تأثیر آلودگی هوا بر غلظت فلزات سنگین (آهن، مس، روی و منگنز) در برگ درختان افرای زینتی و چنار (مطالعه موردی: شهرستان ارومیه)

گیتا رحمانی[۱]، نسرین سیدی[۱*]، عباس بانج‌شفیعی[۱] و میرحسن رسولی صدقیانی[۲]

(تاریخ دریافت: ۹۶/۴/۵ ؛ تاریخ پذیرش: ۹۶/۱۲/۱۵)

چکیده

فلزات سنگین از مهم‌ترین آلاینده‌های محیطی به‌شمار می‌آیند. آلودگی محیط به این مواد در نتیجهٔ فعالیت‌های صنعتی و کاربرد سموم و غیره حاصل می‌شود. هدف از این تحقیق بررسی تأثیر آلودگی شهری بر میزان غلظت فلزات سنگین (آهن، مس، روی و منگنز) برگ درختان فضای سبز شهری ارومیه است تا مقاومت گونه‌های مورد مطالعه ارزیابی شود. بدین منظور در مرداد ۹۲ و اردیبهشت ۹۳، نمونه‌های برگ درختان افرای زینتی و چنار از پنج منطقه با درجه آلودگی متفاوت جمع‌آوری و میزان غلظت فلزات سنگین آنها اندازه‌گیری شد. با توجه به افزایش آلودگی در سال دوم نسبت به سال اول، انباشت اغلب عناصر توسط گونه‌های مورد نظر نیز افزایش یافته بود. درنهایت، گونهٔ چنار نسبت به گونهٔ افرای زینتی عناصر را از آستانهٔ مجاز تعریف شده بیشتر انباشت کرده بود و به‌عنوان گونهٔ مقاوم‌تری معرفی شد. همچنین گونه‌های مورد بررسی میزان انباشت عناصرشان در منطقه شاهد کمتر و در مناطق آلوده بیشتر بود بنابراین از این گونه‌ها می‌توان در تفکیک مناطق آلوده و غیرآلوده نیز استفاده کرد.

واژه‌های کلیدی: آلاینده، عناصر برگ، فضای سبز شهری، گیاه‌پالایی

۱. گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه

۲. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: n.seyedi@urmia.ac.ir

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.4.6.9]

[DOI: 10.29252/ijae.6.4.97]

مقدمه

آلودگی هوا یکی از مشکلات اساسی در کلان‌شهرهای‌ها بوده و کیفیت هوای شهر تحت تأثیر خروج گازهای آلاینده از منابع متحرک و ثابت قرار گرفته که باعث تأثیر منفی بر سلامت انسان، حیوانات و گیاهان می‌شود (۳، ۷ و ۱۲). تحقیقات نشان داده است که حمل‌ونقل مهم‌ترین منبع آلودگی با منشأ انسانی است (۲۸). دود حاصل از حمل‌ونقل جاده‌ای، خطوط راه‌آهن، حمل‌ونقل هوایی و آبی منتشر شده و به‌طور عمده در تشکیل بارش اسیدی مؤثر بوده و علاوه بر این باعث تحلیل لایه ازون استراتوسفر شده که این عامل در تغییرات اقلیمی مؤثر است. ترافیک شهری بیشترین تأثیر را در آلودگی هوا دارد که باید راهکارهایی را برای کاهش آلودگی ارائه کرد (۱۷). منابع آلودگی باعث انتشار آلاینده‌های محیطی می‌شوند که از شایع ترین آلاینده‌های محیطی می‌توان به مونوکسیدکربن (CO)، دی اکسید نیتروژن (NO_2)، دی‌اکسید گوگرد (SO_2)، اوزون (O_3) و ذرات معلق در هوا و یا ذرات ریزتر از ۱۰ میکرون (PM_{10}) اشاره کرد (۳۰). فلزات سنگین نیز از مهم‌ترین آلاینده‌های محیطی به‌شمار می‌آیند که در بین این فلزات می‌توان به سرب، کادمیوم، آهن، مس، روی، نیکل، کبالت، جیوه و نقره اشاره کرد، آلودگی محیط به این مواد در نتیجهٔ فعالیت‌های صنعتی و کاربرد سموم و... حاصل می‌شود (۲۵). آلاینده‌ها یا به‌طور مستقیم از طریق تنفس و یا به طور غیرمستقیم از طریق زنجیرهٔ غذایی وارد بدن انسان می‌شوند و باعث اختلالات تنفسی و مشکلات عصبی شده و احتمال سرطان‌زایی را افزایش می‌دهند (۲۷). گیاهان به‌دلیل عدم تحرک به‌طور کامل در معرض آلودگی قرار می‌گیرند. لذا ضربه‌پذیری آنها در برابر آلاینده‌ها و سایر تنش‌های محیطی بیشتر از سایر موجودات زنده است (۲۲). به‌عنوان مثال آلاینده‌ها باعث کاهش فتوسنتز، کاهش رشد ریشه‌ها، کاهش رنگیزه‌های گیاهی، کاهش تعداد روزنه‌ها در سطح رویی و زیری برگ و کاهش تعدادی از صفات جوانه‌زنی می‌شوند (۴ و ۵). همچنین میزان قندهای محلول و کربوهیدرات‌ها در مناطق آلوده به مقدار قابل توجه کاهش می یابد (۳۴). گیاه عناصر پرمصرف مانند فسفر، پتاسیم، کلسیم، سدیم و ...، و عناصر کم مصرف مورد نیاز خود مانند آهن، منگنز، مس، روی، سرب و ... را یا از طریق ریشه خود از خاک می‌گیرد و یا از طریق روزنه‌های هوایی خود از هوا دریافت می کند. این عناصر برای گیاهان به اندازهٔ حد کفایت مورد نیاز بوده و بیشتر از این حد برای گیاهان سمی است (۸). از طرفی آلودگی هوا میزان این عناصر را تحت تأثیر قرار داده و در گیاهانی که حد کفایت جذب عناصر بالا باشد قابلیت جذب بسیاری از این عناصر و همچنین عناصر سنگین حاصل از آلودگی در آنها بالا بوده و به مراتب مقاومت‌شان در برابر عناصر آلاینده بالاست. این گونه‌ها را، که آلودگی هوا، خاک و آب را جذب می‌کنند و در تمایز هوای آلوده و غیرآلوده به‌کار گرفته می‌شوند، گونه‌های رد‌یاب زیستی (Bioindicator) می‌نامند (۲۱ و ۳۱). بسیاری از گیاهان قادرند تعدادی از آلاینده‌ها را از طریق اندام‌های هوایی خود به‌خصوص برگ‌ها جذب و در خود ذخیره کنند، از این‌رو شناسایی این گونه‌ها و استفاده از آنها در قالب گیاه‌پالایی روش مناسبی برای مبارزه با آلودگی است. گیاه‌پالایی (Phytoremediation) یک تکنیک پالایشی است که شامل جذب، تغییر شکل، تجزیه، تجمع و یا تصعید آلاینده‌ها و عناصر سنگین با کمک گیاهان و زدودن آلودگی‌های هوا، آب و خاک است (۲۳ و ۳۳). این تکنیک قابلیت به‌کارگیری در سطح وسیعی داشته و دارای ارزش اکولوژیکی است (۱۴). در این میان جنگل‌های شهری نقش عمده‌ای در جلوگیری از انتشار و کاهش دی‌اکسید کربن جوی دارند و انتخاب گیاه در این مناطق از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (۱۳). لاوال و همکاران (۲۴) گونهٔ *Azadiracta indica* را به‌دلیل توانایی بالا در جذب عناصر سنگین حاصل از آلودگی، به‌عنوان گونهٔ مقاوم در برابر آلودگی در منطقه‌ای از نیجریه معرفی کردند. پیکزاک و همکاران (۲۹) با تحقیقی روی مقدار انباشت روی در برگ‌های درختان موجود در فضای شهری پایتخت لهستان، نشان دادند که گونهٔ بید ۱۲۲ تا ۳۵۶ میلی‌گرم در کیلوگرم و گونهٔ افرا ۳۷/۵ تا ۵۶/۱ میلی‌گرم در کیلوگرم

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-14]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.4.6.9]
[DOI: 10.29252/ijae.6.4.97]

روی در طول سال از هوا در برگ‌های خود انباشته می‌کنند. در مطالعه‌ای دیگر، غلظت سرب در برگ گیاهان اقاقیا و خرزهره واقع در منطقه صنعتی قازیانتپ ترکیه ۲۰۰۰ برابر بیشتر از نواحی شاهد بود (۲۰). شعبانیان و چراغی (۶) در بررسی زیست پالایی فلزات سنگین توسط گونه‌های چوبی مورد استفاده در جنگلداری شهری سنندج، گزارش کردند که انباشت سرب، روی و کادمیوم در برگ بیشتر گونه‌ها در منطقهٔ آلوده به‌طور معنی‌داری بیشتر از منطقهٔ شاهد بود.

با توجه به نگرانی‌های اخیری که در رابطه با آلودگی هوا مطرح است توجه و چاره‌اندیشی نیز باید در ایران مدنظر باشد. به‌عنوان مثال، عطاآبادی و همکاران (۹) تأثیر آلودگی هوا بر گونه‌های *Pinus eldarica*، *Quercus brantii* و *Cupressus arizonia*، در شهر اصفهان را بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که در مناطق آلودهٔ این شهر میزان جذب عناصر آهن، مس، نیکل و سرب توسط گونهٔ *Cupressus arizonia* بیشتر از دو گونهٔ دیگر بوده و این گونه ظرفیت و مقاومت بالایی در برابر آلاینده‌ها دارد و می‌توان آن را در سطح شهر اصفهان برای پالایش آلاینده‌ها به‌کار برد. از آنجا که این گونه توانسته است عناصر سنگین را در برگ‌های خود ذخیره کند برای پالایش هوای آلوده می‌تواند مناسب باشد. در این میان شهر ارومیه نیز از کلان‌شهرهای ایران به شمار می‌آید، ولی تاکنون تحقیقی در رابطه با مبارزه با آلودگی در این شهر در دسترس نیست. این شهر با مساحت ۱۰ هزار و ۵۴۸ هکتار در شمال غربی کشور واقع شده است و گونه‌های چنار و افرا زینتی در سطح شهر ارومیه در پارک‌ها زیاد به چشم می‌خورند. چنار شاخه‌های بلند و برگ‌های زیادی دارد این ویژگی‌ها باعث شده که از این گونه در اطراف معابر و ایجاد سایه در پارک‌ها استفاده شود. برگ‌های پهن چنار این توانایی را دارند که دی‌اکسید کربن بیشتری را جذب و با انجام فتوسنتز اکسیژن بیشتری را تولید کنند. افرای زینتی نیز دارای شاخه‌های بلند است و گونه‌ای پرکاربرد است (۱۱). در این تحقیق تأثیر آلودگی هوا بر انباشت عناصر سنگین آهن، مس، روی، منگنز در برگ گونه‌های اشاره شده، بررسی می‌شود تا گونهٔ مقاوم‌تر به آلودگی، جهت کاشت بیشتر در فضای سبز شهری و مناطق آلوده شهر معرفی شود.

مواد و روش‌ها

موقعیت و محل اجرای پژوهش

ابتدا به‌منظور انتخاب مناطق مناسب برای نمونه‌برداری اقدام به بررسی میدانی پارک‌ها و فضاهای سبز واقع در شهر ارومیه شد. سپس با توجه به داشتن فاصله با مراکز آلوده کننده هوا نظیر پایانه‌های مسافربری، میدان‌های پرترافیک، مناطق پرجمعیت شهری و همچنین سنجش با دستگاه سنجنده سیار آلودگی هوا اقدام به انتخاب پنج منطقه از آلوده‌ترین تا پاک‌ترین منطقه به ترتیب زیر شد:

۱- پارک کوثر با بالاترین شدت آلودگی هوا (واقع در نزدیکی پایانهٔ شهری)

۲- پارک حجاب با شدت آلودگی کمتر از منطقه ۱ (واقع در فلکه مدرس)

۳- پارک ائللر باغی با شدت آلودگی کمتر از منطقه ۲ (واقع والفجر)

۴- پارک الغدیر با شدت آلودگی کمتر از منطقه ۳ (واقع در بلوار امامت)

۵- پردیس شهری دانشگاه ارومیه با کمترین شدت آلودگی به عنوان منطقه شاهد (واقع در خیابان شهید بهشتی)

سنجش آلاینده‌های هوا شامل گازهای اوزون، آمونیاک، دی اکسید گوگرد، مونوکسیدکربن و ذرات معلق در هر پنج منطقه با استفاده از دستگاه‌های سنجندهٔ سیار (دستگاه پرتاب مدل LSI برای اندازه‌گیری گازهای آلاینده و دستگاه پرتابل مدل TSI برای اندازه‌گیری ذرات معلق) در پنج نقطه به‌صورت تصادفی و با سه تکرار انجام شد.

زمان، روش نمونه برداری، آماده‌سازی و تجزیه گیاه

نمونه‌برداری به‌روش انتخابی انجام شد. به‌طوری که در هر

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-14]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.4.6.9]
[DOI: 10.29252/ijae.6.4.97]

جدول ۱. میزان آلاینده‌های اندازه‌گیری شده در مرداد ۹۲ و اردیبهشت ۹۳ در مکان‌های مورد مطالعه

آلاینده‌ها	O_3 (ppm)		NH_3 (ppm)		PM_{10} (µg/m3)		SO_2 (ppm)		CO (ppm)	
مناطق مورد مطالعه	۱۳۹۲	۱۳۹۳	۱۳۹۲	۱۳۹۳	۱۳۹۲	۱۳۹۳	۱۳۹۲	۱۳۹۳	۱۳۹۲	۱۳۹۳
کوثر	۰/۰۹a	۰/۱۳a	۳/۳a	۳/۸a	۵۸a	۷۰/۶a	۰/۳a	۰/۳a	۷/۹a	۶/۰a
حجاب	۰/۰۸a	۰/۱۲a	۳/۳a	۳/۶a	۴۶ab	۶۶/۶a	۰/۳a	۰/۳a	۷/۵a	۵/۵a
ائللرباغی	۰/۰۷a	۰/۰۹ b	۳/۳a	۳/۶a	۴۵/۳ab	۳۴/۶b	۰/۳a	۰/۴a	–	۲/۸c
الغدیر	۰/۰۸a	۰/۱۱ab	۳/۴a	۳/۷a	۳۴/۶b	۶۳a	۰/۳a	۰/۴a	۶/۳b	۳/۹b
پردیس شهر	۰/۰۷a	۰/۰۸a	۲/۹b	۳/۶a	۲۵/۳b	۲۳b	۰/۳a	۰/۳a	۱/۵c	۲/۰c

در هر ستون میانگین‌های با حروف متفاوت دارای اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪ هستند.

پارک ۵ درخت با صفات حتی‌الامکان هم‌سن، سالم، دارای تاج متقارن و بدون آفت از هر گونه (چنار و افرا زینتی) انتخاب شدند. در دو نوبت، اواخر مرداد ۱۳۹۲ و اردیبهشت ۱۳۹۳ (در اواخر و اوایل فصل رویش)، نمونه‌های برگ از هر پایه در سه مقطع ارتفاعی و چهار جهت اصلی برداشت شدند. به‌منظور آماده کردن نمونه‌ها برای اندازه‌گیری غلظت عناصر برگ از روش هضم به روش سوزاندن خشک و ترکیب با HCl استفاده شد (۱۶). ۱۰ عدد برگ از هر پایه از بین ۳۰ برگ به‌طور تصادفی انتخاب و پس از شستشو با آب مقطر، به‌مدت ۴۸ ساعت در آون ۷۰ درجه خشک شدند (۶). سپس برگ‌های خشک، آسیاب شده و نمونه‌ها کاملاً یکنواخت شدند. در مرحلهٔ بعد برگ‌های آسیاب شده از الک ۰/۵ میلی‌متری عبور داده شده و سپس ۱ گرم از برگ آسیاب شده با دقت ۰/۰۰۱ گرم توزین و در کروزه چینی ریخته و در کوره با حرارت معمولی قرار گرفتند. دمای کوره به‌تدریج و در عرض ۲ ساعت به ۵۵۰ درجه رسیده و نمونه‌ها ۴ تا ۱۲ ساعت در این حرارت نگهداری شدند. در مرحلهٔ بعد از خاکستر به‌دست آمده با افزودن ۱۰ میلی لیتر HCl عصاره تهیه شد و میزان تمام عناصر با استفاده از این عصاره توسط دستگاه جذب اتمی اسپکترومتری (Shimadzu 6300 AA) خوانده شدند.

تجزیه و تحلیل آماری

تجزیه آماری داده‌های به‌دست آمده با استفاده از نرم‌افزار SPSS (version 18) انجام شد. ابتدا اقدام به شناسایی و حذف داده‌های پرت شد و سپس با استفاده از آزمون Kolmogorov-Smirnov اقدام به آزمودن نرمال بودن پراکنش داده‌ها شد. با توجه به نرمال بودن داده‌ها از آنالیز تجزیه واریانس و نیز معنی دار بودن این آزمون از آزمون مقایسه میانگین‌های دانکن استفاده شد. همچنین برای مقایسه بین دو میانگین از آزمون t جفتی استفاده شد.

نتایج

نتایج سنجش آلاینده‌ها با سنجنده‌های پرتابل و ثابت در جدول ۱ نشان داده شده است. بر طبق این نتایج، میزان آلاینده‌های ازون، آمونیاک، مونوکسیدکربن، دی‌اکسید گوگرد و ذرات معلق اندازه‌گیری شده در مرداد ۹۲ در پارک کوثر (منطقه‌ای با بیشترین میزان آلودگی) حداکثر و در پردیس شهر (منطقه‌ای با کمترین میزان آلودگی) حداقل بود. میزان ازون در مکان‌های مورد مطالعه اختلاف معنی‌دار نداشت. حد استاندارد ازون ۰/۰۵ ppm (میلی‌گرم در مترمکعب) است که در کل پارک‌های مورد مطالعه بیشتر از این مقدار بود. میانگین آمونیاک در مناطق مورد مطالعه اختلاف معنی‌دار نشان داد. اختلاف میانگین ذرات معلق اندازه‌گیری شده در مکان‌های متفاوت از نظر آلودگی در سطح ۰/۰۵ معنی‌دار بود، حد استاندارد این آلاینده ۵۰ (میکروگرم در مترمکعب) است که در پارک کوثر بیشتر از این میزان مشاهده شد. مونوکسیدکربن در ائللرباغی به‌دلیل خرابی دستگاه اندازه

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-14]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.4.6.9]
[DOI: 10.29252/ijae.6.4.97]

گیری نشد. حد استاندارد دی‌اکسید گوگرد ۰/۱ ppm است که در کل پارک‌های مورد مطالعه بیشتر از این میزان بود. براساس نتایج سنجش آلاینده‌ها در اردیبهشت ۹۳، میزان آلاینده‌های ازون، آمونیاک، مونوکسیدکربن و ذرات معلق اندازه‌گیری شده در پارک کوثر (منطقه‌ای با بیشترین میزان آلودگی) حداکثر و در پردیس شهر (منطقه‌ای با کمترین میزان آلودگی) حداقل بود. بیشترین میزان دی‌اکسید گوگرد در ائللرباغی و الغدیر مشاهده شد. بین میانگین ازون اندازه‌گیری شده در مکان‌های مورد مطالعه اختلاف معنی‌دار وجود داشت، و میزان این آلاینده در کل پارک‌های مورد مطالعه بیشتر از حد استاندارد بود. بین میانگین آمونیاک و دی اکسید گوگرد در مناطق مورد مطالعه اختلاف معنی‌دار مشاهده نشد و میزان دی‌اکسیدگوگرد نیز در کل پارک‌های مورد مطالعه بیشتر از حد استاندارد بود. بین میانگین مونوکسیدکربن اندازه گیری شده در مکان‌های مورد مطالعه اختلاف معنی‌دار مشاهده شد. حد استاندارد مونوکسیدکربن ppm ۹ است که در کلیه پارک‌های مورد مطالعه کمتر از این مقدار بود. همچنین میانگین ذرات معلق اندازه‌گیری شده در مکان‌های متفاوت نیز دارای اختلاف معنی‌دار بودند، حد استاندارد این آلاینده ۵۰ میکروگرم در مترمکعب است که به‌جز پردیس شهر و ائللرباغی در بقیه پارک‌ها بیشتر از این میزان مشاهده شد. شایان ذکر است که آمونیاک جزء آلاینده‌های اصلی نبوده و میزان استاندارد آن تعریف نشده است.

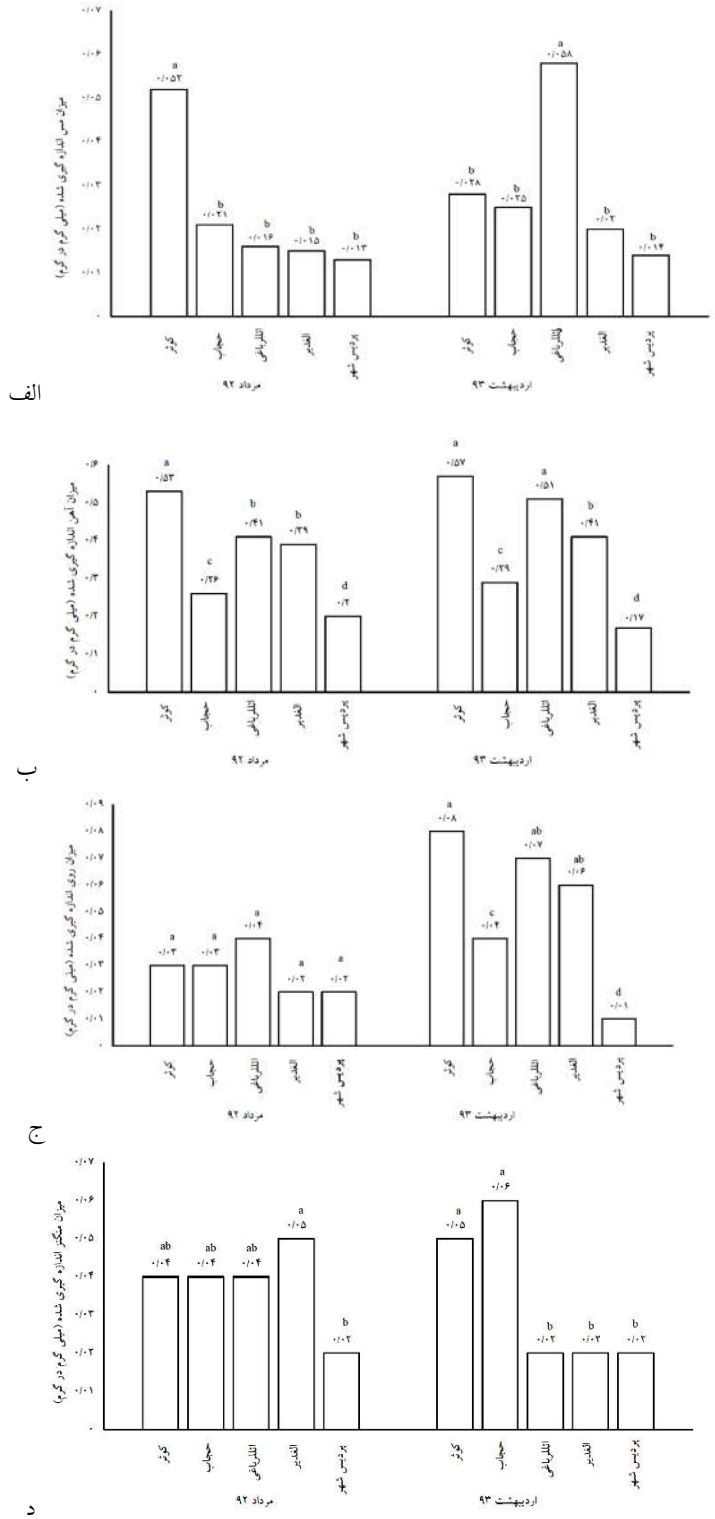
نتایج تجزیه برگ افرای زینتی

مطابق شکل ۱، میانگین غلظت مس در آلوده‌ترین منطقه (پارک کوثر) بیشترین مقدار را در مرداد ۹۲ نسبت به سایر مناطق داشت و این اختلاف معنی‌دار بود. بیشترین میزان غلظت مس در اردیبهشت ۹۳ در پارک ائللرباغی مشاهده شد که با سایر مناطق اختلاف معنی‌دار داشت. مقدار غلظت مس در پارک کوثر در اردیبهشت ۹۳ نسبت به مرداد ۹۲ به‌طور معنی‌داری (در سطح ۰/۰۵) کاهش یافته است. ولی افزایش غلظت مس در اردیبهشت ۹۳ در مکان‌های دیگر، به‌جز پارک ائللرباغی، معنی‌دار نبود. بیشترین میزان غلظت میانگین آهن نیز در هر دو دوره در پارک کوثر مشاهده شد و اختلاف آن با سایر مناطق (به‌جز پارک ائللرباغی در اردیبهشت ۹۳) معنی‌دار بود. میانگین غلظت آهن برگ افرای زینتی در اردیبهشت ۹۳ نسبت به مرداد ۹۲ در پارک های حجاب، کوثر، ائللرباغی و الغدیر افزایش یافته است که این افزایش فقط در پارک حجاب معنی‌دار بود. همچنین کاهش میزان غلظت آهن در پردیس شهر نیز در اردیبهشت ۹۳ نسبت به مرداد ۹۲ معنی‌دار نبود. میزان غلظت روی در مرداد ۹۲ بین مناطق مختلف تفاوت معنی‌دار نشان نداد در حالی‌که در اردیبهشت ۹۳ میزان غلظت روی در پارک کوثر بیشترین مقدار بود و با پارک حجاب و پریس شهر اختلاف معنی‌داری داشت. همچنین میانگین غلظت روی در اردیبهشت ۹۳ نسبت به مرداد ۹۲ در پارک‌های حجاب، کوثر، ائللرباغی و الغدیر افزایش و در پردیس شهر کاهش یافته است که این تغییرات در کل مناطق مورد مطالعه در سطح ۰/۰۵ معنی‌دار بود. میزان غلظت منگنز نیز در مرداد ۹۲ در مناطق مختلف تقریباً یکسان بود (به‌جز در پردیس شهر که کمترین مقدار را داشت) ولی در اردیبهشت ۹۳ به ترتیب در پارک حجاب و کوثر بیشترین مقدار را داشت که با سایر مناطق اختلاف معنی‌دار مشاهده شد. میانگین غلظت منگنز در پارک‌های حجاب، کوثر، در اردیبهشت ۹۳ افزایش و همان‌طور که ملاحظه می‌شود در پردیس شهر، ائللرباغی و الغدیر کاهش یافته است ولی این تغییرات در هیچ‌کدام از مناطق مورد مطالعه معنی‌دار نبود (شکل ۱).

نتایج تجزیه برگ چنار

مطابق شکل ۲، بیشترین میزان غلظت مس در مرداد ۹۲، در آلوده‌ترین منطقه (پارک کوثر) مشاهده شد که با سایر مناطق اختلاف معنی‌داری نشان داد. ولی در اردیبهشت ۹۳ بیشترین میزان غلظت مس به ترتیب به پارک‌های حجاب و الغدیر تعلق داشت که با مناطق دیگر اختلاف معنی‌دار داشتند. میانگین غلظت مس در اردیبهشت ۹۳ در کلیه مناطق افزایش یافته است. این افزایش در پارک‌های حجاب و الغدیر در سطح ۵ درصد

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-14]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.4.6.9]
[DOI: 10.29252/ijae.6.4.97]



الف

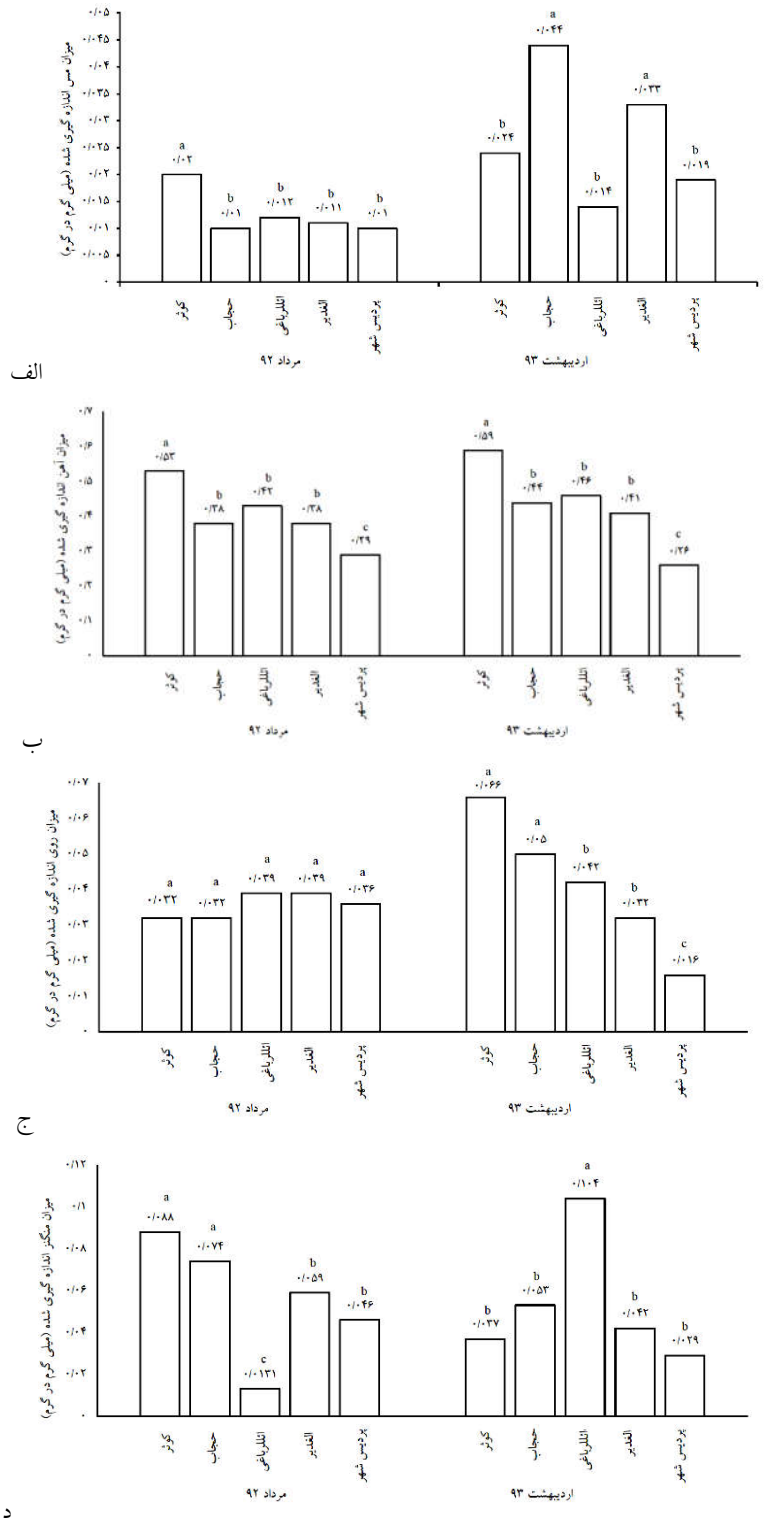
ب

ج

د

شکل ۱. غلظت فلزات سنگین (الف: مس، ب: آهن، ج: روی، د: منگنز) برگ افرای زینتی در دو دوره نمونه‌برداری از مکان‌های مورد مطالعه (در هر دورهٔ زمانی میانگین‌های با حروف متفاوت دارای اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪ هستند)

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-14]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.4.6.9]
[DOI: 10.29252/ijae.6.4.97]



شکل ۲. غلظت فلزات سنگین (الف: مس، ب: آهن، ج: روی، د: منگنز) برگ چنار در دو دوره نمونه‌برداری از مکان‌های مورد مطالعه (در هر دورهٔ زمانی میانگین‌های با حروف متفاوت دارای اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪ هستند)

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-14]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.4.6.9]
[DOI: 10.29252/ijae.6.4.97]

معنی‌دار ولی در پارک‌های دیگر اختلاف معنی‌دار مشاهده نشد. میانگین غلظت آهن در هر دو دوره در پارک کوثر به صورت معنی‌داری بیشتر از سایر مناطق بود. مقایسه میانگین غلظت آهن برگ چنار در دو دوره نمونه‌برداری نشان داد که میانگین غلظت آهن در اردیبهشت ۹۳ در پارک‌های حجاب، کوثر، ائللرباغی و الغدیر افزایش و در پردیس شهر کاهش یافته است و این اختلاف فقط در پارک کوثر از نظر آماری معنی‌دار بود. میزان غلظت روی در مرداد ۹۲ بین مناطق مختلف تفاوت معنی‌دار نشان نداد در حالی‌که در اردیبهشت ۹۳ میزان غلظت روی به ترتیب در پارک کوثر و حجاب بیشترین مقدار بود و با سایر مناطق اختلاف معنی‌داری داشت. میانگین غلظت این عنصر در پارک‌های حجاب، کوثر و ائللرباغی در اردیبهشت ۹۳ بیشتر و در پارک الغدیر و پردیس شهر کمتر از مرداد ۹۲ بود. این تفاوت‌ها در دو دوره نمونه‌برداری در تمام مناطق مورد مطالعه به‌جز الغدیر در سطح ۵ درصد معنی‌دار بود. میزان غلظت منگنز در مرداد ۹۲ به ترتیب در پارک‌های کوثر و حجاب بیشترین مقدار بود که با مناطق دیگر تفاوت معنی‌دار نشان داد در حالی که در اردیبهشت ۹۳ بیشترین مقدار در پارک ائللرباغی مشاهده شد که با سایر مناطق اختلاف معنی‌دار داشت. درنهایت میانگین غلظت منگنز در اردیبهشت ۹۳ در کلیه پارک‌های مورد مطالعه به‌جز ائللرباغی کاهش یافته که این کاهش از نظر آماری معنی‌دار نبوده است ولی در پارک ائللرباغی نسبت به مرداد ۹۲ افزایش معنی‌دار یافته است (شکل ۲).

بحث و نتیجه‌گیری

توانایی انباشت فلزات سنگین در گونه‌های گیاهی مختلف می‌تواند متفاوت باشد، که این پدیده به احتمال زیاد به صفات فیزیولوژیک گونه‌ها مربوط است، همچنین رفتار یک گونه در میزان انباشت فلزات مختلف نیز متفاوت است (۶). عنصر مس در زمره عناصر ضروری کم مصرف برای گیاهان است. حد مجاز آن در بافت‌های گیاهی ۳۰-۵ میکروگرم در گرم است. هرگاه غلظت مس در بافت‌های گیاهی از گسترهٔ ۳۰-۲۰ میکروگرم در گرم (۰/۰۲ تا ۰/۰۳ میلی گرم در گرم) تجاوز کند گیاه تحت تأثیر سمیت قرار می‌گیرد (۸). برای فلز مس نتایج نشان داد که غلظت این عنصر در برگ گونه‌های افرا و چنار در مکان‌های مورد مطالعه به‌ترتیب بین ۰/۰۱۳ تا ۰/۰۵۸ و ۰/۰۱ تا ۰/۰۴۴ میلی‌گرم در گرم متغیر بوده است. هر دو گونه عنصر مس را بیشتر از حد مجاز در برگ‌های خود ذخیره کرده‌اند. البته در مناطق آلوده میزان ذخیرهٔ مس توسط برگ افرا بیشتر بود. زیرا طبق تحقیقات انجام شده، در مناطق آلوده و پرترافیک، میزان مس به‌دلیل اکسیداسیون روغن، سائیدگی لاستیک و لنت ترمز اتومبیل‌ها بیشتر است (۱۵، ۱۸ و ۲۶). همچنین مشخص شد که مس توسط گردوغبار جابه‌جا شده و باعث آلودگی گیاهان مناطق مورد نظر شده است. آهن یکی از عناصر ضروری کم مصرف گیاهان است که گیاهان بدون وجود آن قادر به تکمیل چرخهٔ حیاتی خود نیستند. اما وجود همین عنصر در مقادیر بالاتر از حد مجاز برای گیاهان سمی است. حد کفایت این عنصر برای بیشتر گیاهان ۵۰۰-۵۰ میکروگرم در گرم (۰/۰۵ تا ۰/۵ میلی گرم در گرم) و حد بحرانی آن ۵۰ میکروگرم در گرم برای بیشتر گیاهان گزارش شده است (۸). در این مطالعه فلز آهن نیز در گونهٔ افرای زینتی (۰/۲۰ تا ۰/۵۷ میلی‌گرم در گرم) و چنار (۰/۲۶ تا ۰/۵۹ میلی‌گرم در گرم) بیشتر از حدکفایت بود. میانگین آهن ذخیره شده در گونهٔ چنار بیشتر از حد مجاز گزارش شده توسط عبادی و هنرجو (۸) بود. روی نیز یکی از عناصر کم‌مصرف ضروری برای گیاهان است. حد مجاز روی در بافت‌های گیاهی ۱۰۰-۲۰ میکروگرم در گرم (۰/۰۲ تا ۰/۱ میلی گرم در گرم) است (۱۹). در گونهٔ افرا غلظت روی بین ۰/۰۱ تا ۰/۰۸ میلی‌گرم در گرم و در گونهٔ چنار بین ۰/۰۱ تا ۰/۰۶۶ میلی‌گرم (در گرم در مکان‌های مورد مطالعه) متغیر بوده که در هر دو گونه در حدمجاز است. منگنز نیز از عناصر ضروری برای گیاهان بوده و حد مجاز این عنصر در بافت‌های گیاهی ۳۰۰-۲۰۰ میکروگرم در گرم (۰/۲ تا ۰/۳ میلی گرم در گرم) است (۸). غلظت منگنز در گونهٔ افرا و چنار کمتر از حد مجاز و به ترتیب بین ۰/۰۲ تا ۰/۰۶ میلی‌گرم در

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-14]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.4.6.9]
[DOI: 10.29252/ijae.6.4.97]

گرم و ۰/۰۱ تا ۰/۱ میلی‌گرم در گرم متغیر بود. منگنز در هوا نیز از لنت ترمز منشا گرفته (۱۵) بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که در مناطق پرترافیک و آلوده میزان غلظت این عنصر بیشتر است. نتایج تحقیق حاضر نیز غلظت بالای منگنز را در مناطق با آلودگی بیشتر نشان داد و تغییرات این عنصر بین مکان‌های متفاوت از نظر آلودگی در سطح ۰/۰۵ معنی‌دار بود. ساودیس و کریستالیدیس (۳۲)، نیز غلظت بالای عناصر سنگین را در گیاهان با افزایش آلاینده‌ها در مناطق شهری گزارش کردند.

در پژوهش حاضر، غلظت عنصر مس در مرداد ۹۲ در هر دو گونه در آلوده‌ترین منطقه تفاوت معنی‌داری با سایر مناطق داشت در حالی‌که این عنصر در اردیبهشت ۹۳ آلوده‌ترین منطقه را از بقیهٔ مناطق تفکیک نکرد. غلظت عنصر آهن در هر دو گونه و در هر دو زمان نمونه‌برداری، منطقهٔ آلوده را از سایر مناطق تفکیک کرد. آلوده‌ترین منطقه در هیچ‌یک از گونه‌ها در دو زمان براساس غلظت عنصر روی از سایر مناطق تفکیک نشد. غلظت منگنز در گونهٔ افرا در هر دو زمان در آلوده‌ترین منطقه با سایر مناطق تفاوت معنی‌دار داشت در حالی‌که غلظت این عنصر برای گونهٔ چنار فقط در مرداد ۹۲ براساس درجهٔ آلودگی متفاوت بود. عظمپور و همکاران (۱۰)، در تحقیق مشابه که در کرمانشاه بر گونه‌های زبان‌گنجشک، نارون چتری و بید سفید در سه دورهٔ اردیبهشت، مرداد و مهر انجام دادند عنوان کردند که بین غلظت عناصر در زمان‌های متفاوت آماربرداری اختلاف معنی‌دار وجود ندارد. امینی و همکاران (۱)، به منظور بررسی جذب آلودگی اقاقیا در شهر اصفهان تحقیقی انجام دادند و بین میزان جذب آلودگی در شهریور و خرداد ماه اختلاف معنی‌دار گزارش نکردند ولی نتایج تحقیق حاضر نشان داد که، برای تفکیک مناطق از نظر درجهٔ آلودگی، جمع‌آوری برگ‌ها در انتهای فصل رویش نتایج بهتری خواهد داشت. با توجه به اینکه جذب عناصر در گیاهان پدیدهٔ فعال فیزیولوژیک است، لذا در ماه‌های گرم سال با افزایش دما و تنفس، میزان جذب افزایش می‌یابد. همچنین به‌دلیل شرایط جوی از جمله کاهش وزش باد و بارندگی طی فصل گرم، میزان جذب از طریق گیاه در تابستان بیشتر از بهار است (۲).

غلظت عنصر مس در گونهٔ افرای زینتی بیشتر از گونهٔ چنار مشاهده شد. ولی غلظت عناصر آهن، روی و منگنز در گونهٔ چنار بیش از افرا بود. که می‌تواند به‌دلیل اندازهٔ برگ گونهٔ چنار نسبت به افرای زینتی باشد زیرا سطح برگ‌ها در نگهداری فلزات سنگین مؤثر است (۲). غلظت فلزات سنگین مس و آهن در گونه‌های افرای زینتی و چنار بیشتر از حدکفایت بوده و این بدین معنی است که این گونه‌ها از نظر بیوشیمیایی مقاوم به آلودگی هستند. ولی باید این نکته را مدنظر قرار داد اگرچه چنار پایهٔ مقاومی است ولی در سطح برگ این گونه گردوخاک زیادی جذب شده که خود باعث آلودگی هوا می‌شود. البته باید خاطرنشان شد علاوه بر اینکه عناصر از طریق هوا وارد برگ‌ها می‌شوند عناصر موجود در خاک هم میزان عناصر برگ را تحت تأثیر قرار می‌دهند و باید این عامل نیز مدنظر قرار گیرد. آلاینده‌های هوا به‌وسیلهٔ باران یا ته‌نشین شدن وارد خاک شده و گیاه آن را از طریق آب، خاک و هوا جذب خواهد کرد. در این بررسی با توجه به اینکه پوشش گیاهی کلیهٔ مناطق مورد مطالعه دست‌کاشت بوده و اصولاً خاک این مناطق یکسان است می‌توان عامل هوا را بین مناطق مختلف متفاوت دانست. به‌طور کلی گونه‌های چنار و افرای زینتی در مناطق آلوده نسبت به مناطق غیرآلوده فلزات سنگین را بیشتر ذخیره کرده‌اند در نتیجه این گونه‌ها توانایی تفکیک مناطق آلوده و غیرآلوده شهر ارومیه را دارا هستند و می‌توان از این دو گونه به‌عنوان ردیاب زیستی استفاده کرد.

نتیجه‌گیری کلی

این مطالعه نشان داد که درخت چنار نسبت به گونه افرای زینتی پتانسیل انباشت مقادیر بیشتری از فلزات سنگین را در برگ خود داراست و در شرایط کیفیت هوای آلوده نیز مقاومت خوبی از خود نشان می دهد. از آنجایی‌که میزان انباشت فلزات سنگین گیاهان مورد مطالعه در مناطق شاهد کمتر و در مناطق آلوده‌تر بیشتر بود لذا با بررسی میزان انباشت این عناصر در برگ این درختان می‌توان مناطق آلوده را از مناطق غیرآلوده تفکیک نمود.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-14]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.4.6.9]
[DOI: 10.29252/ijae.6.4.97]

منابع مورد استفاده

۱. امینی، ح. ۱۳۸۸. ارزیابی تعدادی از گونه‌های درختی از نظر زیست ردیابی فلزات سنگین و شاخص تحمل آلودگی. *نشریهٔ علوم خاک* ۴(۱۲): ۲۸-۲۳.

۲. پورخباز، ع. ر.، ز. شیروانی و م. ق. قادری. ۱۳۹۳. زیست ردیابی آلودگی هوای مناطق شهری با استفاده از گونه‌های چنار و زبان‌گنجشک (مطالعهٔ موردی :شیراز). *مجله محیط‌شناسی* ۴۱(۲): ۳۶۰-۳۵۱.

۳. داوری، ع.، ا. دانه‌کار، ن. خراسانی و آ. جوانشیر. ۱۳۸۹. بررسی تجمع فلزات سنگین در برگ، ریشه و رسوب درختان حرا در استان بوشهر. *نشریه محیط زیست طبیعی* ۶۳(۳): ۲۷۷-۲۶۷.

۴. رشیدی، ف.، ع. جلیلی، س. بابایی و خ. ثاقب طالبی. ۱۳۸۹. واکنش آناتومی برگ زبان گنجشک در برابر گازهای آلاینده. *مجله جنگل ایران* ۳(۲): ۱۴۳-۱۳۳.

۵. شریعت، آ.، م. عصاره و ع. قمری زارع. ۱۳۸۹. اثر کادمیم برروی برخی پارامترهای فیزیولوژی *Eucalyptus occidentalis*. *مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی* ۱۴(۵۳): ۱۵۳-۱۴۵.

۶- شعبانیان، ن.، و چ. چراغی. ۱۳۹۲. مقایسه زیست پالایی فلزات سنگین توسط گونه‌های چوبی مورد استفاده در جنگلداری شهری سنندج. *فصلنامه تحقیقات جنگل و صنوبر ایران* ۲۱(۱): ۱۶۵-۱۵۴.

۷. شهابی، ر.، د. هاشم‌آبادی و م. عطاآبادی. ۱۳۹۱. جمع‌آوری آلودگی‌های اتمسفری و فلزات سنگین توسط گیاهان زینتی شهر اصفهان. *نشریهٔ گیاهان زینتی و باغبانی* ۲(۴): ۲۶۳-۲۵۷.

۸. عبادی، م. ج. و ن. هنرجو. (مترجم). ۱۳۸۲. مرجع عناصر کمیاب (جزئی). کتاب مرجع. جهاد دانشگاهی دانشگاه مشهد، ۲۳۶ ص.

۹. عطاآبادی، م.، م. هودجی و پ. نجفی. ۱۳۸۹. زیست ردیابی فلزات سنگین به‌وسیله گیاهان رویش یافته در منطقهٔ صنعتی فولاد مبارکه اصفهان. *محیط‌شناسی* ۳۵(۵۲): ۹۲-۸۳.

۱۰. عظمپور، ث.، ب. پیله‌ور، ا. شیروانی، و. بایرامزاده و م. احمدی. ۱۳۹۲. گیاه پالایی سه گونهٔ درختی زبان‌گنجشک، نارون‌چتری و بید سفید (*Fraxinus rotundifolia*, *Ulmus densa*, *Salix alba*) نسبت به فلز سنگین نیکل (مطالعهٔ موردی :پالایشگاه نفت کرمانشاه). *مجله جنگل ایران* ۵(۲): ۱۵۰-۱۴۱.

۱۱. مظفریان، و. ۱۳۸۳. درختان و درختچه‌های ایران. انتشارات فرهنگ معاصر چاپ سوم تهران، ۹۹۱ ص.

۱۲. نصراللهی، ز. و م. غفاری. ۱۳۸۹. آلودگی هوا و عوامل مؤثر برآن. *فصلنامه پژوهش‌های اقتصادی* ۱۰(۳): ۹۵-۷۵.

۱۳. ورامش، س.، م. حسینی و ن. عبدی. ۱۳۹۰. برآورد نیروی جنگل شهری در ترسیب کربن اتمسفری. *مجله محیط‌شناسی* ۳۷(۵۷): ۱۱۳-۱۲۰.

14. Campos, V. M., I. Merino, R. Casado, L. F. Pacios and L. Gomez. 2008. Phytoremediation of organic pollution: A review. *Spanish Agriculture Research* 6: 38-47.
15. Celik, A. and A. Aslihan. 2004. Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinia psudo acacia* L. *Environment International* 31(1): 105-112.
16. Chapman, H. D. and P. F. Pratt. 1962. Methods of analysis for soil, plants and waters. *Soil Sciences* 93(1): 68-75.
17. Convile, R. N., E. J. Hutchinson, J. S. Mindell and R. F. Warren. 2001. The transport sector as a source of air pollution. *Atmospheric Environment* 35: 1537-1565.
18. Harrison, R. M. and M. B. Chirawi. 2004. The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. Use of a filtered air growth cabinet. *Science of the Total Environment* 83: 13-34.
19. Kabata -Pendias, A. and H. Pendias. 1992. Trace Element in Soil and Plants. Boca Raton Florida CRC, 365 p.
20. Kaya, G., N. Okumus and M. Yaman. 2010. Lead, Cadmium and Copper concentration in leaves of *Nerium*

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-14]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.4.6.9]
[DOI: 10.29252/ijae.6.4.97]

oleander L. and *Robinia pseudoacacia* L. as biomonitors of atmospheric pollution. *Fresenius Environmental Bulletin* 19(4a): 98-103.
21. Khattak, M. and R. Jabeen. 2012. Detection of heavy metals in leaves of *Melia azedarch* and *Eucalyptus citriodora* as biomonitoring tools in the region of Quetta Valley. *Pakistan Journal of Botany* 44: 675-681.
22. Korori, S., H. Valipour, S. Shabestani, A. Shirvany and M. Matinizadeh. 2010. A 25-year monitoring of air pollution accomplished by plane tree species in Tehran. *International Journal of Environmental and Ecological Engineering* 4(9): 401-404.
23. Kurteva, M. K. 2009. Comparative study on *Plantago major* and *P. lanceolata* as bioandicator of the pollution. *Phytologia Balkanica* 15: 261-271.
24. Lawal, A. O., S. M. Batagarawa and O. D. Oyeyinka. 2011. Estimation of heavy metals in neem tree leaves along high way in kastina state of Nigeria. *Environmental Managemant* 15(2): 327-330.
25. Lewandowksi, I., U. Schmidat and A. londo. 2005. The economic value of the phytoremediation function by the example of cadmium remediation by willow (*Salix* spp). *Agricultural system* 89: 68-89.
26. Monaci, F., F. Moni, E. Lanciotti, D. Grechi and R. Bargagli. 2000. Biomonitoring of airborne metals in urban environments: New trace of emission in place of lead. *Environmental Pollution* 107: 321- 327.
27. Pascal, M., M. Corso, O. Chanel, C. Badaloni, S. Henschei, K. Meister, D. Haluza and S. Medina. 2013. Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities. *Science of the total Environmental* 44: 390-400.
28. Petron, T. S. 2011. Biomonitoring study of air pollution with Betula pendule from Plovdiv. Bulgaria. *Ecologia Balkanica* 3: 1-10.
29. Piczak, K., A. Lesniewic and W. Zyrnicki. 2003. Metal concentration in deciduous tree leaves from urban Arasin Poland. *Environmental monitoring and assessment 86*: 273-287.
30. Rai, R., M. Rajput and M. Agrawal. 2011. Gaseous air pollution. *Scientific Research Banaras Hindu University* 55: 77-102.
31. Ravikumar, M., P. Sarita, G. J. Naga Raju and S. Bhuloka Reddy. 2013. Trace element accumulation the leaves of (*Azaridirachta indica*) and (*Pongania glabra*) collected from different. *Environmental sites Environmental research and Development* 3: 1209-1215.
32. Sawdis, T. and P. Krystalidis. 2012. A study of air pollution with heavy metals in Athens city and Attica basin using evergreen trees as biological indicator. *Biologic Trace Element* 148: 396- 408.
33. Sridhar Susarla, A. and S. McCutcheon. 1998. Phytoremediation. An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering* 18: 647-658.
34. Tzvectova, N. and D. Kolarov. 1996. Effect of air pollution on carbohydrate and nutrient concentrations in some deciduous tree species. *Plant Physiology* 22: 53-63.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-14]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.4.6.9]
[DOI: 10.29252/ijae.6.4.97]