

## مقاله پژوهشی

# بررسی قابلیت انباشت زیستی جو برای سرب و کروم خاک در شرایط تنش خشکی

محسن مداحی نسب<sup>\*۱</sup> - سیدمحسن موسوی نیک<sup>۲</sup> - سید احمد قبری<sup>۳</sup> - علیرضا سیروس مهر<sup>۴</sup> - شاپور کوهستانی<sup>۵</sup>

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۱/۲۲

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۳/۲۳

## چکیده

هدف از این تحقیق بررسی تأثیر کم‌آبی بر قابلیت انباشت زیستی و زیست‌فراهمی دو فلز سمی سرب و کروم برای گیاه جو بود که در یک آزمایش مزرعه‌ای دوساله، با اعمال سه سطح کم‌آبی با (آبیاری در ۱۰۰ (شاهد)، ۷۵ و ۵۰ درصد ظرفیت زراعی) انجام شد. نتایج نشان داد که در همه موارد غلظت سرب و کروم در ریشه‌های گیاه جو بیشتر از شاخساره بود و با افزایش تنش خشکی، افزایش غلظت سرب در ریشه‌ها معنی‌دار نبود اما در شاخساره افزایش معنی‌دار داشت در حالی که غلظت کروم در هر دو بخش گیاه کاهش معنی‌دار داشت. با افزایش تنش خشکی، فاکتور انباشت شاخساره برای سرب افزایش و برای کروم کاهش یافت. همچنین با افزایش سطح کم‌آبی، فاکتور انباشت ریشه برای کروم کاهش یافت در حالی که فاکتور انتقال برای هر دو عنصر افزایش یافت اما افزایش آن برای سرب برجسته‌تر بود. فاکتور انباشت شاخساره برای سرب با افزایش وزن خشک شاخساره بصورت خطی کاهش یافت ( $\beta = -0.86$ ) اما فاکتور انباشت شاخساره برای کروم افزایش یافت ( $\beta = 0.62$ ). مدل رگرسیونی وزن خشک ریشه، فاکتور انباشت ریشه برای کروم را با ( $\beta = 0.85$ ) پیش‌بینی کرد. مدل رگرسیونی وزن خشک کل گیاه توانست فاکتور انتقال سرب را با ( $\beta = -0.89$ ) و فاکتور انتقال کروم را با ( $\beta = -0.67$ ) پیش‌بینی کند. در این آزمایش ضرایب انباشت و انتقال زیستی مورد مطالعه همگی کمتر از یک بدست آمد، بنابراین گیاه جو زراعی نسبت به سرب و کروم موجود در خاک، گیاهی اجتناب‌کننده است و در شرایط کم‌آبی فزاینده در شرایط مزرعه، این فلزات سمی را به زنجیره غذایی انتقال نمی‌دهد.

**واژه‌های کلیدی:** زنجیره غذایی، زیست‌فراهمی، فاکتور انتقال، فلز سمی، کم‌آبی

## مقدمه

خشک که با فرسایش و کاهش مواد آلی مواجه هستند، از اهمیت خاصی برخوردار است (۲). با این حال نگرانی‌هایی در مورد وجود فلزات سنگین ضروری و غیرضروری از جمله Pb، Ni، Cu، Cr، Cd و Zn وجود دارد که از منابع روان‌آب خانگی، صنعتی سبک، تجاری و شهری وارد محیط شده و می‌توانند منجر به آلودگی خاک و آب گردند و نهایتاً از طریق جذب، انتقال و تجمع در گیاهان زراعی و غیرزراعی وارد زنجیره غذایی شوند و خطراتی را برای سلامتی انسان و حیوانات ایجاد کنند (۴۳ و ۴۸). بنابراین میزان جذب فلزات سنگین بالقوه سمی منتقل شده به گیاهان از اهمیت حیاتی برای ارزیابی ریسک و تنظیم محیط زیست برخوردار است (۵۵). ریشه‌ها در تماس مستقیم با محلول خاک هستند و مقدار غلظت فلزات سنگین در ریشه‌ها معمولاً به عنوان شاخص فراهمی زیستی فلزات خاک استفاده می‌شود (۱۹). انتقال فلزات سنگین از خاک به ریشه یک فرآیند پیچیده است که تحت تأثیر عوامل بی‌شماری از جمله خصوصیات خاک، شرایط محیطی، فیزیولوژی گیاه و بیوشیمی ریزوسفر قرار دارد.

کاربرد لجن فاضلاب که به صورت محلی با فضولات دام و طیور مخلوط می‌شود و با هزینه نسبتاً کمی در دسترس است، در زمین‌های کشاورزی باعث بهبود چرخش مواد مغذی و آلی در خاک، کاهش غلظت CO<sub>2</sub> در جو و افزایش سطح کربن آلی خاک می‌شود، حاصلخیزی همراه این روش در خاک‌های مناطق خشک و نیمه

۱- دانشجوی دکتری زراعت، گروه زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زابل، زابل، ایران و مربی، گروه علوم کشاورزی، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران  
(\*) نویسنده مسئول: Email: mohsenmadahinasab@gmail.com  
۲، ۳ و ۴- به ترتیب استادان و دانشیار، گروه زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زابل، زابل، ایران  
۵- استادیار، دانشکده کشاورزی، گروه مهندسی آب، دانشگاه جیرفت، کرمان، ایران  
DOI: 10.22067/JSW.2021.69271.1039

غیرزراعی با ایجاد سطوح مصنوعی غلظت بالای فلزات در شرایط کنترل شده (۱۰، ۳۱، ۳۴، ۳۷ و ۵۱) یا در مناطق مرطوب اثر pH یا وجود ریزموجودات در محیط ریشه را بررسی کرده‌اند (۳، ۲۰، ۲۴، ۳۴، ۳۸، ۴۲، ۴۵، ۵۶ و ۵۸) ولی تحقیقات در خاک‌های مناطق گرم و خشک و روی گیاهان زراعی به منظور تولید پایدار غذا کمتر مورد توجه بوده است. لذا برای پایداری تولید غذا در خاک‌های زراعی این مناطق که با لجن فاضلاب تقویت می‌شوند، انجام تحقیقاتی پیرامون گونه‌های زراعی مناسب برای تثبیت گیاهی فلزات سنگین با ارزیابی خطر ورود فلزات سنگین به زنجیره غذایی، لازم و ضروری است. نظر به این که ایران کشوری خشک و نیمه خشک بوده و برای خاک‌های زیادی در آن از منابع کود حیوانی، توأم با لجن فاضلاب استفاده می‌شود و با در نظر گرفتن این مطلب که تنش کم‌آبی منجر به افزایش غلظت بعضی کاتیون‌ها در گیاه برای تنظیم اسمزی می‌شود، در این پژوهش، گیاه جو (*Hordeum vulgare* L.) که به طور گسترده‌ای در این مناطق کشت می‌شود و در زنجیره غذایی انسان و دام نقش بسزایی دارد، با هدف ارزیابی نقش افزایش تنش خشکی روی میزان برداشت این گیاه از فلزات سمی سرب و کروم خاک در شرایط مزرعه مورد ارزیابی قرار گرفت.

### مواد و روش‌ها

مکان اجرای آزمایش با مختصات ۲۸ درجه و ۳۸ دقیقه شمالی و ۵۷ درجه و ۴۳ دقیقه شرقی در استان کرمان و شهرستان جیرفت واقع است و دارای اقلیم گرم و خشک (طبق اقلیم نمای آمبرژه) می‌باشد. استفاده زیاد از کودهای حیوانی آغشته به لجن فاضلاب و وجود اراضی آلوده به فلزات سنگین در سطح گلخانه‌های سنتی این منطقه گزارش شده است (۴۴). با تعدادی نمونه‌گیری از گلخانه‌های سنتی منطقه، یکی از گلخانه‌های واقع در روستای کلرود در ۳ کیلومتری شهر جیرفت که خاک آن در ده سال اخیر با ترکیب‌های متنوعی از کود آلی و لجن فاضلاب غنی شده بود، جهت اجرای آزمایش انتخاب شد. آزمایش در تابستان سال‌های ۹۷ و ۹۸ در فضای آزاد (بدون پوشش) با سه سطح خشکی با آبیاری در (۱۰۰ شاهد)، ۷۵ و ۵۰ درصد ظرفیت زراعی) با روش گراویمتریک (۲۷) با تخصیص تصادفی سه کرت ۲×۲ برای هر سطح خشکی، اجرا شد. بذره‌های جو (رقم جنوب) از بازاری محلی در شهر جیرفت به دست آمد. ۶ ردیف کشت بر اساس تراکم مطلوب جو (۳۰۰ بوته در متر مربع) (۳۳) در نظر گرفته شد. نهال‌های ده روزه جو برای آزمایش در شرایط مزرعه، در کرت‌ها کاشته شد و برای مدت ۶۰ روز رشد کرد. رژیم آبیاری بر اساس کم‌آبی تعیین شده برای هر کرت اختصاصی داده شد. هر ۱۰ روز یکبار علف‌های هرز داخل کرت‌ها حذف شدند و در نهایت در ۲۹ شهریور سال‌های ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ گیاهان جو جمع‌آوری شدند.

از بین خصوصیات خاک، pH، مواد آلی، اکسیدهای بی‌شکل، منگنز، محتوای کربنات کلسیم، کانی‌شناسی و بافت برای کنترل جذب فلزات سنگین شناسایی شده‌اند (۳۵). اما انتقال فلزات سنگین از ریشه به شاخساره گیاه توسط فیزیولوژی گیاه کنترل می‌شود (۳۶) و تا حد زیادی تعیین می‌کند که کدام بخش ممکن است به طور بالقوه وارد زنجیره غذایی شود (۵۵) در عین حال عوامل محیطی خاک، مثل رطوبت ممکن است روی این فرایند تاثیر بگذارند. روش‌های جلوگیری از انتقال فلزات سمی به زنجیره غذایی متنوع است اما علاوه بر روش‌های فیزیکی و شیمیایی، یک روش اصلی و کم‌هزینه برای جلوگیری از آلودگی فلزات سنگین در خاک و آب، جستجوی گیاهان خاصی است که قادر به این کار باشند (۱۰ و ۱۲). بعضی گیاهان از جذب این فلزات و انتقال آنها از ریشه به شاخساره ممانعت می‌نمایند، آنها اغلب اجتناب‌کننده بوده و اندوخته‌گر فلزات سنگین نیستند (۸) و در شرایط عادی و غلظت‌های معمول فلزات سنگین، آنها را وارد زنجیره غذایی نمی‌کنند (۱۸، ۲۲، ۵۵ و ۵۶). فرایندهای تثبیت گیاهی<sup>۱</sup> روش‌های امید بخشی برای جذب، محصور شدن و عدم تحرک آلاینده‌ها در خاک به وسیله گیاهان می‌باشند. بعضی از گیاهان فلزات سنگین را در ریشه‌های خود تجمع می‌دهند اما به شاخساره منتقل نمی‌کنند. تحرک ماده آلاینده در خاک، رسوبات و لجن‌ها می‌تواند توسط جذب و انباشت به وسیله ریشه‌های این گیاهان، کاهش یابد (۵۱)، این گیاهان بعنوان تثبیت‌کننده فلزات در خاک مطرح هستند و از این طریق مانع انتشار فلزات سمی به زنجیره غذایی می‌شوند. از سویی استقرار مجدد گیاهان در این مناطق ممکن است به دلیل ایجاد سمیت گیاهی ناشی از مواد آلاینده، شرایط فیزیکی خاک، pH نامساعد، اقلیم خشک و فقدان مواد آلی، مشکل یا دارای ملاحظاتی باشد (۳۹). سرب که عموماً برای گیاهان سمی است، در شرایط طبیعی احتمالاً به دلیل تشکیل سولفات سرب در ریشه گیاهان تجمع نمی‌یابد. در میان اندوخته‌گرها گروه عجیبی از گیاهان وجود دارند که غلظت‌های بسیار زیادی از فلزات را جذب و در شاخساره خود ذخیره می‌کنند (۹) به این گیاهان بیش‌اندوز<sup>۲</sup> گفته می‌شود (۱۵) و از این گیاهان به عنوان استخراج‌کننده فلزات سمی از خاک استفاده می‌شود. این روش می‌تواند موجب افزایش انتقال مواد آلوده‌کننده به بوم‌نظام بزرگتری شود بنابراین استفاده از این فرایند در صورتی مقدور است که زیست‌توده حاوی فلزات پس از برداشت منهدم شود یا در یک روش غیرخوراکی مورد استفاده قرار گیرد (۳۹). تحقیقات انجام شده در مورد پالایش گیاهی رو به گسترش است و بیشتر تحقیقات گیاه‌پالایی و مدیریت آلودگی خاک روی گیاهان

- 1- Phytostabilization
- 2- Hyperaccumulator

فاکتور انباشت ریشه کوچکتر از یک بدست آید برای استخراج گیاهی عناصر از خاک مناسب هستند (۱۶، ۲۴، ۲۵ و ۴۹). در این آزمایش ضریب رگرسیون خطی ساده پیرسون بین وزن خشک شاخساره با فاکتور انباشت شاخساره و وزن خشک ریشه با فاکتور انباشت ریشه و بین وزن خشک کل گیاه با فاکتور انتقال زیستی برآورد شد.

تجزیه واریانس صفات اندازه‌گیری شده بصورت اسپیلت پلات در طول سال‌ها در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی انجام شد. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن استفاده شد. تمام تجزیه و تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS<sub>24</sub> و نمودارهای مقایسه‌های میانگین با EXCEL<sub>2019</sub> انجام شد.

### نتایج و بحث

خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک محل اجرای آزمایش قبل از کاشت جو در جدول ۱ نشان می‌دهند که pH خاک با دامنه‌ای از ۷/۳ تا ۸/۸، دارای پایه ضعیف قلیایی و میانگین ۸/۱ است و میانگین مقدار غلظت کل کروم در خاک در این زمان با  $39/93 \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}$  حدود ۳۴٪ بیشتر از سرب با میانگین غلظت  $26/31 \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}$  است و هر دو فلز در این خاک در محدوده مجاز خاک‌های کشاورزی هستند (۳۵).

بعد از برداشت جو، میانگین غلظت کل سرب در خاک با ۲۳٪ کاهش نسبت به قبل از برداشت، به  $20,23 \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}$  و کروم با ۱۷٪ کاهش نسبت به قبل از برداشت، به  $33 \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}$  رسید (جدول ۲ و ۳).

نتایج تجزیه واریانس نشان دادند که تأثیر سال آزمایش بر روی غلظت کل کروم در خاک و در شاخساره جو و فاکتورهای انباشت ریشه و شاخساره همین عنصر در سطح احتمال پنج درصد ( $P < 0,05$ ) معنی‌دار بود (جدول ۳ و ۴).

همچنین نتایج تجزیه واریانس نشان داد که تأثیر خشکی بر وزن خشک شاخساره و ریشه، غلظت کل کروم در شاخساره و ریشه، غلظت کل سرب در شاخساره، فاکتور انباشت شاخساره سرب و کروم، فاکتور انباشت ریشه برای کروم و فاکتور انتقال سرب در سطح احتمال یک درصد ( $P < 0,01$ ) و فاکتور انتقال کروم در سطح احتمال پنج درصد ( $P < 0,05$ ) معنی‌دار بود ولی اثر متقابل سال و خشکی روی هیچکدام از صفات معنی‌دار نبود (جدول ۳ و ۴).

### وزن خشک شاخساره و ریشه

همانطور که در شکل ۱ مشاهده می‌شود، وزن خشک شاخساره و ریشه با افزایش خشکی در تمام سطوح کاهش معنی‌دار داشت و تیمار آبیاری در ۵۰ درصد ظرفیت زراعی، وزن خشک شاخساره ۸۲,۴

نمونه‌برداری خاک از عمق ۲۰ سانتی‌متری هر کرت از چهار نقطه متفاوت به صورت تصادفی، یکبار در زمان استقرار و یکبار زمان برداشت گیاهان انجام و نمونه‌ها به مدت ۴۸ ساعت در دمای اتاق خشک و غربال (۲ میلی‌متر) شدند. نمونه‌برداری گیاهی برای تعیین مقدار عناصر آن در زمان برداشت با خارج کردن بوته‌های تکی با ریشه انجام شد و نمونه‌ها بلافاصله پس از برداشت با آب مقطر شست و شو و پس از خشک شدن، به شاخساره (ساقه و برگ و خوشه‌های نارس) و ریشه تفکیک شدند و وزن خشک اندام‌ها بر حسب  $(\text{gm}^{-2})$  اندازه‌گیری و ثبت شد. سپس آنها را در دمای ۸۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت توسط آوند خشک کرده و پس از آسیاب با تجهیزات پلاستیکی عاری از فلز، توزین و آماده آنالیز نمودیم. اندازه‌گیری مقدار کروم و سرب در نمونه‌های خاک و گیاهی با استفاده از طیف‌سنجی اتمی با حالت شعله بعد از استخراج از طریق هضم در اسید انجام شد (۴). برای این منظور نمونه‌های  $1 \pm 0,0001$  گرمی خاک و گیاه، بعد از هضم در ۲۰ میلی‌لیتر مخلوط سه اسید  $\text{HNO}_3$ ،  $\text{H}_2\text{SO}_4$  و  $\text{HClO}_4$  (با نسبت حجمی ۵:۱:۱) بوسیله مایکروویو دایجشن (مدل Transform 600)، با رعایت سایر استانداردهای EPA 3052 و پس از رسیدن سپانسیون همگن به رنگ شفاف، فیلتراسیون شدند و حجم آنها با استفاده از آب دوبار یون‌زدایی شده، به ۲۵ میلی‌لیتر رسانده شد و محلول‌های بدست آمده با دستگاه طیف‌سنجی جذب اتمی Trace 1800 کمپانی آرورا با روش شعله آنالیز شدند (۴) و غلظت کل عناصر سرب و کروم برحسب (mg  $\text{kg}^{-1}$ ) ثبت شد. درستی و دقت روش هضم و تمام تجزیه و تحلیل‌های بعدی نیز با گنجاندن نمونه‌های خالی کنترل شد و شرایط و تنظیمات ابزارهای مورد استفاده به روشی که کارخانه سازنده بیان کرده بود، انجام شد. همچنین از محلول‌های سرب و کروم با غلظت‌های شناخته شده و استاندارد، برای کالیبره کردن دستگاه و تضمین دقت نتایج، استفاده شد.

برای سنجش قابلیت زیست‌فراهمی فلزات سنگین برای گیاهان، ضرایب انباشت و انتقال زیستی شامل فاکتور انباشت ریشه  $(\frac{C_3}{C_2})$ ، فاکتور انباشت شاخساره  $(\frac{C_1}{C_2})$  و فاکتور انتقال  $(\frac{C_1}{C_3})$  به کار می‌روند که  $C_1$  میانگین غلظت فلز در شاخساره و  $C_2$  میانگین غلظت فلز در خاک اطراف ریشه و  $C_3$  میانگین غلظت فلز در بافت ریشه است. گیاهانی که فاکتور انباشت ریشه بالاتر از یک و فاکتور انتقال پایین‌تر از یک دارند مناسب برای تثبیت گیاهی عناصر هستند درحالی‌که گیاهانی که فاکتور انباشت شاخساره و فاکتور انتقال برای آنها بزرگتر از یک و

- 1- Root bioaccumulation factor (RBAF)
- 2- Shoot bioaccumulation factor (SBAF)
- 3- Translocation factor (TF)

عمق ۱۵ سانتی‌متر محدود شده بود و استخراج از اعماق ۱۵ تا ۴۵ سانتی‌متر چشمگیر نبود (۷ و ۱۸).

#### غلظت سرب و کروم در خاک و گیاه جو بعد از برداشت

تغییرات معنی‌دار میانگین غلظت کروم در سال دوم نسبت به سال اول، شامل ۳٫۶ درصد کاهش در خاک و ۱۰ درصد افزایش در شاخساره بود ( $P < 0.05$ ، جدول ۳ و جدول مقادیر میانگین در مقاله درج نشده). با وجود محیط بسیار پویای خاک زراعی در اطراف ریشه‌ها، تغییرات غلظت فلزات در مدت زمان کوتاه مورد انتظار نیست (۵).

درصد و وزن خشک ریشه ۷۴٫۷ درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش نشان دادند و کاهش وزن خشک شاخساره بین ۶ تا ۱۰ درصد بیش از ریشه‌ها بود (شکل ۱). کاهش وزن خشک شاخساره، واکنش معمول بسیاری از گیاهان تحت اثر تنش خشکی است و برای جو نیز توسط محققین مختلف گزارش شده است (۶، ۱۳، ۱۷، ۳۲ و ۴۷) در حالی که برای وزن خشک ریشه جو گزارش‌ها متفاوت بوده، بدین ترتیب که در بعضی آزمایشات تفاوت معنی‌دار مشاهده نشده (۱۳) به استثنای مراحل پایانی رشد که تفاوت معنی‌دار مشاهده شده است (۴۰). کاهش وزن خشک شاخساره جو، برای استخراج گیاهی فلزات سنگین و کاهش وزن خشک ریشه برای تثبیت گیاهی و استخراج گیاهی صفات مطلوبی به حساب نمی‌آیند. نتایج یک بررسی در مورد گیاه بیش‌اندوز خردل هندی نشان داد که انباشت سرب از خاک آلوده، به

جدول ۱- خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک محل اجرای آزمایش تا عمق ۳۰ سانتی‌متری

Table 1- Physicochemical properties of the soil at the experiment site to a depth of 30 cm

آماره‌ها Statistics	بافت خاک Textural Class	سولفور SP (%)	اسیدیته pH	هدایت الکتریکی EC <sub>e</sub> (dS m <sup>-1</sup> )	نیترژن کل Total nitrogen (%)	فسفر در دسترس available phosphorus (mg kg <sup>-1</sup> )	پتاسیم در دسترس available potassium (mg kg <sup>-1</sup> )	کروم کل Total Chrome (mg kg <sup>-1</sup> )	سرب کل Total lead (mg kg <sup>-1</sup> )
میانگین Average	لومی شنی Sandy Loam	29	8.1	3.5	0.06	9	310	39.93	26.31
حداقل Min	لومی Loamy - Sand	25	7.3	3.1	0.04	8	210	17	14.93
حداکثر Max	لومی Loam	33	8.8	3.9	0.08	11	380	45.66	34.38
حد مجاز در خاک کشاورزی (۳۵) Limit in agricultural soil								50-200	20-300

جدول ۲- آماره‌های توصیفی برای غلظت فلزات مورد مطالعه در خاک، ریشه و شاخساره گیاه جو بعد از شصت روز (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

Table 2- Descriptive statistics for the concentration of studied metals in soil, roots and shoots of barley after sixty days (mg kg<sup>-1</sup>)

آماره‌ها Statistics	غلظت کل در شاخساره Total concentration in shoots		غلظت کل در ریشه Total concentration in roots		غلظت کل در خاک Total soil concentration	
	کروم Chrome	سرب Lead	کروم Chrome	سرب Lead	کروم Chrome	سرب Lead
میانگین Average	4.61	1.61	25.35	12.22	33	20.23
میانه Median	4.63	1.4	22.00	11.95	32.77	19.94
انحراف استاندارد Standard deviation	0.57	1.24	6.99	2.68	1.12	5.48
حداقل Min	3.89	0.12	17.00	8.92	32	9.93
حداکثر Max	6	4	36.66	17.01	35	29.38

جدول ۳- تحلیل واریانس سال‌های آزمایش و سطوح خشکی بر وزن خشک ریشه و شاخساره و غلظت سرب و کروم در خاک، شاخساره و ریشه جو بعد از شصت روز

Table 3- Analysis of variance of years and drought levels on root and shoot dry weight and lead and chromium concentrations in soil, shoot and root of barley after sixty days

منابع تغییرات Sources of variation (S.O.V)	درجه آزادی df	وزن خشک Dry wight		غلظت کل کروم Total Chrome concentration		غلظت کل سرب Total lead concentration		غلظت کل در خاک Total concentration in soil	
		شاخساره Shoot (gm <sup>-2</sup> )	ریشه Root (gm <sup>-2</sup> )	ریشه Root (mgkg <sup>-1</sup> )	شاخساره Shoot (mgkg <sup>-1</sup> )	ریشه Root (mgkg <sup>-1</sup> )	شاخساره Shoot (mgkg <sup>-1</sup> )	کروم Chrome (mgkg <sup>-1</sup> )	سرب Lead (mgkg <sup>-1</sup> )
		سال Year	1	0.001 <sup>ns</sup>	0.018 <sup>ns</sup>	41.52 <sup>ns</sup>	0.736*	4.3 <sup>ns</sup>	0.003 <sup>ns</sup>
سال × تکرار Year × Rep	4	0.001 <sup>ns</sup>	0.005 <sup>ns</sup>	23.5 <sup>ns</sup>	0.39 <sup>ns</sup>	2.56 <sup>ns</sup>	0.37 <sup>ns</sup>	0.148 <sup>ns</sup>	42.38 <sup>ns</sup>
خشکی Drought	2	0.918**	0.589**	295.19**	1.083**	1.36 <sup>ns</sup>	1.14**	1.35 <sup>ns</sup>	6.9 <sup>ns</sup>
سال × خشکی Year × Drought	2	8.8 × 10 <sup>-5</sup> <sup>ns</sup>	0.002 <sup>ns</sup>	9.67 <sup>ns</sup>	0.085 <sup>ns</sup>	0.65 <sup>ns</sup>	0.04 <sup>ns</sup>	2.9 <sup>ns</sup>	0.4 <sup>ns</sup>
خطا Error	8	0.0003	0.004	10.66	0.102	12.9	0.02	0.66	37.2
ضریب تغییرات (%) CV		12.7	12.9	27.57	12.26	21.9	24.6	3.4	27

\*\* و \* به ترتیب در سطح ۱٪ و ۵٪ معنی‌دار و ns عدم اختلاف معنی‌دار است. <sup>ns</sup>: no significant difference. <sup>\*</sup> and <sup>\*\*</sup>: Significance at P<0.01 and P<0.05 respectively and <sup>ns</sup>: no significant difference. نتایج واریانس وزن خشک ریشه و شاخساره براساس لگاریتم طبیعی داده‌ها بدست آمده است. Root and shoot dry weight were obtained based on the log x.

جدول ۴- نتایج تجزیه واریانس سال‌های آزمایش و سطوح خشکی و اثر متقابل آنها بر فاکتور انباشت شاخساره، فاکتور انباشت ریشه و فاکتور انتقال زیستی

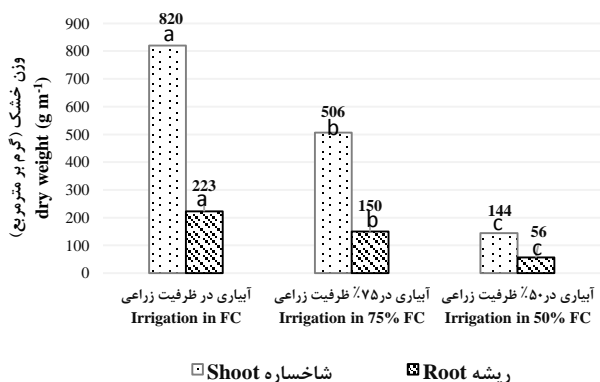
Table 4- Analysis of variance of years and drought on shoot bioaccumulation, root bioaccumulation and translocation factor

منابع تغییرات Sources of variation (S.O.V)	درجه آزادی df	فاکتور انتقال Translocation factor		فاکتور انباشت ریشه Root bioaccumulation factor		فاکتور انباشت شاخساره Shoot bioaccumulation factor	
		کروم Chrome	سرب Lead	کروم Chrome	سرب Lead	کروم Chrome	سرب Lead
		سال Year	1	4.76 <sup>ns</sup>	0.002 <sup>ns</sup>	0.06*	0.076 <sup>ns</sup>
سال × تکرار Year × Rep	4	0.002 <sup>ns</sup>	0.006 <sup>ns</sup>	0.023 <sup>ns</sup>	0.043 <sup>ns</sup>	0.00 <sup>ns</sup>	0.002 <sup>ns</sup>
خشکی Drought	2	0.008*	0.082**	0.292**	0.044 <sup>ns</sup>	0.001**	0.023**
سال × خشکی Year × Drought	2	0.001 <sup>ns</sup>	5.57 <sup>ns</sup>	0.005 <sup>ns</sup>	0.004 <sup>ns</sup>	0 <sup>ns</sup>	0.001 <sup>ns</sup>
خطا Error	8	0.001	0.003 <sup>ns</sup>	0.01	0.074	0.0001	0.001
ضریب تغییرات (%) CV		21	26	28.57	35.38	13.75	25

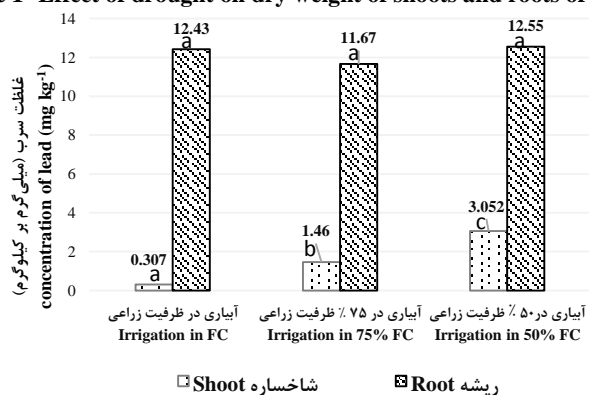
\*\* و \* به ترتیب در سطح ۱٪ و ۵٪ معنی‌دار و ns عدم اختلاف معنی‌دار است. <sup>\*\*</sup> and <sup>\*</sup>: Significance at P<0.01 and P<0.05 respectively and <sup>ns</sup>: no significant difference.

۳,۰۵۲ (mg kg<sup>-1</sup>) در آبیاری در ۵۰ درصد ظرفیت زراعی بدست آمد که هر دو کمتر از سطوح سمیت بحرانی بودند، این وضعیت را می‌توان به رطوبت و pH (۷,۷) خاک مورد آزمایش نسبت داد (۲۵ و ۵۳).

حداقل غلظت فلزات سمی در بافت‌های فعال در حال رشد شاخساره جو که منجر به کاهش عملکرد می‌شود، در مرحله پنج برگی با استفاده از آزمایشات کشت شن و ماسه در گلخانه برای کروم ۱۰ (mg kg<sup>-1</sup>) و برای سرب ۳۵ (mg kg<sup>-1</sup>) مشخص شده است (۲۲). در آزمایش ما بالاترین غلظت کروم در شاخساره ۵,۰۸ (mg kg<sup>-1</sup>) در آبیاری در ظرفیت زراعی و بالاترین غلظت سرب



شکل ۱- تأثیر خشکی بر وزن خشک شاخساره و ریشه جو  
Figure 1- Effect of drought on dry weight of shoots and roots of barley



شکل ۲- تأثیر خشکی بر غلظت سرب در شاخساره و ریشه جو  
Figure 2- Effect of drought levels on lead concentration in shoots and roots of barley

می‌کند (شکل ۹). از سویی مشاهده شد که با افزایش تنش خشکی، غلظت سرب در شاخساره گیاه افزایش یافت، بطوری‌که بین تمام سطوح تنش خشکی تفاوت معنی‌دار داشت و بالاترین مقدار آن در تیمار آبیاری در ۵۰ درصد ظرفیت زراعی بدست آمد که نسبت به تیمار شاهد ۹ برابر بیشتر بود (شکل ۲). روشن است که این افزایش مربوط به اثر تغلیظ است اما تغییرات غلظت سرب در ریشه و شاخساره گیاه جو تحت اثر کم‌آبی، قبل از اینکه به زیست فراهمی آن در خاک بستگی داشته باشد، به فیزیولوژی انتقال سرب در گیاه وابسته است بنابراین دور از انتظار نیست که با بالا رفتن غلظت فلز در شاخساره، گیاه برای ایجاد یک به اصطلاح سد ریشه‌ای (۱ و ۱۱)، در یک فرایند زوال فیزیولوژیک ناشی از کم‌آبی، ظرفیت‌های جدیدی را درگیر توقف و تجمع سرب کرده باشد. گیاهان با استفاده از مکانیزم‌های اجتنابی مانند اتصال آلاینده‌ها به دیواره سلول‌هایشان یا ذخیره در محفظه واکوئولار، آنها را از مکان‌های مهمی که در سلول وجود دارد، دور می‌کنند تا تحمل خود به فلزات سنگین را افزایش دهند و تصور می‌شود در ریشه ظرفیت‌هایی برای اتصال فلزات سنگین وجود داشته

در این آزمایش غلظت کروم هم در شاخساره و هم در ریشه بیش از سرب بدست آمد که با گزارشات گذشته مانند (۲۴) و (۵۵) و (۴۷) مطابقت داشت و مقایسه میانگین‌های غلظت عناصر مورد مطالعه در ریشه‌ها و شاخساره برداشت شده جو نشان داد که در همه موارد غلظت این عناصر در ریشه‌ها بیشتر از شاخساره بود (شکل‌های ۲ و ۳). این برمی‌گردد به یک مکانیزم در ریشه گیاه که انتقال سرب و کروم را به زنجیره غذایی از طریق یک به اصطلاح سد ریشه‌ای، محدود می‌کند (۱ و ۱۱).

با افزایش تنش خشکی، در غلظت سرب در ریشه تفاوت معنی‌داری دیده نشد (شکل ۲). بنظر می‌رسد کاهش همزمان وزن خشک ریشه و مقدار سرب در ریشه باعث شده غلظت سرب در ریشه کاهش معنی‌داری نداشته باشد. این توجیه با توجه به گزارش رسوب سرب در دیواره سلولی ریشه‌ها به شکل نامحلول و غیر کریستالی در شرایط رشد بهینه که در مورد ذرت بصورت فسفات سرب تشخیص داده شده است (۵)، پذیرفتنی است. مدل رگرسیونی رابطه بین وزن خشک ریشه و فاکتور انباشت ریشه سرب نیز این نتیجه را تایید

بین تیمار شاهد و تیمارهای خشکی تفاوت معنی‌دار داشت در حالی که بین دو تیمار خشکی تفاوت معنی‌داری نبود و بیشترین مقدار آن در تیمار شاهد (۰,۱۵۶) و کمترین آن در تیمار ۵۰ درصد ظرفیت زراعی (۰,۱۲۷) به دست آمد. در این آزمایش میانگین فاکتور انباشت شاخساره برای هر دو عنصر مورد مطالعه در تمام تیمارها پایین تر از یک بدست آمد (شکل ۴).

میانگین‌های فاکتور انباشت ریشه کروم در بین تمام سطوح خشکی اختلاف معنی‌دار داشت، بنحوی که با بالا رفتن سطح خشکی، از فاکتور انباشت ریشه کروم کاسته شد و بالاترین میانگین برای آن در تیمار شاهد (۰,۹۹) بدست آمد و کمترین آن با ۵۰ درصد کاهش در تیمار آبیاری در ۵۰ درصد ظرفیت زراعی (۰,۵۴۷) بدست آمد. در این آزمایش میانگین فاکتور انباشت ریشه برای هر دو عنصر مورد مطالعه در تمام تیمارها پایین تر از یک بدست آمد (شکل ۵).

با بالا رفتن خشکی، بیشترین مقدار میانگین فاکتور انتقال سرب در آبیاری در ۵۰ درصد ظرفیت زراعی (۰,۲۶) بدست آمد. این فاکتور برای کروم نیز افزایشی بود ولی بین فاکتور انتقال در تیمار شاهد و تیمار آبیاری در ۷۵ درصد ظرفیت زراعی اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد در حالی که فاکتور انتقال در تیمار آبیاری در ۵۰ درصد ظرفیت زراعی مزرعه، افزایش معنی‌داری نسبت به تیمار شاهد و تیمار آبیاری در ۷۵٪ ظرفیت زراعی داشت. در این آزمایش میانگین فاکتور انتقال برای هر دو عنصر مورد مطالعه در تمام تیمارها پایین تر از یک بدست آمد (شکل ۶). پایینتر از یک بودن تمام ضرایب انباشت و انتقال زیستی در این مطالعه، جو را گیاهی اجتناب‌کننده نسبت به سرب و کروم نشان می‌دهد (۴۱) که برای تثبیت و استخراج گیاهی سرب و کروم مناسب نیست. ویژگی اصلی بیش‌انباشتگرهای فلز، انتقال موثر فلز از ریشه به شاخه‌ها است که با TF بزرگتر از یک مشخص می‌شود (۵۹). این وضعیت جو از نظر عدم انتقال این فلزات به زنجیره غذایی در شرایط کم‌آبی امید بخش است چرا که در شرایط کم‌آبی، ریشه بعضی از گیاهان برای تعادل اسمزی یون‌های فلزی را وارد می‌کنند در حالی که تولید کربوهیدرات‌ها و متابولیت‌ها نیز از راهبردهای دیگر برای ایجاد تعادل اسمزی در ریشه هستند (۲۳) و افزایش محتوای این قندها تحت آلودگی کادمیوم در گیاه جو گزارش شده است (۲۹). افزایش معنی‌دار فاکتور انباشت شاخساره برای سرب و کاهش فاکتور انباشت ریشه برای کروم و افزایش فاکتور انتقال برای هر دو عنصر سرب و کروم، تحت تاثیر کم‌آبی، نشان داد که با افزایش میزان خشکی، استراتژی گیاه جو، افزایش انتقال سرب به شاخساره است، این در حالی است که غلظت سرب در ریشه تحت تاثیر قرار نگرفته. این داده‌ها مطابق با نتایج سایر نویسندگان (۵) و (۴۷) تایید می‌کنند که در ورود و توزیع سرب در گیاه جو، سازوکارهای فیزیولوژیکی گیاه و در مورد کروم کاهش زیست‌فراهمی آن، دست‌بالا تر را داشته‌اند.

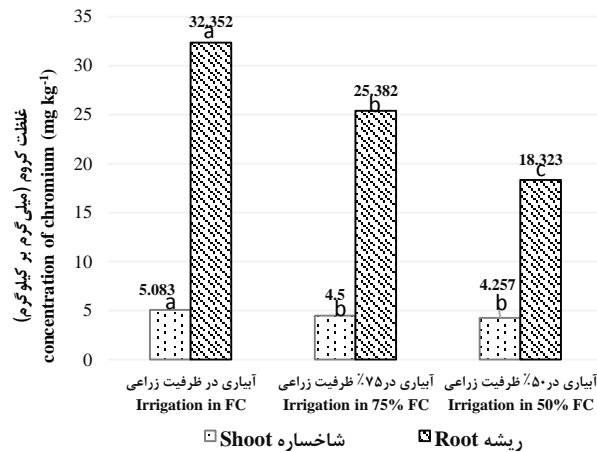
باشد (۱۶، ۲۴، ۴۶ و ۶۰). بررسی منابع علمی نیز نشان داده که میزان انتقال سرب، به وضعیت فیزیولوژیکی گیاه بستگی دارد (۳۷). پاسکوال و همکاران (۴۷) در یک آزمایش روی گیاه چچم<sup>۱</sup> مشاهده کردند که غلظت سرب شاخساره، تحت اثر کم‌آبی افزایش یافت، آنها گزارش کردند که این شرایط برای سرب نمی‌تواند به تغییر زیست‌فراهمی این عنصر در شرایط کم‌آبی مرتبط باشد. همچنین در تحقیقات دیگری نیز مشاهده شده که هیچ کدام از شاخص‌های مقدار سرب کل، سرب محلول یا سرب آزاد در محلول برای پیش‌بینی مقدار جذب سرب توسط گیاه رضایت‌بخش نبودند (۵ و ۲۸).

با افزایش تنش خشکی، از غلظت کروم در شاخساره و ریشه گیاه جو کاسته شد اما این کاهش در ریشه محسوس تر بود، بطوری که از ۳۲,۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار شاهد با ۴۳,۵ درصد کاهش به ۱۸,۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار آبیاری در ۵۰ درصد ظرفیت زراعی رسید (شکل ۳). در شاخساره، بین تیمار شاهد و تیمار آبیاری در ۷۵ درصد ظرفیت زراعی، کاهش غلظت کروم معنی‌دار بود ولی تیمار آبیاری در ۵۰ درصد ظرفیت زراعی با سطح قبلی کم‌آبی تفاوت معنی‌دار نداشت (شکل ۳). با توجه به رفتار کروم در خاک، بنظر می‌رسد، این وضعیت به خصوصیات این فلز در خاک و زیست‌فراهمی آن برای گیاه وابسته است. می‌توان گفت بدلیل ویژگی‌های یونی کروم، این فلز بشدت توسط فاز جامد خاک نگهداری می‌شود و معمولاً بصورت محلول و پویا نیست (۵۲) و با خشک‌تر شدن خاک، توانایی گیاه در جذب آن کاهش می‌یابد. خاک‌های سرپانتینی به داشتن مقادیر بالای نیکل و کروم معروف هستند، در این خاک‌ها تاکنون بیش از ۴۰۰ گونه بیش‌اندوز نیکل شناسایی شده (۱۴، ۲۶ و ۵۰) اما تا بحال گیاهان بیش‌اندوز کروم در آنها شناسایی نشده است (۲۱، ۲۶ و ۵۰) که این احتمالاً بدلیل حلالیت کم کروم در این خاک‌هاست که سریع از دست دادن آب و خشکی، یکی دیگر از ویژگی‌های آنهاست (۵).

#### ضرایب انباشت و انتقال زیستی

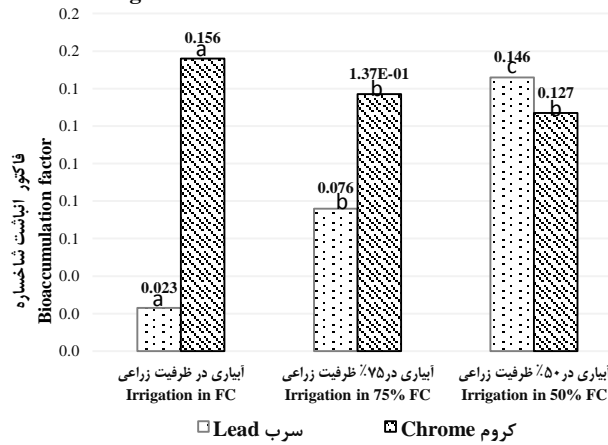
بیشترین مقدار فاکتور انباشت شاخساره برای سرب در تیمار آبیاری در ۵۰ درصد ظرفیت زراعی (۰,۱۴۶) و کمترین آن در تیمار شاهد (۰,۰۲۳) به دست آمد و بین تمام سطوح خشکی تفاوت معنی‌دار مشاهده شد، بطوری که در تیمار آبیاری در ۷۵ درصد ظرفیت زراعی، نسبت به شاهد ۲,۳ برابر شد و در تیمار آبیاری در ۵۰ درصد ظرفیت زراعی، ۹۲ درصد نسبت به سطح قبل افزایش یافت (شکل ۴). فاکتور انباشت شاخساره جو برای کروم با کم‌آبی خاک کاهش بود و فقط

۱- گیاه چچم با نام علمی (*Lolium multiflorum Lam.*) که به نام گیج‌دانه نیز معروف است (معملاً به علت خاصیت سمی آن)، بومی آسیا و شمال آفریقا بوده و از خانواده‌ی گرامینه یا گندمیان می‌باشد.



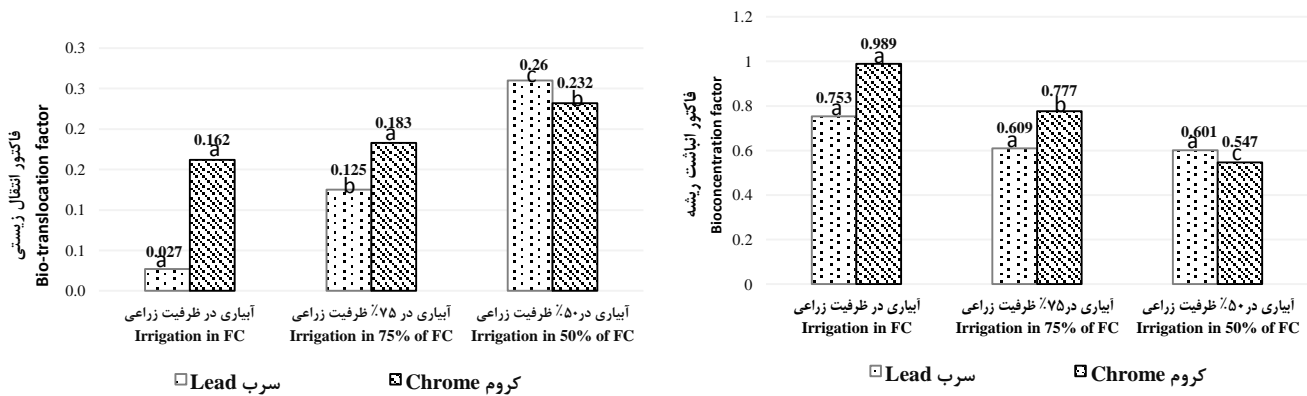
شکل ۳- تأثیر خشکی بر غلظت کروم در شاخساره و ریشه جو

Figure 3- Effect of drought on chromium concentration in shoots and roots of barley



شکل ۴- تأثیر خشکی بر فاکتور انباشت شاخساره برای سرب و کروم در جو

Figure 4- Effect of drought on shoot bioaccumulation factor of lead and chromium in barley



شکل ۵- تأثیر خشکی بر فاکتور انباشت ریشه سرب و کروم در جو

Figure 5- Effect of drought on root bioaccumulation factor of lead and chromium in barley

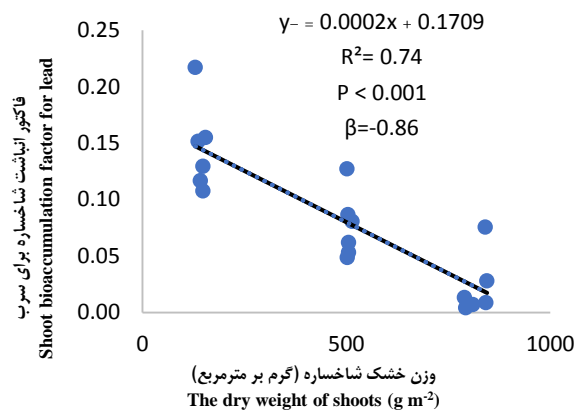
شکل ۶- تأثیر خشکی بر فاکتور انتقال زیستی سرب و کروم در جو

Figure 6- Effect of drought on the bio-translocation factor of lead and chromium in barley



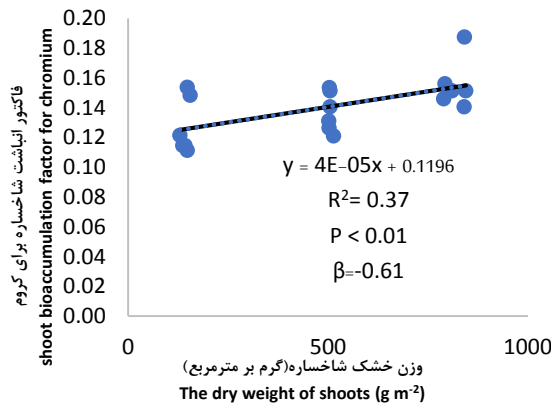
استاندارد شده ( $\beta$ ) برابر با ۰,۸۵ و با جهت مثبت پیش‌بینی کرد ( $R^2=0,72$ )، ( $P < 0,001$ )، (شکل ۱۰). مدل رگرسیونی وزن خشک کل گیاه توانست ۷۹ درصد از واریانس فاکتور انتقال سرب را تبیین کند و آنرا با ضریب رگرسیونی استاندارد شده ۰,۸۹- پیش‌بینی کند ( $P < 0,001$ )، (شکل ۱۱). مدل رگرسیونی وزن خشک کل گیاه همچنین توانست ۴۵ درصد از واریانس فاکتور انتقال کروم را تبیین کند و با ضریب رگرسیونی استاندارد شده ۰,۶۷- پیش‌بینی کند (شکل ۱۲)، ( $P < 0,001$ ).

**روابط بین وزن خشک و ضرایب انباشت و انتقال زیستی**  
روابط بین وزن خشک و ضرایب انباشت و انتقال زیستی سرب و کروم به درک تاثیر کم‌آبی روی غلظت آنها در ریشه و شاخساره گیاه کمک می‌کنند. فاکتور انباشت شاخساره برای سرب با افزایش وزن خشک شاخساره بصورت خطی کاهش یافت ( $\beta = -0,86$ )، ( $R^2=0,74$ )، ( $P < 0,001$ )، (شکل ۷) اما فاکتور انباشت شاخساره برای کروم افزایش یافت ( $\beta = 0,62$ )، ( $R^2=0,37$ )، ( $P < 0,01$ )، (شکل ۸). وزن خشک ریشه فاکتور انباشت ریشه برای سرب را پیش‌بینی نکرد (شکل ۹) اما فاکتور انباشت ریشه برای کروم را با ضریب رگرسیونی



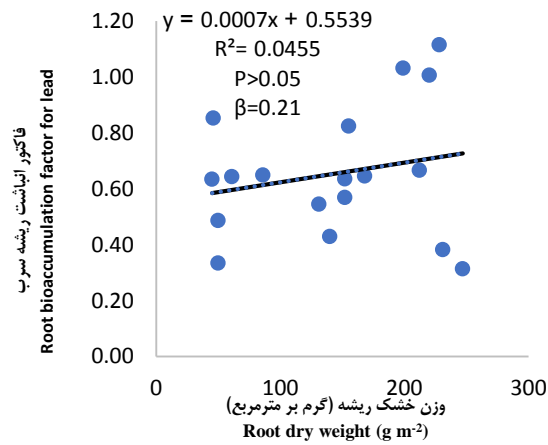
شکل ۷- رابطه بین وزن خشک شاخساره و فاکتور انباشت شاخساره سرب

Figure 7- Relationship between shoot dry weight and shoot bioaccumulation factor for lead



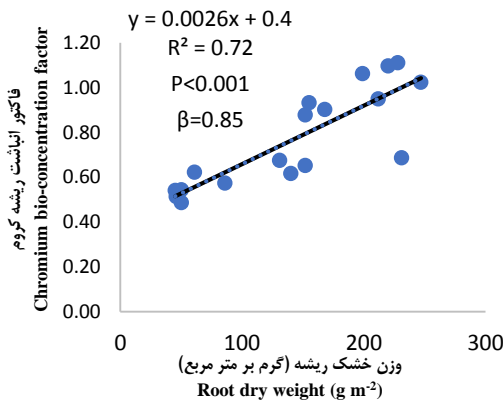
شکل ۸- رابطه بین وزن خشک شاخساره و فاکتور انباشت شاخساره کروم

Figure 8- Relationship between shoots dry weight and shoot bioaccumulation factor for chromium



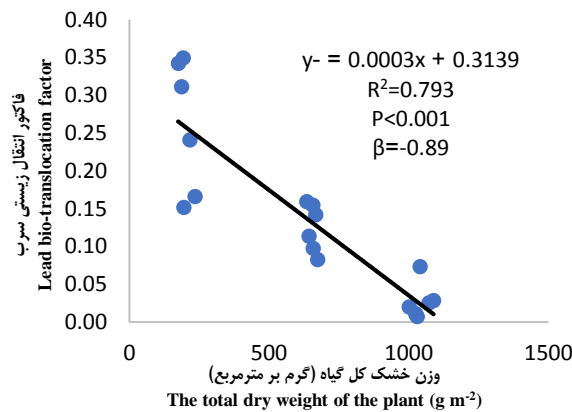
شکل ۹- رابطه بین وزن خشک ریشه و فاکتور انباشت ریشه سرب

Figure 9- Relationship between root dry weight and root bioaccumulation factor for lead



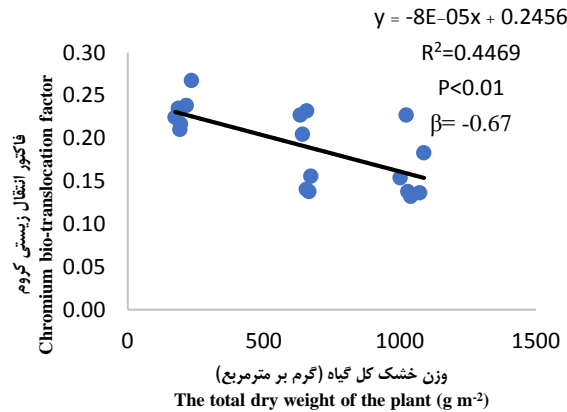
شکل ۱۰- رابطه بین وزن خشک ریشه و فاکتور انباشت ریشه کروم

Figure 10- Relationship between root dry weight and root bioaccumulation factor of chromium



شکل ۱۱- رابطه بین وزن خشک کل گیاه و فاکتور انتقال سرب

Figure 11- Relationship between total plant dry weight and lead bio-translocation factor



شکل ۱۲- رابطه بین وزن خشک کل گیاه و فاکتور انتقال کروم

Figure 12- Relationship between total plant dry weight and chromium translocation factor

استفاده از بسیاری از خاک‌های کشاورزی عمل می‌کند. یافته‌های این مطالعه نشان داد که هر دو فلز مورد بررسی در شاخساره‌های گیاهان جو که در خاک‌هایی با کم‌آبی رشد داده شده بودند، کمتر از حد در نظر گرفته شده از نظر سمیت گیاهی بودند هرچند این احتمال وجود دارد که قرار گرفتن خاک مورد مطالعه در محدوده مجاز خاک‌های کشاورزی از نظر غلظت این فلزات، در بوجود آمدن این شرایط موثر بوده است ولی با افزایش سطح خشکی، مقدار سرب در شاخساره افزایش یافت اما این افزایش تا حد ۵۰ درصد ظرفیت زراعی مشکلی از بابت سطوح بالای سرب در شاخساره ایجاد نکرد و توسعه سطح خشکی به بیش از ۵۰ درصد هم در حال حاضر محصول اقتصادی به دنبال نخواهد داشت بنابراین بررسی سطوح بالاتر خشکی پیشنهاد نمی‌شود. همچنین مدل رگرسیونی روابط بین وزن خشک و ضرایب انباشت و انتقال زیستی سرب و کروم نشان داد که با افزایش وزن خشک کل گیاه در شرایط تامین آب کافی، بدلیل تحرک کم این دو عنصر در گیاه، مقادیر بیشتری از این دو فلز در ریشه باقی می‌ماند درحالی‌که با کاهش وزن خشک، همراه با زوال فیزیولوژیک گیاه تحت تاثیر خشکی، غلظت این دو فلز در شاخساره افزایش می‌یابد. در این آزمایش ضرایب انباشت و انتقال زیستی مورد مطالعه همگی کمتر از یک بدست آمدند، بنابراین گیاه جو زراعی نسبت به سرب و کروم موجود در خاک، گیاهی اجتناب کننده است و در شرایط کم‌آبی فزاینده در مزرعه، این فلزات سمی را به زنجیره غذایی انتقال نمی‌دهد.

### سپاسگزاری

ضمن تشکر و قدردانی از اساتید محترم راهنما و مشاور و گروه زراعت دانشگاه زابل، بخشی از هزینه اجرای این آزمایش از محل اعتبار UOZ-GR-9618-25 دانشگاه زابل تامین شده است.

رابطه بین وزن خشک شاخساره و فاکتور انباشت شاخساره سرب و رابطه بین وزن خشک کل گیاه با فاکتور انتقال سرب با استفاده از گزارش‌هایی قابل توجیه است که بر تداخل سرب با عاملی دلالت دارند که مستقیماً در افزایش طول سلول با درگیری آنزیم‌های خاص در دیواره و ATPase مرتبط با پلاسمالما نقش دارد (۵۴) و ممکن است در شرایط خشکی افزایش غلظت سرب در سلول در اختلال در فتوسنتز و متابولیسم نیتروژن شرکت داشته باشد و تولید زیست توده را کاهش دهد (۴۹ و ۵۷). مدل رگرسیونی برازش شده برای فاکتور انباشت ریشه کروم درصد بالاتری از واریانس آن را نسبت به فاکتور انباشت شاخساره برازش کرد، بنابراین افزایش وزن خشک ریشه برای برداشت کروم از خاک تعیین کننده‌تر از افزایش وزن خشک شاخساره است، این مطلب با توجه به فرمول محاسبه فاکتور انباشت ریشه و با توجه به کم‌تحرکی کروم در خاک قابل توجیه است و گیاه جو در صورت توسعه بیشتر ریشه می‌تواند مقادیر بالاتری از کروم را از خاک برداشت کند (۵ و ۵۲). با افزایش وزن خشک کل گیاه، فاکتور انتقال سرب و کروم بصورت خطی کاهش یافتند، به این معنی که تخصیص این دو فلز به شاخساره کمتر شد. به نظر می‌آید که با افزایش رشد گیاه جو، بدلیل تحرک کم این دو عنصر در گیاه، مقادیر بیشتری از این دو فلز در ریشه باقی ماند (۵ و ۵۲). این موضوع برای سرب که در گیاه تحرک کمتری دارد مشهودتر بود (۳۷). یافته‌هایی نیز مبنی بر افزایش میزان سرب همراه با سدیم و فلزات سمی در برگ‌ها در دوران پیری و کاهش رشد نیز وجود دارند (۳۰) که می‌توان آنرا به زوال فیزیولوژیک گیاه، تحت تاثیر کم‌آبی ربط داد (۳۶).

### نتیجه گیری

با توجه به اهمیت ایمنی غذا، داشتن مقادیر فلزات سنگین در قسمت‌های قابل مصرف گیاه، به عنوان یک عامل محدود کننده برای

## منابع

- 1- Adriano DC. 2001. Arsenic. p. 219-261. Trace elements in terrestrial environments. 2 ed. Springer. Verlag New York.
- 2- Albaladejo J., Ortiz R., Garcia-Franco N., Navarro AR., Almagro M., Pintado JG, et al. 2013. Land use and climate change impacts on soil organic carbon stocks in semi-arid Spain. *Journal of Soils and Sediments* 13(2): 265-277.
- 3- Ali S., Abbas Z., Rizwan M., Zaheer IE., Yavaş İ., Ünay A., et al. 2020. Application of Floating Aquatic Plants in Phytoremediation of Heavy Metals Polluted Water: A Review. *Sustainability* 12(5): 1927.
- 4- Allen SE. 1989. Chemical analysis of ecological materials. Boston : Blackwell Scientific Publications, USA.
- 5- Alloway BJ. 2013. Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. 3 ed. Springer, Netherlands. XVIII, 614 p.
- 6- Anjum SA., Xie X-y., Wang L-C., Saleem MF., and Man Cand Lei W. 2011. Morphological, physiological and biochemical responses of plants to drought stress. *African Journal of Agricultural Research* 6(9): 2026-2032.
- 7- Augustine Chioma Aand Ezerie Henry E, editors. 2020. Handbook of Research on Resource Management for Pollution and Waste Treatment IGI Global: Hershey, PA, USA.
- 8- Baker AJM. 1981. Accumulators and excluders -strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* 3(1-4): 643-654.
- 9- Baker AJM., McGrath S., Reeves RD., and Smith JAC. 2000. Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. p. 85-107. In: Terry Nand Bañuelos G. Phytoremediation of contaminated soil and water. 1st Edition ed. CRC Press. Boca Raton, Florida.
- 10- Bañuelos GS., Cardon GE., Phene CJ., Wu L., Akohoue S., and Zambruski S. 1993. Soil boron and selenium removal by three plant species. *Plant and Soil* 148(2): 253-263.
- 11- Basta N., Ryan J., and Chaney R. 2005. Trace element chemistry in residual-treated soil: Key concepts and metal bioavailability. *Journal of Environmental Quality* 34(1): 49-63.
- 12- Ben-Asher J. 1994. Simplified Model of Integrated Water and Solute Uptake by Salts- and Selenium-Accumulating Plants. *Soil Science Society of America Journal* 58(4): 1012-1016.
- 13- Boudiar R., Casas AM., Gioia T., Fiorani F., Nagel KA., and Igartua E. 2020. Effects of Low Water Availability on Root Placement and Shoot Development in Landraces and Modern Barley Cultivars. *Agronomy* 10(1): 134.
- 14- Brooks RR. 1987. Serpentine and its vegetation: a multidisciplinary approach. Dioscorides Press.
- 15- Brooks RR., Lee J., Reeves RD., and Jaffre T. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration* 7: 49-57.
- 16- Brunetti G., Farrag K., Rovira PS., Nigro F., and Senesi N. 2011. Greenhouse and field studies on Cr, Cu, Pb and Zn phytoextraction by Brassica napus from contaminated soils in the Apulia region, Southern Italy. *Geoderma* 160(3): 517-523.
- 17- Cai K., Chen X., Han Z., Wu X., Zhang S., Li Q, et al. 2020. Screening of Worldwide Barley Collection for Drought Tolerance: The Assessment of Various Physiological Measures as the Selection Criteria. *Frontiers in Plant Science* 11(1159).
- 18- Cecchi L., Španiel S., Bianchi E., Coppi A., Gonnelli C., and Selvi F. 2020. *Odontarrhena stridii* (Brassicaceae), a new Nickel-hyperaccumulating species from mainland Greece. *Plant Systematics and Evolution* 306(4): 69.
- 19- Chaignon V., Sanchez-Neira I., Herrmann P., Jaillard B., and Hinsinger P. 2003. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. *Environmental Pollution* 123(2): 229-238.
- 20- Chetri BK. 2020. Phytoremediation: Role of Mycorrhiza in Plant Responses to Stress. p. 125-143. Restoration of Wetland Ecosystem: A Trajectory Towards a Sustainable Environment. Springer.
- 21- Chiarucci A. 2003. Vegetation ecology and conservation on *Tuscan ultramafic* soils. *The Botanical Review* 69(3): 252-268.
- 22- Davis RD., Beckett PHT., and Wollan E. 1978. Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley. *Plant and Soil* 49(2): 395-408.
- 23- Dubey RS. 1996. Photosynthesis in plants under stressful conditions. *Handbook of Photosynthesis* 859-875.
- 24- Eid EM., Khedher KM., Ayed H., Arshad M., Mouldi A., Shaltout KH, et al. 2020. Prediction models based on soil properties for evaluating the heavy metal uptake into *Hordeum vulgare* L. grown in agricultural soils amended with different rates of sewage sludge. *International Journal of Environmental Health Research* 1-15.
- 25- Eid EM., and Shaltout KH. 2016. Bioaccumulation and translocation of heavy metals by nine native plant species grown at a sewage sludge dump site. *International Journal of Phytoremediation* 18(11): 1075-1085.

- 26- Gambi OV. 1992. The distribution and ecology of the vegetation of ultramafic soils in Italy. p. 217-247. In: Roberts BA., and Proctor J. The Ecology of Areas with Serpentinized Rocks: A World View. Springer Netherlands. Dordrecht.
- 27- Gardner WH. 1986. Water content. Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods 5: 493-544.
- 28- Ge Y., Murray P., and Hendershot WH. 2000. Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. Environmental Pollution 107(1): 137-144.
- 29- Gubrelay U., Agnihotri RK., Singh G., Kaur R., and Sharma R. 2013. Effect of heavy metal Cd on some physiological and biochemical parameters of Barley (*Hordeum vulgare* L.). International Journal of Agriculture and Crop Sciences 5(22): 2743.
- 30- Guha MM., and Mitchell RL. 1966. The trace and major element composition of the leaves of some deciduous trees. Plant and Soil 24(1): 90-112.
- 31- Guo T-R., Zhang G-P., Zhou M-X., Wu F-B., and Chen J-X. 2007. Influence of Aluminum and Cadmium Stresses on Mineral Nutrition and Root Exudates in Two Barley Cultivars Pedosphere 17(4): 505-512.
- 32- H. Samarah N. 2005. Effects of drought stress on growth and yield of barley. Agronomy for Sustainable Development 25(1): 145-149.
- 33- Hauggaard-Nielsen H., Andersen MK., Jornsgaard B., and Jensen ES. 2006. Density and relative frequency effects on competitive interactions and resource use in pea–barley intercrops. Field Crops Research 95(2): 256-267.
- 34- Hou D., O'Connor D., Igalavithana AD., Alessi DS., Luo J., Tsang DCW, et al. 2020. Metal contamination and bioremediation of agricultural soils for food safety and sustainability. Nature Reviews Earth & Environment 1(7): 366-381.
- 35- Kabata-Pendias A. 2010. Trace Elements in Soils and Plants. Fourth ed. CRC Press.
- 36- Kalis EJ., Temminghoff EJ., Town RM., Unsworth ER., and van Riemsdijk WH. 2008. Relationship between metal speciation in soil solution and metal adsorption at the root surface of ryegrass. Journal of Environmental Quality 37(6): 2221-2231.
- 37- Koeppe DE. 1977. The uptake, distribution, and effect of cadmium and lead in plants. Science of The Total Environment 7(3): 197-206.
- 38- Kuiper I., Lagendijk EL., Bloemberg GV., and Lugtenberg BJJ. 2004. Rhizoremediation: A Beneficial Plant-Microbe Interaction. Molecular Plant-Microbe Interactions 17(1): 6-15.
- 39- Lambers H., and Oliveira RS. 2019. Plant Physiological Ecology. Springer International Publishing.
- 40- Lawlor DW., Day W., Johnston AE., Legg BJ., and Parkinson KJ. 1981. Growth of spring barley under drought: crop development, photosynthesis, dry-matter accumulation and nutrient content. The Journal of Agricultural Science 96(1): 167-186.
- 41- Ma LQ., Komar KM., Tu C., Zhang W., Cai Y., and Kennelley ED. 2001. A fern that hyperaccumulates arsenic. Nature 409(6820): 579-579.
- 42- Ma Y., Rajkumar M., Zhang C., and Freitas H. 2016. Inoculation of *Brassica oxyrrhina* with plant growth promoting bacteria for the improvement of heavy metal phytoremediation under drought conditions. Journal of Hazardous Materials 320: 36-44.
- 43- McBride MB. 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? Advances in Environmental Research 8(1): 5-19.
- 44- Mohammadi Sand Taii J. 2015. Exploring the possibility of soil contamination in the production of greenhouse cucumber to the health risks of heavy metals and its products in Jirof. Jiroft: Jiroft University.
- 45- Ordonez LR. 2016. Phytoremediation Potential of California Native Wetland Plants: Linking Microbial Activity and Native Plants to Remediation of Heavy Metals. ProQuest: San Diego State University.
- 46- Pal R., and Kundu R. 2016. Risk Assessment of Some Selected Vegetables Grown in Metal Contaminated Soil Supplements. Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences 86(3): 585-593.
- 47- Pascual I., Antolín MC., García C., Polo A., and Sánchez-Díaz M. 2004. Plant availability of heavy metals in a soil amended with a high dose of sewage sludge under drought conditions. Biology and Fertility of Soils 40(5): 291-299.
- 48- Peralta-Videa JR., Lopez ML., Narayan M., Saupe G., and Gardea-Torresdey J. 2009. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain. The International Journal of Biochemistry & Cell Biology 41(8-9): 1665-1677.
- 49- Rezvani Mand Zaefarian F. 2011. Bioaccumulation and translocation factors of cadmium and lead in *Aeluropus littoralis*. Australian Journal of Agricultural Engineering 2(4): 114.
- 50- Robinson BH., Brooks RR., Kirkman JH., Gregg PEH., and Varela Alvarez H. 1997. Edaphic influences on a New Zealand ultramafic ("serpentine") flora: a statistical approach. Plant and Soil 188(1): 11-20.

- 51- Saravanan A., Jeevanantham S., Narayanan VA., Kumar PS., Yaashikaa PR., and Muthu CMM. 2020. Rhizoremediation – A promising tool for the removal of soil contaminants: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 8(2): 103543.
- 52- Seigneur C., and Constantinou E. 1995. Chemical Kinetic Mechanism for Atmospheric Chromium. *Environmental Science & Technology* 29(1): 222-231.
- 53- Singh RP., and Agrawal M. 2007. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants. *Chemosphere* 67(11): 2229-2240.
- 54- Sinha P., Dube BK., Srivastava P., and Chatterjee C. 2006. Alteration in uptake and translocation of essential nutrients in cabbage by excess lead. *Chemosphere* 65(4): 651-656.
- 55- Soriano-Disla JM., Gómez I., Navarro-Pedreño J., and Jordán MM. 2014. The transfer of heavy metals to barley plants from soils amended with sewage sludge with different heavy metal burdens. *Journal of Soils and Sediments* 14(4): 687-696.
- 56- Tiwari S., Singh. SN., and Garg. SK. 2013. Induced phytoremediation of metals from fly ash mediated by plant growth promoting rhizobacteria. *Journal of Environmental Biology* 34(4): 10.
- 57- Uveges JL., Corbett AL., and Mal TK. 2002. Effects of lead contamination on the growth of *Lythrum salicaria* (purple loosestrife). *Environmental Pollution* 120(2): 319-323.
- 58- Weis JS., and Weis P. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment International* 30(5): 685-700.
- 59- Zhao FJ., Jiang RF., Dunham SJ., and McGrath SP. 2006. Cadmium uptake, translocation and tolerance in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *New Phytologist* 172(4): 646-654.
- 60- Zhou L., Zhao Y and Wang S. 2015. Cadmium transfer and detoxification mechanisms in a soil–mulberry–silkworm system: phytoremediation potential. *Environmental Science and Pollution Research* 22(22): 18031-18039.

## Investigation of Bioaccumulation Capacity of Barley for Soil Lead and Chromium under Drought Stress Conditions

M. Madahinasab<sup>1\*</sup>- M. Mousavi Nik<sup>2</sup>- A. Ghanbari<sup>3</sup>- A.R. Sirousmehr<sup>4</sup>- Sh. Kouhestani<sup>5</sup>

Received: 11-04-2021

Accepted: 13-06-2021

**Introduction:** The use of sewage sludge, which is mixed locally with poultry waste and is available at a relatively low cost, improves the circulation of nutrients and organic matter in the soil, reduces the concentration of CO<sub>2</sub> in the atmosphere, and increases the level of soil organic carbon. Fertilization with this method is of particular importance in soils of arid and semi-arid regions that face erosion and organic matter reduction. However, there are concerns about the presence of essential and unnecessary heavy metals such as Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn that enter the environment from domestic, light industrial, commercial and municipal wastewater sources and can lead to soil contamination and eventually enters the food chain through absorption, transport, and accumulation in agricultural and non-agricultural products and has threatened human and animal health. Phytoremediation is the cleaning up of polluted terrestrial areas and aquatic sites from heavy metal and organic contaminants by green plants. An appropriate plant for phytoremediation should ideally have a high ability to translocate contaminants into the plant shoot. However, the toxicity of the remains of these plants has become a severe problem for human health. Iran is an arid and semi-arid country and many soils face the problem of using animal manure sources with sewage sludge and the possibility of contamination with heavy metals. Farmers cultivate the barley plant (*Hordeum vulgare* L.) in these areas widely, and it has a significant role in the food chain of livestock and humans. Therefore, in this study, we evaluated the barley plant in terms of lead and chromium accumulation by increasing drought levels in the field.

**Materials and Methods:** It was a two-year field experiment with three irrigation levels (irrigation per 100 (control), 75 and 50% of field capacity). The amount of chromium and lead in soil and plant samples was measured using atomic spectroscopy with flame mode after extraction by digestion in acid. We used bio-concentration coefficients including root bioaccumulation factor ( $\frac{\text{metal concentration of root}}{\text{metal concentration of soil}}$ ), shoot bioaccumulation factor ( $\frac{\text{metal concentration of aerial parts}}{\text{metal concentration of soil}}$ ) and translocation factor ( $\frac{\text{metal concentration of aerial parts}}{\text{metal concentration of root}}$ ) to measure the plants bio-accumulation capacity. A plant with a root bioaccumulation factor bigger than one and a bio-translocation factor of less than one is suitable for plant stabilization of elements. In contrast, a plant with a shoot bioaccumulation factor and bio-translocation factor of more than one and root bioaccumulation factor of less than one is suitable for plant extraction of elements from the soil.

**Results and Discussion:** After barley harvest, the average concentration of lead and chromium in soil decreased by 23% and 17% compared to before harvest. The results of the analysis of variance showed that the effect of experimental years was significant on the concentration of chromium in the soil and the aerial part of barley and shoot bioaccumulation and root bioaccumulation factor of the same elements in the barley ( $p < 0.05$ ). The effect of drought was significant on the shoot and root dry weight, chromium concentration in both shoots and roots, lead concentration in shoots, lead and chromium shoot bioaccumulation factor, chromium root bioaccumulation factor, and lead bio-translocation factor ( $p < 0.01$ ) and chromium bio-translocation factor ( $p < 0.05$ ) but the interaction effect of year and drought was not significant on any of these traits. In all cases, the concentration of elements in the roots was higher than the aerial part, and with increasing drought stress, the concentration of lead in the roots remained constant but increased in the aerial parts while the concentration of chromium decreased. As the amount of drought increased, the shoot bioaccumulation factor increased for the lead but decreased for the chromium. The root bioaccumulation factor of chromium also decreased while the

1- Ph.D. Student, Department of Agronomy, Faculty of Agriculture, University of Zabol, Zabol, Iran & Department of Agricultural Science, Payame Noor University, Tehran, Iran

(\*- Corresponding Author Email: mohsenmadahinasab@gmail.com)

2, 3 and 4- Professors and Associate Professor, Department of Agronomy, Faculty of Agriculture, University of Zabol, Zabol, Iran, respectively.

5- Assistant Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, University of Jiroft, Kerman, Iran

DOI: 10.22067/JSW.2021.69271.1039

translocation factor increased for both elements, but the increase was more pronounced for the lead. Lead shoot bioaccumulation factor decreased linearly with an increasing dry weight of aerial parts ( $\beta = -0.86$ ), but chromium shoot bioaccumulation factor increased ( $\beta = 0.62$ ). Root dry weight predicted chromium root bioaccumulation factor ( $\beta = 0.85$ ). The total plant dry weight regression model could predict the lead translocation factor ( $\beta = -0.89$ ) and chromium transfer factor ( $\beta = -0.67$ ).

**Conclusion:** In this experiment, the studied bioconcentration coefficients were all less than one. So, barley is an avoidant plant when encountered with lead and chromium in the soil, and in increasing drought conditions in the field, it does not translocate these toxic metals to the food chain.

**Keywords:** Bioavailability, Food chain, Toxic metal, Translocation factor, Water deficiency