-Flores M and Rodriguez-Castellon E, 1982. Lead and cadmium levels in soil and plants near highways and their correlation with traffic density. *Environ Pollut (B)* 4: 281-290.
- Sauerbeck D, 1982. Which heavy metal contents in plants may not be exceeded in order to adversely affect plant growth? *Avond. Peterbilt. Researchers Sh* 39: 108-129. (in German).
- Scheffer F and Schachtschabel P, 1989. *Lehrbuch der bodenkunde* 12. Neu bear. Aufl. Enke Verlag, Stuttgart.
- Shallari S, Schwartz C, Hasko A and Morel JL, 1998. Heavy metals in soils and plants of serpentine and industrial sites of Albania. *Sci Tot Environ* 209: 133-142.
- Sharma S and Prasad FM, 2010. Accumulation of Lead and Cadmium in soil and vegetable crops along major highways in Agra (India). *Electronic J Chem* 7(4): 1174-1183.
- Ward NI, Brooks RR, Roberts E and Boswell C, 1977. Heavy Metal pollution from automotive emission and its effect on roadside soils and pastures in New Zealand. *Environ Sci Technol* 1:917-20
- We B and Yang L, 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem J* 94: 99-107.
- Yusef MA, 2010. Evaluation of heavy metals in the soils of urban and peri-urban irrigated land in KANO, north Nigeria. *Bayero J Pure App Sci* 3(2): 46-51.
- Zhao H, Cui B and Zhang K, 2010. The distribution of heavy metal in surface soils and their uptake by plant along road side slope in longitudinal range Gorge region, China. *Environ Earth Sci* 61: 1013-1023.