

## ارزیابی تاثیر یک نمونه پساب صنعتی بر آلودگی خاک با فلزات سنگین

آزاده نصرآزادانی<sup>۱</sup>

مهران هودجی<sup>۲\*</sup>

[M.Hoodaji@khuisf.ac.ir](mailto:M.Hoodaji@khuisf.ac.ir)

تاریخ پذیرش: ۸۹/۴/۲۹

تاریخ دریافت: ۸۸/۳/۱۵

### چکیده

**زمینه و هدف:** فعالیت های کشاورزی و به خصوص صنعتی منجر به آزادسازی مقادیر بالایی فلزات سنگین به محیط شده که می تواند به عنوان یک خطر جدی برای سلامتی اکوسیستم و انسان مطرح باشد. آلودگی خاک، آب های زیرزمینی، آب های سطحی و هوا با فلزات سمی و خطرناک یک مشکل جدی و جهانی محسوب می شود. در رابطه با ارزیابی خطر خاک های آلوده با فلزات سنگین، مشکل اساسی، جذب فلزات به وسیله زنجیره غذایی می باشد، بنابراین ارزیابی و کنترل غلظت فلزات سنگین در پساب های صنعتی قبل از تخلیه به محیط های طبیعی از اهمیت ویژه ای برخوردار است. حضور فلزات سنگین مثل نیکل، کروم، مس، کادمیوم، و سرب که غالباً در فاضلاب های صنعتی مشاهده می شوند، حتی در مقادیر و غلظت های پایین، می تواند برای موجودات زنده و انسان سمی باشد. امروزه در مکان های زیادی خاک ها با فلزات سنگین آلوده شده اند، به گونه ای که یکی از مهم ترین مشکلات در مکان های تخلیه پساب های خطرناک هستند.

**مواد و روش ها:** در این مطالعه به منظور ارزیابی تاثیر یک نمونه پساب صنعتی بر آلودگی خاک با فلزات سنگین، از ۴ نقطه به فاصله ۵۰ متر، در ۴ عمق ۰-۲۵، ۲۵-۵۰، ۵۰-۷۵ و ۷۵-۱۰۰، در طول زهکش خاکی نمونه برداری صورت گرفت. نمونه های خاک برداشت شده و پس از انتقال به آزمایشگاه، در برابر هوا خشک و به کمک چکش پلاستیکی کوبیده و الک شدند و خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و غلظت فلزات سنگین در آن ها اندازه گیری شد. هدایت الکتریکی<sup>۳</sup> عصاره اشباع توسط دستگاه هدایت سنج در عصاره گل اشباع، بافت به روش هیدرومتر، درصد آهک خاک به روش تیترومتری و غلظت کل فلزات سنگین به روش هضم با اسید نیتریک تعیین و اندازه گیری گردید. ظرفیت تبادل کاتیونی<sup>۴</sup> خاک نیز به روش استات سدیم اندازه گیری شد. در نهایت آنالیز آماری نتایج این مطالعه با استفاده از نرم افزار SAS انجام گردید.

**نتایج و بحث:** نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که با توجه به استانداردهای ارایه شده برای اراضی کشاورزی و اطراف مناطق صنعتی در مورد غلظت فلزات سنگین و مقایسه نمونه های خاک با استانداردهای جهانی، می توان خاک منطقه را تنها از نظر فلز نیکل آلوده دانست که این مساله ممکن است به آلودگی پایین پساب مورد مطالعه با فلزات سنگین نسبت داده شود. هم چنین نتایج همبستگی بین عمق خاک و غلظت فلزات سنگین نشان داد که بین این دو عامل همبستگی منفی وجود داشته که این موضوع با حرکت کند فلزات سنگین در لایه های خاک به خصوص در خاک های با درصد آهک و pH بالا، قابل توجیه است.

**واژه های کلیدی:** آلودگی، خاک، پساب صنعتی، فلزات سنگین، نیکل.

۱- کارشناس ارشد خاکشناسی، عضو باشگاه پژوهشگران جوان دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان (خوراسگان)

۲- دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان (خوراسگان)، \*مسوول مکاتبات.

3 - Electrical Conductivity

4 - Cation Exchangeable Capacity

## مقدمه

فلزات سنگین از طریق فعالیت های مختلف انسانی مثل صنعت، رها کردن مواد قراضه، دفن زباله، مصرف کودها و حشره کش ها، ذوب فلزات، فعالیت های معدن و فضولات شهری به محیط های طبیعی وارد می شوند (۱، ۲ و ۳). در غلظت های بالا، تمامی فلزات سنگین اثر نامطلوبی بر محیط زیست دارند و به عنوان آلاینده محیطی محسوب می شوند (۴ و ۵). آلودگی خاک یکی از اثرات نامطلوب حضور فلزات سنگین در محیط های طبیعی است که به کاهش عملکرد در کشاورزی از طریق کاهش و توقف رشد گیاه و نهایتاً به آلودگی زنجیره غذایی منجر می شود (۶). جذب فلزات سنگین از طریق سیستم گیاهی، به عنوان یک راه عمده برای در معرض قرار گرفتن انسان با فلزات سنگین شناخته شده است (۷). افزایش توجه به غلظت فلزات سنگین در طبیعت، احتمالاً مربوط به تاثیر سوء و خطر بالای این ترکیبات بر سلامتی انسان می باشد. در مناطق شهری، غلظت این فلزات بالا بوده که درصد خطر این آلاینده ها را افزایش می دهد (۸، ۹ و ۱۰).

آبیاری خاک ها و اراضی کشاورزی یکی از راه های ورود آلاینده های فلزی به محیط های طبیعی و به خصوص اراضی کشاورزی است. در آبیاری با پساب باید به تاثیر اجزای معدنی و آلی موجود در آن بر روی خواص شیمیایی و فیزیکی خاک مثل انباشتگی عناصر مختلف از جمله فلزات سنگین، نیتروژن، فسفر و نیز تغییر در مقدار pH و دیگر خواص شیمیایی و نیز برخی خصوصیات فیزیکی مثل نفوذپذیری، هدایت هیدرولیکی و غیره توجه نمود. تجمع فلزات سنگین در خاک یکی از مشکلات اصلی آبیاری با پساب است. برای استفاده مجدد پساب ها در کشاورزی، استانداردهای مختلفی وجود دارد. هدف اصلی و اولیه از استاندارد کردن پساب های شهری، جلوگیری از شیوع عوامل بیماری زا است و در پساب های صنعتی هدف، پایین آوردن مقدار عناصر سمی است، زیرا در این گونه پساب ها امکان حضور موجودات زنده کمتر می باشد. البته این نکته را باید در نظر داشت که میزان خسارت وارد شده از طریق پساب، به عواملی چون نوع گیاه، بافت خاک و اقلیم منطقه بستگی دارد (۱۱). آلودگی خاک با فلزات سنگین یکی از مشکلات بزرگ جوامع امروزی می باشد. فلزات سنگین به طور متناوب در نتیجه فعالیت های صنعتی و توسعه تکنولوژی، در محیط پیرامون افزایش می یابند و افزایش این آلاینده ها در محیط، یک تهدید بزرگ و جدی برای سلامتی بشر و بهداشت محیط زیست محسوب می شود (۱۲).

فعالیت های روزافزون انسان بر روی کره زمین سبب شده است که کارکرد خاک که خود جزئی فراگیر از پیوسته زمین است در مواردی دچار اختلال شود. بدیهی است اگر جمله بالا را تعریف آلودگی خاک بدانیم، آلودگی خاک را یک پدیده نامطلوب می انگاریم و باید برای آن

مرز مشخصی تعیین نماییم. از دیدگاه جهانی، پس از آب و هوا، پوسته خاک، سومین جزء عمده محیط زیست انسانی تلقی می شود. خاک ها و اراضی که تحت تاثیر پساب های صنعتی قرار می گیرند و یا با پساب آبیاری می شوند، با گذشت زمان با مقادیر بالایی از فلزات سنگین آلوده می گردند (۱۳) که نهایتاً با افزایش غلظت عناصر کمیاب در این محیط، دسترسی گیاه به عناصر فوق زیاد شده و عامل بروز مشکلاتی برای تولیدات کشاورزی می شوند (۱۳).

مطالعات بسیاری نشان داده است که خاک های مناطق شهری به دنبال فعالیت های بشر مثل ساخت و ساز مصنوعی اختلاط، به هم خوردگی، فشرده گی، تخلیه، ترافیک، فعالیت های معادل و صنایع مدرن، توسط مقادیر بالایی از فلزات سنگین آلوده شده اند (۱۴ و ۱۵).

بررسی غلظت فلزات سنگین در خاک اطراف مناطق صنعتی دارای اهمیت است. شاید آبیاری با پساب تنها عامل تجمع فلزات سنگین در خاک های کشاورزی نباشد، ولی یکی از دلایل مهم تجمع فلز در خاک و نهایتاً محصولات کشاورزی محسوب می شود (۱۶). البته عوامل دیگری نظیر pH، مقدار ماده آلی و بافت خاک نیز بر قابلیت استفاده فلزات سنگین تاثیر گذاشته و با اهمیت به شمار می آیند. مدت زمان تماس خاک با پساب هم در غلظت فلزات سنگین تجمع یافته، حایز اهمیت است (۱۷). در آزمایشی که در آن خاک های منطقه ای از آلمان، با پساب آبیاری شده بود، مشخص شد که پس از مدت ۱۶ و ۲۵ سال آبیاری با پساب، هیچ یک از فلزات سنگین خاک به مرز زیان آور نرسیده است و تنها عناصر نیکل، کادمیوم و روی به مرز زیان آور نزدیک شده اند.

برای استفاده مجدد پساب ها در کشاورزی، استانداردهای مختلفی وجود دارد. هدف اصلی و اولیه از استاندارد کردن پساب های شهری، جلوگیری از شیوع عوامل بیماری زا است و در پساب های صنعتی هدف از استاندارد کردن، پایین آوردن مقدار عناصر سمی است، زیرا در این گونه پساب ها امکان کمتری برای وجود موجودات زنده می باشد. البته این نکته را باید در نظر داشت که میزان خسارت وارد شده از طریق پساب به عواملی چون نوع گیاه، بافت خاک و اقلیم منطقه بستگی دارد (۱۱).

از آن جایی که اکثر پساب های صنعتی نهایتاً به آب های سطحی موجود در منطقه تخلیه می شوند، بررسی اثرات تخلیه این پساب ها به رودخانه ها و خاک ها اهمیت داشته و ضروری به نظر می رسد و از طرف دیگر امروزه به دلیل اعمال محدودیت ها و استانداردهای دقیق تر در تصفیه و سپس تخلیه پساب ها به محیط های طبیعی، پاکسازی این ترکیبات سخت تر و پرهزینه تر می شود (۱۲). کنترل آلودگی آب مصرفی در بخش های صنعتی، حداقل سازی تولید آلودگی های سمی، مثل فلزات سنگین در خاک ها و منابع طبیعی از اهداف اصلی

و ۱۰۰-۷۵ نمونه برداری خاک انجام گردید. زهکش اصلی بین حوضچه‌های تخلیه پساب و خاک زراعی اطراف این منطقه قرار دارد. نمونه‌های خاک برداشت شده و پس از انتقال به آزمایشگاه، در برابر هوا خشک و به کمک چکش پلاستیکی کوبیده شدند. نمونه‌های خاک از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند و از خاک جمع‌آوری شده از زیر الک برای انجام تجزیه‌های فیزیکی- شیمیایی استفاده گردید. حدود ۲۰۰ الی ۳۰۰ گرم خاک کوبیده از هر نمونه، با آب اشباع شده و پس از حدود ۲۴ ساعت، عصاره آن توسط پمپ و ارلن خلأ استخراج گردید. سپس هدایت الکتریکی عصاره اشباع (ECe) توسط دستگاه هدایت‌سنج متر- اهم مدل ۶۴۴، تعیین شد. مقدار pH عصاره گل اشباع نیز با استفاده از pH متر مدل ۲۶۲ اندازه‌گیری گردید. بافت نمونه‌های خاک، به روش هیدرومتر تعیین و درصد آهک خاک به روش تیترومتری اندازه‌گیری شد. در این تحقیق غلظت کل فلزات سنگین به روش هضم با اسید نیتریک اندازه‌گیری گردید. به این صورت که ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ به نمونه اضافه شد و سپس ارلن برای مدت ۲ ساعت روی هیتر در دمای ۱۰۰°C قرار گرفت. پس از خارج شدن بخار قهوه‌ای، به محتوای ارلن قطره قطره آب اضافه گردید. سپس نمونه‌ها با استفاده از کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف شده و در بالن ۱۰۰ میلی‌لیتری مستقل، به حجم رسانده شد و با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل پرکین المر مدل ۳۰۳۰ در طول موج مشخص، غلظت هر عنصر اندازه‌گیری گردید. در این تحقیق از روش استات سدیم برای تخمین ظرفیت تبادل کاتیونی خاک استفاده شد. در نهایت غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک با استانداردهای جهانی مقایسه، آنالیز آماری داده‌ها نیز با استفاده از نرم افزار آماری SAS انجام و نتایج آن به صورت جدول ارائه گردید.

#### بحث و نتیجه‌گیری

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک در منطقه مورد مطالعه در هر نقطه، در جدول ۱ ارائه شده است. متوسط pH نمونه‌های خاک، بالای ۸ بوده که این مساله، وجود میزبان آهک فراوان در خاک، امکان آبهویی فلزات سنگین به لایه‌های زیرین پروفیل خاک و آب های زیرزمینی را کاهش می‌دهد. وجود مقادیر EC بالای ۴ ds/m در خاک های کشاورزی برای گیاه ایجاد مشکل می‌کند، زیرا رشد اغلب گیاهان زراعی در چنین خاکی محدود می‌گردد، از طرف دیگر در خاک های با بافت سبک تأثیر شوری بیشتر است که دلیل آن را می‌توان به کم بودن سطوح جذبی کلوییدها و درصد اشباع خاک نسبت داد (۱۹).

مطالعات زیست محیطی می‌باشد. هدف از این تحقیق ارزیابی شدت آلودگی خاک، تحت تاثیر تماس با پساب های صنعتی در منطقه ذوب آهن اصفهان می‌باشد.

#### مواد و روش ها

منطقه مورد مطالعه در جنوب غربی اصفهان، بین ۱۹'، ۳۲' تا ۲۵'، ۳۲' عرض شمالی و ۱۴'، ۵۱' تا ۳۴'، ۵۱' طول شرقی واقع شده است. ارتفاع از سطح دریا در بلندترین نقطه، ۱۶۹۲ متر و در پست-ترین نقطه، ۱۶۵۰ متر است. متوسط درجه حرارت سالانه منطقه، C ۱۶/۵ و متوسط بارندگی سالانه منطقه، ۱۶۹/۱ mm می باشد که از پاییز شروع و تا اوایل بهار ادامه دارد. منبع اصلی آب منطقه، رودخانه زاینده رود است که از کوه های زاگرس سرچشمه گرفته و از غرب به شرق در طول منطقه مورد مطالعه، جریان دارد. علاوه بر این، چاه های عمیق و نیمه عمیق در منطقه حفر و برای آبیاری زمین‌ها و اراضی کشاورزی در سطوح محدود مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد (۱۸).

خاک منطقه در فلات های پست و بلند، دارای تکامل پروفیلی جزیی و معمولاً پوشیده از سنگریزه‌های بیابانی<sup>۱</sup> است و بر اساس رده‌بندی آمریکایی جزء گروه های بزرگ Typic Calciorthid طبقه‌بندی می‌شود. خاک تراس بالایی و میانی دارای تکامل پروفیلی بوده و براساس رده‌بندی آمریکایی جزء گروه های بزرگ Typic Camborthisد و Typic Calciorthid گروه بندی می‌گردد. خاک تراس های پایینی رودخانه بدون تکامل و یا با تکامل پروفیلی کم است که براساس رده‌بندی آمریکایی جز گروه های بزرگ Typic Torriorthent طبقه‌بندی می‌شود.

پساب حاصل از بخش های مختلف کارخانه تولید آهن، فولاد، شکل-دهی، تمیزکاری و تغییر ابعاد، پس از خروج از کارخانه و یک تصفیه اولیه به داخل استخرهای ذخیره پساب پمپاژ می‌شوند. این استخرها شامل ۵ استخر خاکی فاضلاب غیر سمی (استخر ۵ در دست احداث)، ۶ استخر تبخیری نگهداری پساب های سمی (استخر ۶ در دست احداث) و ۳ استخر خاکی فاضلاب تصفیه شده اماکن (فاضلاب انسانی) می‌باشند. پساب های غیرسمی و سمی به ترتیب از طریق خطوط انتقال C<sub>1</sub> و C<sub>2</sub> و توسط تلمبه خانه مرکزی، به استخرهای ذخیره مخصوص انتقال داده می‌شوند. پساب استخرها پس از عبور از زهکش خاکی وارد کانال اصلی زهکش شده و جهت مصارف کشاورزی پمپاژ می‌شوند.

در این مطالعه، نمونه‌برداری خاک از ۴ نقطه در طول مسیر تماس خاک با پساب و به فاصله ۵۰ متر از یک دیگر انجام شد. از هر نقطه در ترانسکت در طول زهکش، ۴ عمق شامل ۰-۲۵، ۲۵-۵۰، ۵۰-۷۵

جدول ۱- میانگین برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک در منطقه مورد مطالعه

نمونه خاک	بافت	pH	EC(dS/m)	CEC(Cmol/Kg)	CaCO <sub>3</sub> %
نقطه ۱	لوم شنی	۸/۲۸	۸/۱۶	۸/۱۲	۶۲/۷۵
نقطه ۲	لوم شنی	۸/۲۴	۶/۱۶	۱۲/۵	۶۳
نقطه ۳	لوم شنی	۸/۷۶	۶/۲	۱۲/۳	۵۶
نقطه ۴	لوم شنی	۸/۶۹	۷/۶	۱۱/۸	۵۸/۲۵

خاک می‌تواند به عنوان یک فیلتر طبیعی عمل نموده و با جذب فلزات سنگین از پساب، به استخراج فلزات سنگین کمک کند (۲۰)، ولی با توجه به خصوصیات خاک منطقه، به دلیل بافت سبک و مقادیر CEC پایین، عدم نقش موثر خاک در استخراج فلزات سنگین از پساب مورد انتظار است. بررسی غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک، به منظور تعیین شدت تاثیر پساب در ایجاد آلودگی فلزی در خاک، انجام گرفت.

با افزایش غلظت عناصر سنگین در خاک، دسترسی گیاه به این عناصر زیاد شده و عامل بروز مشکلاتی برای تولیدات کشاورزی می‌شود (۲۱)، بنابراین بررسی غلظت فلزات سنگین در خاک اطراف مناطق صنعتی دارای اهمیت است.

لازم به ذکر است که غلظت عناصر را در آب مورد استفاده باید طوری در نظر گرفت که از حد مجاز ورود سالیانه به خاک تجاوز نکند. با توجه به شدت کم آلودگی پساب مورد مطالعه با فلزات سنگین،

آلودگی ناچیز خاک در معرض پساب، دور از انتظار نیست. مطالعات بسیاری نشان داده است که خاک‌های مناطق شهری به دلیل فعالیت‌های بشر مثل ساخت و ساز مصنوعی، اختلاط، به هم خوردگی، فشرده‌گی، تخلیه، ترافیک، فعالیت‌های معادن و صنایع مدرن، توسط مقادیر بالایی از فلزات سنگین آلوده شده‌اند (۲۲). برخی بررسی‌ها در این زمینه، در شهرهای قدیمی جهان مثل مسکو در روسیه و کونتستانز در آلمان نشان داده‌اند که مقادیر غیر عادی از فلزات سنگین، ناشی از فعالیت‌های گذشته بشر و کاربری‌های مختلف اراضی، در خاک‌ها تجمع پیدا کرده است (۲۳). جدول ۲، غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

جدول ۲- غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه (mg/Kg)

نمونه خاک	عمق	Cr	Ni	Cu	Fe	Pb	Cd	Zn	Mn
زهکش سمی (نقطه ۱)	۰-۲۵	۵۷	۹۲	۳۰	۲۲۹۵۰	۴۶	۱	۷۴	۵۱۸
	۲۵-۵۰	۵۴	۷۲	۲۶	۲۱۶۵۰	۴۴	۰	۶۷	۴۴۶
	۵۰-۷۵	۵۱	۶۳	۲۴	۲۱۴۵۰	۳۵	۱	۵۷	۳۶۶
	۷۵-۱۰۰	۴۹	۶۱	۲۲	۱۹۹۵۰	۳۴	۰	۵۱	۳۵۳
زهکش سمی (نقطه ۲)	۰-۲۵	۴۶	۶۹	۲۹	۳۰۰۵۰	۴۸	۰	۶۸	۵۷۶
	۲۵-۵۰	۴۳	۶۷	۲۷	۲۷۸۰۰	۴۶	۱	۶۸	۵۹۴
	۵۰-۷۵	۴۳	۶۶	۲۴	۲۱۸۰۰	۴۲	۰	۵۷	۴۱۸
	۷۵-۱۰۰	۴۲	۶۶	۲۳	۲۱۲۵۰	۴۲	۰	۵۴	۳۹۷
زهکش عادی (نقطه ۱)	۰-۲۵	۴۷	۷۸	۲۶	۲۵۶۵۰	۴۱	۱	۶۶	۴۵۰
	۲۵-۵۰	۴۷	۷۶	۲۴	۲۲۱۵۰	۴۱	۱	۶۴	۴۲۹
	۵۰-۷۵	۴۲	۷۵	۲۲	۲۱۰۰۰	۴۱	۱	۶۱	۴۲۸
	۱۰۰-۷۵	۴۲	۷۵	۲۲	۲۱۰۰۰	۴۱	۱	۶۰	۴۲۶
زهکش عادی (نقطه ۱)	۰-۲۵	۴۲	۱۲۱	۳۶	۳۶۳۵۰	۳۶	۱	۸۴	۵۸۱
	۲۵-۵۰	۴۲	۱۰۵	۳۰	۳۴۵۵۰	۳۴	۰	۷۹	۵۷۲
	۵۰-۷۵	۴۲	۹۳	۲۵	۲۶۰۵۰	۳۴	۰	۶۷	۴۲۷
	۷۵-۱۰۰	۳۵	۸۱	۲۲	۲۳۵۰۰	۳۰	۱	۶۰	۳۹۸

نیکل برای گیاهان و حیوانات عنصری ضروری محسوب می‌شود. در طی دهه‌های گذشته، نیکل به عنوان یک عنصر سمی به حساب می‌آمده است، ولی اخیراً به عنوان یک عنصر ضروری برای گیاهان مورد توجه قرار گرفته است. به هر حال این عنصر در غلظت‌های بالا می‌تواند سمی باشد. اضافه کردن آهن به خاک یکی از راه‌های کاهش قابلیت استفاده از نیکل است. مقدار کل نیکل در خاک ۵ تا ۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. نیکل مازاد در خاک معمولاً در اثر فعالیت‌های انسان به وجود می‌آید. غلظت این فلز تحت تاثیر سوخت‌های فسیلی، استخراج معادن، پالایشگاه‌ها و سوختن مواد زاید، اعضاء مصنوعی حاوی نیکل، پساب‌های آلوده و داروها و مواد حاصل از دیالیز خون، افزایش یافته است.

نتایج همبستگی خصوصیات خاک و غلظت فلزات سنگین در خاک زهکش مجاور، برای چهار منطقه نمونه‌برداری شده، به ترتیب در جداول ۳ تا ۶ ارائه گردیده است.

با توجه به استانداردهای ارائه شده برای اراضی کشاورزی و اطراف مناطق صنعتی و مقایسه مقادیر فلزات مورد بررسی در این نمونه‌های خاک، می‌توان خاک منطقه را تنها از نظر فلز نیکل آلوده دانست. غلظت استاندارد تعیین شده در مورد فلز نیکل برای اراضی کشاورزی و اراضی اطراف مناطق صنعتی،  $50 \text{ mg/Kg}$  در نظر گرفته شده است (۲۴). مقدار نیکل در محلول خاک طبیعی که در واقع فاز فعال بخش مایع خاک می‌باشد و کلیه فعل و انفعالات شیمیایی خاک‌ها در این قسمت انجام می‌شود،  $2 \text{ mg/kg}$  (اسید استیک ۰/۵ نرمال) در عصاره اشباع  $20 \mu\text{g/l}$  است. شکل شیمیایی این عنصر در آب  $\text{Ni}^{2+}$ ،  $\text{NiCO}_3$  می‌باشد. محلول خاک به مقدار آب موجود در خاک گفته می‌شود که عناصر مورد نیاز گیاه از این بخش تامین می‌گردد. در واقع منبع عناصر موجود و آزاد شده از خاک برای تامین گیاه، در این بخش خاک است. محلول خاک در واقع بخش فعال خاک است که تمامی واکنش‌های شیمیایی درون خاک در این جزء اتفاق می‌افتد.

جدول ۳- نتایج همبستگی خصوصیات و غلظت فلزات سنگین در خاک مجاور زهکش سمی ۱

Metal	pH	Depht	EC	CaCO3	CEC
Cr	۰/۸۷۸۳۱	-۰/۹۹۵۹۱	۰/۹۰۷۲۶	۰/۹۶۹۸۶	۰/۸۰۹۵۲
	۰/۱۲۱۷	۰/۰۰۴۱	۰/۰۹۲۷	۰/۰۳۰۱	۰/۱۹۰۵
Ni	۰/۹۵۰۷۱	-۰/۹۲۹۵۸	۰/۸۱۵۱۴	۰/۹۸۳۰۹	۰/۹۴۱۲۴
	۰/۰۴۹۳	۰/۰۷۰۴	۰/۱۸۴۹	۰/۰۱۶۹	۰/۰۵۸۸
Cu	۰/۸۸۵۷۱	-۰/۹۸۲۷۱	۰/۸۴۵۱۵	۰/۹۶۸۳۳	۰/۸۷۸۳۱
	۰/۱۱۴۳	۰/۰۱۷۳	۰/۱۵۴۸	۰/۰۳۱۷	۰/۱۲۱۷
Fe	۰/۷۲۲۷۰	-۰/۹۶۶۵۵	۰/۷۵۱۷۵	۰/۸۶۴۱۴	۰/۷۸۶۶۶
	۰/۲۷۷۳	۰/۰۳۳۵	۰/۲۴۸۳	۰/۱۳۵۹	۰/۲۱۳۳
Pb	۰/۸۸۳۴۹	-۰/۹۴۷۶۳	۰/۹۸۸۸۵	۰/۹۵۱۲۴	۰/۶۷۹۶۶
	۰/۱۱۶۵	۰/۰۵۲۴	۰/۱۱۱۱	۰/۰۴۸۸	۰/۳۲۰۳
Cd	۰/۱۶۹۰۳	-۰/۴۴۷۲۱	۰/۰۰۰	۰/۳۰۱۵۱	۰/۵۷۷۳۵
	۰/۸۳۱۰	۰/۵۵۲۸	۱/۰۰۰۰	۰/۶۹۸۵	۰/۴۲۲۶
Zn	۰/۸۶۲۲۵	-۰/۹۹۵۷۰	۰/۹۳۰۰۴	۰/۹۶۰۲۲	۰/۷۶۴۷۶
	۰/۱۳۷۸	۰/۰۰۴۳	۰/۰۷۰۰	۰/۰۳۹۸	۰/۲۳۵۲
Mn	۰/۹۴۵۰۹	-۰/۹۶۶۸۹	۰/۹۲۱۲۲	۰/۹۹۶۵۲	۰/۸۴۴۴۷
	۰/۰۵۴۹	۰/۰۳۳۱	۰/۰۷۸۸	۰/۰۰۳۵	۰/۱۵۵۵

جدول ۴- نتایج همبستگی خصوصیات و غلظت فلزات سنگین در خاک مجاور زهکش سمی ۲

Metal	pH	Depht	EC	CaCO <sub>3</sub>	CEC
Cr	۰/۶۶۶۶۷	-۰/۸۹۴۴۳	۰/۶۶۶۶۷	۰/۶۸۰۴۱	۰/۹۴۲۸۱
	۰/۳۳۳۳	۰/۱۰۵۶	۰/۳۳۳۳	۰/۳۱۹۶	۰/۰۵۷۲
Ni	۰/۸۱۶۵۰	-۰/۹۱۲۸۷	۰/۸۱۶۵۰	۰/۶۶۶۶۷	۰/۸۶۶۰۳
	۰/۱۸۳۵	۰/۰۸۷۱	۰/۱۸۳۵	۰/۳۳۳۳	۰/۱۳۴۰
Cu	۰/۹۴۳۴۶	-۰/۹۸۴۵۰	۰/۹۴۳۴۶	۰/۸۵۵۹۲	۰/۸۸۹۵۰
	۰/۰۵۶۵	۰/۰۱۵۵	۰/۰۵۶۵	۰/۱۴۴۱	۰/۱۱۰۵
Fe	۰/۹۷۶۳۷	-۰/۹۵۵۹۰	۰/۹۷۶۳۷	۰/۸۲۶۸۳	۰/۸۲۱۰۱
	۰/۰۲۳۶	۰/۰۴۴۱	۰/۱۲۳۶	۰/۱۷۳۲	۰/۱۷۹۰
Pb	۰/۰۳۷۷	-۰/۹۴۶۷۳	۰/۰۳۷۷	۰/۷۸۵۶۷	۰/۸۱۶۵۰
	۰/۹۶۲۲۵	۰/۰۵۳۳	۰/۹۶۲۲۵	۰/۲۱۴۳	۰/۱۸۳۵
Cd	۰/۵۷۷۳۵	-۰/۲۵۸۲۰	۰/۵۷۷۳۵	۰/۴۷۱۴۰	۰/۰۰۰۰۰
	۰/۴۲۲۶	۰/۷۴۱۸	۰/۴۲۲۶	۰/۵۲۸۶	۱/۰۰۰۰
Zn	۰/۹۸۵۹۰	-۰/۹۳۴۷۳	۰/۹۸۵۹۰	۰/۹۰۱۵۹	۰/۷۸۰۸۰
	۰/۰۱۴۱	۰/۰۶۵۳	۰/۱۱۴۱	۰/۰۹۸۴	۰/۲۱۹۲
Mn	۰/۹۹۳۹۸	-۰/۸۹۲۸۰	۰/۹۹۳۹۸	۰/۸۵۹۵۹	۰/۷۰۸۷۹
	۰/۰۰۶۰	۰/۱۰۷۲	۰/۱۱۶۰	۰/۱۴۰۴	۰/۲۹۱۲

جدول ۵- نتایج همبستگی خصوصیات و غلظت فلزات سنگین در خاک مجاور زهکش عادی ۱

Metal	pH	Depht	EC	CaCO <sub>3</sub>	CEC
Cr	۱/۰۰۰۰۰	-۰/۸۹۴۴۳	۰/۸۹۴۴۳	.	۱/۰۰۰۰۰
	<۰/۰۰۰۱	۰/۱۰۵۶	۰/۱۰۵۶	.	<۰/۰۰۰۱
Ni	۰/۸۱۶۵۰	-۰/۹۱۲۸۷	۰/۹۱۲۸۷	.	۰/۸۱۶۵۰
	۰/۱۸۳۵	۰/۰۸۷۱	۰/۰۸۷۱	.	۰/۱۸۳۵
Cu	۰/۹۰۴۵۳	-۰/۹۴۳۸۸	۰/۹۴۳۸۸	.	۰/۹۰۴۵۳
	۰/۰۹۵۵	۰/۰۵۶۱	۰/۰۵۶۱	.	۰/۰۹۵۵
Fe	۰/۷۶۰۶۶	-۰/۸۸۵۶۳	۰/۸۸۵۶۳	.	۰/۷۶۰۶۶
	۰/۲۳۹۳	۰/۱۱۴۴	۰/۱۱۴۴	.	۰/۲۳۹۳
Pb	.	.	.	.	.
	.	.	.	.	.
Cd	.	.	.	.	.
	.	.	.	.	.

Zn	۰/۹۴۳۴۶ ۰/۰۵۶۵	-۰/۹۸۴۵۰ ۰/۰۱۵۵	۰/۹۸۴۵۰ ۰/۰۱۵۵	.	۰/۹۴۳۴۶ ۰/۰۵۶۵
Mn	۰/۶۴۲۲۹ ۰/۳۵۷۷	-۰/۸۳۸۷۵ ۰/۱۶۱۳	۰/۸۳۸۷۵ ۰/۱۶۱۳	.	۰/۶۴۲۲۹ ۰/۳۵۷۷

جدول ۶- نتایج همبستگی خصوصیات و غلظت فلزات سنگین در خاک مجاور زهکش عادی ۲

Metal	pH	Depht	EC	CaCO <sub>3</sub>	CEC
Cr	۰/۰۰۰۰۰	-۰/۷۷۴۶۰	۰/۳۳۳۳۳	۱/۰۰۰۰۰	۰/۸۱۶۵۰
	۱/۰۰۰۰۰	۰/۲۲۵۴	۰/۶۶۶۷	<۰/۰۰۰۱	۰/۱۸۳۵
Ni	۰/۳۸۲۲۵	-۰/۹۹۷۲۶	۰/۸۱۹۲۹	۰/۷۴۱۲۶	۰/۹۵۵۶۴
	۰/۶۱۷۷	۰/۰۰۲۷	۰/۱۸۰۷	۰/۲۵۸۷	۰/۰۴۴۴
Cu	۰/۳۹۹۵۶	-۰/۹۸۹۷۵	۰/۸۴۲۷۸	۰/۶۷۹۶۶	۰/۹۳۲۳۰
	۰/۶۰۰۴	۰/۰۱۰۳	۰/۱۵۷۲	۰/۳۲۰۳	۰/۰۶۷۷
Fe	۰/۱۱۶۷۶	-۰/۹۶۵۱۳	۰/۶۶۰۷۳	۰/۷۰۰۴۵	۰/۸۳۳۵۵
	۰/۸۸۳۲	۰/۰۳۴۹	۰/۳۳۹۳	۰/۲۹۹۵	۰/۱۶۶۵
Pb	۰/۳۲۴۴۴	-۰/۹۲۳۳۸	۰/۶۶۲۲۷	۰/۹۲۷۱۷	۰/۹۷۳۳۳
	۰/۶۷۵۶	۰/۰۷۶۶	۰/۳۳۷۷	۰/۰۷۲۸	۰/۰۲۶۷
Cd	۰/۷۰۷۱۱	۰/۰۰۰۰۰	۰/۵۷۷۳۵	-۰/۵۷۷۳۵	۰/۰۰۰۰۰
	۰/۲۹۲۹	۱/۰۰۰۰۰	۰/۴۲۲۶	۰/۴۲۲۶	۱/۰۰۰۰۰
Zn	۰/۱۸۶۰۸	-۰/۹۸۸۵۸	۰/۶۹۸۹۰	۰/۷۵۹۶۷	۰/۸۹۳۱۹
	۰/۸۱۳۹	۰/۰۱۱۴	۰/۳۰۱۱	۰/۲۴۰۳	۰/۱۰۶۸
Mn	۰/۰۳۸۴۸	-۰/۹۳۸۲۳	۰/۶۰۳۸۸	۰/۶۷۳۶۹	۰/۷۸۲۳۵
	۰/۹۶۱۵	۰/۰۶۱۸	۰/۳۹۶۱	۰/۳۲۶۳	۰/۲۱۷۶

از نظر pH، ثابت شده که با افزایش این پارامتر در خاک، حلالیت و حرکت کادمیوم در خاک کاهش می‌یابد. مقدار آهن موجود در محلول خاک نیز تحت تأثیر pH خاک است و با افزایش pH خاک، مقدار این عنصر و در نتیجه تحرک آن در خاک کاهش می‌یابد (۲۵) و در واقع کمبود این عنصر بیشتر در خاک‌های قلیایی رخ می‌دهد.

در نمونه‌های خاک بررسی شده، همان‌طور که نتایج بررسی همبستگی در جداول ۳ تا ۶ نشان می‌دهند، بین افزایش عمق خاک و غلظت فلزات سنگین همبستگی منفی مشاهده شده که این مساله به تحرک پایین فلزات سنگین در خاک و تجمع بیشتر این فلزات در لایه‌های سطحی مربوط می‌باشد.

گیاه، مطلوب نخواهد بود (۲۸). مطالعه درباره فلزات سنگین بیانگر آن است که مناطق وسیعی در جوار شهرها و معادن و یا جاده‌های اصلی به طور غیرعادی دارای غلظت بالایی از این عناصر هستند (۲۹).

خاک‌ها و اراضی که تحت تاثیر پساب‌های صنعتی قرار می‌گیرند و یا با پساب آبیاری می‌شوند، با گذشت زمان با مقادیر بالایی از فلزات سنگین آلوده می‌گردند (۱۳). این خاک به عنوان محیط فعالیت ریشه، منبع اولیه عناصر کمیاب موجود در گیاه است و نهایتاً با افزایش غلظت عناصر کمیاب در این محیط، دسترسی گیاه به این عناصر زیاد شده و عامل بروز مشکلاتی برای تولیدات کشاورزی می‌شوند (۳۰، ۳۱ و ۳۲).

در آزمایشی که در آن خاک‌های منطقه‌ای از آلمان با پساب آبیاری شده بود، مشخص شد که پس از مدت ۱۶ و ۲۵ سال آبیاری با پساب، هیچ یک از فلزات سنگین خاک به مرز زیان آور نرسیده است و تنها عناصر نیکل، کادمیوم و روی به مرز زیان‌آور نزدیک شده‌اند.

رابر و همکاران (۲۰۰۰) اثبات کردند که فرآیندهای ابتدایی صنعتی، باعث تجمع  $Pb$  و  $Cu$  در خاک‌های سطحی گردیده است (۲۳). بنابراین به دلیل شدت بالای آلودگی خاک‌های شهری توسط فرایندهای صنعتی، لازم و ضروری است که کیفیت خاک با استانداردهای محیط، ارزیابی شده و نیز پتانسیل خطر خاک‌های آلوده در انتقال آلاینده‌ها به زنجیره غذایی در بخش کشاورزی نیز مورد تحقیق و بررسی خاص قرار گیرد (۳۳ و ۳۴). آبشویی و رواناب حاصل از خاک‌های آلوده با فلزات سنگین، به طور بالقوه آب‌های سطحی و زیر زمینی را تحت تاثیر این آلاینده‌ها قرار داده و به انتشار این آلودگی‌ها در مسافت‌های طولانی کمک می‌کنند (۳۵).

همان‌طور که نتایج جدول ۱ نشان می‌دهد، این نمونه‌های خاک درصد آهک و  $pH$  بالایی دارند که منجر به تثبیت و عدم تحرک فلزات سنگین در آن‌ها می‌گردد. در واقع شرایط قلیایی خاک مانع از حرکت فلزات سنگین در طول پروفیل خاک می‌شود. تحرک و قابلیت جذب فلزات سنگین در خاک یک فرآیند پیچیده است که به ترکیب پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک بستگی دارد (۳۶ و ۳۷).

به این ترتیب بررسی نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه نشان داد که این خاک‌ها از نظر میزان عامل شوری، درصد بالای آهک و غلظت بالای فلز کروم دارای محدودیت و مشکل می‌باشند. عدم تحرک فلزات سنگین در لایه‌های مختلف خاک، در اینجا کاملاً مشهود است که این مساله علاوه بر رفتار طبیعی فلزات سنگین و تحرک‌پذیری کم این فلزات در خاک، به خصوصیات خاک منطقه مورد مطالعه، شامل درصد آهک بالا و نیز  $pH$  بالا نسبت داده می‌شود.

تجمع فلزات سنگین در خاک یکی از این مشکلات در خاک‌ها است. برحسب نوع پساب و نیز خاک و یا تصفیه شدن پساب، گزارش‌های

فلز مس در خاک غیر متحرک بوده، پراکندگی آن در پروفیل خاک نسبتاً یکنواخت است (۲۵). سرب کم‌تحرک‌ترین فلز سنگین در خاک است و بنابراین عدم تحرک آن در لایه‌های خاک نیز قابل توجه است. قابلیت استفاده از این عنصر نیز مثل کادمیوم و آهن، با افزایش  $pH$  خاک کاهش می‌یابد (۲۵). این رفتار سرب در برابر شرایط قلیایی خاک باعث شده که از افزودن آهک به خاک، به عنوان یکی از راه‌های کاهش قابلیت دسترسی گیاه به سرب موجود در خاک، استفاده کرد (۲۶).

در مورد فلز روی باید اشاره کرد که این عنصر اساساً در لایه‌های سطحی خاک‌ها تجمع می‌یابد و همبستگی منفی غلظت این عنصر با عمق خاک، مربوط به  $pH$  خاک و تحرک کم این عنصر در شرایط قلیایی می‌باشد. فعالیت روی در محلول خاک در شرایط تعادل به ازای هر واحد افزایش  $pH$  ۱۰۰ برابر کاهش می‌یابد. اثرات سمی روی را می‌توان با آهک‌دهی و بالا بردن  $pH$  خاک تا حدود ۶ به میزان زیادی کاهش داد. آهک‌دهی یک روش تثبیت فلزات سنگین مثل روی و نیکل در خاک‌های اسیدی است که از طریق افزایش مکان‌های باندی فلز روی، این تثبیت را انجام می‌دهد (۲۵).

در مورد منگنز نیز شرایط مانند سایر فلزات سنگین است و حلالیت آن وابسته به  $pH$  و شرایط اکسیداسیون و احیاء می‌باشد. با کاهش  $pH$  خاک قابلیت استفاده از این عنصر افزایش می‌یابد. قابلیت استفاده از منگنز با کاهش دما و افزایش مواد آلی خاک کم می‌شود. سمیت منگنز بیشتر در خاک‌های اسیدی و در شرایط بی‌هوازی رخ می‌دهد (۲۵).

مقدار کروم در محلول خاک  $10 \text{ mg/L}$  در گل اشباع است. شکل شیمیایی این عنصر در آب  $CrO_4^{2-}$  و  $Cr(OH)_3$  می‌باشد. حلالیت هر دو شکل کروم شدیداً تحت تاثیر  $pH$  بوده و کمترین حلالیت در  $pH$  بین ۵/۵ تا ۸ رخ می‌دهد (۲۵). به طور کلی کاربرد عناصر سنگین در سطوحی بیش از نیاز گیاه، نهایتاً خاک را آلوده و نابارور ساخته و یا محصولات تولید شده را به صورت غیرقابل استفاده در می‌آورد. به همین دلیل مقادیر بحرانی و حدود سمیت فلزات سنگین در فاضلاب، جهت تخلیه به اراضی کشاورزی، در بسیاری از کشورها بررسی شده است (۲۷).

نتایج نشان دادند که بین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک و عامل شوری، هم‌چنین بین درصد آهک و غلظت فلزات سنگین، رابطه مثبت ولی غیرمعنی‌داری وجود دارد. بین ظرفیت تبادل کاتیونی خاک و غلظت فلزات سنگین نیز رابطه‌ای مثبت ولی غیرمعنی‌داری مشاهده شد که این مساله را می‌توان به شدت پایین آلودگی خاک با فلزات سنگین نسبت داد. فلزات سنگین قابلیت تجمع در خاک را داشته و در بسیاری مواقع حذف کامل آن‌ها از خاک میسر نبوده و به همین دلیل حضور آن‌ها در آب و خاک و متعاقباً در



- ovules and embryonic sac in *Euphorbia cheirandenia*. Pak. J. Biol. Sci. 8. 622–625.
5. Nedelkoska, T.V., Doran, P.M. 2000. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining. Miner. Eng. 13, 549–561.
  6. Friesl, W., Friedl, J., Platzer, K., Horak, O., Gerzabek, M.H. 2006. Remediation of contaminated agricultural soils near a former Pb/Zn smelter in Austria: batch, pot and field experiments. Environ. Pollut. 144, 40–50.
  7. Liu, W.X., L.F. Shen, J.W. Liu, Y.W. Wang, S.R. Li. 2007. Uptake of toxic heavy metals by rice (*Oryza sativa* L.) cultivated in the agricultural soils near Zhengzhou City, People's Republic of China, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 79. 209–213.
  8. Poggio, L., B. Viščaj, E. Hepperle, R. Schulin, F.A. Marsan. 2008. Introducing a method of human health risk evaluation for planning and soil quality management of heavy metal-polluted soils—an example from Grugliasco (Italy), Landscape and Urban Planning 88. 64–72.
  9. Marjorie, C., H. Aeliona, T. Davisa, S. McDermottb, A.B. Lawsonc. 2008. Metal concentrations in rural topsoil in South Carolina: potential for human health impact, Science of the Total Environment 402.149–156.
  10. Lim, H., J. Lee, H. Chon, M. Sager. 2008. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au–Ag mine in Korea, Journal of Geochemical Exploration 96. 223–230.
  11. Ayers, R. S and D. W. Wastcot. 1985. Water quality for agriculture. Rev, 1. FAO Rome.
  12. Bambang, V and K. Jae-Duck. 2007. Super critical oxidation for the destruction of toxic organic wastewater. Areview. Journal of Environmental Sciences, 19. pp: 513-522.
  13. Lucho-Constantino, CA., M. Alvarez-suarez., R. I. Beltran-Hernandez., F. Prieto-Garcia and H. M. Poggi-varaldo, 2005. A multivariate analysis of the

مختلفی در مورد تجمع عناصر سنگین در خاک ارایه شده است (۳۸) و (۳۹) و البته زمان در معرض قرار گرفتن خاک به وسیله پساب، در غلظت فلز سنگین تجمع یافته، حایز اهمیت می باشد و بین این دو فاکتور رابطه خطی وجود دارد (۱۷).

همان گونه که قبلا نیز اشاره شد، فلزات سنگین به طور گسترده‌ای در بخش های مختلف طبیعت مثل آب، هوا و خاک رها شده‌اند که برخی از این فلزات مثل جیوه، کادمیوم، سرب، آرسنیک و کروم در غلظت های پایین هم باعث آلودگی و آسیب شدید به محیط زیست می شوند (۴۰).

مدیریت صحیح در قبال کیفیت پساب علاوه بر مرزهای استاندارد، به ویژگی‌های آب، اقلیم، خاک و گیاه نیز توجه می‌کند، زیرا یک استاندارد به تنهایی قادر نیست کلیه رده‌بندی‌های مختلف را بیان نماید و تنها یک چهارچوب کلی را مشخص می‌کند.

افزایش جهانی جنبه‌های مختلف آلودگی فلزات سنگین، تلاش‌های انسان را برای کنترل، تخلیه و انهدام پسماندها و تجدید و احیاء اراضی آلوده شده، بیشتر نموده است. با توجه به توسعه روزافزون صنایع مختلف و لزوم مصرف آب در آن ها که منجر به آلودگی منابع آبی مصرفی و نیز محیط های دریافت کننده این آب ها می‌گردد، کنترل غلظت این آلاینده‌های خطرناک در پساب های آلوده، به خصوص در مناطقی که با کمبود آب مواجه بوده و یا آب ها لزوماً به منابع آبی محیطی مثل رودخانه‌ها، تخلیه می شوند، به منظور نیل به توسعه پایدار از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است و باید به آن توجه شود.

#### منابع

1. Yadav, S.K., Juwarkar, A.A., Kumar, G.P., Thawale, P.R., Singh, S.K., Chakrabarti, T. 2009. Bioaccumulation and phyto-translocation of arsenic, chromium and zinc by *Jatropha curcas* L.: impact of dairy sludge and biofertilizer. Bioresour. Technol. 100 (20), 4616–4622.
2. Amato, F., M. Pandolfi, M. Viana, X. Querol, A. Alastuey, T. Moreno. 2009. Spatial and chemical -patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment, Atmospheric Environment 43.1650–1659.
3. Yang, P., R. Mao, H. Shao, Y. Gao. 2009. The spatial variability of heavy metal distribution the suburban farmland of Taihang Piedmont Plain, China, C. R. Biologies 332 . 558–566.
4. Chehregani, A., Malayeri, B., Golmohammadi, R. 2005. Effect of heavy metals on the developmental stages of

- and Cd by amine-modified zeolite. *Water Res*, 39. pp: 3287-3297.
23. Rober R., D. Bibby., W. Burghardt and M. Bahamani. 2000. Some features of the soil of old constance. In: Burghardt, E and C. Domauf, (editors). *Proceedings of 1 st international conference on soils of urban, Industrial, traffic and mining Areas. The unknown urban soils detection, resource and facessvol 1. Germany: Essen.* pp. 21-26.
  24. EPB, 2004. *Land Application of Municipal Sewage Sludge.* Environmental protection Branch.
  25. Pais I. J and B. Jones . 1997 . *The handbook of trace elements.* Publishing by: st. Lucie Press Boca Raton Florida.
  26. Tsadilas CD, Matsi T, Barbayiannis N, Dimoyiannis D. 2000. Influence of sewage Sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metals fraction. *Commun Soil Sci Plant Anal*;26: 2603-2619.
  27. Wang C. X. Hu. M. L. Chen and Y. H. Wu. 2005. Total concentrations and fractions of Cd , Cr , Pb , Cu , Ni and Zn in sewage sludge from municipal and industrial wastewater treatment plants. *Journal of Hazardous Material* , B119. pp: 245-249.
  28. وحیده دستجردی، م. ۱۳۷۵. بررسی تجمع برخی از فلزات سنگین در محصولات کشاورزی آبیاری شده با پساب و غیر پساب. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشکده علوم پزشکی دانشگاه اصفهان.
  29. Merian E. 1991. *Metals and their compounds in the environment. Occurrence analysis and biological relevance.* VHC. Weinheim. Germany.
  30. Singh K. P. D. Mohan. S. Sinha and R. Dalwani. 2004. Impact assessment of treated/untreated wastewater toxicant discharged by sewage treatment plants on health, agricultural and environmental quality in wastewater disposal area. *Chemosphere*, 55. pp: 227-255.
  31. Liu W. H. J. Z. Zhao. Z. Y. Ouyang. L. Soderlund and G. H. Liu. 2005. Impacts of sewage irrigation on heavy metals distribution and contamination in Beijing, accumulation and fraction of major and trace elements in Agricultural soils in Hidalgo state, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environment International*, 31. pp: 313-323.
  14. Li X. D., C. N. Poon and P. S. Liu . 2001. Heavy Metal contamination of urban soils and street dusts in Hong kong. *Appl Geochem*, 16. pp: 1361-1368.
  15. Lu y. Z., T. Gong. G. L. Zhang and W. Burghadt. 2003. Concentration and chemical speciation of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China. *Geoderma*, 115. pp: 101-111.
  16. Bie, X., X. Feng., Y. Yang., G. Qiu., G. Li., F. Li., Z. Fu and Z. Jin, 2006. Environmental contamination of heavy metals from Zinc smelting areas in Hezyang County, Western Guizhou, China. *Environment International*, 32. pp: 883-890.
  17. Khan, S., Q. Cao., B. Chen and Y. G. Zhu, 2006. Humic acids increase the phytoavailability of Cd and Pb to wheat plants cultivated infreshly spiked, contaminated soil. *JOURNAL OF Soils Sediments*, 6. PP: 236-242.
  ۱۸. حاجوی، ع و ا. صادقی. ۱۳۵۳. *مطالعات خاکشناسی و طبقه بندی اراضی تفصیلی منطقه اویشان استان اصفهان.* نشریه شماره ۳۹۶ وزارت کشاورزی. مؤسسه خاکشناسی و حاصلخیزی خاک. ص: ۷۱.
  19. Koopmans, G. F., W. J. Chardon., P. A. I. Elbert., A. A. Suurs., O. Oenema and W. H. V. Riemsdihk, 2004. Phosphorous availability for plant uptake in a phosphorous enriched noncalcareous sandy. *J. Environment. Qual*, 33. pp: 965-975.
  ۲۰. عابدی م. ج. و نجفی. پ. ۱۳۸۰. *استفاده از فاضلاب تصفیه شده در کشاورزی.* انتشارات کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. چاپ اول.
  21. Chen Y., C. Wang and Z. Wang. 2005. Residues and source identification of persistent organic pollutants in farmland soils irrigated by effluents from biological treatment plants, *Environmental International*, 31. pp: 778-783.
  22. Wingenfelder U., B. Nowak., G. Furrer and R. Schuln. 2005. Adsorbition of Pb

37. Peijnenburg, W.J. G.M., Jager, T. 2003. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 56 (1), 63–77.
38. Ikeda M. Z. W. Zhang. S. Shimbo. T. Watanabe. H. Nakatsuka. C. S. Moon. N. Matsuda-inoguchi and K. Higashikawa. 2000. Urban population exposure to lead and cadmium in east and south-east Asia. *Science of the Total Environment*, 249. pp: 373-384.
39. Rothenberg S. E. X. Du. Y. G. Zhu and J. A. Jay. 2007. The impact of sewage irrigation on the uptake of Mercury in corn plants (*Zea mays*) from suburban Beijing. *Environment Pollution*, doi: 10.1016/j.envpol. 2007.01.005.
40. Manyin Zhanga,b,c, Lijuan Cuib,c, Lianxi Shenga, Yifei Wangb,c. 2009. Distribution and enrichment of heavy metals among sediments, water body and plants in Hengshuihu Wetland. *ecological engineering* 35 ( 2 0 0 9 ) 563–569.
- ChinaEnvironment International, 31. pp: 805-812.
32. Sharma R. K. M. Agrawal and F. Marshal. 2007. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environment Safety*, doi: 10.1016/j.ecoenv. 2005. pp: 11-7.
33. Rattan R. K., S. P. Datta., P. K. Chhonkar., K. Surubabu and A. K. Singh. 2005. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater-a case study. *Agriculture. Ecosystem and Environment*, 109. pp: 310-322.
34. Scheyer J and C. A. Wettstein. 2003. Minimizing soil risk from contaminated urban gardens and school sites. *Proceedings of SUITMA (soil of urban industrial, traffic and mining Areas conference, Nancy, France, July 9-11. pp: 239-240.*
35. Komecki T. D., G. O. Brown., B. Allred and N. Basta. 1998. Cationic surfactant feasibility for use in removal of lead from soil, *Environ. Geosci*, 5. pp: 29-38.
36. Panuccio, M.R., Sorgonà, A., Rizzo, M., Cacco, G., 2009. Cadmium adsorption on vermiculite, zeolite and pumice: batch experimental studies. *J. Environ. Manage.* 90 (1), 364–374.