پژوهش‌های خاک / الف / جلد ۳۷ / شماره۳ پاییز / ۱۴۰۲/ص۲۴۳-۲۵۷
dx.doi.org/10.22092/ijsr.2023.363098.718

# تجمع فلزات سنگین در ریشه و اندام هوایی ذرت علوفه‌ای رشد یافته در خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب

یوسف رضا باقری*، احمد گلچین، حامد رضایی و لیلا اسماعیل نژاد

دانشجوی دکتری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان**bagheriyo@yahoo.com**

استاد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان**agolchin2011@yahoo.com**

دانشیار پژوهشی، موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی**rezaei_h@yahoo.com**

استادیار پژوهشی، موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی**esmaeelnejad.leila@gmail.com**

«مقاله پژوهشی»

دریافت:۱۴۰۲/۵/۱۵ و پذیرش:۱۴۰۲/۸/۲۳

## چکیده

**برای کاربرد لجن در کشاورزی، شناخت اثرات آن بر وضعیت و انتقال فلزات سنگین به گیاه ضروری است. بدین منظور آزمایشی گلخانه‌ای به‌صورت طرح بلوک‌های کامل تصادفی در سال ۱۴۰۰ در گلخانه موسسه تحقیقات خاک و آب در کرج برای بررسی تجمع فلزات سنگین در ذرت علوفه‌ای (به‌عنوان گیاه شاخص) رشد یافته در خاک تیمار شده با سطوح مختلف لجن انجام شد. خاک انتخابی با چهار سطح مختلف لجن فاضلاب شهری به‌میزان ۰٪ ، ۰/۵٪، ۲٪ و ۴٪ و با سه تکرار تیمار شد. نتایج نشان داد کلیه تیمارهای مصرف لجن نسبت به تیمار شاهد باعث افزایش عملکرد تر و خشک گردید($P<0.05$). بیشترین عملکرد تر اندام هوایی با میانگین ۲۱۴/۹ گرم در گلدان (افزایش ۳۰۰٪) از ۴٪ لجن نسبت به شاهد حاصل گردید که این تیمار در مقایسه با سایر سطوح مصرف لجن نیز اختلاف معنی‌دار داشت ($p<0.05$). مصرف سه سطح لجن در مقایسه با همدیگر تأثیر معنی‌داری بر عملکرد خشک نداشت. مصرف لجن فاضلاب باعث افزایش معنادار غلظت عناصر سرب، نیکل و مس در اندام هوایی ذرت شد. مقدار فاکتور انتقال (TF) در همه تیمارها بدین‌صورت بود: Cd>Cu>Pb>Ni>As>Cr>Co که بیشترین میانگین مقدار فاکتور انتقال مربوط به عنصر کادمیم و پس از آن مس و سرب بود. مصرف لجن فاضلاب نسبت به تیمار شاهد باعث تغییرات معنی‌داری در فاکتور انتقال عناصر کادمیم، نیکل، آرسنیک، مس و سرب گردید؛ اما این تغییرات برای فلزات کروم و کبالت معنی‌دار نبود ($p<0.05$). میانگین مقدار فاکتور تغلیظ زیستی ریشه ($BCF_{root}$) در همه تیمارها دارای این روند بود: Cd>Cu>Pb>Ni>As>Co>Cr. این روند در مورد فاکتور تغلیظ زیستی اندام هوایی ($BCF_{shoot}$) به این صورت بود: Cd>Pb>Cu>Ni>As>Cr>Co. فاکتور تغلیظ زیستی کادمیم برای ریشه و اندام هوایی و همچنین فاکتور انتقال آن نسبت به سایر فلزات سنگین بیشتر بود. درمجموع غلظت اندازه‌گیری شده برای کادمیم، سرب و آرسنیک در بالاترین مقادیر در اندام هوایی گیاه به ترتیب، ۰/۱۷، ۱/۹۴، ۰/۷۴ میلی‌گرم در کیلوگرم بودند، درحالی‌که مقادیر مجاز استاندارد بیشینه رواداری این فلزات سنگین در خوراک دام[1] برای مواد اولیه خوراک دام از منابع گیاهی به‌ترتیب ۱، ۳۰ و ۲ میلی‌گرم در کیلوگرم است. بنابراین افزایش غلظت در اندام‌های هوایی در حدی نبود که سبب افزایش غلظت عناصر موردنظر بالاتر از حدود مجاز در استاندارد ملی ایران باشد؛ اما بایستی دقت نمود که نتایج این بررسی صرفاً مربوط به‌یکبار مصرف یک نمونه لجن بود، درحالی‌که کیفیت و محتویات لجن متنوع است. با توجه به کمبود مواد آلی و فسفر در خاکهای کشاورزی کشور، کاربرد لجن فاضلاب تصفیه شده با توجه به بالا بودن درصد کربن آلی و فسفر آن قابل توجه است؛ اما به‌دلیل تغییرات کیفیت لجن و استفاده متعدد آن در اراضی تحت کشت، پیشنهاد می‌گردد تا مطالعات تکمیلی انجام پذیرد تا بر اساس آن امکان توصیه زراعی فراهم گردد.**

**واژه های کلیدی:** محصول سالم، فاضلاب تصفیه شده ، آلودگی خاک، افزایش مواد آلی خاک

---

* – آدرس ایمیل نویسنده مسئول: bagheriyo@yahoo.com

[1] استاندارد ملی ایران به شماره ۱۲۹۶۸ (تجدید نظر اول)

**مقدمه**

با افزایش جمعیت همراه با شهرنشینی، مقدار فاضلاب و به دنبال آن لجن فاضلاب حاصل از آن در حال افزایش است (لائورا و همکاران، ۲۰۲۰). در مناطق خشک و نیمه‌خشک، خاک به دلیل بهره‌برداری بیش‌ازحد انسان، چرخه‌های خاص بیابان‌زایی، شوری خاک، آلودگی خاک، آب و فرسایش بادی تخریب می‌شوند (دریگنه، ۲۰۰۲). تجمع فلزات سنگین به دلیل پایداری و سمیت آن‌ها می‌تواند برای گیاهان مضر باشد (بولان و همکاران، ۲۰۰۴). در سال‌های اخیر استفاده از لجن فاضلاب به‌عنوان یک کود ارزان‌قیمت در برخی نقاط ایران و سایر نقاط جهان گسترش‌یافته است. لجن فاضلاب حاوی مقادیر بالایی از مواد مغذی است که می‌تواند به‌عنوان کود مورداستفاده قرارگرفته (اید و شارتوت، ۲۰۱۶) و باعث رشد محصول و افزایش عملکرد گیاهان شود (اید و همکاران، ۲۰۱۷). کاکیر و سیمرین (۲۰۲۰) نیز در تحقیقی به‌منظور تأثیر کاربرد لجن فاضلاب بر رشد ذرت (Zea mays L) و برخی خواص خاک‌نشان دادند که کاربرد لجن فاضلاب در مقادیر صفر تا ۱۰ درصد باعث افزایش آماری وزن‌تر و خشک‌ریشه ذرت، وزن تر و خشک اندام هوایی، ارتفاع و قطر بوته نسبت به شاهد در تمامی تیمارها شد. همچنین افزایش معنی‌داری برای محتوای مواد آلی و نمک خاک با اثر لجن فاضلاب اعمال‌شده در مقادیر بالا مشاهده گردید. کاربرد منطقی و به‌اندازه لجن فاضلاب و کمپوست آن می‌تواند تغذیه گیاهان را بهبود بخشد، اما استفاده بیش‌ازحد باعث تجمع فلزات سنگین در خاک می‌شود. فاضلاب‌های صنعتی بر افزایش سطوح فلزات سنگین مضر در لجن فاضلاب مؤثر بوده که ممکن است بر زنجیره غذایی تأثیر منفی بگذارد. فلزات سنگین انباشته‌شده در خاک توسط گیاهان جذب‌شده و وارد زنجیره غذایی می‌شوند و سلامتی انسان را به خطر می‌اندازند. به دلیل محدودیت‌های اکولوژیکی و زیست‌محیطی، نگرانی در مورد نحوه دفع و کاربرد لجن فاضلاب در خاک افزایش‌یافته است. کاربرد لجن فاضلاب می‌تواند به کاهش غلظت دی‌اکسید کربن و افزایش کربن آلی در خاک و حاصلخیزی آن کمک کند (آجوا و طباطبائی، ۱۹۹۴). به‌خصوص، در مناطق خشک و نیمه‌خشک، محتوای ماده آلی خاک را می‌توان با افزودن لجن فاضلاب به خاک افزایش داد. انتقال مقادیر بالای فلزات سنگین مانند کادمیم (Cd)، کبالت (Co)، مس (مس)، نیکل (Ni)، سرب (Pb) و روی (Zn) به گیاهان می‌تواند منجر به تهدید سلامت انسان و حیوانات شود (پرالترا ویدا و همکاران، ۲۰۰۹). تجمع عناصر سنگین در بدن انسان و حیوانات منجر به تخریب و تغییر عملکردهای فیزیولوژیکی بدن آن‌ها می‌شود.

بررسی انتقال فلزات سنگین به گیاهان و برآورد مخاطرات زیست‌محیطی بسیار مهم است. نوع و مقدار فلزات سنگین، نوع گیاهان (چاینون و همکاران، ۲۰۰۳)، شرایط خاک و محیط همگی بر انتقال فلزات سنگین از خاک به گیاهان تأثیر می‌گذارند (سوریانو دیسلا و همکاران، ۲۰۱۴). داده‌های مربوط به انتقال فلزات سنگین از خاک به گیاهان و پاسخ آن‌ها به لجن فاضلاب در خاک‌های آهکی در مناطق خشک و نیمه‌خشک در مقایسه با خاک‌های غیر آهکی کم است. در حال حاضر، مطالعات بر روی انتقال فلزات سنگین از خاک به گیاه پس از تیمار خاک با لجن فاضلاب، بیشتر بر روی فراهمی زیستی فلزات سنگین با استفاده از عصاره‌گیرهای خاص متمرکزشده است (کمبیر و همکاران، ۲۰۱۹؛ یانگ و همکاران، ۲۰۱۸؛ ایگلسیاس و همکاران، ۲۰۱۸). ارزیابی انتقال فلزات سنگین از خاک به قسمت‌های مختلف گیاهان در حضور لجن فاضلاب کمتر موردمطالعه قرارگرفته است (سوریانو دیسلا و همکاران، ۲۰۱۴). رضاپور و همکاران (۲۰۱۹) فاکتور غلظت زیستی (BCF) پنج فلز سنگین را در خاک آهکی و در گندم زمستانه آبیاری شده با فاضلاب تصفیه‌شده موردمطالعه قراردادند. نتایج غلظت زیستی و فاکتورهای انتقال عناصر سنگین در گندم نشان داد که فلزات سنگین به‌طور کمی در ریشه تجمع یافته و به دانه‌ها انتقال ضعیفی دارند. همچنین غلظت فلزات سنگین در ریشه گندم به‌طور معنی‌داری بیشتر از اندام هوایی و دانه (ریشه≫شاخه>دانه) بود ($P<0.05$).

یانگ و همکاران (۲۰۱۸) طی یک آزمایش مزرعه‌ای طولانی‌مدت با سیستم تناوب گندم و ذرت برای بررسی تجمع و فراهمی زیستی فلزات سنگین در یک خاک آهکی در مقادیر مختلف کاربرد لجن فاضلاب نشان داد که محتوای روی، کروم و نیکل در کاه گندم و روی، مس در علوفه ذرت با میزان مصرف لجن فاضلاب همبستگی مثبت داشت، درحالی‌که محتوای مس در کاه گندم و کروم در علوفه ذرت روند معکوس را نشان داد. همچنین فاکتورهای غلظت زیستی فلزات سنگین در دانه‌های گندم و ذرت به ترتیبZn>Cu>Cd>Hg>Cr=Ni>Pb>As بود. ذرت گیاهی رایج است که در کشورهای مختلف در سراسر جهان کشت می‌شود. ذرت با چرخه رشد کوتاه و زیست‌توده بالا سرشار از ویتامین‌ها و مواد معدنی است (ژو و همکاران، ۲۰۱۹؛ روسینی اولیوا و همکاران، ۲۰۲۰) و ممکن است مقدار زیادی فلزات سنگین را در بافت‌های خود انباشته کند که خطراتی برای مصرف انسان به همراه دارد (ژیونگ و وانگ، ۲۰۰۵). ارزیابی انتقال فلزات سنگین از خاک به قسمت‌های مختلف ذرت در حضور لجن فاضلاب کمتر موردمطالعه قرارگرفته است. این مطالعه با اهداف ۱ – اثرات تیمارهای لجن بر زیست توده گیاهی و مقدار فلزات سنگین در خاک و ۲– بررسی انتقال فلزات سنگین (Cd، Co، Cu، Ni، Pb، Cr،As ) از یک خاک لومی آهکی به بافت‌های گیاه ذرت انجام شد.

## مواد و روش‌ها

### تهیه نمونه لجن و خاک

در این تحقیق لجن فاضلاب از تصفیه‌خانه شرکت آب و فاضلاب تهران تهیه گردید. لجن جمع‌آوری‌شده ابتدا هوا خشک و سرند شد و مواد زائد (شیشه، پلاستیک، شن درشت و ریز) ابتدا از الک ۲ میلی‌متری و سپس جهت خالص‌سازی آن جهت استفاده در گلدان‌ها از الک ۰/۵ میلی‌متری عبور داده شد و سپس مورداستفاده قرار گرفت. خاک موردنیاز برای مطالعه گلخانه‌ای، یک خاک متوسط با بافت لومی بود که از مزرعه تحقیقاتی موسسه تحقیقات خاک و آب واقع در مشکین‌دشت کرج قطعه شماره ۲ انتخاب گردید. خاک برداشت‌شده پس از هوا خشک و همگن شدن برای اندازه‌گیری برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. ویژگی‌های اندازه‌گیری شده خاک عبارتند از: بافت، فسفر قابل‌دسترس،pH، هدایت الکتریکی، ظرفیت تبادل کاتیونی، کربن آلی و فلزات سنگین(Cd، Co، Cu، Ni، Pb، Cr،As ) کل با استفاده از دستگاه میکروویو و روش هضم با اسیدنیتریک ۶۵ درصد، هیدروکلریدریک اسید ۳۲ درصد و هیدروفلوریک اسید ۴۰–۳۸ درصد (ISO،۲۰۰۱) و قابل جذب با استفاده از عصاره گیر DTPA (لیندسی و نورول،۱۹۷۸) عصاره‌گیری و سپس به‌وسیله‌ی دستگاه طیف‌سنج پلاسمای جفت القائی ICP[1] مدل (2100DVPerkin Elmer Optima) تعیین گردید ( Soil Survey Staff,۲۰۱۴). حد تعیین کمی (LOQ) در این روش برای سرب (≥۲ )، کادمیم (≥۰/۵ )، مس (≥۱/۵ )، آرسنیک (≥۳ )، کروم (≥۲ )، کبالت (≥۲) و نیکل (≥۲)میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین گردید.

### آماده‌سازی گلدان‌ها

گلدان‌های استفاده‌شده در این مطالعه از جنس پلاستیک و استوانه‌ای به ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر و قطر داخلی ۲۰ سانتی‌متر بودند. جهت ایجاد زهکش در ته ستون‌ها به ارتفاع ۱ سانتی‌متر شن قرار گرفت و سپس تا ارتفاع ۲۵ سانتی‌متری مخلوط خاک بر اساس جرم مخصوص ظاهری مخلوط خاک و لجن در گلدان قرار گرفت. لجن به نسبت ۰/۵، ۲ و ۴ درصد وزنی به خاک در کل ستون اضافه شد. سپس جهت رسیدن به حالت تعادل، مخلوط خاک و لجن به مدت ۳ ماه در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد و رطوبت ظرفیت مزرعه انکوباسیون شد. پس از پایان دوره انکوباسیون نسبت به کاشت گیاه ذرت اقدام و در پایان دوره کشت بعد از برداشت گیاه نسبت به نمونه‌برداری از خاک و اندازه‌گیری عناصر اقدام گردید.

[1]Inductively Coupled Plasma–Atomic Emission Spectrometer

**کشت گیاه ذرت و اندازه‌گیری عناصر جهت بررسی روند جذب عناصر**

در هر گلدان تعداد ۸ بذر ذرت علوفه‌ای رقم سینگل کراس ۷۰۴ کاشته شد و بعد از سبز شدن با تنک کردن نسبت به نگه‌داری ۵ گیاه اقدام گردید. در این آزمایش به‌منظور بررسی دقیق مقدار عناصر آلاینده لجن در خاک در تمام تیمارها، کودی به گلدان‌ها اضافه نگردید. آبیاری گلدان-ها با آب مقطر برای رساندن رطوبت آن‌ها به حد ظرفیت مزرعه (به‌طور متوسط هفته‌ای دو بار) انجام گرفت. پس از ۸ هفته، اندام هوایی (ساقه‌ها و برگ‌ها) و ریشه‌های گیاه جداگانه برداشت و عملکرد گیاه اندازه‌گیری گردید. سپس نمونه‌های گیاهی شستشو، در آون ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت سه روز خشک و آسیاب گردید. غلظت فلزات سنگین در ریشه و بخش هوایی گیاه ذرت پس از برداشت گیاه به روش اسپکترومتری جذب اتمی (AAS) پس از هضم با میکروویو اندازه‌گیری شد. در این روش، هضم اسیدی نمونه تحت شرایط بسته و کنترل‌شده دما و فشار با استفاده از سیستم میکروویو برای هضم و عصاره‌گیری نمونه‌های گیاه انجام شد. ۰/۵ گرم از نمونه اندام هوایی و ریشه ذرت آسیاب شده را داخل لوله‌های تفلون مخصوص دستگاه میکروویو توزین و به آن ۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ (۶۵ درصد با درجه خلوص بالا) و ۲ میلی‌لیتر آب‌اکسیژنه ۳۰ درصد اضافه شد. لوله‌ها را داخل دستگاه میکروویو قرار داده و مطابق برنامه دستگاه را تنظیم و عمل هضم انجام شد. غلظت عناصر در نمونه‌ها با توجه به حد تشخیص در محلول‌های نهایی هضم شده با دستگاه کوره گرافیتی پرکین المر یا ICP قرائت گردید (AOAC، ۱۹۹۹). حد تعیین کمی (LOQ) در این روش برای سرب (≥۱۰ )، کادمیم (≥۵ ) ، آرسنیک (≥۵ )، کروم ( ≥۱۲)، کبالت ( ≥۵) و نیکل ( ≥۱۰) میکروگرم بر کیلوگرم، مس (≥۰/۱ ) میلی‌گرم بر کیلوگرم، برای نمونه‌های گیاه تعیین گردید.

**فاکتورهای انتقال فلزات سنگین از خاک به گیاه**

فاکتور تغلیظ زیستی[1] برای ریشه‌ها (BCFroots) و اندام هوایی (BCFshoots) به‌عنوان نسبت غلظت فلزات سنگین در ریشه گیاه یا اندام هوایی به غلظت فلزات سنگین کل خاک در تیمارهای موردنظر است که بیانگر میزان انتقال فلز سنگین از خاک به ریشه و اندام هوایی است. فاکتور انتقال[2] (TF) به‌عنوان نسبت غلظت فلزات سنگین در اندام هوایی به غلظت آن در ریشه است که بیانگر میزان انتقال فلز سنگین از ریشه به اندام هوایی است (مارچیول و همکاران، ۲۰۰۴).

**تجزیه‌وتحلیل آماری داده‌ها**

تعداد تیمارهای آزمایشی ۴ عدد و با لحاظ کردن ۳ تکرار درمجموع ۱۲ واحد آزمایشی یا گلدان وجود داشت. مقایسه میانگین ویژگی‌های موردنظر با استفاده از تجزیه واریانس یک‌طرفه ANOVA و آزمون LSD در نرم‌افزار SPSS (اس‌پی‌اس‌اس، ۲۰۱۸) در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی انجام شد.

**نتایج و بحث**

ویژگی‌های خاک و لجن موردمطالعه در جدول یک آورده شده است. طبق نتایج حاصله، بافت خاک لوم با pHقلیایی است. مقدار کربن آلی خاک کمتر از یک و در گروه خاک‌های فقیر ازنظر کربن آلی است. شوری خاک حدود ۰/۷ دسی زیمنس بر متر بوده و در رده خاک‌های غیر شور (کمتر از ۲ دسی زیمنس بر متر) قرار دارد. غلظت کل همه فلزات سنگین کمتر از حد مجاز تعیین‌شده توسط سازمان محیط‌زیست ایران (۱۳۹۰) بود. بر اساس نتایج تجزیه لجن (جدول ۲)، لجن فاقد شوری بوده، pH قلیایی داشته و درصد کربن آلی و فسفر آن بسیار بالابود. همچنین مقدار فلزات سنگین کروم و سرب لجن نسبت به حد استاندارد سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران برای خاک (کروم ۱۱۰ و سرب ۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) بالاتر بود.

[1]Bio-concentration Factor
[2]Translocation Factor

**جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک موردمطالعه**

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | (٪) | | $dS.m^{-1}$ | – | $Kg.m^{-3}$ | | (٪) | |
| ویژگی | شن | سیلت | رس | ρb | pH | EC | O.C | CaCO3 |
| مقدار* | ۴۴ | ۳۰ | ۲۶ | ۱۴۲۰ | ۷/۸ | ۰/۷ | ۰/۸۴ | ۱۱ |
| | | | | $mg.kg^{-1}$ | | | | |
| ویژگی | $Cr_{avail}$ | $Cr_{total}$ | $Pb_{avail}$ | $Pb_{total}$ | $Co_{avail}$ | $Co_{total}$ | $Cu_{avail}$ | $Cu_{total}$ |
| مقدار | ۰/۰۳ | ۷۳ | ۰/۷۲۳ | ۱۵ | ۰/۰۲۱ | ۲۳ | ۰/۷۶ | ۴۳ |
| | $Cmol_c.Kg^{-1}$ | | | $mg.kg^{-1}$ | | | | |
| ویژگی | $Ni_{avail}$ | $Ni_{total}$ | $As_{avail}$ | $As_{total}$ | $Cd_{avail}$ | $Cd_{total}$ | $P_{avail}$ | CEC |
| مقدار | ۰/۰۹۶ | ۳۹ | ۰/۰۷۷ | ۱۴/۴ | ۰/۰۰۳ | ۰/۳ | ۸/۲ | ۱۷ |

**جدول ۲- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی لجن موردمطالعه**

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $mg.kg^{-1}$ | | | (٪) | $dS.m^{-1}$ | – | $Kg.m^{-3}$ | $Cmol_c.Kg^{-1}$ |
| ویژگی | $Ni_{avail}$ | $Cu_{total}$ | $Cu_{avail}$ | O.C | EC | pH | ρb | CEC |
| مقدار* | ۶/۰۶ | ۲۷۴ | ۴۰/۶ | ۱۶/۶۶ | ۱/۴ | ۷/۴۳ | ۷۶۰ | ۷/۶۲ |
| | | | | $mg.kg^{-1}$ | | | | |
| ویژگی | $Pb_{avail}$ | $Cr_{total}$ | $Cr_{avail}$ | $Cd_{total}$ | $Cd_{avail}$ | $As_{total}$ | $As_{avail}$ | $Ni_{total}$ |
| مقدار | ۸/۱۱ | ۱۸۳/۳ | ۰/۲۳ | ۰/۸۸ | ۰/۰۱۴ | ۱۵/۸ | ۰/۹۴ | ۷۱/۲ |
| | | | | | $mg.kg^{-1}$ | | | |
| ویژگی | | | | | $P_{total}$ | $Co_{total}$ | $Co_{avail}$ | $Pb_{total}$ |
| مقدار | | | | | ۲۰۴۰۰ | ۵/۳۲ | ND | ۱۰۰ |

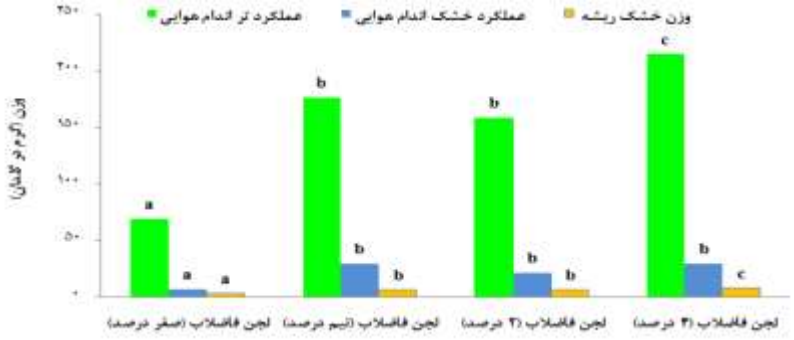
**اثرات تیمارهای لجن بر زیست‌توده گیاهی و مقدار فلزات سنگین در خاک**

با افزودن لجن فاضلاب به خاک، ماده خشک تولیدشده توسط گیاه ذرت به‌طور قابل‌توجهی افزایش یافت (شکل ۱ و جدول ۳) که با نتیجه دید و همکاران (۲۰۱۲) مطابقت داشت. بین تیمار شاهد با کلیه تیمارهای لجن در کلیه سطوح مصرف اختلاف معنی‌دار و افزایشی در سطح ۵ درصد ازلحاظ عملکردتر و خشک مشاهده گردید. همچنین بیشترین عملکردتر اندام هوایی با میانگین ۲۱۴/۹۳ گرم در گلدان (افزایش ۳۰۰ درصدی) از مصرف ۴ درصد لجن نسبت به شاهد بود که این تیمار در مقایسه با سایر سطوح مصرف لجن نیز اختلاف معنی‌دار داشت که ناشی از سطح مصرف لجن است. همچنین استفاده از لجن در کلیه سطوح مصرف باعث اختلاف معنی‌دار ازلحاظ عملکرد خشک در بین تیمارهای لجن نشد و از این لحاظ مصرف سه سطح لجن تأثیر معنی‌داری بر عملکرد خشک نداشت.

**جدول ۳- تجزیه واریانس تأثیر سطح مصرف لجن بر عملکردتر و خشک اندام هوایی و وزن خشک‌ریشه ذرت**

| منابع تغییرات | درجه آزادی | عملکردتر | عملکرد خشک | وزن خشک‌ریشه |
|---|---|---|---|---|
| | | میانگین مربعات | | |
| تیمار (سطح مصرف) | ۳ | ۱۶۲۵۰/۳۳۱* | ۲۵۹/۱۷۶* | ۱۵/۳۲۱* |
| بلوک | ۲ | ۱۳/۰۵ns | ۴/۸۹ns | ۲/۷۸ns |
| درصد ضریب تغییرات | | ۱۲/۴۶ | ۸/۹۸ | ۱۳/۶ |

* در سطح ۵٪ معنی‌دار و ns عدم اختلاف معنی‌دار است.



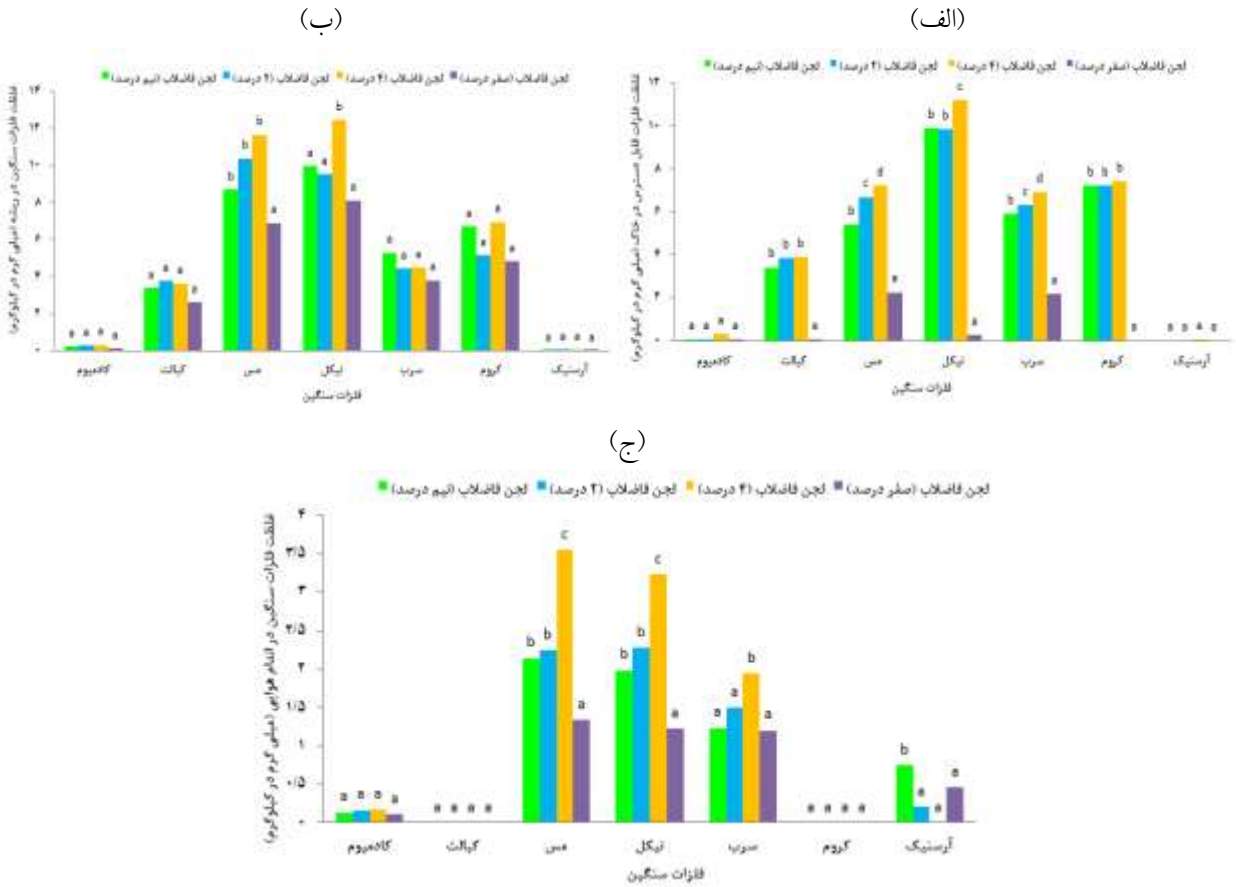

**شکل ۱- مقادیر میانگین عملکردتر اندام هوایی، عملکرد خشک اندام هوایی و وزن خشک‌ریشه (گرم در گلدان) در تیمارهای لجن صفر درصد، لجن ۰/۵ درصد، لجن دو درصد و لجن چهار درصد.**

کرپکا و همکاران (۲۰۱۶) نشان دادند که لجن می‌تواند مواد مغذی بیشتری را برای گیاهان فراهم می‌کند. همچنین مقادیر عناصر ماکرو و میکرو در لجن فاضلاب اثرات سمی فلزات سنگین در گیاه را کاهش می‌دهد. وقتی لجن فاضلاب به خاک اضافه شد، زیست‌توده گیاهی افزایش یافت (یاری و همکاران، ۲۰۱۶). مولدس و همکاران (۲۰۰۷) گزارش دادند که لجن فاضلاب می‌تواند عناصر ماکرو و مواد آلی موجود را افزایش دهد و اسیدیته خاک را برای رشد گیاه بهبود بخشد. با توجه به‌به نتایج این تحقیق (شکل۱) استفاده از لجن باعث بهبود شرایط رشد و افزایش عملکرد گیاه گردید که با نتایج محققین فوق همخوانی دارد.

درنتیجه افزودن لجن فاضلاب به گلدان‌ها و نمونه‌برداری از خاک در پایان کشت، میانگین فلزات سنگین قابل‌استفاده در خاک به‌ویژه سرب، نیکل و مس به‌طور معنی‌داری (۰/۰۵>) افزایش یافت (شکل دو-الف). همچنین روند افزایش غلظت قابل‌دسترس عناصر در خاک با افزایش سطح مصرف در بیشتر عناصر مشاهده گردید که در مورد عناصر مس، نیکل و سرب این تفاوت مشهودتر بود. انتقال فلزات سنگین از لجن فاضلاب به خاک و بعد به گیاه به میزان مصرف لجن، زمان و برهم‌کنش فلز با کلوئیدهای خاک و ماده آلی بستگی دارد. بر اساس گزارش محققین، ماده آلی موجود در لجن فاضلاب از طریق گونه‌های مختلف آروماتیکی، زنجیره‌های آلیفاتیکی و گروه‌های عاملی موادی را می‌سازند که یک‌گونه پیچیده چند دندانه را ایجاد می‌کند و این فراورده‌های شبه هومیک و فولویک اسید در لجن فاضلاب اثر بالقوه ای بر رفتار فلزات سنگین دارند (رشید و همکاران، ۲۰۱۸). پنیدو و همکاران (۲۰۱۹) نیز گزارش کردند استفاده از ۱ و ۲ درصد لجن فاضلاب در خاک باعث افزایش غلظت سرب قابل‌استفاده در خاک گردید که با نتایج این تحقیق همخوانی دارد.

گرچه مقادیر فلزات سنگین در خاک بعد از اعمال لجن فاضلاب افزایش معناداری نسبت به خاک بدون لجن داشتند ولی هنوز تا استانداردهای محیط‌زیست فاصله زیادی دارد. استفاده از لجن در کوتاه‌مدت ممکن است باعث افزایش مقادیر فلزات سنگین در خاک نشود، اما استفاده از آن در طی چندین سال در خاک می‌تواند منجر به تجمع فلزات سنگین در خاک شود (ژیانگ و همکاران، ۲۰۱۹). کاباتا پندیایس (۲۰۱۱) نشان داد که افزودن لجن فاضلاب به خاک مقدار روی را از ۲۱ به ۳۴ درصد افزایش داد و مقادیر

کادمیم، کبالت، مس، نیکل، سرب و روی را به ترتیب ۱۶/۱، ۹/۴، ۲۵/۴، ۴/۸، ۱۱/۵ و ۳۲/۵ درصد افزایش داد. غلظت فلزات سنگین و نسبت آن‌ها در ریشه (شکل دو–ب) و شاخساره (شکل دو–ج) ذرت که تحت تأثیر تیمارهای مختلف لجن قرار داشتند نیز مانند خاک افزایش داشت. نتایج ژو و همکاران (۲۰۰۵) نشان داد که غلظت فلزات سنگین در گیاهان به فلزات سنگین در خاک، ویژگی‌های خاک، ویژگی‌های لجن و اجزای گیاه بستگی دارد. به‌طور میانگین غلظت فلزات سنگین در ریشه اکثر تیمارها به‌این‌ترتیب بود: Cu>Ni>Cr>Pb>Co>Cd و در ساقه نیز از این روند تبعیت می‌کرد: Cu>Ni>Pb>Cd>Co=Cr. این نشان می‌دهد که لجن فاضلاب توانایی رهاسازی فلزات سنگین را در خاک داشته و برای استفاده از لجن فاضلاب در کشاورزی باید جوانب احتیاط را به عمل آورد. این ترتیب فلزات سنگین با آنچه که توسط سوریانو دیسلا و همکاران (۲۰۱۴) برای گیاهان جو گزارش کرده بودند متفاوت بود که ممکن است مربوط به غلظت فلزات سنگین در لجن فاضلاب اولیه و مخلوط خاک باشد. کادمیم بیشتر در ریشه گیاهان انباشته می‌شود و مایه نگرانی است (بوریونگ و همکاران، ۲۰۰۴). ستیگ و لوویسا (۲۰۰۶) افزایش غلظت کادمیم در گیاه جو را به دلیل استفاده از لجن فاضلاب در خاک گزارش کردند. باکزک وینتا و همکاران (۲۰۱۹) بیان کردند ارقام ذرت دیررس دارای بیوماس اندام هوایی بیشتر و تجمع بالای کادمیم می‌شود و برای گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به کادمیم توصیه می‌شوند. غلظت کبالت در ریشه ذرت در همه تیمارها حدود ۳/۳۶–۳/۷۷ میلی‌گرم در کیلوگرم بود ولی در ساقه گیاهان ذرت غلظت آن توسط سنجنده‌های آزمایشگاهی قابل‌تشخیص نبود. این الگو در مورد کروم هم تکرار شد و غلظت کروم در ساقه همه تیمارهای ذرت رشد یافته در خاک دارای مقادیر مختلف لجن، قابل‌تشخیص نبود. غلظت مس در ریشه ذرت در همه تیمارها تفاوت معناداری باهم نداشتند ولی در تیمار ۴ درصد لجن فاضلاب، غلظت مس در ساقه و اندام هوایی ذرت نسبت به دو تیمار دیگر افزایش معناداری داشت. غلظت نیکل هم در تیمار ۴ درصد لجن فاضلاب هم در ریشه و هم در اندام هوایی ذرت با تیمارهای ۲ و ۰/۵ درصدی لجن تفاوت معنادار داشت. غلظت سرب تنها در تیمار ۴ درصد لجن فاضلاب در اندام هوایی ذرت با سایر تیمارها تفاوت معنادار داشت ولی در ریشه ذرت در همه تیمارها تفاوت معناداری نداشتند. حلالیت سرب در خاک‌های آهکی به دلیل کمپلکس شدن سرب با کلسیت کم است و به‌راحتی برای گیاهان در دسترس نیست. علاوه بر این، مشخص‌شده است که برخی از گیاهان سرب را در ریشه خود نگه می‌دارند و از انتقال آن به بخش اندام هوایی جلوگیری می‌کنند (چاو و همکاران، ۲۰۰۴). یافته‌های این مطالعه نیز نشان داد که تجمع سرب در ریشه ذرت بیشتر از اندام هوایی است. بونیاپوکانا و همکاران (۲۰۰۵) نشان دادند که ۸۰ تا ۸۷ درصد سرب جذب‌شده در ریشه آفتابگردان انباشته‌شده و تنها ۱۳ تا ۲۰ درصد سرب به اندام هوایی منتقل‌شده است، در این مطالعه نیز میزان سرب اندام هوایی ذرت نزدیک به این مقادیر است. بر اساس استاندارد کدکس (۲۰۱۹) برای علوفه و خوراک دام، غلظت کل سرب کادمیم و آرسنیک در گیاهان به ترتیب ۳۰، ۲ و ۲ میلی‌گرم در کیلوگرم و همچنین مقادیر مجاز استاندارد بیشینه رواداری فلزات سنگین در خوراک دام سازمان ملی استاندارد ایران برای مواد اولیه خوراک دام از منابع گیاهی ۳۰، ۱ و ۲ میلی‌گرم در کیلوگرم است که بر این اساس مشکلی برای خوراک دام به وجود نمی‌آورد.




**شکل ۲- غلظت فلزات سنگین قابل‌دسترس (میلی‌گرم در کیلوگرم) خاک در پایان کشت (الف)، غلظت فلزات سنگین در ریشه (ب) و اندام هوایی (ج) در تیمارهای لجن صفر درصد، لجن ۰/۵ درصد، لجن دو درصد و لجن چهار درصد.**

با توجه به نتایج (شکل ۲) در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب، خاک نمی‌تواند در برابر انتقال فلزات سنگین به ریشه مقاومت کند و فلزات سنگین به ریشه گیاه ذرت منتقل می‌شود. همچنین، شاخساره‌ها نسبت به ریشه‌ها مکانیزم مقاومتی نشان می‌دهند که انتقال فلزات سنگین به زنجیره غذایی را از طریق تجمع در ریشه و عدم انتقال به اندام هوایی محدود می‌کنند (باستا و همکاران، ۲۰۰۵).

## نسبت فلزات سنگین در ریشه و اندام هوایی به خاک و اثرات خواص خاک بر انتقال فلزات سنگین

فلزات سنگین در خاک می‌توانند از خاک به گیاه منتقل شوند، این انتقال می‌تواند از قسمت‌های پایین به قسمت‌های بالایی گیاه نیز اتفاق بیفتد. این امر باعث تجمع فلزات سنگین در برگ‌ها و قسمت‌های خوراکی گیاه شده و سلامت انسان و حیوانات را به خطر می‌اندازد. بررسی BCFRoots و BCFShoots یک روش ساده برای نشان دادن انتقال کمی فلزات سنگین از خاک به گیاه است (برانزینی و همکاران، ۲۰۱۲). افزودن لجن فاضلاب به خاک باعث افزایش مقدار فلزات سنگین منتقل‌شده از خاک به گیاه شد. یاری و همکاران (۲۰۱۶) همچنین گزارش داد که افزودن مواد آلی خاک باعث افزایش انتقال روی و سرب به ذرت شد. در جدول ۴ تجزیه واریانس تأثیر سطح مصرف بر فاکتور تغلیظ زیستی فلزات سنگین در ریشه آورده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌گردد اثر سطح مصرف لجن بر BCFRoots فلزات سنگین سرب و کادمیم ذرت معنی‌دار بود. مقادیر BCFRoots برای کادمیم در همه تیمارها بیشتر از یک بود (شکل سه-الف) که نشان می‌دهد محتوای کادمیم در ریشه ذرت بسیار بیشتر از محتوای این فلز سنگین در خاک است. همچنین در جدول ۵ تجزیه واریانس تأثیر سطح مصرف بر تغلیظ زیستی فلزات سنگین در اندام هوایی آورده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌گردد اثر سطح مصرف لجن بر BCFShoots

فلزات سنگین سرب، کادمیم و مس ذرت معنی‌دار بود. مقادیر BCFShoots برای تمام فلزات سنگین موردمطالعه و در همه تیمارها کمتر از یک بود (شکل سه–ب). غلظت فلزات سنگین در اندام هوایی ذرت به‌طور قابل‌توجهی کمتر از غلظت فلزات سنگین در خاک‌هایی بود که ذرت در آن رشد کرده بود و درنتیجه مقادیر BCF اندام هوایی پایین بود. به‌طور میانگین در همه تیمارها مقدار فاکتور تغلیظ زیستی ریشه (BCFroot) دارای این روند بود:

Cd>Cu>Pb>Ni>As>Co>Cr. این روند در مورد تغلیظ زیستی اندام هوایی (BCFShoots) به این صورت بود: Cd>Pb> Cu >Ni>As>Cr>Co. بیشترین میزان BCFRoots و BCFShoots در اکثر تیمارها به ترتیب مربوط به کادمیم، مس و سرب بود. بر پایه یافته‌های سوریانو دیسلا و همکاران (۲۰۱۴)، غلظت اولیه فلزات سنگین در خاک و لجن منجر به BCFRoots زیاد می‌شود. با توجه به غلظت اولیه کروم، سرب و مس کل در لجن، انتظار این بود که غلظت این فلزات در گیاهان بیشتر باشد اما کادمیم در لجن غلظت کمی داشت و انتظار اولیه بر آن بود که مقادیر تغلیظ زیستی کادمیم در ریشه و اندام هوایی اندک باشد. بر پایه نتایج، بیشترین مقدار BCFRoots و BCFShoots مربوط به همین فلز است. بررسی فاکتورهای انتقال در ریشه و شاخساره گیاهان، نشان می‌دهد که خاک تأثیر کمی در کنترل انتقال فلزات سنگین به ریشه و اندام هوایی دارد، بطوریکه با تجمع عناصر در ریشه و مکانیزم مقاومتی شاخساره‌ها نسبت به ریشه‌ها از انتقال فلزات سنگین به اندام هوایی محدود جلوگیری می‌کند (باستا و همکاران، ۲۰۰۵).

مقادیر BCFRoots بیشتر از مقادیر ارائه‌شده توسط ژو و همکاران (۲۰۰۵) بود. در دسترس بودن فلزات سنگین در خاک با تشکیل کمپلکس‌های مواد آلی محلول با فلزات سنگین افزایش می‌یابد (هاو و همکاران، ۲۰۱۹؛ انیا و همکاران، ۲۰۲۰). یاری و همکاران (۲۰۱۶) نشان دادند که نسبت سرب اندام هوایی به خاک در ذرت بیشتر از تمام فلزات سنگین است که منجر به تجمع سرب در گیاه می‌شود و به‌راحتی می‌تواند وارد زنجیره غذایی و زندگی انسان شود. گیاهان از استراتژی‌های مختلفی برای ذخیره بیشتر فلزات سنگین جذب‌شده از خاک در سلول‌های ریشه یا ترکیب فلزات سنگین با سیتوپلاسم سلول‌های ریشه و از بین بردن اثرات سمی آن‌ها استفاده می‌کنند (دونچوا و همکاران، ۲۰۰۹). مقادیر ضریب انتقال نشان می‌دهد که فلزات سنگین می‌توانند از خاک به ریشه منتقل شوند، اما یک سری محدودیت‌ها در انتقال آن‌ها از ریشه به اندام هوایی وجود دارد (ژو و همکاران، ۲۰۰۵). در جدول ۶ تجزیه واریانس تأثیر سطح مصرف بر فاکتور انتقال فلزات سنگین گیاه ذرت آورده شده است.

همان‌طور که مشاهده می‌گردد اثر سطح مصرف لجن بر TF کلیه فلزات سنگین به‌جز کبالت و کروم گیاه ذرت معنی‌دار بود. شکل ۳–ج مقادیر TF فلزات سنگین را در گیاهان ذرت در تیمارهای مختلف نشان می‌دهد. مقادیر TF برای تمام فلزات سنگین موردمطالعه و در تمام تیمارها کمتر از ۱ بود. بسته به نوع فلزات سنگین و مقدار لجن، TF در تیمارهای گوناگون، متفاوت بود. روند میانگین TF فلزات سنگین برای تیمارهای مختلف در ذرت به شرح زیر بود: Cd>Cu>Pb>Ni>As>Cr>Co. با افزایش مقدار لجن استفاده‌شده، TF فلزات سنگین مضر مانند کادمیم در ذرت افزایش یافت و از مقدار ۰/۳۵۶ در تیمار شاهد بدون لجن به ۰/۵۹ در تیمار لجن ۴ درصد رسید. این روند افزایش TF با افزایش مقدار لجن و به تبع آن افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک، در فلزات نیکل و سرب نیز مشاهده شد؛ اما در مورد فلزات کروم، آرسنیک و مس روند کاهشی بود. فاکتور انتقال کبالت هم در همه تیمارها صفر بود و نشان‌دهنده انتقال صفر یا غیرقابل محاسبه کبالت از ریشه به ساقه است. مقاومت گیاه در برابر انتقال فلزات سنگین و شدت این مقاومت با افزایش غلظت فلزات سنگین افزایش می‌یابد (سوریانو دیسلا و همکاران، ۲۰۱۴) و انتقال فلزات سنگین از ریشه به شاخساره‌های گیاه محدود می‌شود (دد و همکاران، ۲۰۱۲). مقایسه این نسبت برای فلزات سنگین نشان داد که کبالت و کروم در تمامی خاک‌های تیمار شده دارای نسبت کمتری هستند که نشان‌دهنده مقاومت ریشه برای انتقال این فلزات سنگین به اندام‌های هوایی است که منجر

به‌مواجهه کمتر بدن انسان با این فلزات سنگین می‌شود. این نتایج قبلاً با خطر انتقال کادمیم، مس و روی به زنجیره غذایی تأییدشده است (گال و همکاران، ۲۰۱۵؛ رای و همکاران، ۲۰۱۹). مطالعات انجام‌شده توسط سوریانو دیسلا و همکاران (۲۰۱۴) نشان داد که خطر تحرک نیکل و سرب در خاک کم است. ولی کادمیم به دلیل سمیت برای بدن انسان، باعث نگرانی است (ادیل و همکاران ۲۰۲۰).

**جدول ۴- تجزیه واریانس تأثیر سطح مصرف بر فاکتورتغلیظ زیستی ریشه (BCFRoots) فلزات سنگین در گیاه ذرت**

| منابع تغییرات | درجه آزادی | کادمیم | سرب | نیکل | آرسنیک | کبالت | کروم | مس |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | میانگین مربعات | | | | | | |
| تیمار (سطح مصرف) | ۳ | ۱۴/۱۱* | ۱۲/۱۳* | ۸/۰۳ns | ۱۳/۱۳ns | ۵/۰۲ns | ۴/۱۵ns | ۸/۹۳ns |
| بلوک | ۲ | ۱/۰۲* | ۴/۸۹ns | ۲/۷۸ns | ۲/۷۸ns | ۲/۷۸ns | ۲/۷۸ns | ۲/۷۸ns |
| درصد ضریب تغییرات | | ۱۰/۲۱ | ۹/۳۹ | ۱۰/۶۱ | ۵/۲۲ | ۸/۶ | ۳/۹۹ | ۵/۵۴ |

* در سطح ۵٪ معنی‌دار و ns عدم اختلاف معنی‌دار است.

**جدول ۵- تجزیه واریانس تأثیر سطح مصرف بر فاکتورتغلیظ زیستی اندام هوایی (BCFShoots) فلزات سنگین در گیاه ذرت**

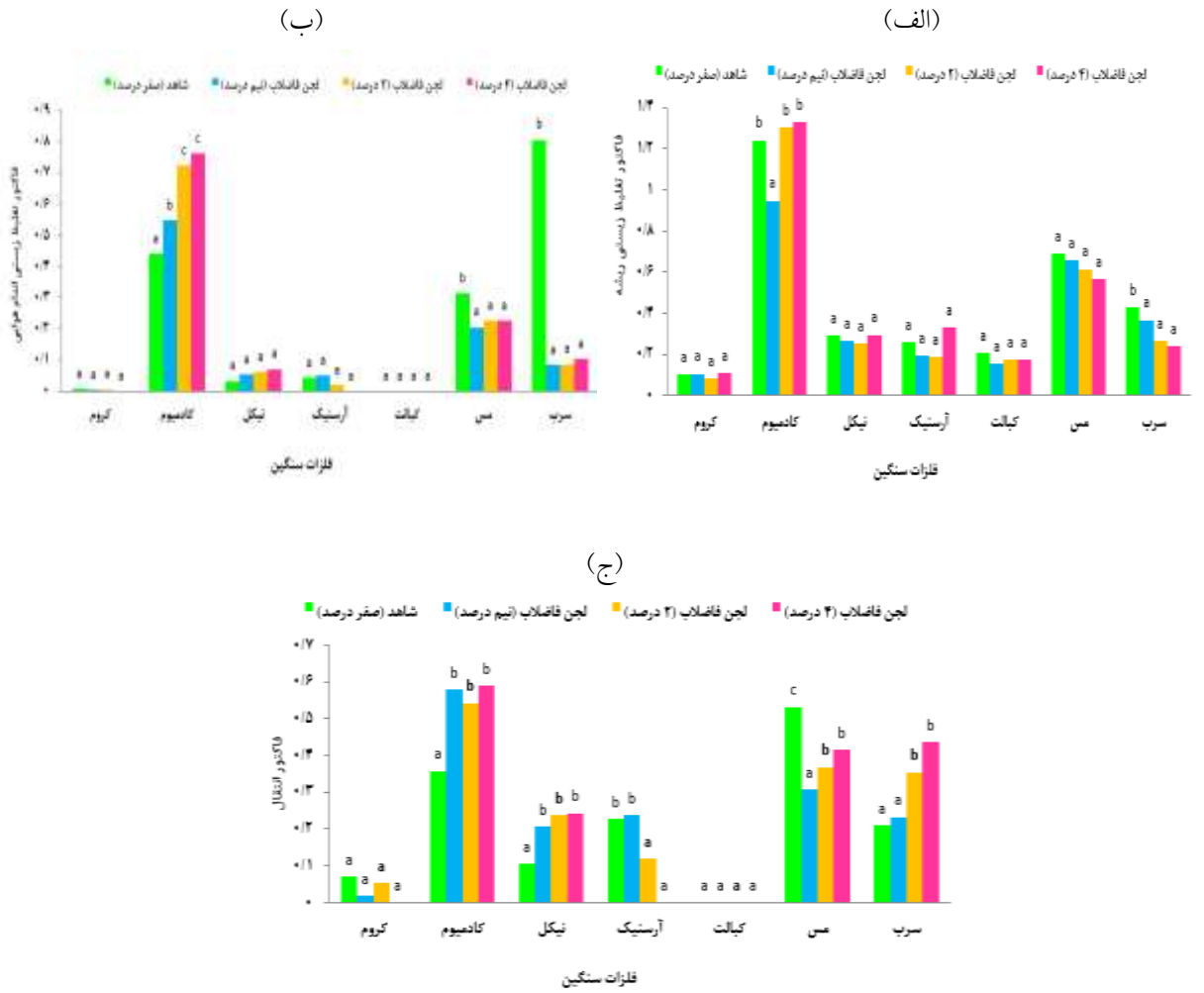
| منابع تغییرات | درجه آزادی | کادمیم | سرب | نیکل | آرسنیک | کبالت | کروم | مس |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | میانگین مربعات | | | | | | |
| تیمار (سطح مصرف) | ۳ | ۲۲/۲۱* | ۱۲/۱۳* | ۵/۲۳ns | ۱۰/۱۱ns | ۴/۱۲ns | ۷/۲۲ns | ۱۰/۲۱* |
| بلوک | ۲ | ۱۴/۸۵* | ۱۰/۲۵ns | ۶/۳۸ns | ۱۱/۱۸ns | ۱۱/۰۲ns | ۶/۵۱ns | ۱۳/۲۳ns |
| درصد ضریب تغییرات | | ۱۳/۴۲ | ۶/۱۲ | ۴/۲۲ | ۱۰/۱۰ | ۴/۵۹ | ۱۲/۴۱ | ۹/۳۶ |

* در سطح ۵٪ معنی‌دار و ns عدم اختلاف معنی‌دار است.

**جدول ۶- تجزیه واریانس تأثیر سطح مصرف بر فاکتور انتقال (TF) فلزات سنگین در گیاه ذرت**

| منابع تغییرات | درجه آزادی | کادمیم | سرب | نیکل | آرسنیک | کبالت | کروم | مس |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | میانگین مربعات | | | | | | |
| تیمار (سطح مصرف) | ۳ | ۱۰/۴۹* | ۱۱/۵۹* | ۲۳/۱۴* | ۱۲/۱۵* | ۱۰/۲۱ns | ۹/۲۲ns | ۱۳/۳۹* |
| بلوک | ۲ | ۱۲/۰۵* | ۱۶/۲۱* | ۷/۲۱ns | ۷/۲۱ns | ۱۱/۷۹ns | ۸/۵۹ns | ۱۰/۲۹ns |
| درصد ضریب تغییرات | | ۱۰/۱۳ | ۱۱/۱۱ | ۶/۶۱ | ۸/۹۵ | ۱۴/۳۲ | ۱۰/۳۹ | ۹/۵۵ |

* در سطح ۵٪ معنی‌دار و ns عدم اختلاف معنی‌دار است.




**شکل ۳- مقادیر فاکتور تغلیظ زیستی ریشه (BCFroots)(الف)، فاکتور تغلیظ زیستی اندام هوایی (BCFshoots)(ب) و فاکتور انتقال (TF)(ج) مربوط به فلزات مختلف و در تیمارهای لجن صفر درصد، لجن ۰/۵ درصد، لجن دو درصد و لجن چهار درصد.**

قابل‌توجهی به گونه‌های شیمیایی آن در خاک بستگی دارد

به‌طورمعمول، تحرک سرب در خاک و انتقال آن به گیاه کم است و عواملی مانند افزایش اسیدیته خاک و تشکیل کمپلکس‌های آلی با سرب ممکن است فراهمی زیستی سرب را در خاک افزایش دهد (کاباتا پندیاس، ۲۰۱۱). در بین فلزات سنگین، سرب کم فعالیت‌ترین فلز سنگین در خاک محسوب می‌شود و جذب آن توسط گیاه کمتر از روی و مس است (وگا و همکاران، ۲۰۰۷). علیرغم اینکه جذب سرب توسط گیاهان در خاک‌های غیر آلوده محدود است، همه گیاهان سرب را جذب کرده و آن را به اندام‌های هوایی خود منتقل می‌کنند که جای نگرانی دارد (کانون، ۱۹۷۶). فراهمی زیستی سرب برای گیاهان به طور

(لی و همکاران، ۲۰۱۳). افزودن مقدار زیادی لجن فاضلاب به خاک مس را در دسترس گیاهان قرار می‌دهد (کاباتا پندیاس، ۲۰۱۱). همچنین بر رفتار مس در خاک تأثیر می‌گذارد و تحت شرایط مختلف ممکن است دسترسی و تجمع مس را در گیاهان افزایش دهد. بونزل و همکاران (۲۰۰۱) گزارش کردند که مس در خاک‌های دارای لجن، نسبتاً بیشتر در دسترس است و در گیاهان تجمع بیشتری دارد. با افزودن لجن فاضلاب، شرایطی برای تشکیل کمپلکس‌های مس فراهم می‌شود که ممکن است جذب مس را افزایش دهد (آلن، ۱۹۹۳). از این رو، افزایش انتقال مس در حضور لجن

فاضلاب قابل‌درک است. همان‌طور که قبلاً گفته شد، فلزات سنگین افزوده‌شده به خاک توسط لجن، به‌طور ضعیفی در خاک حفظ می‌شوند. بااین‌حال، انتقال فلزات سنگین به گیاهان به نوع خاک بستگی دارد که نشان‌دهنده حساسیت خاک[1] است.

**نتیجه‌گیری**

برای پیشگیری و کنترل غلظت فلزات سنگین بایستی غلظت آن را در خاک پایین نگهداشته و انتقال آن به اندام هوایی مصرفی را به حداقل رساند. درمجموع مصرف لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار غلظت عناصر سرب، نیکل و مس در اندام هوایی ذرت شد. بررسی فاکتور تغلیظ زیستی و فاکتور انتقال فلزات سنگین کادمیم، سرب و مس نشان داد که این عناصر نسبت به سایر فلزات سنگین موردمطالعه دارای مقادیر بالاتری بودند. بیشترین فاکتور انتقال فلزات سنگین از ریشه به اندام هوایی ذرت، مربوط به کادمیم بود که لازم است

برای استفاده لجن به نحوی عمل شود تا از تجمع این فلز سنگین در خاک جلوگیری شده تا کمتر وارد اندام هوایی و چرخه غذایی شده و سمیت و نگرانی‌های بعدی برای سلامت انسان و دام را در پی نداشته باشد. در مجموع غلظت اندازه‌گیری شده برای کادمیم، سرب و آرسنیک در بیشترین مقادیر در اندام هوایی گیاه به ترتیب، ۰/۱۷، ۱/۹۴، ۰/۷۴ میلی‌گرم در کیلوگرم بودند، درحالی‌که مقادیر مجاز استاندارد بیشینه رواداری فلزات سنگین در خوراک دام بر اساس استاندارد سازمان ملی استاندارد ایران برای مواد اولیه خوراک دام از منابع گیاهی به ترتیب ۱، ۳۰ و ۲ میلی‌گرم در کیلوگرم و بر اساس استاندارد کدکس به ترتیب ۲، ۳۰ و ۲ میلی‌گرم در کیلوگرم است؛ بنابراین افزایش غلظت در اندام‌های هوایی در حدی نبود که سبب افزایش غلظت عناصر موردنظر بیشتر از حدود مجاز در استاندارد ملی ایران و استاندارد کدکس شود.

ضمناً باید دقت شود که نتایج این مطالعه صرفاً مربوط به یک نمونه لجن بوده است، درحالی‌که کیفیت و محتویات لجن از تنوع و تغییرات زیادی برخوردار است. هم‌چنین این نتایج مربوط به‌یکبار مصرف لجن است که تعمیم آن را دچار تردید می‌نماید. به نظر می‌رسد با توجه به کمبود مواد آلی و فسفر خاک در خاک‌های کشور، کاربرد لجن فاضلاب تصفیه‌شده با توجه به درصد کربن آلی بالا و فسفر آن می‌تواند موردتوجه قرار گیرد. در این رابطه البته بررسی‌های بیشتر برای تعیین حدود مجاز عناصر سنگین و ترکیبات آلاینده در لجن فاضلاب و سرنوشت عناصر در خاک‌های مختلف و نیز جذب در اندام‌های گیاهان مختلف، ضروری است. پیشنهاد می‌شود فراورده‌های لجن مثل زغال زیستی و زغال فعال نیز موردبررسی قرارگرفته و میزان آلایندگی آن‌ها در محصولات و خاک ارزیابی شود.

[1] Soil vulnerability

**فهرست منابع**


۱. بی نام، حدود مجاز آلودگی خاک و آلاینده‌های ورودی به آن برای کاربری‌های مختلف خاک و راهنماهای آن. سازمان حفاظت محیط‌زیست، معاونت محیط‌زیست انسانی، دفتر آب‌وخاک. ۱۳۹۰. http://wsm.doe.ir

۲. بی‌نام، استاندارد ۱۲۹۶۸ خورک انسان – دام بیشینه رواداری فلزات سنگین و روش‌های آزمون (تجدیدنظر اول). سازمان ملی استاندارد ایران. ۱۴۰۰. https://www.inso.gov.ir

3. Adil, M.F. Sehar, S., Chen, G., Chen, Z-H., Jilani, G., Chaudhry, A.N.,andI.H. Shamsi. 2020. Cadmium-zinc cross-talk delineates toxicity tolerance in rice via differential genes expression and physiological/ultrastructural adjustments. Ecotoxicology and Environmental Safety. 190:110076.
4. Ajwa, H.A.,andM.A. Tabatabai. 1994. Decomposition of different organic materials in soils. BiolFertil Soils. 18:175–182.
5. Allen, H.E. 1993. The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality criteria and standards. Science of the Total Environment. 134:23–45.
6. Ba˛czek-Kwinta, R., Juzon, K., Borek,M.,and J. Antonkiewicz. 2019. Photosynthetic response of corn in cadmium-spiked soil. Photosynthetica. 57:731–739.
7. Basta, N.T., Ryan, J.A.,andR.L. Chaney. 2005. Trace element chemistry in residual-treated soil: key concepts and metal bioavailability. Environmental quality. 34:49–63.
8. Bolan, N., Adriano, D.C., S. Mahimairaja. 2004. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure byproducts. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 34:291–338.
9. Boonyapookana, B., Parkpian, P., Techapinyawat, S., Delaune, R.D., and A. Jugsujinda. 2005. Phytoaccumulation of lead by sunflower (Helianthus annus), tobacco (Nicotianatabacum), and vetiver (Vetiveriazizanioides). Environmental Science and Health. 40:117–137.
10. Bourioug, M., Alaoui-Sosse, L., Laffray, X., Raouf, N., Benbrahim, M., Badot, P.M., Weis, J.S.,andP. Weis. 2004. Metal uptake transport and release by wetland plants: implication for phytoremediation and restorationEnvironmentInternationa. 30:685–700.
11. Branzini, A., Gonzalez, R.S., and M. Zubillaga. 2012. Absorption and translocation of copper, zinc and chromium by Sesbaniavirgata. Environmental Management. 102:50–54.
12. Bunzl, K., Trautmannsheimer, M., Schramel, P.,andW. Raifenh€ause. 2001. Availability of arsenic, copper, lead and zinc to various vegetables grown in slag contaminated soils. Environment Quality. 30: 934–939.
13. Cakir, H. N. and Cimrin, K. M. 2020. The Effect of Sewage Sludge Applications on the Growth of Maize (Zea mays L.) and Some Soil Properties. Kahramanmaraş Sütçü İmam UniversitesiTarımve Doga Dergisi. 23(2): 321-327.
14. Cambier,P., Michaud, A., Paradelo, R., Germain, M., Mercier, V., GuerinLebourg, A.,andS. Houot. 2019. Trace metal availability in soil horizons amended with various urban waste composts during 17 years-monitoring and modelling. Science Total Environment. 651:2961–2974.
15. Cannon, H.L. 1976. Lead in vegetation. In: Lead in the environment. US Geological Survey: 53–72.
16. Chaignon, V., Sanchez-Neira, I., Herrmann, P., Jaillard, B.,andP. Hinsinger. 2003. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. Environmental Pollution. 123:229–238.
17. Directive2002/32/Ecof TheEuropean ParliamentandoftheCouncil on undesirable substances in animal feed.2019.02002l0032-EN-28.11.2019-022.001-1
18. Cui, Y.J., Zhu, Y.G., Zhai, R.H., Chen, D.Y., Huang, Y.Z., Qiu, Y.,andJ.Z. Liang. 2004. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanging, China. Environ Int. 30:785–791.
19. Dede G, Ozdemir S, Dede HO. 2012. Effect of soil amendments on phytoextraction potential of Brassica juncea growing on sewage sludge. Environment Science Technol. 9:559–564.

20. Doncheva, S., Poschenrieder, C., Stoyanova, Z., Georgieva, K., Velichkova, M.,andJ. Barcelo. 2009. Silicon amelioration of manganese toxicity in Mn sensitive and Mn tolerant maize varieties. Environmental and Experimental Botany. 65: 189–197.
21. Dregne, H.E. 2002. Land degradation in the drylands. Arid Land Res Manag. 16:99–132. Dudka S, Piotrowska M, Chlopecka A. 1994. Effect of elevated concentrations of Cd and Zn in soil on spring wheat yield and the metal contents of the plants. Water Air Soil Pollut. 76:333–341.
22. Eid, E.M., El-Bebany, A.F., Alrumman, S.A., Hesham, A., Taher, M.A., and K.F. Fawy. 2017. Effects of different sewage sludge applications on heavy metal accumulation, growth and yield of spinach (Spinaciaoleracea L.). Phytoremediation. 19:340–347.
23. Eid, E.M.,andK.H. Shaltout. 2016. Bioaccumulation and trans-location of heavy metals by nine native plant species grown at a sewage sludge dump site. Phytoremediation. 18:1075–1085.
24. Enya, O., Heaney, N., Iniama, G., and C. Lin. 2020. Effects of heavy metals on organic matter decomposition in inundated soils: microcosm experiment and field examination. Science Total Environment. 724:138223.
25. Gall, J.E., Boyd, R.S.,andN. Rajakaruna. 2015. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. Environmental Monitoring and Assessment. 187: 201.
26. Hou, S., Zheng, N., Tang, L., Ji, X.,andY. Li. 2019. Effect of soil pH and organic matter content on heavy metals availability in maize (Zea mays L.) rhizospheric soil of non-ferrous metals smelting area. Environmental Monitoring and Assessment. 191:634.
27. Iglesias, M., Marguı, E., Camps, F.,andM. Hidalgo. 2018. Extractability and crop transfer of po-tentially toxic elements from Mediterranean agricultural soils following long-term sewage sludge applications as a fertilizer replacement to barley and maize crops. Waste Managment. 75: 312–318.
28. ISO .2001. Soil quality e dissolution for the determination of total element content e part 1: dissolution with hydrofluoric and perchloric acids, ISO 14869-1, pp 1–5
29. Kabata-Pendias, A. 2011. Trace elements in soils and plants. London New York: CRC Taylor and Francis Group.
30. KeRpka, W., Antonkiewicz, J., Jasiewicz, C., Gambus, F., and R. Witkowicz. 2016. The effect of municipal sewage sludge on the chemical composition of spring barley. Soil Science Annual. 67:124–130.
31. Laura, F., Tamara, A., Müller, A., Hiroshan, H., Christina, D., & Serena, C. (2020). Selecting sustainable sewage sludge reuse options through a systematic assessment framework: Methodology and case study in Latin America. Cleaner Production, 242:83-89 .
32. Li, T.Q., Tao, Q., Liang, C.F., Shohag, M.J.I., Yang, X.E., and D.L. Sparks. 2013. Complexation with dissolved organic matter and mobility control of heavy metals in the rhizosphere of hyperaccumulator Sedum alfredii. Environmental Pollution. 182:248–255.
33. Lovisa, S.F.,andL. Stig. 2006. Effects of sewage sludge on pH and plant availability of metals in oxidisingsulphide mine tailings. Science Total Environment. 358:21–35.
34. Marchiol, L., Assolari, S., Sacco, P.,andG. Zerbi. 2004. Phytoextraction of heavy metals by canola (Brassica napus) and radish (Raphanussativus) grown on multicontaminated soil. Environmental Pollution. 132:21–27.
35. Moldes, A., Cendon, Y., and M.T. Barral. 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. Bioresource Technology. 98:3069–3075.
36. Penido, E. S., Martins, G. C., Mendes, T. B. M., Melo, L. C. A., do Rosário Guimarães, I. and Guilherme, L.R.G. 2019. Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils. Ecotoxicology and Environmental Safety. 172: 326-333.
37. Peralta-Videa, J.R., Lopez, M.L., Narayan, M., Saupe, G.,andJ. Gardea-Torresdey. 2009. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain. Biochemistry & Cell Biology. 41: 1665–1677.
38. Rai, P.K., Lee, S.S., Zhang, M., Tsang, Y.F.,andK.H. Kim. 2019. Heavy metals in food crops: health risks, fate, mechanisms, and management. Environment International. 125:365–385.

39. Rashid, I., Murtaza, G., Ahmad, Z. and Farooq, M. 2018. Effect of humic and fulvic acid transformation on cadmium availability to wheat cultivars in sewage sludge amended soil. Environmental Science and Pollution Research. 25:16071-16079.
40. Rezapour, S., Atashpaz, B., Moghaddam, S. S., & Damalas, C. A. 2019. Heavy metal bioavailability and accumulation in winter wheat (Triticum aestivum L.) irrigated with treated wastewater in calcareous soils. Science of the Total Environment, 656, 261-269.
41. Rossini-Oliva, S., Abreu, M.M., Santos, E.S.,andE.O. Leidi. 2020. Soil–plant system and potential human health risk of Chinese corn and oregano growing in soils from Mn-and Fe-abandoned mines: microcosm assay. Environmental Geochemistry and Health. 42:4073–4086.
42. Soil Survey Staff, 2014. Kellogg Soil Survey Laboratory Methods Manual.Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 5. In: Burt, R., Soil Survey Staff (Eds.), United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
43. Soriano-Disla, J.M., Gomez, I., Navarro-Pedreno, J.,andM.M. Jord ~ an. 2014. The transfer of heavy metals to barley plants from soils amended with sewage sludge with different heavy metal burdens. Soils and Sediments. 14:687–696.
44. USEPA. 2012. Edition of the drinking water standards and health advisories (EPA 822-S-12-001). Washington, DC, USA: Office of Water U.S. Environmental Protection Agency.
45. Vega, F.A., Covelo, E.F., VAZquez, J.J., and L. Andrade. 2007. Influence of min- eral and organic components on copper, lead, and zinc sorption by acid soils. Environmental Geochemistry and Health. 42:2167–2173.
46. Xiong, Z.T.,andH. Wang. 2005. Copper toxicity and bioaccumulation in Chinese corn (Brassica pekinensisRupr.). Environmental Toxicology. 20: 188–194.
47. Xiong, X., Liu, X., Iris, K.M., Wang, L., Zhou, J., Sun, X., Rinklebe, J., Shaheen, S.M., Ok, Y.S., Lin, Z., and et al. 2019. Potentially toxic elements in solid waste streams: Fate and management approaches. Environmental Pollution. 253:680–707.
48. Xu, Z.M., Wang, Z., Gao, Q., Wang, L.L., Chen, L.L., Li, Q.G., Jiang, J.J., Ye, H.J., Wang, D.S.,andP. Yang. 2019. Influence of irrigation with microalgae-- treated biogas slurry on agronomic trait, nutritional quality, oxidation resistance, and nitrate and heavy metal residues in Chinese corn. Environment Management. 244:453–461.
49. Yang, G., Zhu, G., Li, H., Han, X., Li, J., and Y. Ma. 2018. Accumulation and bioavailability of heavy metals in a soil-wheat/maize system with long-term sewage sludge amendments. Integrative Agriculture. 17:1861–1870.
50. Yari, M., Rahimi, G., Ebrahimi, E., Sadeghi, S., Fallah, M., and E. Ghesmatpoor. 2016. Effect of three types of organic fertilizers on the heavy metals transfer factor and maize biomass. Waste Biomass Valorization. 8: 2681–2691.
51. Zhou, M.D., Hao, X.Z., Wang, Y.J., Dong, Y.H.,andL. Cangl. 2005. Copper and Zn uptake by radish and pakchoi as affected by application of livestock and poultry manures. Chemosphere. 59:167–175.

# Heavy Metals Accumulation in Root and Shoot of Forage Corn Grown in a Soil Treated with Sewage Sludge

**Y.R. Bagheri*, A. Golchin, H. Rezaei, and L. Esmaeelnejad**

[a]Ph.D candidate, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Zanjan University, Zanjan, Iran, Email: **bagheriyo@yahoo.com**
Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Zanjan University, Zanjan, Iran, Email: **agolchin2011@yahoo.com**
Associate Professor, Soil and Water Research Institute (SWRI), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran, Email: **rezaei_h@yahoo.com**
Assistant Professor, Soil and Water Research Institute (SWRI), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran, Email: **esmaeelnejad.leila@gmail.com**

Received: August, 2023, and Accepted: November, 2023

**Abstract**

To apply sludge in agriculture, knowing its effects and transfer of heavy metals to plant is vital. For this purpose, a greenhouse experiment was conducted in the form of randomized complete block design in 2021, in the greenhouse of Soil and Water Research Institute in Karaj, Iran, to investigate the accumulation of heavy metals in forage corn grown in soil treated with different levels of sludge. The selected soil was treated with 4 different levels of urban sewage sludge at the rate of 0%, 0.5%, 2%, and 4%, with 3 replications. The results showed that, compared to the control treatment, all treatments using sludge increased wet and dry yield ($P<0.05$). The highest yield of shoot with an average of 214.9 gr per pot (300% increase) was obtained from the use of 4% sludge, and this treatment had a significant difference compared to the other levels of sludge ($p<0.05$). Compared to each other, sludge treatments did not have a significant effect on dry yield. Use of sewage sludge caused a significant increase in the concentration of Pb, Ni and Cu elements in the shoot of corn. The value of the transfer factor (TF) among the studied elements in all treatments was as follows: Cd>Cu>Pb>Ni>As>Cr>Co, where the highest average value of the TF was related to the Cd, followed by copper and Pb. Sewage sludge caused significant changes in the TF of Cd, Ni, As, Cu and Pb compared to the control. However, these changes were not significant for Cr and Co ($p<0.05$). The average value of root $BCF_{root}$ had the following trend: Cd>Cu>Pb>Ni>As>Co>Cr. The trend for $BCF_{shoot}$ was as follows: Cd>Pb>Cu>Ni>As>Cr>Co. Among the investigated heavy metals, the BCF of Cd for roots and shoots, as well as its transfer factor, was higher than other heavy metals. In general, the highest concentrations for Cd, Pb and As in the shoot of the corn were 0.17, 1.94, and 0.74 mg/kg, respectively, while the permissible values of the maximum standard tolerance in livestock feed for animals raw materials from plant sources are 1, 30, and 2 mg/kg, respectively. Therefore, the increase in the concentration in the shoots was not more than the permissible limits in the national standard of Iran. However, it should be noted that the results of this investigation were only related to one-time use of the sludge sample, while the quality and contents of sludge have many variations. Considering deficiency of organic matter and phosphorus in the country's agricultural soils, the use of treated sewage sludge should be considered due to its high percentage of organic carbon and phosphorus. However, due to the changes in the quality of sludge and its multiple uses in cultivated lands, it is suggested that additional studies be conducted for different sludge in order to provide a specific agronomic recommendation based on that.

**Keywords**: Healthy crop, Wastewater treatment, Soil pollution, Increasing soil organic matter

* Corresponding author's email: bagheriyo@yahoo.com