نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار
جلد چهارم، شماره اول، ۱۳۹۳
http://ejsms.gau.ac.ir

بررسی امکان جذب سرب و کادمیوم توسط گیاه گوجه فرنگی در حضور باکتری‌های PGPR و قارچ میکوریزی آربوسکولار

حمید نعمتی[1] و *عبدالامیر بستانی[2]

[1]دانشجوی کارشناسی‌ارشد علوم خاک، دانشگاه شاهد، [2]استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه شاهد

تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۱۰/٤ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/٤/۳۱

چکیده

این پژوهش با هدف بررسی تأثیر قارچ میکوریز آربوسکولار و باکتری‌های PGPR بر جذب سرب و کادمیوم توسط گیاه گوجه فرنگی انجام شد. به‌این منظور دو آزمایش گلخانه‌ای در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار به‌صورت مجزا اجرا گردید. تیمارها شامل موجود زنده در چهار سطح (B_0F_0, B_1F_0, B_0F_1 and B_1F_1) و چهار سطح سرب و کادمیوم به‌ترتیب (Pb_0, Pb_{250}, Pb_{500} and Pb_{1000}) و (Cd_0, Cd_{50}, Cd_{100} and Cd_{200}) بود. نتایج نشان داد که اثر تیمارهای میکروبی و سطوح سرب و کادمیوم بر غلظت این عناصر در اندام هوایی، ریشه و انتقال آن‌ها از ریشه به اندام هوایی معنی‌دار می‌باشد. بیشترین غلظت کادمیوم مربوط به اثر متقابل تیمار قارچ با کادمیوم در سطح ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود، به‌گونه‌ای که غلظت کادمیوم در اندام‌هوایی و کارایی انتقال کادمیوم از ریشه به اندام هوایی در این تیمار به‌ترتیب ۵/٦۲ و ۱٤/۰۵ برابر غلظت آن در تیمار شاهد (عدم تلقیح) به‌دست آمد. همچنین نتایج نشان داد که در مجموع غلظت سرب در ریشه به‌طور میانگین ۱۸/۹۲ برابر غلظت آن در اندام هوایی می‌باشد. این مقدار برای کادمیوم ۳/۰۹ به‌دست آمد. نتایج به‌دست آمده از مقایسه میانگین مربوط به اثرات اصلی تیمارهای میکروبی نشان داد که جذب کادمیوم در تمام تیمارهای میکروبی نسبت به تیمار شاهد (عدم تلقیح) بیشتر است. این درحالی است که تیمارهای میکروبی تأثیر چندانی بر انتقال سرب از خاک به گیاه نداشتند.

واژه‌های کلیدی: قارچ میکوریزی آربوسکولار، PGPR، سرب، کادمیوم، گوجه فرنگی

*مسئول مکاتبه: Bostani@shahed.ac.ir

مقدمه

خاک به‌عنوان جزیی از بیوسفر، نقش مهمی در تولید غذا و پایداری محیط‌زیست دارد. افزایش جمعیّت و به‌همراه آن افزایش دانش علمی و فنی و گسترش صنایع بدون رعایت مسایل و استانداردهای زیست‌محیطی سبب آلودگی محیط و به هم خوردن تعادل اکوسیستم خاک شده است. از متداول‌ترین فلزات سنگین در مناطق آلوده کادمیوم و سرب هستند که از منابع گوناگون به زیست بوم، پیکره گیاه و در نهایت به زنجیره غذایی راه می‌یابند و خسارت‌های جدی به بار می‌آورند (هنری، ٢٠٠٠). کادمیوم یک عنصر سمی است که در خاک‌های آهکی غیر پویاست و به‌طور عمده در لایه‌های سطحی تجمع می‌یابد. آلووی (١٩٩٠) اظهار می‌دارد که مهم‌ترین عوامل مؤثر بر تحرک یون کادمیوم در خاک pH و پتانسیل اکسایش است. در pH بیش از ٧/٥، کادمیوم تحرک کمی داشته و کانی‌های قابل تشخیص در این شرایط همچون اکسید کادمیوم و فسفات کادمیوم کنترل کننده تحرک کادمیوم در خاک می‌باشند. به ازای هر واحد افزایش pH در محدوده ٧/٧-٤ ظرفیت جذب خاک برای کادمیوم ٣ برابر می‌شود. سرب یک عنصر سمی است که حرکت آن در خاک بسیار کند است، بنابراین در خاک پایدار و در سطح خاک انباشته می‌شود (اسکندر و خیرخام، ٢٠٠١). هنگام تماس سرب با خاک این فلز در لایه سطحی خاک تجمع می‌یابد. در خاک‌های قلیایی کمپلکس‌های خنثی و در خاک‌های شور ترکیبات کلره سرب غالب می‌باشد (آلووی، ١٩٩٠). سرب در خاک توسط رس‌ها تثبیت شده و به سادگی قابل دسترس نمی‌باشد، امّا می‌تواند به‌طور عمده توسط ریشه‌های مویین جذب شده و در دیواره سلول‌های گیاهی تجمع یابد (هوگاس و همکاران، ١٩٨٠). زمانی‌که سرب توسط گیاه جذب می‌شود، جابجایی آن به قسمت‌های هوایی گیاه بسیار آهسته صورت می‌گیرد و بیشترین مقدار سرب در ریشه تجمع می‌یابد (کاباتا- پندیاس و موخرجی، ٢٠٠٧). روش‌های فیزیکی و شیمیایی متفاوتی برای پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین به‌کار برده شده‌اند که اغلب آن‌ها علاوه‌بر هزینه زیاد، سبب تخریب ساختار فیزیکی و شیمیایی شده و کاربری اراضی برای تولید محصول را کاهش می‌دهند. به‌نظر می‌رسد استفاده از روش‌های بیولوژیکی جهت پالایش خاک‌های آلوده در مقایسه با سایر روش‌ها نتایج مطلوب‌تری را به‌همراه داشته باشد. مطالعات نشان می‌دهد که فرآیند اصلاح در حضور ریزسازواره‌های همزیست تشدید می‌شود (گوهر و پاژکوواسکی؛ ٢٠٠٦). مطالعات حضور قارچ‌های میکوریزی آربوسکولار و کلنیزه شدن ریشه‌های گیاهان به‌وسیله آن‌ها را در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین گزارش داده‌اند (گاور و آدهولیا، ٢٠٠٤). گزارش شده است که اکوتیپ‌های قارچ‌های

میکوریزی آربوسکولار منشأ گرفته از خاک‌های آلوده نسبت به سویه‌های قارچی بومی خاک‌های غیر آلوده، تحمل‌پذیری و مقاومت بیشتری نسبت به آلودگی فلزات سنگین دارند (داشنکوف و همکاران، ۱۹۹۷). نتایج نشان می‌هد که قارچ‌های میکوریز آربوسکولار در آلی کردن فلزات در ریزوسفر گیاه مؤثر بوده و با تجمع فلزات به شکل غیر سمی در ریشه‌های گیاه و میسلیوم‌های برون ریشه‌ای به تثبیت گیاهی کمک می‌کنند (گوهر و پاژکوواسکی؛ ۲۰۰٦). قارچ میکوریزی آربوسکولار با تولید متابولیت‌های مختلف و برقراری پیوند با فلزات سنگین، افزایش زیست توده گیاهان سوپر انباشت‌گر[1] و یا از طریق تجزیه مواد آلی سمی، نقش مهمی در اصلاح خاک‌های آلوده و امکان بهره‌وری بیشتر از آن‌ها ایفا می‌کنند (آبو- شاناب و همکاران، ۲۰۰۰). خان و همکاران (۲۰۰۸) حضور باکتری محرک رشد گیاه را در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین گزارش و اظهار داشتند که باکتری‌های محرک رشد گیاه از طریق احیای فلزات چند ظرفیتی، آن‌ها را به اشکال غیرسمی و کم خطر تبدیل می‌کنند. این باکتری‌ها برای بقا در شرایط آلوده به فلزات مکانیسم‌های متعددی از جمله ۱) ممانعت از جذب[2]، ۲) بیرون راندن[3]، خارج ساختن فلزات از طریق پدیده‌های وابسته به کروموزم یا پلاسمید، ۳) سازگاری سلولی[4]، ٤) تغییرشکل زیستی[5]، ۵) جذب سطحی[6]، ٦) ترسیب[7]، ۷) تجمع زیستی در فضاهای داخل و خارج سلولی[8] و ۸) متیلاسیون و دی‌متیلاسیون[9] را به‌کار می‌برند (نسیس، ۱۹۹۹). در مطالعه‌ای مشخص شد سویه *Pseudomonas maltophilio*، شکل پویا و سمی کروم را به شکل غیرپویا و غیرسمی تبدیل کرده و پویایی فلزات نظیر جیوه، کادمیوم، سرب را به حداقل رسانید (خان و همکاران، ۲۰۰۸). خان و همکاران (۲۰۰۸) نشان دادند که تلقیح بذور خردل هندی به‌عنوان یک سوپر انباشت‌گر با باکتری‌های *Flavobacterium Sp., Rhodococcus Sp., Varivorax paradoxus*، باعث افزایش رشد طولی ریشه و در نتیجه تشدید پالایش خاک آلوده به کادمیوم شد. اثرات هم‌افزایی قارچ‌های میکوریزی آربوسکولار و باکتری‌های محرک رشد گیاه در پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین به

1- Hyper Accumulator
2- Exclusion
3- Extrusion
4- Accommadation
5- Bio-transformation
6- Biosorption
7- Precipitation
8- Bioacumulation
9- Methylation and Demethylation

اثبات رسیده است (آزسون، ١٩٨٧؛ آنداراد و همکاران، ٢٠٠٤؛ رادزیاه و همکاران ٢٠٠٧؛ رهوادس، ١٩٩٦). ویواس و همکاران (٢٠٠٣b) تأثیر قارچ میکوریزی آربوسکولار (*Glomus mosseae*) و باکتری (*Bacillus UPMB10*) را بر جذب فلزات سنگین توسط گیاه بامیه مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که در گیاهان تلقیح شده، عملکرد میوه، ریشه و اندام هوایی در مقایسه با گیاهان شاهد به‌طور معنی‌داری افزایش یافت. این مطالعه با هدف تعیین اثرات جداگانه و توأم قارچ‌های میکوریز آربوسکولا (*Glomus spp*) و باکتری‌های محرک رشد گیاه (*Pseudomonas Sp*) بر رشد گیاه گوجه‌فرنگی (*Lycopersicon esculentum*) در خاک‌های آلوده به سرب و کادمیوم صورت پذیرفت.

مواد و روش‌ها

به‌منظور بررسی تأثیر قارچ و باکتری بر جذب سرب و کادمیوم توسط گیاه گوجه فرنگی دو آزمایش مجزا به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار اجرا گردید. تیمارها شامل سرب از منبع $Pb(NO_3)_2$ در چهار سطح (Pb_0، Pb_{250}، Pb_{500} و Pb_{1000}) میلی‌گرم در کیلوگرم، کادمیوم از منبع $Cd(NO_3)_2.4H_2O$ در چهار سطح (Cd_0، Cd_{50}، Cd_{100} و Cd_{200}) میلی‌گرم در کیلوگرم و چهار سطح زادمایه شامل تیمارهای شاهد (عدم تلقیح)، باکتری (*Bacillus Pseudomonas*)، قارچ (*Glomus* sp) و تلقیح مشترک باکتری با قارچ بود. جهت انجام کشت گلخانه‌ای نمونه‌های ٣/٥ کیلوگرم خاک غیر استریل عبور یافته از الک ٤ میلی‌متری توزین و به هر گلدان اضافه شد. تمامی عناصر پر مصرف و کم مصرف براساس آزمون خاک در حد بهینه به خاک اضافه شدند. پس از اعمال تیمار فلزات سنگین به‌منظور حصول تعادل، نمونه‌ها به‌مدت یک ماه در شرایط اینکوبیشن (رطوبت FC و دمای ٢٥ درجه سانتی‌گراد) نگه‌داری شدند. نیز جهت اعمال تیمار قارچ و باکتری ابتدا مقدار کافی از لایه بالای خاک برداشته، ٧٠ گرم از پودر قارچ و مقدار ٥ گرم از پودر باکتری (تهیه شده از موسسه خاک و آب کشور) به گلدان‌ها اضافه و دوباره خاک لایه برداشته شده به گلدان‌ها برگردانده شد (زارعی و همکاران، ٢٠١١). به‌منظور کشت گیاه گوجه‌فرنگی تعداد کافی از بذرهای سالم انتخاب و پس از عمل ضدعفونی (به‌مدت ١٥-١٠ ثانیه در الکل اتیلیک ٩٦ درجه و ١/٥ الی ٢ دقیقه در هیپوکلرید سدیم پنج درصد غوطه‌ور و در نهایت با آب مقطر شستشو شد) در گلدان‌ها کشت شدند. در طول دوره رشد تمامی اقدامات زراعی از قبیل نیاز غذایی، رطوبت، نور و دما در شرایط بهینه تنظیم

گردید. همچنین نمونه خاک مرکب (۳۰-۰ سانتی‌متر) از مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه شاهد تهیه و پس از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲ میلی‌متری، برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن شامل درصد اشباع، تهیه عصاره اشباع و تعیین هدایت الکتریکی و pH در آن به روش رودز (۱۹۸۲)، بافت خاک با روش هیدرومتر (بایوکاس، ۱۹٦۲)، ماده آلی به روش اکسایش تر (نلسون و سامرز، ۱۹۸۲)، کربنات کلسیم به روش کلسیمتر فشاری (نلسون، ۱۹۸۲) و گنجایش تبادل کاتیونی به روش استات سدیم در pH=۸/۲ (باور و همکاران، ۱۹۵۲) اندازه‌گیری شد. پس از گذشت ۱۲۰ روز از دوره رویشی و در ابتدای دوره زایشی، گیاهان از محل طوقه بریده، پس از آماده‌سازی و عصاره‌گیری به روش هضم خشک، غلظت سرب و کادمیوم در ریشه و اندام هوایی با دستگاه جذب اتمی مدل (Analytic Jena, Contera AA300) اندازه‌گیری شد (مانسون و نلسون، ۱۹۹۰). برای محاسبه فاکتور انتقال (Translocation Factor) از تقسیم غلظت عنصر اندام هوایی به غلظت عنصر در ریشه استفاده گردید (مارچیل و همکاران، ۲۰۰٤). کلیه محاسبات آماری با نرم‌افزار MSTATC و رسم نمودار توسط Excel انجام گردید.

نتایج و بحث

نتایج خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در جدول یک ارایه شده است. نتایج آنالیز سرب و کادمیوم نشان داد که غلظت سرب کل خاک ۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کادمیوم زیر حد تشخیص دستگاه می‌باشد.

جدول ۱- مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در کشت گلخانه‌ای.

بافت خاک	pH	EC ($ds\ m^{-1}$)	OC	CCE*	Clay	Silt	Sand	CEC ($Cmol_c\ kg^{-1}$)	مشخصه
			(درصد)						
Loam	۸/۵	۲/٤۵	۰/۵٤	۱۱/٤۵	۲٦	۳۵	۳۹	۱٤/٤۸	مقدار

* کربنات کلسیم معادل.

جدول‌های ۲ و ۳ نتایج به‌دست آمده از تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف بر غلظت کادمیوم و سرب در ریشه، اندام‌هوایی و فاکتور انتقال از ریشه به اندام‌هوایی را نشان می‌دهد. همان‌گونه که در این جدول‌ها مشخص است اختلاف معنی‌داری بین سطوح فلزات سنگین و نوع ریزموجود بر غلظت سرب و کادمیوم در ریشه و اندام‌هوایی وجود دارد. نتایج نشان داد اثر متقابل کادمیوم و ریزموجود بر

غلظت کادمیوم در ریشه، اندام‌هوایی و فاکتور انتقال کادمیوم از ریشه به اندام‌هوایی معنی‌داری می‌باشد ولی این اثر برای سرب فقط در ریشه معنی‌دار شد.

جدول ٢- نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف بر غلظت کادمیوم در ریشه و اندام‌هوایی گیاه گوجه‌فرنگی.

منابع تغییرات	درجه آزادی	غلظت Cd در اندام‌هوایی[1]	غلظت Cd در ریشه	فاکتور انتقال Cd از ریشه به اندام هوایی
کادمیوم	٣	٢١٦١/٩٣**	١٠٥٣٩/٣٨**	٠/٤٢**
ریزموجود	٣	٤٤٠/٤٣**	٣٣٣٩/٩**	٠/٤٤**
کادمیوم × ریزموجود	٩	٢٤٠/٥٢**	٨١٥/٠٦**	٠/١٦**
خطا	٣٢	٣١/٦٥	٦٥/٩٤	٠/٠١٢

** و * به‌ترتیب در سطح ٠/٠١ و ٠/٠٥ معنی‌دار و ns غیر معنی‌دار می‌باشد. [1] غلظت‌ها بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم.

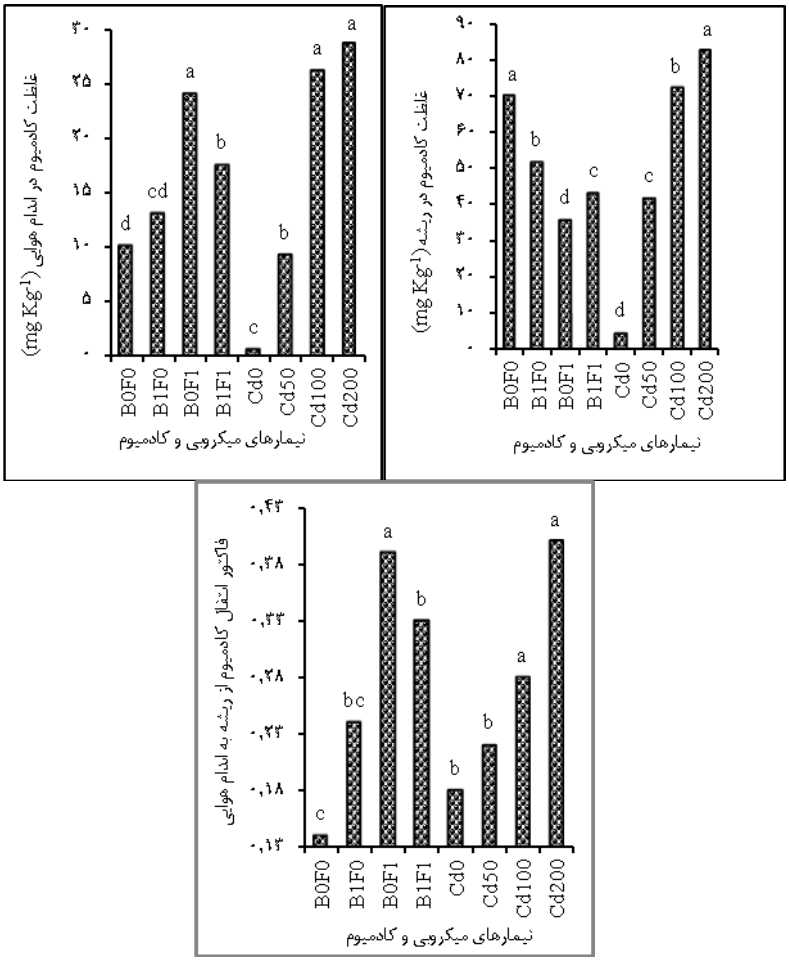
جدول ٣- نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف بر غلظت سرب در ریشه و اندام‌هوایی گیاه گوجه‌فرنگی.

منابع تغییرات	درجه آزادی	غلظت Pb در اندام هوایی[1]	غلظت Pb در ریشه	کارایی انتقال pb از ریشه به اندام‌هوایی
سرب	٣	١٦٦/٦٨١**	١٠٣٤٧٠/٤٤**	٠/٠٤*
ریزموجود	٣	٧١/٥٩٥**	٥٨٢٧/٣٧٣*	٠/٠٣ns
سرب × ریزموجود	٩	٢١/٢٩٦ns	٤٨٥٢/٦٩**	٠/٠٠٨ns
خطا	٣٢	١٠/٦٦١	٢٤٤٠/٢٢	٠/٠٠٩

** و * به‌ترتیب در سطح ٠/٠١ و ٠/٠٥ معنی‌دار و ns غیر معنی‌دار می‌باشد. [1] غلظت‌ها بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم.

شکل ١ نتایج حاصل از مقایسه میانگین اثرات اصلی کادمیوم و ریزموجود بر غلظت آن در ریشه، اندام‌هوایی و فاکتور انتقال کادمیوم از ریشه به اندام‌هوایی را نشان می‌دهد. اگر چه نتایج بیانگر افزایش غلظت کادمیوم در ریشه و اندام‌هوایی با افزایش سطح کادمیوم در خاک می‌باشد اما همان‌گونه که مشخص است این روند خطی نبوده به گونه‌ای که اختلاف بین جذب در تیمار ١٠٠ و ٢٠٠ میلی‌گرم در کیلوگرم بسیار ناچیز می‌باشد. به‌نظر می‌رسد که در غلظت بالای ١٠٠ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم، گیاه از طریق اعمال مکانیسم‌های خاص از جذب بیشتر کادمیوم و بروز سمیت جلوگیری می‌نماید. همچنین نتایج نشان داد که به‌طور متوسط غلظت کادمیوم در ریشه ٣/٠٩ برابر غلظت آن در اندام‌هوایی

می‌باشد این نتایج با یافته‌های دیگر پژوهش‌گران تطابق دارد. (رشید شمالی و همکاران، ۲۰۱۲، مورال و همکاران، ۲۰۰۲). اوزرس و همکاران (۱۹۹۷) نشان دادند که با افزایش میزان لجن دارای فلزات سنگین جذب کادمیوم در گیاه گوجه‌فرنگی افزایش پیدا می‌کند. نتایج حاصل از مقایسه میانگین مربوط به اثرات اصلی تیمارهای میکروبی نشان داد که جذب کادمیوم در تمام تیمارهای میکروبی نسبت به تیمار شاهد (عدم تلقیح) بیشتر است. ابوشنب و همکاران (۲۰۰۰) تأثیر باکتری‌های محرک رشد بر جذب نیکل در سه نوع خاک دارای نیکل کم، متوسط و زیاد را مورد بررسی قرار دادند. نتایج آن‌ها نشان داد که جدایه‌ها به‌طور معنی‌داری جذب نیکل را از خاک افزایش دادند. همچنین نتایج نشان داد که بیشترین غلظت کادمیوم مربوط به تیمار قارچ بوده به گونه‌ای که غلظت کادمیوم در اندام‌هوایی گیاهان تلقیح شده با قارچ ۲/۳۹ برابر غلظت آن در تیمار شاهد (عدم تلقیح) می‌باشد. وسنهورن و همکاران (۱۹۹۵) بیان کردند که قارچ‌های میکوریز آربوسکولار می‌تواند جذب فلزات سنگین را در اندام‌هوایی گیاه افزایش دهند. رادزیه و همکاران (۲۰۰۷) تأثیر قارچ میکوریزی آربوسکولار (گلوموسه) و باکتری PGPR بر جذب فلزات سنگین توسط گیاه بامیه را مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که در گیاهان مایه‌زنی شده با قارچ میکوریز و باکتری، به‌طور مشخصی عملکرد میوه، ریشه و اندام‌هوایی در مقایسه با گیاهان شاهد افزایش و جذب فلزات سنگین سرب، کادمیوم روی و مس در اندام‌هوایی و ریشه گیاه بیش از میوه‌ها بود.



شکل ١- مقایسه میانگین اثرات اصلی سطوح کادمیوم و تیمارهای میکروبی بر غلظت کادمیوم در اندام هوایی، ریشه و فاکتور انتقال کادمیوم از ریشه به اندام‌هوایی. تیمارهای کادمیوم ٠، ٥٠، ١٠٠ و ٢٠٠ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک؛ سطوح تیمارهای میکروبی: B_0F_0 (شاهد)، B_1F_0 (باکتری PGPR)، B_0F_1 (قارچ میکوریزا) و B_1F_1 (باکتری PGPR و قارچ میکوریزا).

نتایج بررسی مقایسه میانگین اثرات متقابل سطوح کادمیوم و تیمارهای میکروبی بر غلظت کادمیوم در اندام‌هوایی، ریشه و فاکتور انتقال کادمیوم از ریشه به اندام‌هوایی در جدول ٤ نشان داده شده است. نتایج نشان داد بیشترین غلظت کادمیوم مربوط به اثر متقابل تیمار قارچ با کادمیوم در سطح میلی‌گرم بر

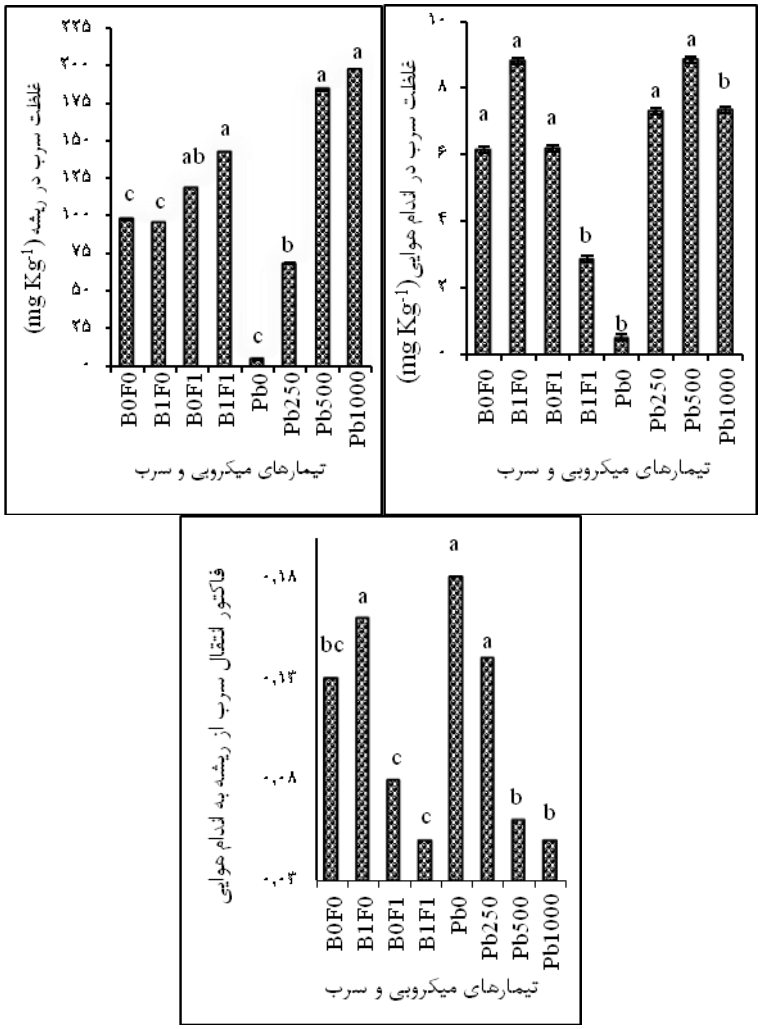
کیلوگرم ۱۰۰ بود، به گونه‌ای که غلظت کادمیوم در اندام‌هوایی و کارایی انتقال کادمیوم از ریشه به اندام‌هوایی در این تیمار به‌ترتیب ۵/٦۲ و ۱٤/۰۵ برابر غلظت آن در تیمار شاهد (عدم تلقیح) به‌دست آمد. این در حالی است اثر متقابل قارچ با کادمیوم در سطح ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم تفاوت معنی‌داری با شاهد (عدم تلقیح) نداشت. در خصوص تأثیر روابط قارچ ریشه‌ای بر جذب فلزات سنگین نتایج متناقض می‌باشد. اما در مجموع نتایج بیانگر افزایش جذب فلزات در شرایط کمبود و کاهش جذب در شرایط سمیت می‌باشد (چن و همکاران، ۲۰۰٤؛ چرستی و همکاران، ۲۰۰٤؛ ونگ و همکاران، ۲۰۰۷a؛ وسنهورن و همکاران، ۱۹۹۵).

جدول ٤- مقایسه میانگین اثرات متقابل سطوح کادمیوم و تیمارهای میکروبی بر غلظت کادمیوم در بخش‌های مختلف گیاه.

تیمارها		غلظت Cd در اندام هوایی[1]	غلظت Cd در ریشه	فاکتور انتقال Cd از ریشه به اندام هوایی
Cd_0	B_0F_0	۰/۵۵^{a}	۵/٤٦^{a}	۰/۱۵^{as}
	B_1F_0	۰/۵^{a}	٤/۲۵^{a}	۰/۲۸^{abc}
	B_0F_1	۰/۵^{a}	۳/۰۷^{a}	۰/۱۷^{ab}
	B_1F_1	۰/۵^{a}	٤/٦٤^{a}	۰/۱۳^{ab}
Cd_{50}	B_0F_0	۵/۱٤^{ab}	٤۳/۷۷^{b}	۰/۱۱^{ab}
	B_1F_0	۷/۱٦^{ab}	٤۵/۳۵^{b}	۰/۱٦^{ab}
	B_0F_1	۱۸/۸٤^{cd}	۳۵/۱٦^{b}	۰/۵۳^{de}
	B_1F_1	۵/۷۵^{ab}	٤۲/۱۲^{b}	۰/۱۳^{ab}
Cd_{100}	B_0F_0	۸/٦۱^{ab}	۱۰۳/۰۸^{d}	۰/۰۸^{a}
	B_1F_0	۱۳/٦۷^{bc}	٦۷/۷۵^{c}	۰/۱۹^{ab}
	B_0F_1	٤۸/٤۳^{f}	٤۱/٦۷^{b}	۱/۱٦^{f}
	B_1F_1	۳٤/۰۸^{e}	۷۵/۹^{c}	۰/۱۳^{ab}
Cd_{200}	B_0F_0	۲۵/۸۷^{de}	۱۲۷/۳۱^{e}	۰/۲^{ab}
	B_1F_0	۳۰/۷۹^{e}	۸۹/۷۱^{d}	۰/۳٤^{bcd}
	B_0F_1	۲۸/۵۵^{de}	٦۳/۱۱^{c}	۰/٤۵^{bcd}
	B_1F_1	۲۹/۵۳^{e}	٤۳/۳۹^{b}	۰/٦۲^{e}

در هر ستون میانگین‌هایی که حداقل در یک حرف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵ درصد، فاقد اختلاف معنی‌دار می‌باشند. [1]غلظت‌ها بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم.

شکل ۲ نتایج حاصل از مقایسه میانگین اثرات اصلی سرب و ریزموجود بر غلظت آن در ریشه، اندام‌هوایی و فاکتور انتقال سرب از ریشه به اندام‌هوایی را نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که غلظت سرب در ریشه به‌طور متوسط ۱۸/۹۲ برابر غلظت سرب در اندام‌هوایی می‌باشد. این روند برای کادمیوم با شدت کمتری مشاهد گردید (۳/۰۹). به‌نظر می‌رسد تفاوت در ویژگی‌های ذاتی این عناصر از قبیل جرم ویژه، شعاع یونی، الکترونگاتیویته، تراکم بار و ... باعث بروز چنین پدیده‌ای شده است (آچیبا و همکاران، ۲۰۰۹؛ کاشم و همکاران، ۲۰۱۱). نتایج مختلف بیان‌کننده افزایش غلظت و تجمع سرب در ریشه با افزایش غلظت آن در محیط ریشه است (رجیمی آلاشتی و همکاران، ۲۰۱۱؛ ماری و همکاران، ۱۹۹٦). زیمداحل (۱۹۷۵) اظهار می‌دارد که تجمع سرب در ریشه گیاهان با افزایش غلظت آن در محیط رشد افزایش یافته ولی انتقال آن به اندام هوایی ناچیز است که این امر تحرک کم سرب در گیاه را نشان می‌دهد. طبق اظهارات فوی و همکاران (۱۹۷۸) قسمت اعظم سرب جذب شده در دیواره سلول‌های ریشه رسوب کرده، موجب ایجاد شکاف‌هایی در دیواره شده، و در نتیجه از رشد طولی ریشه ممانعت می‌کند. همچنین نتایج نشان داد که تا تیمار ۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم روند صعودی جذب سرب ادامه اما پس از آن این روند متوقف شد. به گونه‌ای که اختلاف معنی‌داری بین غلظت سرب بین دو تیمار ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده نگردید. نتایج نشان داد بر خلاف کادمیوم، تیمارهای میکروبی تأثیر چندانی بر انتقال سرب از خاک به گیاه نداشته و در بین تیمارهای میکروبی تنها تیمار B1F1 با سایر تیمارها اختلاف معنی‌داری نشان داد ($P \leq ۰/۰۵$).



شکل ۲- مقایسه میانگین اثرات اصلی سطوح سرب و تیمارهای میکروبی بر غلظت سرب در اندام‌هوایی، ریشه و فاکتور انتقال سرب از ریشه به اندام‌هوایی. تیمارهای سرب ۰، ۲۵۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک؛ سطوح تیمارهای میکروبی: B0F0 (شاهد)، B1F0 (باکتری PGPR)، B0F1 (قارچ میکوریزی) و B1F1 (باکتری PGPR و قارچ میکوریزی).

نتیجه‌گیری کلی

این پژوهش با هدف بررسی تأثیر قارچ میکوریز آربوسکولار و باکتری‌های PGPR بر جذب سرب و کادمیوم توسط گیاه گوجه فرنگی انجام شد. نتایج نشان داد که با افزایش سطوح سرب و کادمیوم غلظت هر دو عنصر در اندام‌هوایی و ریشه به‌طور معنی‌داری افزایش پیدا کرد. این روند به‌صورت غیرخطی بود، به گونه‌ای که در غلظت‌های بالا از شدت جذب کاسته شد. نتایج نشان داد به‌طور متوسط غلظت سرب و کادمیوم در ریشه ١٨/٩٢ و ٣/٠٩ برابر غلظت آن در اندام هوایی می‌باشد. بیشترین جذب کادمیوم توسط گیاه مربوط به گیاهان تلقیح شده با قارچ به‌دست آمد به گونه‌ای که در سطح ١٠٠ میلی‌گرم بر کیلوگرم، غلظت کادمیوم در اندام‌هوایی ٥/٦٢ برابر غلظت آن در تیمار شاهد (عدم تلقیح) بود. نتایج نشان داد بر خلاف کادمیوم، تیمارهای میکروبی تأثیر چندانی بر انتقال سرب از خاک به گیاه نداشته به گونه‌ای که در بین تیمارهای میکروبی تنها تیمار B1F1 با سایر تیمارها اختلاف معنی‌داری نشان داد.

منابع

1.Abou-Shanab, R., Ghanem, N., Ghahanem, K., and al-Kolaibe, A. 2000. Phytoremediation potential of crop and wild plants for multi-metal contaminated soils. Res. J. Agric. and soil. Sci., 3(5): 370-376.

2.Achiba, V.B., Gabteni, et al. 2009. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. Agriculture, Ecosystems and Environmen. 130: 156-163.

3.Alloway, B., 1990. Heavy metals in soils. Blakie and Sons Ltd. London. Pp: 1-53.

4.Azcon, R., 1987. Germination and hyphal growth of Glomus mosseae in vitro. Effect of rhizosphere bacteriaand cell-free culturemedia. Soil biology and Biochmistery. 19: 417-419.

5.Andarade, S.A.L., Abreu, C.A., de Abreu, M.F., and Silveira, A.P.D. 2004. Influence of lead addition on arbuscular mycorrhiza and Rhizobium symbioses under soybean plants. Applied Soil Ecol., 26: 123-31.

6.Bower, C.A., Reitemeier, R.F., and Fireman, M. 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. Soil Sci. 73: 251–261.

7.Bowyoucos, G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agron. J. 56: 464-465.

8.Chen, B.D., Shen, H., Feng, X. Li, G., and Christie, P. 2004. Effects of EDTA application and arbuscular mycorrhizal colonization on growth and zinc uptake by maize (Zea mays L.) in soil experimentally contaminated with zinc. Plant Soil 261: 219-229.

9.Christie, P., X. Li., and Chen, B.D. 2004. Arbuscular mycorrhiza can depress translocation of zinc to shoots of host plants in soils moderately polluted with zinc. Plant Soil. 261: 209-217.
10.Dushenkov, S., Kapulnik, Y., Vlaylock, M., Sorochisky, B., Raskin, I., and Ensley, B. 1997. Phytoremediation: A Novel approach to an old problem. In: Global Environmental Technology. D.L. Wise (ed.) Elsevier Science, B.V., Pp: 563-572.
11.Foy, C.D., Chaney, R.L., and White, M.C. 1978. The physiology of metal toxicity Annul. Rev. Physiol. 29, 511.
12.Gaur, A., and Adholeya, A. 2004. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. Current Sci. 86: 528-534.
13.Glick B.R. 2003. Phytoremediation: Synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. Biotechnology Advances, 21: 383-393.
14.Gohre, V., and Paszkowski, U. 2006. Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation. Planta, 223: 1115–1122.
15.Henry, J.R., 2000. An overview of the phytoremediation of lead and mercury. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Salid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office, Washington, D.C: 1-51.
16.Hughes, M.K., Lepp, N.W., and Phlipps, D.A. 1980. Aerial heavy metal pollution and terrestrial ecosystems. Adv Ecol Res. 11: 217-327.
17.Iskandar, I.K., and Khirkham, M.B. 2001. Trace element in soil. Bioavailability, flux and transfer. Lewis Pub, CRC Press, Florida. 287p.
18.Kabata-Pendias, A., and Mukherjee, A.B. 2007. Trace Elements from Soil to Human. Speringer. 561 p.
19.Kashem, A., Singh, R., et al. 2011. Fractionation and mobility of cadmium lead and zinc in some contaminated and none-contaminated soils of Japan. Soil Science and Environmental Management 3(9): 241-249.
20.Khan, M.S., Zaidi, A., Wani, P.A., and Oves. M. 2008. Role of plant growth promoting rhizobacteria in the remediation of metal contaminated soils. Environ Chem. Lett. 7(1) 1-19.
21.Marchiol, L., Assolari, S., Sacco, P., and Zerbi, G. 2004. Phytoextraction of heavy metals by canola and radish grown on multicontaminated soil. Environ. Pollut. 132: 21-27.
22.Marry, R.H., Tiller, K.G., and Alston, A.M. 1996. The effects of contamination of soil withco pper, lead, and arsenic on the growth and composition of plants. Effects of season, genotype, soil temperature and fertilizers. Plant Soil, 91: 115- 128.
23.Moral, R.A., Cortes, I., Gomez, and Mataix, J. 2002. Assessing changes in Cd phytoavailability to tomato in amended calcareous soils. Bioresource Technology. 1: 63-68.
24.Munson, R.D., and Nelson, W.L. 1990. Principle and practice in plant analysis. Pp: 359-387. In: R.L. Westerman (ed.). Soil testing and plant analysis. 3rd ed. SSSA. Madison, WI.

25.Nelson, R.E. 1982. Carbonat and gypsum. p. 181-196. In: A.L. Page et al. (ed.). Methods of soil analysis, part 2, 2nd ed. ASA, SSSA, Madison, WI.
26.Nelson, D.W., and Sommers, L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Pp: 539-579. In: A.L. Page et al. (ed.). Methods of soil analysis, part 2, 2nd ed. ASA, SSSA, Madison, WI.
27.Niess, D.H. 1999. Microbial heavy-metal resistance. Applied Microbial Biotech. 51: 730-750.
28.Ozeres, H.M., Hanlon Bryan, E.H., and Schaffer, B. 1997. Cadmium, Copper, Lead, Nickel and Zinc concentrations in tomato and squash grown in MSW compost amended calcareous soil. Compost Science and Utilization. 5(4): 40-45.
29.Rahimi Alashty1, Bahmanyar, S.M.A., and Ghajar Sepanlou, M. 2011. The effects of sewage sludge application on pH, EC, O.C, Pb and Cd in soil and lettuce and radish plants J. of Water and Soil Conservation. 18(3). (Translated in Persian).
30.Rashid Shomali1, A., Khodaverdiloo, H., and Samadi, A. 2012. Accumulation and tolerance of soil cadmium contamination by Millet (Pennisetum glaucum), Lambsquarter (Chenopodium album), Flix weed (Descurainia Sophi) and purslane (Portulaca oleracea. J. of Soil Management and Sustainable Production, 2(1). (Translated in Persian).
31.Rhoades J.D. 1996. Electrical conductivity and total dissolved solids. P. 417-436. In Sparks, D.L. et al., Method of soil analysis. Published by: Soil Science Society of America, Inc. American Society of Agronomy, Inc.Madison, sconsin, USA.
32.Rhoades, J.D. 1982. Soluble salts. P.167-179. In: A.L. page(ed.). Method of soil analysis. part2. Chemical and microbiological Properties. Agronomy monograph no. 9. 2nd ed. SSSA and ASA, Madison, WI.
33.Vivas, A., Vo”ro”s, I., Biro, Barea, J.M., Ruiz-Lozano, J.M., and Azcon, R. 2003b. Beneficial effects of indigenous Cd-tolerant and Cdsensitive Glomus mosseae associated with a Cd-adapted strain of Brevibacillus brevis in improving plant tolerance to Cd contamination. Applid Soil Ecology., 24: 177-186.
34.Wang, F.Y., Lin, X.G., and R., Yin. 2007a. Effect of arbuscular mycorrhizal fungal inoculation on heavy metal accumulation of maize grown in a naturally contaminated soil. Intl. J. Phytorem. 9(4): 345-353.
35.Weissenhorn, I., Leyval, C., Belgy, G., and Berthelin, J. 1995. Arbuscular mycorrhizal contribution to heavy metal uptake by maize (Zea mays L.) in pot culture with contaminated soil. Mycorrhiza, 5: 245–252
36.Zarei, M., Saleh-Rastin, N., and Savaghebi, Gh. 2011. Effectiveness of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Phytoremediation of Zinc Polluted Soils Using Maize (Zea mays L.). JWSS-Isfahan University of Technology. 15(55): 151-168. (Translated in Persian).
37.Zimdahl, R.L. 1975. Entry and movement in vegetation of lead derived from air and soil sources, paper presented at 68th Annu. Meeting of air pollution control association. Boston, M.A., June, 5, 2.

J. of Soil Management and Sustainable Production, Vol. 4(1), 2014
http://ejsms.gau.ac.ir

Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

Assessment of lead and cadmium uptake by tomato plant in the presence of PGPR and arbuscular Mycorrhizal fungi

H. Nemati[1] and *A.A. Bostani[2]
[1]M.Sc. Student, Dept. of Soil Science, Shahed University,
[2]Assistant Prof., Dept. of Soil Science, Shahed University
Received: 12/24/2012 ; Accepted: 07/22/2013

Abstract

This study was conducted to investigate the effect of arbuscular mycorrhizal fungi and PGPR on lead and cadmium uptake by tomato plant. For this, a greenhouse experiment in a complete randomized block design (CRBD) with three replications was conducted. The treatments were microbial treatments in four level (B_0F_0, B_1F_0, B_0F_1 and B_1F_1) and four levels of lead and cadmium (Pb_0, Pb_{250}, Pb_{500} and Pb_{1000}), (Cd_0, Cd_{50}, Cd_{100} and Cd_{200}). The results showed that effect of microbial, lead and cadmium treatments on the concentration of these elements in shoot, root and their transferring from root to shoot was significant ($p \leq 0.01$). The highest concentration of cadmium was related to interaction of fungi with cadmium (100 mg Kg^{-1}) treatment, so that the cadmium concentration in shoot and Translocation Factor in this treatment was 5.62 and 14.05 times of its concentration in control (no inoculation) respectively. Lead concentration in the root was in average 18.92 times its concentration in shoot. This amount for cadmium was 3.09. The results of mean comparisons related to main effects of microbial treatments showed that cadmium uptake in all of microbial treatments are higher than control (no inoculation) while, microbial treatments didn't have such an effect on lead transfer from soil to plant.

Keywords: Arbuscular Mycorrhizal Fungi, PGPR, Lead, Cadmium, Tomato

* Corresponding Authors; Email: Bostani@shahed.ac.ir