

## غلظت برخی فلزات سنگین در گرد و غبار اتمسفری اصفهان و برخی شهرهای مجاور

زهره محمودی و حسین خادمی<sup>\*۱</sup>

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۴/۱۹؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۹/۲۶)

### چکیده

گرد و غبار یک منبع مهم فلزات سنگین به ویژه در محیط زیست شهری است. فلزات سنگین با اتصال به ذرات گرد و غبار قادرند در مقیاس وسیعی منتشر شوند. در این تحقیق به منظور اطلاع از وضعیت فلزات سنگین گرد و غبار مجموعاً ۱۴۴ نمونه گرد و غبار طی مرداد تا آذرماه ۱۳۸۹ از شهرهای اصفهان، خمینی شهر، فلاورجان، مبارکه و زرین شهر جمع آوری گردید. غلظت کل فلزات Cu, Cd, Zn, Pb, Mn و Cr, Co, Ni در نمونه‌ها پس از عصاره‌گیری با اسید نیتریک با استفاده از دستگاه جذب اتمی تعیین شد. میانگین غلظت این فلزات به ترتیب ۲۲۳/۵، ۴۷۰/۳، ۳/۵، ۷۱، ۸۲، ۲۶/۵، ۲۴/۴ و ۴۲۶/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد. نتایج نشان داد که غلظت فلزات سنگین در مناطق مختلف با توجه به منابع آلاینده در هر منطقه متفاوت می‌باشد و غلظت این فلزات در مقایسه با میانگین خاک‌های منطقه به مراتب بالاتر است. هم‌چنین حداکثر نرخ فرونشست فلزات مورد مطالعه در دوره آبان-آذر به دنبال افزایش استفاده از وسایل گرمایشی و وقوع پدیده وارونگی دمایی مشاهده شد. بر اساس نتایج حاصله اتمسفر نقش مهمی در ورود فلزات سنگین به خاک منطقه داشته و عامل ورود ۹۱-۳۵٪ از سرب و ۴۷-۱۲٪ از کادمیوم به خاک است.

واژه‌های کلیدی: فرونشست اتمسفری، فلزات سنگین، آلودگی، اصفهان، ترافیک، صنعت

۱. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان  
\*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: hkhademi@cc.iut.ac.ir

## مقدمه

به درون اتمسفر آزاد می‌شوند در نزدیکی محل تولید فرو می‌نشینند. آئروسول‌هایی که اندازه ریزتری دارند به راحتی توسط باد به نقاط دوردست منتقل می‌گردند. در مناطق شهری وضعیت آلودگی خاک سطحی از نظر فلزات سنگین تحت تأثیر فرونشست جوی و شدیداً تحت تأثیر ترافیک می‌باشد. زمین‌های کشاورزی حاشیه شهرها از این نظر در بدترین وضعیت قرار دارند (۲۰).

پامپورا و همکاران (۱۹) در تحقیقی در روسیه که روی خاک‌های یک ردیف زمانی انجام شد نشان دادند که غلظت کل سرب در افق‌های بالایی خاک به آرامی افزایش می‌یابد و افزایش نسبت غلظت سرب در افق A به افق زیرین احتمالاً به خاطر افزایش ورود این فلز از منابع صنعتی می‌باشد. همچنین، تفاوت بارزی در نسبت ایزوتوپی سرب بین لایه‌های بالایی و پایینی مشاهده شد که منعکس کننده تأثیر فرونشست اتمسفری سرب در افزایش غلظت سرب در خاک می‌باشد. الادی (۱۷) بیان می‌دارد که خاک‌های کنار جاده‌ها و گرد و غبار به شدت در حال آلوده شدن به فلزات سنگین می‌باشند. در لاگوس سطح سرب در منطقه پرجمعیت شهر ۸۰۰ میکروگرم بر میلی‌گرم گرد و غبار و در خاک‌های کنار جاده در محدوده ۷۰ تا ۱۰۰ میکروگرم بر گرم به دست آمد.

مطالعات به وجود رابطه مثبت معنی‌دار بین مقادیر فلز در فرونشست اتمسفری و محصولات گیاهی و خاک‌ها اشاره دارند. پندی و پندی (۲۰) مشاهده نمودند که در سیستم کشت ارگانیک در فضای باز میزان فلزات سنگین در بخش‌های خوراکی حدود ۱۰-۳ برابر سیستم ارگانیک اجرا شده در گلخانه می‌باشد. فلزات سنگین که روی سطح برگ می‌نشینند می‌توانند به وسیله گیاه جذب شوند یا از طریق شست و شو وارد خاک گردند و از طریق ریشه جذب شوند. در پژوهش فوق‌الذکر میزان فلزات سنگین در برگ < میوه < ریشه به دست آمد و این نتیجه حاکی از این است که مسیر غالب جذب فلزات سنگین از طریق اندام هوایی بوده و ریشه نقش کمتری داشته است. ورود فلزات سنگین اتمسفری به خاک

فرونشست اتمسفری، لجن فاضلاب، کودهای حیوانی، آهک، کودهای شیمیایی، آب آبیاری، محصولات فرعی صنعتی (پساب) و کمپوست مهم‌ترین منابع ورود فلزات سنگین به خاک هستند. در این میان، فرونشست اتمسفری بزرگترین منبع ورود برخی فلزات به خاک می‌باشد (۱۶). فلزات سنگین می‌توانند از طریق فرونشست اتمسفری طی فرآیندهای متفاوت در بخش فوقانی خاک تجمع یابند (۲۸). گرد و غبار به عنوان حامل فلزات سنگین در اتمسفر عمل می‌کند و در نهایت این فلزات از این مسیر وارد خاک می‌گردند. گرد و غبار و خاک سطحی در مناطق شهری شاخصه‌های آلودگی فلزات سنگین از طریق فرونشست اتمسفری می‌باشند (۵). جذب فلزات سنگین از طریق سیستم خاک-گیاه به عنوان غالب‌ترین مسیری که فلزات سنگین را در خاک‌های کشاورزی تحت تأثیر قرار می‌دهد مورد بررسی قرار گرفته است، اما فرونشست جوی فلزات سنگین که ۸۵-۲۵٪ از کل ورودی فلزات سنگین به خاک را تشکیل می‌دهد و مهم‌ترین منبع فلزات سنگین در خاک است (۱۶) کمتر بررسی شده است. با توجه به مطالعات بی‌شمار، آلاینده‌های فلزات سنگین در محیط زیست اساساً از منابع انسانی مشتق می‌شوند. در خاک‌های شهری و گرد و غبار جاده‌ای، منابع آلاینده فلزات سنگین شامل انتشارات ترافیکی (ذرات خروجی از اگزوز، ذرات پوشاننده تایر، ذرات حاصل از فرسایش سطح خیابان، ذرات ناشی از استهلاک لنت ترمز)، انتشارات صنایع (نیروگاه برق، سوخت ذغال سنگ، صنایع فلزی و ...)، انتشارات خانگی، هوازدگی ساختمان‌ها و سطح پیاده‌روها و فرونشست اتمسفری می‌باشد (۲۷).

اتم‌سفر مهم‌ترین توزیع کننده سرب، روی و کادمیوم به برگ گیاهان است. سرب هوازداد تقریباً ۹۹-۳۳٪ از کل این فلز در برگ را تأمین می‌کند (۲۰). سهم فرونشست جوی در کل ورودی فلزات سنگین به خاک برای مس و روی ۴۸-۳۸٪، سرب، نیکل و آرسنیک ۷۷-۵۵٪، کادمیوم ۵۳٪ و جیوه ۸۵٪ است (۱۶). بخش اعظم فلزات سنگینی که به صورت آئروسول

در گرد و غبار اتمسفری اصفهان و شهرهای اطراف می‌باشد. اطلاعاتیه دست آمده می‌تواند مبنا و گام مهمی در جهت کنترل عوامل آلوده کننده اتمسفر و نهایتاً سلامت عمومی جمعیت انسانی منطقه باشد.

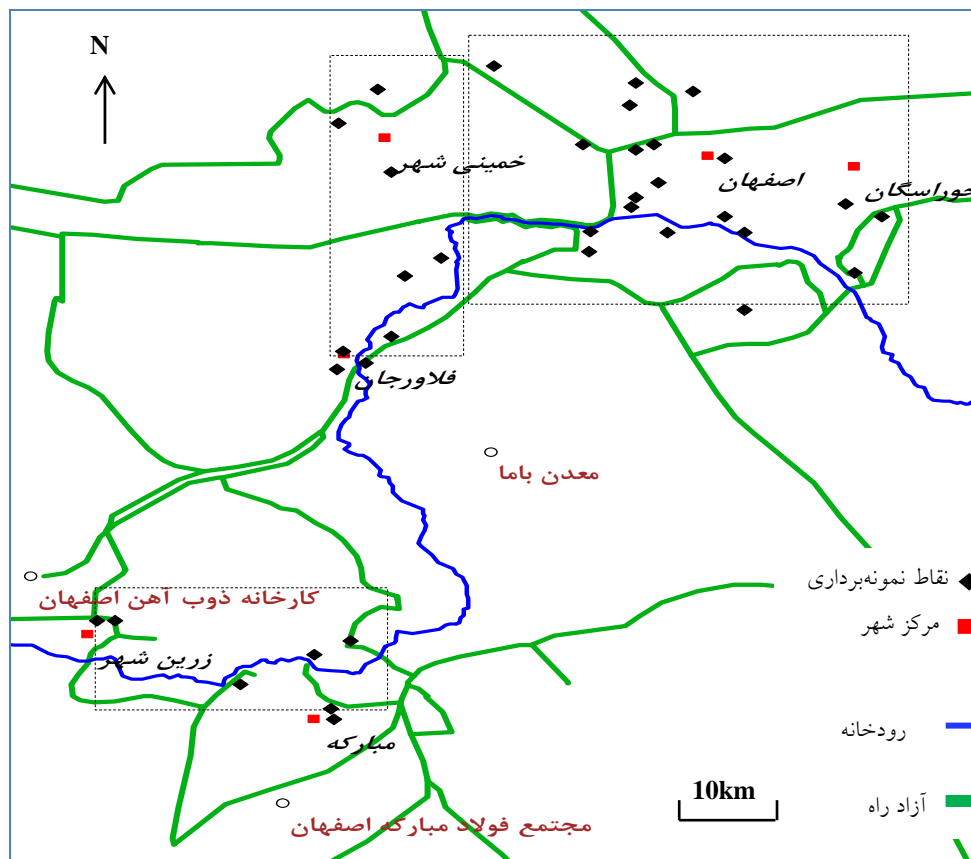
### مواد و روش‌ها

این مطالعه در سه منطقه شهری صنعتی شامل شهرهای مبارکه و زرین‌شهر (n=7)، شهری با ترافیک سنگین شامل شهر اصفهان (n=20) و شهری با ترافیک کم و غیر صنعتی شامل شهرهای خمینی‌شهر و فلاورجان (n=9) بر اساس این فرض انجام شد که هر یک از این مناطق با توجه به نوع فعالیت عمده در آنها، فلزات سنگین خاصی را به اتمسفر شهری وارد می‌کنند. شکل ۱ توزیع نقاط نمونه‌برداری را در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد. به منظور جمع‌آوری گرد و غبار از تله مورد استفاده توسط حجتی و همکاران (۱۰) استفاده گردید (شکل ۲). این تله‌ها از صفحات شیشه‌ای یک مترمربعی تشکیل شده که با یک مش پلاستیکی با منافذ ۲×۲ میلی‌متر پوشانده شده است. نمونه‌های گرد و غبار طی یک دوره ۵ ماهه از مرداد تا آذر ۱۳۸۹ طی ۴ مرحله جمع‌آوری و مورد مطالعه قرار گرفت. تمام تله‌های نمونه‌گیر در بالای پشت بام‌های ساختمان‌های یک طبقه کمی بالاتر از سطح (۱۰ سانتی‌متر) نصب شدند. لازم به ذکر است که در طول دوره نمونه‌برداری منطقه فاقد بارش بوده و نمونه‌های جمع‌آوری شده رسوب خشک (Dry deposition) تلقی می‌گردند. برای تعیین غلظت کل فلزات سنگین مورد مطالعه مقدار ۰/۵ گرم از نمونه‌های گرد و غبار با اسید نیتریک ۶۰٪ هضم و پس از گذشت ۲۴ ساعت، نمونه‌ها به مدت ۰/۵ ساعت در دمای ۸۰ درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد. سپس با استفاده از کاغذ واتمن ۴۲ صاف شدند و در نهایت با اسید نیتریک ۱٪ به حجم ۲۵ میلی‌لیتر رسیدند (۱۳). غلظت کل فلزات Zn، Cu، Co، Ni، Mn، Cr با دستگاه جذب اتمی مدل Perkin Elmer 3030 و Pb و Cd با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل Analyst 200 تعیین شد. به منظور تعیین تأثیر

خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی لایه شخم را تغییر داده و با اثر بر روی واکنش‌های میکروبی خاک، حاصل‌خیزی خاک را کاهش می‌دهد و از این طریق سبب افزایش مقدار فلزات سنگین در گیاه می‌گردد. هم‌چنین ماساده و اسنوک (۱۲) طی مطالعه‌ای بیان داشتند بیشترین غلظت کادمیوم در گیاه در بخش بالایی گیاهان مشاهده می‌شود که حاکی از فرونشست مستقیم و جذب برگ‌گی این فلز است.

در مطالعات محیط زیستی، به ویژه زمانی که فاکتورهای طبیعی و انسانی به طور همزمان غلظت فلزات سنگین را تحت تأثیر قرار می‌دهند می‌توان برای تعیین میزان اثر فاکتور خارجی از فاکتور غنی شدن {Enrichment Factor (EF)} استفاده نمود (۲۴). EF نسبت فراوانی نسبی عنصر شیمیایی در خاک یا رسوب به فراوانی نسبی آن در محیط مرجع می‌باشد. در اکثر تحقیقات (۲۵ و ۳۰) برای به‌دست آوردن فاکتور غنی شدن از نسبت فلز به یک عنصر مرجع مانند Fe، Al، Si در نمونه مورد نظر به همین نسبت در نمونه مرجع استفاده می‌شود. اما فوجز (۸)، مومنی و همکاران (۱۵) و رامسپرگر و همکاران (۲۲) برای به دست آوردن فاکتور غنی شدن از نسبت غلظت فلز در ماده مورد نظر به غلظت همان فلز در ماده شاهد که می‌تواند خاک باشد استفاده نمودند.

انسان‌ها از طریق خوردن، تنفس و جذب پوستی ذرات گرد و غبار تحت تأثیر فلزات سنگین همراه گرد و غبار قرار می‌گیرند. بنابراین، فلزات سنگین موجود در گرد و غبار می‌توانند هم به‌صورت مستقیم و هم به‌صورت غیر مستقیم آثار سوئی بر سلامت انسان‌ها داشته باشند. مناطق شهری اصفهان و اطراف آن از جمله مهم‌ترین نقاط شهری و پرجمعیت و صنعتی کشور محسوب می‌شوند. در این مناطق اطلاعات نسبتاً خوبی در خصوص وضعیت آلودگی خاک‌ها طی سال‌های اخیر به‌دست آمده است (۱ و ۲)، لیکن در مورد وضعیت آلودگی ناشی از گرد و غبار اتمسفری در این منطقه اطلاعاتی در دست نیست. لذا هدف از این پژوهش ارزیابی میزان فرونشست اتمسفری و هم‌چنین غلظت برخی از مهم‌ترین فلزات سنگین



شکل ۱. منطقه مورد مطالعه و نحوه توزیع نقاط نمونه برداری



شکل ۲. تله مورد استفاده جهت جمع آوری گرد و غبار

معنی داری ۰/۰۵٪ انجام شد و نمودارها با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۱۷ رسم شد.

### نتایج و بحث

با توجه به نتایج حاصله بالاترین غلظت فلزات سرب، روی و کادمیوم در فرونشست اتمسفری مربوط به فلاورجان-

منابع انسانی در افزایش غلظت فلزات سنگین در گرد و غبار، فاکتور غنی شدن (EF) از طریق تقسیم غلظت این فلزات در گرد و غبار به غلظت گزارش شده آنها در خاک‌های سطحی منطقه محاسبه گردید. داده‌های به دست آمده از آزمایش‌ها با استفاده از نرم افزار SAS نسخه ۹/۱ مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن و سطح

می‌باشد (شکل ۳). مس از استهلاک عایق ترمز اتومبیل (۲۱) و احتراق مواد نفتی و نیکل از سوخت‌های فسیلی به محیط آزاد می‌گردد (۲۶). با توجه به منبع این دو فلز می‌توان آنها را فلزات مرتبط با ترافیک دانست و افزایش غلظت این دو فلز را در اصفهان به شرایط ترافیکی سنگین‌تر آن نسبت داد.

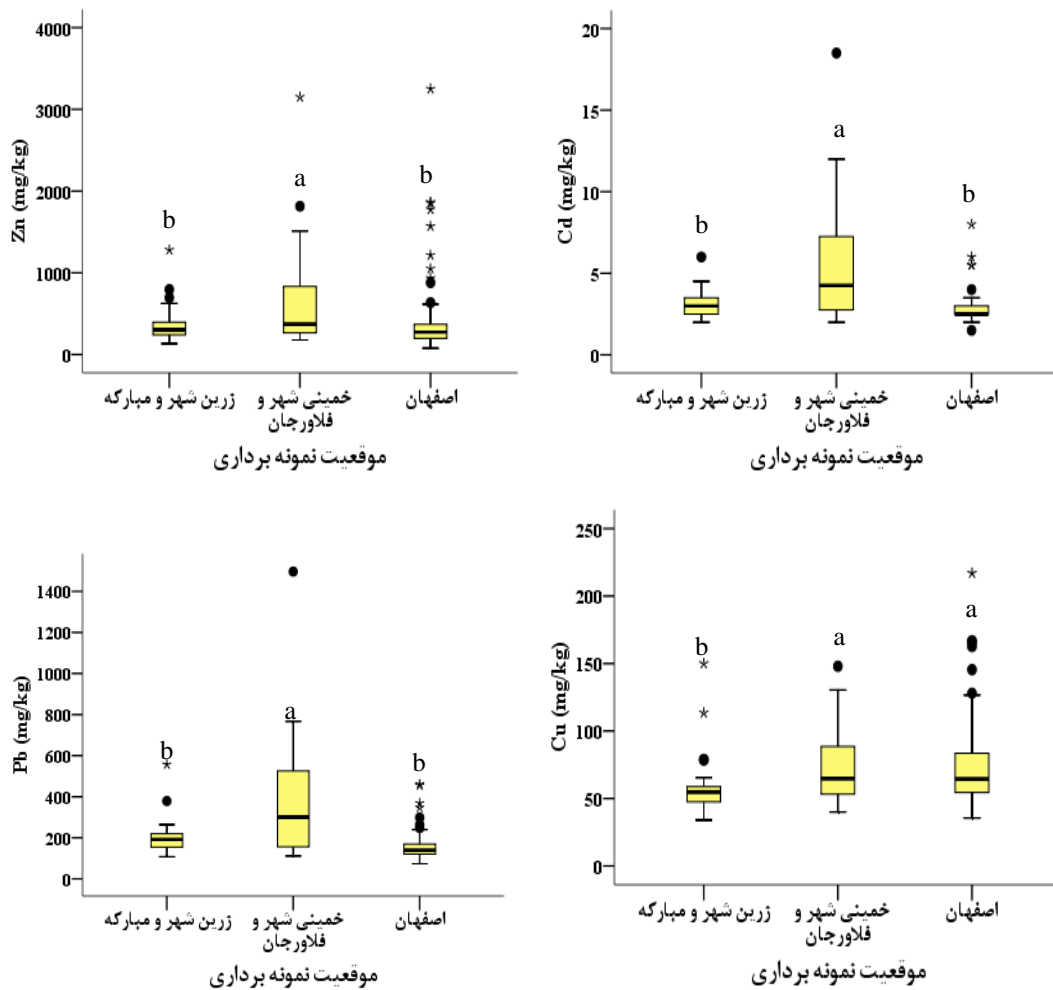
با توجه به شکل ۳ بالاترین غلظت منگنز در منطقه صنعتی شامل شهرهای مبارکه و زرین‌شهر مشاهده شده است و مقادیر غلظت در سطح ۵٪ آزمون دانکن با مناطق دیگر تفاوت معنی‌دار دارد. منگنز موجود در گرد و غبار می‌تواند از فرآیندهای صنعتی فولادسازی و هم‌چنین خاک منشأ بگیرد (۲۳). هم‌چنین گفته می‌شود منگنز از فرسایش بخش‌های فلزی متحرک اتومبیل به محیط آزاد می‌شود (۲۱). سوزاندن سوخت فسیلی باعث افزایش میزان Cr، Co و Mn در گرد و غبار اتمسفری می‌گردد (۲۶). اختلاف معنی‌دار بین غلظت این فلز در مناطق مختلف بیانگر تفاوت در منابع تولید آن است و احتمالاً فعالیت صنایع ذوب آهن و فولاد مبارکه مهم‌ترین عامل ورود این فلز به اتمسفر در این منطقه است.

در شکل ۴ تغییرات نرخ فرونشست اتمسفری فلزات سنگین در طول دوره نمونه‌برداری نشان داده شده است. با توجه به این شکل بالاترین نرخ فرونشست اتمسفری تمامی فلزات مورد اندازه‌گیری در دوره آبان-آذر مشاهده شد. میانگین نرخ فرونشست فلزات سرب، مس، منگنز و نیکل در ۳ دوره ابتدای نمونه‌برداری در سطح ۵٪ اختلاف معنی‌داری نشان نداده است. اما در دوره آبان-آذر، نرخ فرونشست این فلزات به طور معنی‌داری افزایش پیدا کرده است. این افزایش نشانگر فعالیت جدید منابع آلاینده و یا تغییر شرایط است. با توجه به اطلاعات هواشناسی در منطقه مورد مطالعه، در این دوره میانگین دمای هوا به طور محسوسی کاهش یافته و به دنبال آن استفاده گسترده از وسایل گرمایشی انتظار می‌رود. بنابراین بخشی از افزایش آلودگی در این دوره را می‌توان به وسایل گرمایشی نسبت داد. اما در این دوره شاهد پدیده وارونگی دمایی در استان بوده که این پدیده به مدت چند روز بر جو استان حاکم

خیمینی‌شهر است (شکل ۳). تغییرات این سه فلز در مناطق مختلف از روندی مشابه پیروی می‌کند. از مهم‌ترین منابع تولید این فلزات آلودگی حاصل از وسایل نقلیه است، به طوری که موقعیت‌های نزدیک جاده به شدت به‌وسیله فلزات سنگین ناشی از ترافیک مانند Cd، Cu، Zn، Pb آلوده می‌باشند (۵). کادمیوم از پارگی و سایش تیر اتومبیل وارد محیط می‌شود (۱۸). به طور کلی فلزات سرب، کادمیوم، روی و مس از رفتاری مشابه تحت تأثیر انتشارات ترافیکی پیروی می‌کنند (۳). مطالعه ترکیب ایزوتوپی ذرات گرد و غبار توسط ونگ و همکاران (۲۹) نشان داد که اصلی‌ترین ورودی سرب به اتمسفر منابع آنتروپوژنیک مانند وسایل نقلیه و معدن سرب است. در این تحقیق غلظت بالای فلزات سنگین فرونشست اتمسفری منعکس‌کننده ورود انسانی این فلزات در نتیجه رشد سریع صنعتی شدن و گسترش شهری است.

قاضی‌فرد (۹) بیان داشت که شهر اصفهان از نظر زمین‌شناسی در یک زون سرشار از کانی‌های سرب و روی باما می‌باشد. نامبرده به مقایسه رابطه بین غلظت فلزات سرب، روی و کادمیوم در خاک و هوای شهر پرداخت. نتایج وی نشان داد که بالاترین غلظت این سه فلز در هوای شهر اصفهان همبستگی نزدیکی با غلظتشان در خاک‌های بخش جنوب و شمال مرکزی شهر دارد و غلظت این فلزات در هوا ۱ تا ۴ برابر مقادیر گزارش شده در شهرهای منچستر و لندن است. بالا رفتن میانگین این فلزات در فرونشست جوی در خیمینی‌شهر- فلاورجان به احتمال زیاد به دلیل بالا بودن غلظت این فلزات در خاک منطقه و بخشی حاصل فعالیت معدن سرب و روی می‌باشد. بر اساس مطالعه انجام شده توسط افیونی و همکاران (۱) در خاک‌های منطقه مرکزی اصفهان بالاترین غلظت روی، سرب و کادمیوم در خاک‌های اطراف معدن سرب و روی باما گزارش شده و خاک‌های منطقه از نظر سرب و کادمیوم جزو خاک‌های آلوده قرار گرفتند.

روند تغییرات غلظت فلزات مس و نیکل در مناطق مورد مطالعه مشابه بوده و در اصفهان غلظت این فلزات در گرد و غبار در سطح ۵٪ به طور معنی‌داری بالاتر از زرین‌شهر و مبارکه

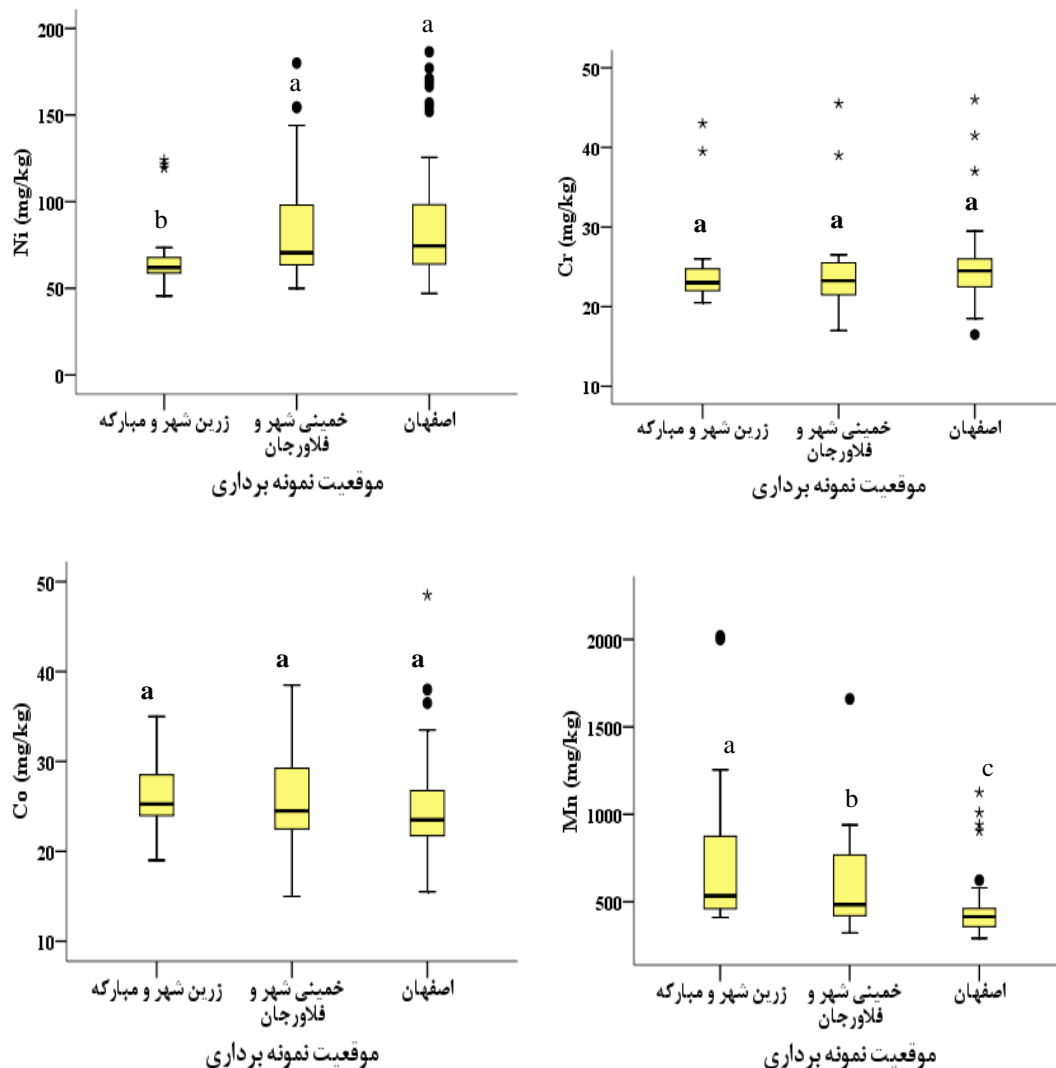


شکل ۳. نمودار جعبه‌ای تغییرات غلظت کل فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در نمونه‌های گرد و غبار در موقعیت‌های مختلف (میانگین‌های دارای حروف مشترک اختلاف معنی‌داری در سطح ۰.۰۵ ندارند).

مبارکه، لنجان، فلاورجان و خمینی‌شهر را مورد ارزیابی قرار داد. نرخ ورود فلزات گزارش شده توسط وی در جدول ۱ با نرخ ورود آنها از طریق گرد و غبار مورد مقایسه قرار گرفته است. نرخ ورود این دو فلز از طریق گرد و غبار در مقایسه با سایر مسیرها مقدار قابل ملاحظه‌ای می‌باشد به طوری که سهم ورود سرب و کادمیوم از طریق اتمسفر در مناطق مختلف با توجه به میزان استفاده از سایر منابع متفاوت و به ترتیب بین ۳۵-۹۱٪ و ۱۲-۴۷٪ به دست آمد. نیکلسون و همکاران (۱۶) نیز میزان ورود فلزات سنگین از طریق منابع مختلف به

بود. طی این پدیده غلظت ذرات آلاینده در اتمسفر افزایش نشان داده و شرایط سکون جوی محیط را جهت فرونشست بخشی از این آلاینده‌ها فراهم نموده و به این طریق غلظت فلزات سنگین در این دوره افزایش یافته است.

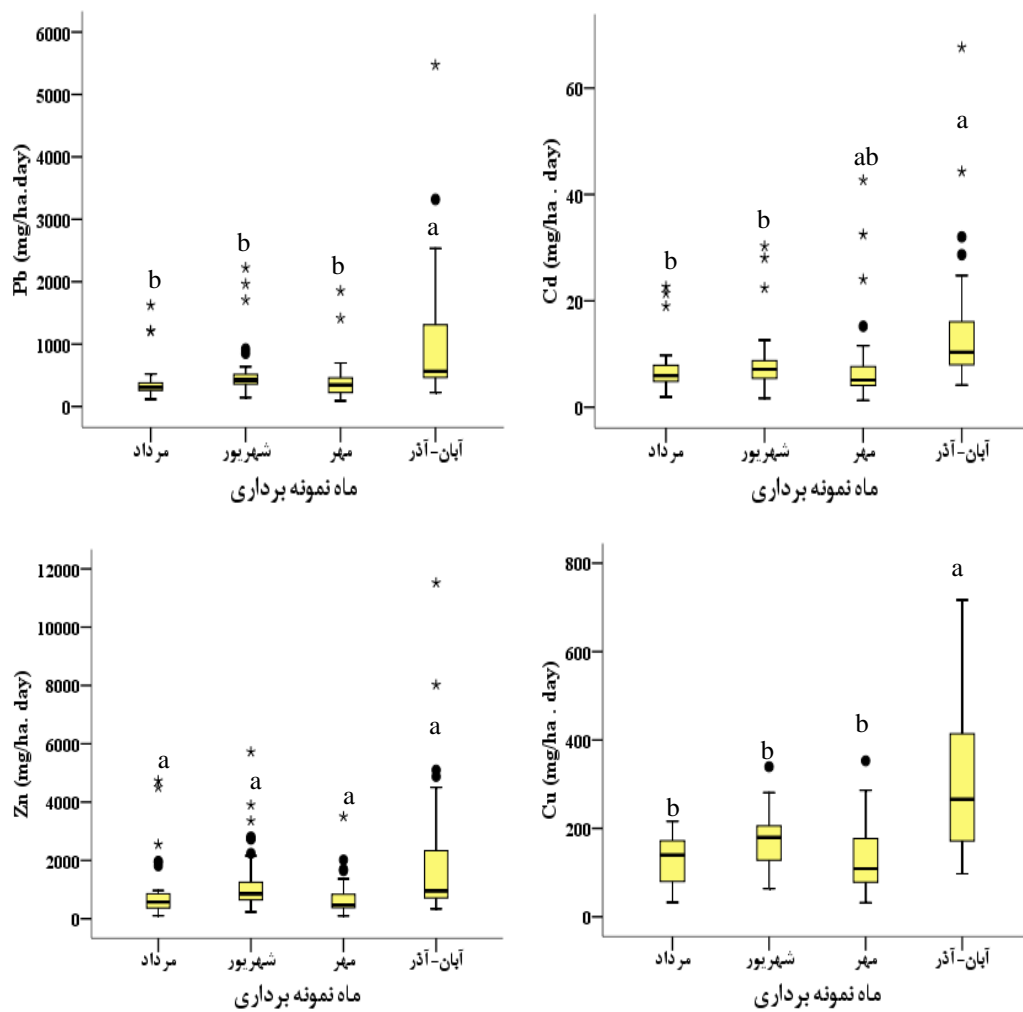
امروزه کیفیت محصولات کشاورزی به خاطر سلامت انسان‌ها از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است و فرونشست جوی فلزات سنگین می‌تواند این مسئله را تحت تأثیر قرار دهد (۲۰). امینی (۲) میزان ورودی سرب و کادمیوم از مسیر کود فسفره و دامی، لجن فاضلاب و کمپوست به خاک در شهرهای اصفهان،



ادامه شکل ۳.

منطقه مطالعاتی در جدول ۲ با حد مجاز ورود فلزات سنگین به خاک‌های کشاورزی برای کشورهای انگلستان، لهستان و اروپا مورد مقایسه قرار گرفته است. همان‌طور که در این جدول آمده نرخ ورود فلزات سنگین تنها از طریق فرورشست گرد و غبار بسیار بالاتر از حد مجاز گزارش شده برای این کشورها می‌باشد. با توجه به غلظت بالای فلزات سنگین در گرد و غبار اطراف جاده‌ها بدون شک زمین‌های کشاورزی حاشیه شهرها به طور قابل توجهی تحت تأثیر آلاینده‌گی فلزات سنگین موجود در

خاک‌های کشاورزی انگلستان و ولز را مورد مطالعه قرار دادند. تحقیقات آنان نشان داد که اتمسفر مهم‌ترین عامل توزیع فلزات سنگین به این خاک‌ها بوده و مسئول ورود ۸۵-۲۵٪ از کل ورودی فلزات سنگین به این خاک‌هاست. نامبردگان سهم فرورشست در کل ورودی فلزات سنگین به خاک را برای مس و روی ۴۸-۳۸٪، سرب، نیکل و آرسنیک ۷۷-۵۵٪، کادمیوم ۵۳٪ و جیوه ۸۵٪ گزارش نمودند. نرخ ورود فلزات سنگین از طریق فرورشست اتمسفری در

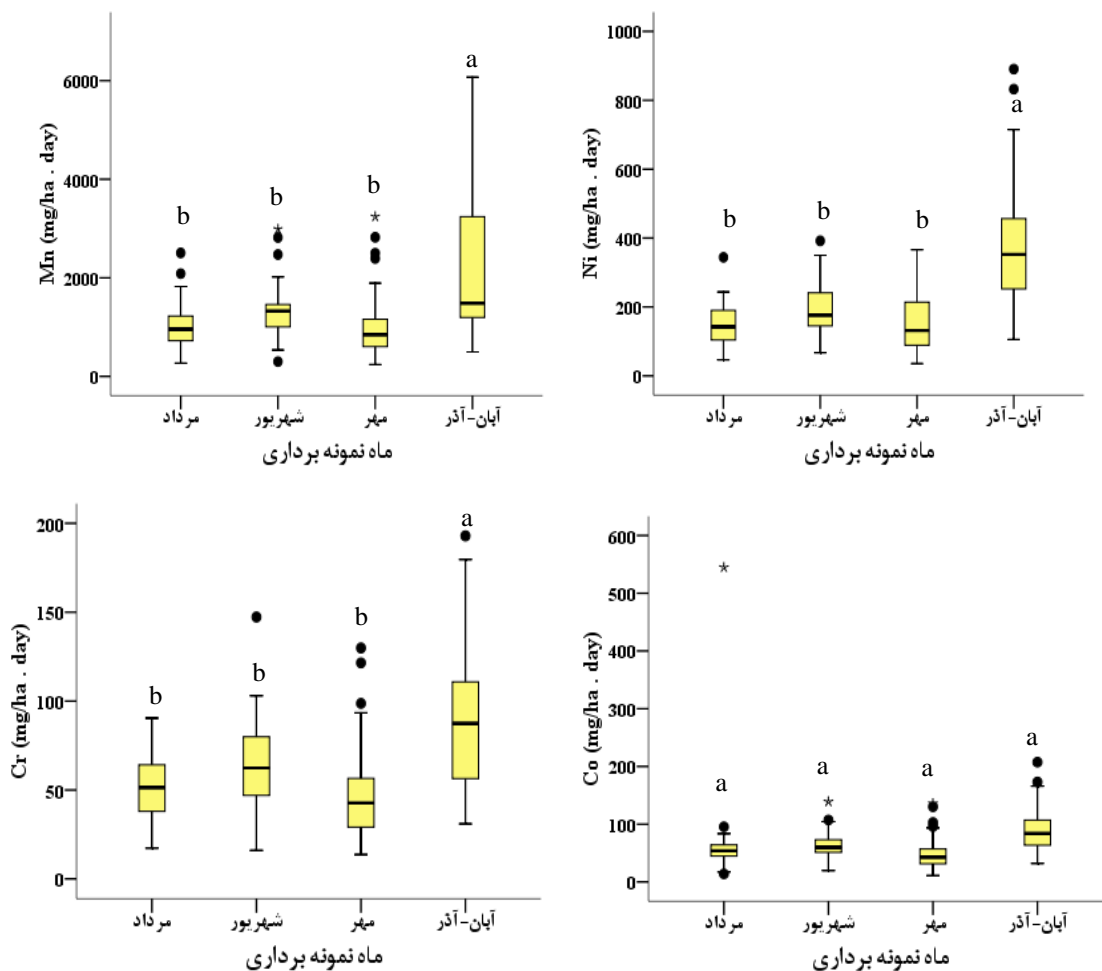


شکل ۴. نمودار جعبه‌ای تغییرات نرخ فرونشست فلزات سنگین در طول دوره نمونه برداری (میانگین‌های دارای حروف مشترک اختلاف معنی داری در سطح ۵٪ ندارند).

به اطلاعات موجود در این جدول می‌توان گفت گرد و غبار اتمسفری اصفهان نسبت به مناطق ذکر شده آلوده‌تر می‌باشد. این آلودگی بیشتر احتمالاً به سبب گسترش سریع شهری شدن و صنعتی شدن منطقه است. به منظور تعیین تأثیر منابع آنتروپوژنیک در افزایش غلظت فلزات سنگین به گرد و غبار، غلظت این فلزات در گرد و غبار به غلظت گزارش شده آنها در خاک‌های سطحی منطقه تقسیم گردید. در جدول ۴ وضعیت آلودگی محیط از طریق فعالیت‌های انسانی بر اساس EF دسته‌بندی شده است.

فرونشست اتمسفری بوده و این مزارع از این نظر در بدترین وضعیت قرار دارند. در جدول ۳ میانگین غلظت به دست آمده برای فلزات مورد مطالعه با مقادیر گزارش شده در سایر تحقیقات مورد مقایسه قرار گرفته است. برای به دست آوردن نرخ فرونشست سالیانه فلزات در این مطالعه فرض شد متوسط نرخ فرونشست گرد و غبار و غلظت فلزات سنگین در ۵ ماه نمونه برداری تقریباً مشابه مابقی ایام سال است و با این فرض نرخ فرونشست سالیانه محاسبه و با سایر مطالعات مورد مقایسه قرار گرفت. با توجه





ادامه شکل ۴.

جدول ۱. مقایسه نرخ ورود فلزات سنگین به خاک از منابع متفاوت

فلز سنگین	منطقه	کود حیوانی (۲) کمپوست (۲)				کود شیمیایی (۲)	لجن فاضلاب (۲)	فرونشست اتمسفری (مطالعه حاضر)	٪
		g ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>							
	اصفهان	۱۱/۶۶	۱۸۰/۵۹	۱۸/۴۴	۶۸/۵۳	۱۵۳/۱	۳۵		
سرب	خمینی شهر و فلاورجان	۲۳/۹۵	۰/۰۷	۴/۶۸	۱۴	۴۲۲/۱	۹۱		
	مبارکه و لنجان	۲۱/۲۷	۰/۰۷	۳/۲	۳/۱۶	۱۵۳	۸۵		
	اصفهان	۱/۲۶	۲/۱	۱۵/۲	۱/۳۵	۲/۷	۱۲		
کادمیوم	خمینی شهر و فلاورجان	۲/۴۲	-	۳/۸۶	۰/۵۶*	۶	۴۷		
	مبارکه و لنجان	۴/۱۲	-	۲/۶۴	۰/۱۲**	۲/۳	۲۵		

\* مربوط به خمینی شهر \*\* مربوط به لنجان

جدول ۲. مقایسه نرخ ورود فلزات سنگین توسط گرد و غبار در منطقه مطالعاتی با حد مجاز ورود سالانه فلزات سنگین به خاک‌های زراعی در چند کشور (۱)

انگلستان	اروپا	لهستان	گرد و غبار در منطقه مطالعاتی	فلز
۰/۱۵	۰/۱۵	۰/۲	۳/۵	کادمیوم
۱/۵	۵	۰/۵	۲۳/۱	کُرم
۷/۵	۱۵	۱۰	۲۲۰/۳	سرب
۷/۵	۵	۵	۶۷/۵	مس
۳	۳	۳	۷۹/۷	نیکل

جدول ۳. مقایسه نرخ فرونشست اتمسفری و غلظت کل فلزات سنگین مطالعه حاضر با سایر مطالعات انجام شده در جهان

منطقه	واحد	Zn	Pb	Ni	Mn	Cu	Cr	Co	Cd	منبع
چین	$g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	۱۰۴۰	۷۱۲	۸۳/۵	۸۹/۸	۶۱۸	۶۴/۳	۱/۹	۰/۷	(۲۹)
انگلیس	$g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	۲۲۱	۵۴	۱۶	ND	۵۷	۷/۵	ND	۱/۹	(۱۶)
میانگین اروپا	$g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	۲۲۷	۳۸	۱۰	ND	۳۴	۹/۳	ND	۱/۹	(۱۶)
اردن (عمان)	$g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	۲۹۶/۹	۴۱/۹	ND	ND	۵۵/۵	ND	ND	۱/۵	(۱۵)
اصفهان	$g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	۴۵۳/۸	۲۲۰/۳	۷۹/۷	۵۲۰/۶	۶۷۱/۵	۲۳/۱	۲۳/۷	۳/۵	مطالعه حاضر
	$mg\ kg^{-1}$	۴۷۰/۳	۲۲۳/۵	۸۲/۲	۵۴۰	۷۱	۲۴/۴	۲۴/۹	۳/۵	
اردن (عمان)	$mg\ kg^{-1}$	۵۰۵	۷۴	ND	ND	۹۴	ND	ND	۳/۱۱	(۱۵)
مصر	$mg\ kg^{-1}$	ND	ND	ND	۱۹۰	ND	ND	ND	۸/۱۳	(۲۳)
عربستان	$mg\ kg^{-1}$	۱۴۱/۸	۶۶/۸	۲۶	۳۱۸/۹	۳۶/۴	ND	۲۰/۶	۳/۸	(۱۴)
مکزیک	$mg\ kg^{-1}$	۳۸۷/۹۸	۳۶/۱۵	۴/۷	ND	۲۶/۳۴	۱۱/۱۵	۲/۲۱	۴/۲۴	(۱۳)
چین	$mg\ kg^{-1}$	۲۹۴/۴۷	۵۳/۵۳	۴۳/۲۸	۹۲۹/۶	۹۴/۵۴	۵۴/۲۸	۱۰/۹۷	۱/۱۷	(۲۸)
مجارستان	$mg\ kg^{-1}$	۵۲	۱۹/۵	۵	ND	۱۱/۸	۲/۸	ND	۰/۹	(۱۸)
اردن(کاراک)	$mg\ kg^{-1}$	۱۳/۱	۱۱/۲	۴/۲	ND	۱۱/۳	ND	ND	ND	(۵)

ND: عددی برای فلز گزارش نشده است.

جدول ۴. رده‌بندی وضعیت آلودگی بر اساس نسبت غنی‌شدن (EF) (۳۰)

EF>40	EF=20-40	EF=5-20	EF=2-5	EF<2	EF
غنی شدن شدید	غنی شدن خیلی زیاد	غنی شدن قابل توجه	غنی شدن متوسط	غنی شدن کم	وضعیت آلودگی

جدول ۵. مقایسه غلظت فلزات مورد مطالعه در گرد و غبار با مقادیر گزارش شده برای خاک‌های اصفهان و خاک‌های جهان

EF گرد و غبار	خاک (mg/kg)						عنصر
	گرد و غبار (mg/kg)	جهان (۷)	اصفهان				
			میانگین (۱)	شهری (۱۱)	صنعتی (۴)	کشاورزی (۴)	
۲	۳/۵	۰/۴	۱/۷	۱/۱	۱/۷	۱/۸	کادمیوم
-	۲۴/۴	۵۰	ND	۴۳/۴	ND	ND	کرم
۴/۲	۷۱	۱۲	۱۷	۱۹/۷	۱۷/۸	۱۶/۹	مس
-	۵۴۰	۴۵۰	ND	۵۵۵/۹	ND	ND	منگنز
-	۸۲/۲	۲۵	ND	۵۵/۹	۵۰/۲	۵۵/۷	نیکل
۸/۹	۲۲۳/۵	۱۵	۲۵	۳۳/۷	۳۱/۵	۳۲/۵	سرب
۱۰/۹	۴۷۰/۳	۴۰	۴۳	۵۲/۵	۵۰/۵	۳۶/۷	روی
۲/۲	۲۶/۵	ND	۱۱/۹	ND	ND	ND	کبالت

ND: گزارش نشده EF: میزان غنی‌شدن در مقایسه با خاک‌های اصفهان

خاک‌های منطقه می‌باشد. هم‌چنین اکثر این فلزات در گرد و غبار، غلظت بالاتری نسبت به خاک‌های کشاورزی، صنعتی و شهری موجود در منطقه دارند. علت این امر را می‌توان به ۲ دلیل دانست: ۱- ذرات گرد و غبار عموماً از ذرات ریز در اندازه سیلت و رس تشکیل شده‌اند و توزیع اندازه ذرات نسبت به خاک ریزتر می‌باشد. از طرفی ذرات ریز به سبب سطح ویژه بالای آنها و هم‌چنین تمایل فلزات سنگین برای جذب سطحی کانی‌های رسی (۶) نسبت به ذرات درشت‌تر محتوی مقادیر بالاتری از فلزات سنگین می‌باشند. ۲- فعالیت‌های انسانی (به ویژه صنعت، معدن و حمل و نقل) باعث ورود حجم قابل توجهی فلزات سنگین به محیط پیرامون می‌گردد. این آلاینده‌ها در اتمسفر به ذرات گرد و غبار متصل شده و آنها نسبت به فلزات سنگین غنی می‌شوند. بنابراین، با توجه به اندازه ذرات گرد و غبار و فعالیت‌های انسانی در محیط‌های شهری، بالاتر

غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه در گرد و غبار در جدول ۵ با مقادیر گزارش شده در انواع خاک‌های اصفهان (کشاورزی، شهری و صنعتی) و میانگین خاک‌های جهان مورد مقایسه قرار گرفته و فاکتور غنی‌شدن گرد و غبار نسبت به میانگین خاک‌های اصفهان محاسبه و در این جدول آورده شده است. طبق این نتایج فلزات سرب و روی در گروه فلزاتی قرار می‌گیرند که تا حد قابل ملاحظه‌ای توسط فعالیت انسان‌ها به اتمسفر وارد می‌شوند. در حالی که، کادمیوم، کبالت و مس بر اساس دسته‌بندی EF جزء گروه فلزاتی قرار می‌گیرند که غلظتشان به طور متوسط تحت تأثیر فعالیت انسانی قرار دارد. همان‌طور که در این جدول نشان داده شده است، غلظت فلزات سنگین در خاک‌های اصفهان بالاتر از میانگین گزارش شده برای خاک‌های جهان می‌باشد. به علاوه غلظت فلزات سنگین در گرد و غبار اصفهان چندین برابر میانگین غلظت آنها در

به دوره‌های دیگر به سبب آلاینده‌گی ناشی از وسایل گرمایشی و هم‌چنین رخدادهای وارونگی دمایی و به دنبال آن افزایش غلظت ذرات معلق و آلاینده در اتمسفر می‌باشد. غلظت فلزات سنگین در گرد و غبار نسبت به غلظت گزارش شده برای آنها در خاک سطحی بالاتر است. دلیل این امر ریز بودن ذرات گرد و غبار نسبت به خاک و غنی شدن ذرات گرد و غبار در طول حضورشان در اتمسفر به وسیله فلزات سنگین موجود در جو است. با توجه به نتایج این تحقیق می‌توان گفت وضعیت گرد و غبار اتمسفری در منطقه مورد مطالعه از نظر غلظت فلزات سنگین مورد بررسی در وضعیت خطرناکی قرار داشته و با در نظر داشتن اثرات منفی این پدیده بر سلامت انسان‌ها و نیز جمعیت بالای شهر، این منطقه نیازمند توجه ویژه و فوری در این زمینه است.

بودن غلظت فلزات سنگین در گرد و غبار نسبت به خاک‌های منطقه دور از انتظار نمی‌باشد. میزان فرونشست جوی فلزات سنگین با توجه به غلظت عناصر در اتمسفر، فاکتورهای اقلیمی و فاصله از منبع آلاینده (مانند صنایع فلزی یا جاده‌های بزرگ) دارای تغییرات شدید مکانی و زمانی است (۲).

### نتیجه‌گیری

غلظت فلزات سنگین در هر منطقه بسته به نوع فعالیت غالب در منطقه متفاوت است. بالاترین غلظت Mn در گرد و غبار جمع‌آوری شده از زرین‌شهر و مبارکه مشاهده شد. در گرد و غبار فلاورجان و خمینی‌شهر غلظت فلزات Zn، Pb و Cd بیش از دو منطقه دیگر است و در اصفهان غلظت فلزات مس و نیکل از دو منطقه دیگر بالاتر می‌باشد. بالاترین نرخ فرونشست فلزات سنگین مربوط به دوره آبان-آذر است. این افزایش نسبت

### منابع مورد استفاده

۱. افیونی، م.، ح. خادمی، ح. شریعتمداری، م. امینی و ا. خسروی. ۱۳۸۱. گزارش نهایی بررسی وضعیت آلودگی خاک‌های سطحی منطقه مرکزی اصفهان. دانشگاه صنعتی اصفهان.
۲. امینی، م. ۱۳۸۳. مدل سازی روند تجمع عناصر سنگین در اکوسیستم‌های زراعی و ارزیابی عدم قطعیت آن در منطقه اصفهان. رساله دکتری خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
۳. تائبی، ا.، س. سامانی مجد و س. م. ابطحی. ۱۳۸۶. ارتباط عوامل ترافیکی با غلظت سرب و کادمیوم در خاک حاشیه خیابان‌های شهری. پژوهشنامه حمل و نقل ۳: ۱۹۵-۲۰۵.
۴. خسروی دهکردی، ا. ۱۳۸۷. توزیع مکانی فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی، شهری و صنعتی اصفهان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
5. Al-Khashman, O. A. 2004. Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. Atmos. Environ. 38: 6803-6812.
6. Ashokkumar, S., A. Mayavu, P. Manivasagam and G. Rajaram. 2009. Seasonal distribution of heavy metals in the Mullipallam Creek of Muthupettai Mangroves. American-Eurasian J. Sci. Res. 4: 308-312.
7. Chen, M. and L. Q. Ma. 1998. Background concentration of trace metals in Florida surface soils: comparison of four EPA digestion methods and baseline concentration of 15 metals. Annual Progress Report.
8. Fuches, S., U. Scherer, T. Hillenbrand, F. Marscheider-Weidemann, H. Behrendt and D. Opitz. 2002. Emissions of heavy metals and lindane into river basins of Germany. Environmental research of the federal ministry of the environment, nature conservation and nuclear safety. Federal Environmental Agency.
9. Ghazifard, A. 2006. Evaluating the relation between heavy metal contamination of air and surface soils in city of Isfahan (Iran). Geologic. Soc. London. IAEG. Paper No. 575.
10. Hojati, S., H. Khademi, A. F. Cano and A. Landi. 2012. Characteristics of dust deposited along a transect between central Iran and the Zagros Mountains. Catena 88: 27-36.

11. Karimi, R., S. Ayoubi, A. Jalalian, A. R. Sheikh-Hosseini and M. Afyuni. 2011. Relationships between magnetic susceptibility and heavy metals in urban topsoils in the arid region of Isfahan, central Iran. *J. Appl. Geophys.* 74: 1-7.
12. Massadeh, A. M. and R. D. Snook. 2002. Determination of Pb and Cd in road dusts over the period in which Pb was removed from petrol in the UK. *J. Environ. Monit.* 4: 567-572.
13. Meza-Figueroa, D., M. D. O-Villanueva and M. L. D. Parra. 2007. Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, Mexico. *Atmos. Environ.* 41: 276-288.
14. Modaihsh, A. S. 1997. Characteristics and composition of the falling dust sediments on Riyadh city, Saudi Arabia. *J. Arid Environ.* 36: 211-223.
15. Momani, K. A., A. G. Jiries and Q. M. Jaradat. 2000. Atmospheric deposition of Pb, Zn, Cu, and Cd in Amman, Jordan. *Turk. J. Chem.* 24: 231-237.
16. Nicholson, F. A., S. R. Smith, B. J. Alloway, C. Carlton-Smith and B. J. Chambers. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci. Total Environ.* 311: 205-219.
17. Olade, M. A. 1987. Heavy metal pollution and the need for monitoring: illustrated for developing countries in West Africa. PP. 335-341. *In: Hutchinson, T. C. and K. M. Meema (Eds.), Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment.* John Wiley & Sons. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).
18. Otvos, E., T. Pazmandi and Z. Tuba. 2003. First national survey of atmospheric heavy metal deposition in Hungary by the analysis of mosses. *Sci. Total Environ.* 309: 151-160.
19. Pampura, T., V. Demkin and A. Probst. 2008. Investigation of climate change and history of lead deposition using soil archives. *Mineral. Magazine* 72: 341-343.
20. Pandey, J. and U. Pandey. 2009. Accumulation of heavy metals in dietary vegetables and cultivated soil horizon in organic farming system in relation to atmospheric deposition in a seasonally dry tropical region of India. *Environ. Monit. Assess.* 148: 61-74.
21. Preciado, H. F. and L.Y. Li. 2006. Evaluation of metal loadings and bioavailability in air, water and soil along two highways of British Columbia, Canada. *Water, Air Soil Pollut.* 172: 81-108.
22. Ramsperger, B., N. Peinemann and K. Stahr. 1998. Deposition rates and characteristics of aeolian dust in the semi-arid and sub-humid regions of the Argentinean Pampa. *J. Arid Environ.* 39: 467-476.
23. Rashed, M. N. 2008. Total and extractable heavy metals in indoor, outdoor and street dust from Aswan city, Egypt. *Clean J.* 36: 850-857.
24. Ta, W., H. Xiao, J. Qu, Z. Xiao, G. Yang, T. Wang and X. Zhang. 2004. Measurements of dust deposition in Gansu Province, China. *Geomorphology* 57: 41-51.
25. Tabatabaei, J. 2011. Enrichment of iron and manganese in Zayanderoud river sediments (Iran). *Recent Advances in Applied & Biomedical Informatics and Computational Engineering in Systems Applications.* PP. 42-52.
26. Wedyan, M., K. I. Altaif and S. Aladaileh. 2009. Heavy metals in wet deposition of south of Jordan. *Eur. J. Sci. Res.* 4: 554-560.
27. Wei, B. and L. Yang. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem. J.* 94: 99-107.
28. Wei, B., F. Jiang, X. Li and S. Mu. 2009. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in urban road dusts from Urumqi, NW China. *Microchem. J.* 93: 147-152.
29. Wong, C. S. C., X. D. Li, G. Zhang, S. H. Qi and X. Z. Peng. 2003. Atmospheric deposition of heavy metals in the Pearl River Delta, China. *Atmos. Environ.* 37:767-776.
30. Yongming, H., D. Peixuan, C. Junji and E. S. Posmentier. 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Sci. Total Environ.* 355: 176-186.