



تغییرات شکل‌های شیمیایی روی در ریزوسفر برخی از ارقام ترب و شلغم

علیرضا گلستانی فرد^۱، * حسین میرسید حسینی^۲، آمال آراین^۳،

پیمان عباس‌زاده‌دهجی^۴ و مهدی تفویضی^۵

^۱ دانشجوی دکتری گروه خاکشناسی، دانشگاه بوکو (اتریش)، دانشیار گروه علوم خاک، دانشگاه تهران،
^۲ دانشجوی دکتری گروه بیولوژی مولکولی و بیوتکنولوژی، دانشگاه بوکو (اتریش)، ^۳ استادیار گروه علوم خاک،
دانشگاه ولی عصر رفسنجان، ^۴ دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشگاه تهران
تاریخ دریافت: ۹۲/۱۰/۷؛ تاریخ پذیرش: ۹۳/۲/۳۰

چکیده

به منظور بررسی تغییرات شکل‌های شیمیایی روی در ریزوسفر دو گیاه غده‌ای زراعی و ارتباط آن با مقدار جذب توسط گیاه در یک خاک آلوده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای و تک‌مرحله‌ای استفاده شد. در این پژوهش ۳ رقم ترب (*Raphanus sativus*) و دو رقم شلغم (*Brassica rapa*) در یک طرح آماری کاملاً تصادفی با ۴ تکرار و در مجموع ۲۰ گلدان کشت داده شد و ۴ گلدان بدون کشت به عنوان شاهد نیز در نظر گرفته شد. بیش‌ترین شکل‌های روی به ترتیب مربوط به پیوندیافته با اکسیدهای آهن و منگنز، کربناته و باقی‌مانده بود و شکل محلول و تبدالی در خاک ریزوسفری تمامی گیاهان کم‌تر از ۱ درصد کل روی را به خود اختصاص داد. نتایج نشان داد که غلظت روی در اندام هوایی ارقام مختلف دو گیاه تفاوت معنی‌داری نداشت و در تمامی گیاهان فاکتور تجمع و شاخص انتقال روی کم‌تر از یک بود. عصاره‌گیری دنباله‌ای و تک‌مرحله‌ای، افزایش معنی‌دار روی در ریزوسفر ارقام مختلف دو گیاه را در مقایسه با توده خاک نشان دادند. ارقام مختلف دو گیاه توانستند به‌طور معنی‌داری باعث افزایش DOC تا ۹ میلی‌گرم در لیتر در ریزوسفر شوند که این فرایند به‌طور معنی‌داری روی تبدالی و محلول را در ریزوسفر ارقام مختلف در مقایسه با توده خاک افزایش داد. روی قابل عصاره‌گیری با نترات کلسیم و نترات آمونیوم همبستگی مثبت و معنی‌داری با مقدار غلظت

* مسئول مکاتبه: hmirseyed@yahoo.com

(*۰/۴۵ و *۰/۴۲ به ترتیب) و جذب روی (*۰/۵۵ و *۰/۴۴ به ترتیب) در اندام هوایی نشان داد. در تمامی ارقام pH خاک ریزوسفری در مقایسه با خاک غیرریزوسفری افزایش یافت که در تعدادی از ارقام این افزایش معنی دار بود.

واژه‌های کلیدی: روی، زیست‌فراهمی، عصاره‌گیری دنباله‌ای، کربن آلی محلول (DOC)، نیترات آمونیوم

مقدمه

تعدادی از عناصر کم‌مقدار مانند روی، مس یا آهن عناصر غذایی ضروری برای گیاه هستند ولی بعضی دیگر مثل سرب و کادمیوم نقش فیزیولوژیک شناخته‌شده‌ای ندارند و سمی هستند. بسته به غلظت محیطی و نیز حساسیت موجود زنده دریافت‌کننده، عناصر نادر ضروری نیز ممکن است سمی بوده و در مقادیر بالاتر از حد آستانه در زنجیره غذایی تجمع یابند (مارشور و راملد، ۱۹۹۶؛ آدریانو، ۲۰۰۱). در دو دهه اخیر تکنیک‌هایی برای پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با استفاده از گونه‌های گیاهی و ریزجانداران ظهور کرده‌اند. این تکنیک‌ها در مجموع به‌عنوان گیاه‌پالایی^۱ یا زیست‌پالایی^۲ شناخته می‌شوند (ونزل، ۲۰۰۹؛ کید و همکاران، ۲۰۰۹). نقطه اصلی و مرکزی ورود عناصر نادر به زنجیره غذایی ریزوسفر گیاه است. لومی و همکاران (۲۰۰۱) ریزوسفر را محیط کوچکی از خاک تعریف کردند که ویژگی‌های آن به‌وسیله برهم‌کنش بین فعالیت ریشه، ویژگی‌های خاک و پویایی جمعیت میکروبی تعیین می‌گردد. ریزوسفر محدوده مشخص و قطعی ندارد بلکه این محیط پویا بوده و بسته به نوع فرایند مورد بررسی از جمله ضریب پخشیدگی و pH، ابعاد آن تغییر می‌کند (هینسینگر و همکاران، ۲۰۰۵).

با توجه به ویژگی‌های جذب عناصر سنگین، گیاهان به گروه‌های مختلفی تقسیم می‌شوند، گیاهان اجتناب‌کننده از جذب یا دفع‌کننده فلز که سطوح بالای غلظت عناصر سنگین در خاک را از طریق اجتناب از جذب تحمل می‌کنند و غلظت فلز در اندام هوایی را در دامنه وسیع از مقدار عنصر در خاک در یک غلظت پایین و ثابت نگه می‌دارند و گیاهان جذب‌کننده^۳ که مقادیر بالای غلظت فلز را صرف‌نظر از غلظت عنصر در خاک، به اندام هوایی منتقل می‌کنند یعنی حتی اگر غلظت عنصر در

- 1- Phytoremediation
- 2- Bioremediation
- 3- Accumulator Plants

خاک پایین باشد این گیاهان می‌توانند غلظت‌های بالا از فلز را در اندام هوایی متمرکز کنند (ونزل و همکاران، ۲۰۰۳). جذب فلز توسط ریشه گیاهان (ابرجاذب و غیرابرجاذب) به‌میزان فراهمی و در دسترس بودن فلز در خاک بستگی دارد. فراهمی فلز برای گیاه به‌وسیله تعادل بین فاز جامد و محلول خاک مدیریت می‌شود و نه توسط مقدار کل فلز در خاک (کید و همکاران، ۲۰۰۹). گیاهان ابرجاذب فلزات به‌وسیله جذب و تجمع زیاد فلزات سنگین شناخته می‌شوند، اما حتی برای گونه‌های گیاهی ابرجاذب نیز جذب فلز به فراهمی فلز در خاک وابسته است تا به مقدار کل آن (مک‌گرات و همکاران، ۱۹۹۷؛ ونزل و همکاران، ۲۰۰۳). وابستگی زیست‌فراهمی فلز به گونه یا جزء شیمیایی آن به خوبی ثابت شده است (ونزل، ۲۰۰۹). زیست‌فراهمی فلز به‌عنوان بخشی از مقدار کل فلز در خاک که می‌تواند با یک هدف مشخص و بیولوژیکی اثرات متقابل داشته باشد تعریف می‌شود (کید و همکاران، ۲۰۰۹). حلالیت و زیست‌فراهمی فلزات مربوط به ویژگی‌های خاک از جمله pH، کمپلکس شدن با لیگاندهای آلی محلول، Eh (پتانسیل ریداکس) می‌باشد (تائو و همکاران، ۲۰۰۳؛ تائو و همکاران، ۲۰۰۴). ونگ و همکاران (۲۰۰۱) نشان دادند که خاک ریزوسفری محیطی مهم در خاک محسوب می‌شود که خصوصیات فیزیکوشیمیایی آن با توده خاک به‌طور عمده به‌دلیل وجود ترکیبات آلی با وزن مولکولی کم و فعالیت‌های ریشه متفاوت است. در گیاهان عالی، به‌طور متوسط، ۲۰ درصد از کربن جذب شده در فرآیند فتوسنتز، به‌وسیله ریشه‌ها در خاک به‌صورت ته‌نشست ریشه آزاد می‌شوند و این فرایند می‌تواند نقش مهمی در فراهمی عناصر داشته باشد (انگوین، ۲۰۰۳). تغییر در شکل شیمیایی فلز و زیست‌فراهمی آن در ریزوسفر، نتیجه برآیند شیب‌های بیوژئوشیمیایی غلظت فلز، pH، pCO_2 ، pO_2 ، غلظت لیگاندهای آلی و زیست‌توده میکروبی می‌باشد. این اثر ریزوسفری با گونه‌های گیاهی مختلف (به‌دلیل تفاوت در طبیعت ترشحات آن‌ها، استراتژی‌های جذب عناصر غذایی، ساختار متفاوت سیستم ریشه‌ای) متفاوت است (کید و همکاران، ۲۰۰۹). فلزات مرتبط با کربنات‌ها، اکسیدها و مواد آلی با تغییر شرایط اسیدی، قلیایی و نیز اکسایش-کاهش می‌توانند آزاد شده و یا رسوب کنند (تائو و همکاران، ۲۰۰۴).

پتانسیل زیست‌فراهمی فلز در خاک به‌طور سنتی به‌وسیله عصاره‌گیرهای شیمیایی مثل نترات آمونیم یک مولار، نترات کلسیم ۵ میلی مولار، DTPA ۰/۰۰۵ مولار و یا آب ارزیابی می‌شود (محمد و همکاران، ۲۰۱۲). شکل شیمیایی فلز در خاک، تعیین‌کننده تحرک و رفتار آن در محیط است.

عصاره‌گیری دنباله‌ای اطلاعاتی درباره اختلاف انرژی نسبی پیوند فلزات با فازهای جامد مختلف به ما می‌دهد. به علاوه واکنش‌پذیری فلزات در شرایط فیزیکوشیمیایی مختلف را مشخص می‌کند که برای ارزیابی تحرک و قابلیت دسترسی این فلزات در خاک مفید است (لو و همکاران، ۲۰۰۳). به‌طور کلی شکل‌های محلول در آب و تبادلی فلزات سنگین، متحرک و برای گیاهان قابل جذب می‌باشند. اشکال دیگر مثل رسوب‌یافته با کربنات‌ها و فسفات‌ها یا کمپلکس شده با مواد آلی، اکسیدهای آهن، منگنز و رس‌ها می‌توانند بسته به ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک به صورت فعال یا غیرفعال باشند (اسپوزیتو و همکاران، ۱۹۸۲؛ لیندسی و همکاران، ۱۹۷۸).

هدف از این پژوهش، بررسی تأثیر ارقام مختلف ترب و شلغم بر تغییرات شکل‌های شیمیایی روی در ریزوسفر این گیاهان است. در این پژوهش به منظور بررسی زیست‌فراهمی روی در ریزوسفر از چندین عصاره‌گیر تک‌مرحله‌ای نیز استفاده شد. ^1DOC ، pH و جذب روی توسط این گیاهان نیز به عنوان پارامترهای مهم بر تغییر شکل‌های مختلف روی اندازه‌گیری شد.

مواد و روش‌ها

انتخاب نمونه خاک: یک خاک با آلودگی متوسط به روی (عبدلصبور و همکاران، ۲۰۰۲؛ تمرمن و همکاران، ۱۹۸۴) از استان زنجان و نزدیک کارخانه روی‌سازان از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری تهیه، هوا خشک و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. برخی از ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک مانند بافت (بویکوس و همکاران، ۱۹۶۲)، رطوبت ظرفیت مزرعه (تاپ و همکاران، ۱۹۹۳)، ظرفیت تبادل کاتیونی (بلوم و همکاران، ۱۹۹۶)، ماده آلی (واکلی و بلک، ۱۹۳۴)، کربنات‌کلسیم معادل (لوپرت و سوارز، ۱۹۹۶)، عناصر کم‌مصرف قابل جذب (لیندسی و نورول، ۱۹۷۸)، فسفر قابل جذب (کو، ۱۹۹۶) و پتاسیم قابل جذب (هلمکه و اسپارک، ۱۹۹۶) اندازه‌گیری گردید. شکل‌های شیمیایی روی به روش عصاره‌گیری دنباله‌ای (تسییر و همکاران، ۱۹۷۹) (جدول ۱) و عصاره‌گیری تک‌مرحله‌ای (جدول ۲) تعیین گردید.

آزمون گلخانه‌ای: به منظور انجام آزمون گلخانه‌ای تعداد سه رقم ترب (*Raphanus sativus*) (سفید، قرمز و سیاه) و دو رقم شلغم (*Brassica rapa*) (N-135 و N-180) از مؤسسه تحقیقات اصلاح و

تهیه نهال و بذر ایران تهیه و آزمایش در گلخانه گروه خاکشناسی دانشگاه تهران انجام گردید. بذرها قبل از کشت ضدعفونی سطحی شدند. مقادیر $0/4$ گرم KH_2PO_4 و NH_4NO_3 و همچنین $0/15$ گرم سکوسترین آهن ۱۳۸ به ازای هر کیلوگرم خاک به گلدانها اضافه، به صورت یکنواخت درآورده و پس از خشک شدن خاک و عبور از الک ۲ میلی متری به مقدار ۱۸۰۰ گرم خاک به گلدانهای دو کیلوگرمی اضافه گردید. برای هر رقم تعداد چهار گلدان در نظر گرفته شد و در هر گلدان تعداد شش بذر کشت و پس از ۱۰ روز به سه گیاه کاهش داده شد. همچنین تعدادی گلدان نیز بدون کشت در نظر گرفته شد. گلدانها به مدت ۴۵ روز در گلخانه با دمای ۲۱-۱۸ درجه سلسیوس مقدار نور گلخانه برای گیاهان ۱۲۰۰۰ لوکس و همچنین طول دوره روشنایی نیز به ترتیب ۱۶ و ۱۳ ساعت بود. رطوبت خاک در تمام دوران رشد در حد ظرفیت مزرعه بود. آزمایش به صورت طرح پایه کاملاً تصادفی با چهار تکرار انجام شد.

تجزیه شیمیایی خاک و گیاه: پس از ۴۵ روز اندام هوایی برداشت، پس از شستشو با آب معمولی در حمام اولتراسونیک با آب مقطر شستشو و وزن تر و خشک (۴۸ ساعت در دمای ۶۵ درجه سلسیوس) اندازه گیری شد. یک روش عمومی برای مطالعه ریزوسفر، خارج کردن گیاه به همراه ریشه های آن از خاک و تکان دادن ملایم ریشه با خاک اطراف آن است که بر این اساس، خاک چسبیده به ریشه به عنوان خاک ریزوسفر و خاک جدا شده به عنوان توده خاک^۱ در نظر گرفته می شود (ولی در این پژوهش خاک گلدانهای کشت نشده به عنوان توده خاک در نظر گرفته شد). این روش تفاوت هایی را در ویژگی های بیولوژیکی، فیزیکی و شیمیایی این دو خاک نشان داده است (باتلر و همکاران، ۲۰۰۳). به منظور جداسازی خاک ریزوسفری ریشه ها از خاک خارج شد و بعد از چند تکان ملایم خاک چسبیده به اطراف ریشه به عنوان خاک ریزوسفری از ریشه جدا گردید و خاک گلدانهای کشت نشده (۴ گلدان) به عنوان خاک غیر ریزوسفری^۲ در نظر گرفته شد. برای خارج کردن ریشه های ریز، خاک ریزوسفری به آرامی الک شد. ریشه های ریزی که از الک عبور کرده بودند تا حد امکان توسط پنس جدا شدند. پس از جداسازی خاک کلیه ریشه ها (تا حد امکان) از درون گلدان جمع آوری، ابتدا با آب، سپس با $CaCl_2$ $0/05$ مولار در حمام التراسونیک و در نهایت با آب مقطر شستشو شده و وزن تر و خشک ریشه تعیین شد. غلظت روی در ریشه و اندام هوایی

1- Bulk Soil

2- Bulk Soil

به روش هضم تر اندازه‌گیری شد (کوتینی، ۱۹۸۰). در این روش ۰/۲ گرم نمونه آسیاب شده گیاهی در داخل لوله‌های شیشه‌ای بلند قرار داده شد و سپس ۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۶۹ درصد و ۱ میلی‌لیتر آب اکسیژنه ۳۰ درصد اضافه شد و یک لوله شیشه‌ای دیگر تحت عنوان سردکننده بر لوله اول قرار داده شد. پس از یک شب ماندگاری لوله‌ها روی یک گرم‌کننده در دمای بین ۱۵۰-۶۵ درجه سلسیوس به مدت ۳/۵ ساعت گرما داده شده، سرد شده، تکان (Vortex) داده شده، صاف شده و در نهایت با دستگاه جذب اتمی مجهز به کوره گرافایت (Shimadzu AA-670) و ICP-MS^۱ (Elan 9000 DRCE, Perkin Elmer) غلظت روی و سایر عناصر پرمصرف و کم‌مصرف در آن اندازه‌گیری شد (محمد و همکاران، ۲۰۱۲). غلظت کل روی در خاک بدون کشت به روش هضم تر با اضافه کردن ۱/۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۶۹ درصد و ۴/۵ میلی‌لیتر اسید کلریدریک ۳۷ درصد به ۰/۵ گرم خاک نرم و یکنواخت شده اندازه‌گیری شد (محمد و همکاران، ۲۰۱۲). خاک‌های ریزوسفری و غیرریزوسفری (بلافاصله بعد از جداسازی در حد رطوبت FC) به روش دنباله‌ای (جدول ۱) و تک‌مرحله‌ای با DTPA ۰/۰۰۵ مولار (نورول، ۱۹۸۴)، NH_4NO_3 یک مولار (زو و همکاران، ۲۰۱۲) و $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ۵ میلی‌مولار (محمد و همکاران، ۲۰۱۲) به‌منظور اندازه‌گیری شکل‌های شیمیایی روی، عصاره‌گیری گردید (جدول ۲). هم‌زمان درصد رطوبت وزنی خاک محاسبه گردید. همچنین pH، DOC (برنداستتر و همکاران، ۱۹۹۶)، غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های محلول (هر سه به نسبت ۱:۵ (v/w) با $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ۵ میلی‌مولار) و ظرفیت تبادل کاتیونی با روش تک‌مرحله‌ای کلرید باریم (بلوم و همکاران، ۱۹۹۶) در خاک ریزوسفری و غیرریزوسفری اندازه‌گیری شد. همچنین شاخص انتقال^۲ (نسبت غلظت عنصر در اندام هوایی به غلظت عنصر در ریشه) و فاکتور تجمع^۳ (نسبت غلظت عنصر در اندام هوایی به غلظت عنصر در خاک) برای ارقام مختلف محاسبه گردید. نتایج به‌دست آمده با نرم‌افزار SAS مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. مقایسه میانگین داده‌های آزمایشی با آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد. برای رسم نمودارها از نرم‌افزار Excel 2010 استفاده گردید.

1- Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS)

2- Translocation Index

3- Accumulation Factor

جدول ۱- عصاره‌گیری دنباله‌ای به روش تیسیر و همکاران (۱۹۷۹).

مرحله	جزء عصاره‌گیری شده	روش کار
F _۱	تبادل‌ی و محلول	۸ میلی‌لیتر محلول کلرید منیزیم ۱ مولار با pH ۷ در دمای ۲۵ درجه سلسیوس به مدت ۱ ساعت شیکر شد
F _۲	کربناتی	۸ میلی‌لیتر محلول استات سدیم ۱ مولار با pH ۵ در دمای ۲۵ درجه سلسیوس به مدت ۵ ساعت شیکر شد
F _۳	پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز	۲۰ میلی‌لیتر هیدروکسیل آمین هیدروکلراید ۰/۰۴ مولار تهیه شده در اسید استیک ۲۵ درصد (v/v) با pH ۲ در دمای ۹۶ درجه سلسیوس به مدت ۲ ساعت شیکر شد الف- ۳ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۰/۰۲ مولار + ۵ میلی‌لیتر آب اکسیژنه ۳۰ درصد در دمای ۸۵ درجه سلسیوس به مدت ۲ ساعت شیکر شد
F _۴	پیوسته با ماده آلی	ب- ۳ میلی‌لیتر آب اکسیژنه ۳۰ درصد در دمای ۸۵ درجه سلسیوس به مدت ۳ ساعت شیکر شد
		ج- ۵ میلی‌لیتر استات آمونیوم ۳/۲ مولار در دمای ۲۵ درجه سلسیوس به مدت ۳۰ دقیقه شیکر شد.
F _۵	باقی مانده	۷/۵ میلی‌لیتر اسید کلریدریک ۱۲ مولار + ۲/۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۱۶ مولار در دمای ۲۵ درجه سلسیوس به مدت ۱۶ ساعت نگهداری، سپس به مدت ۲ ساعت تبخیر و تقطیر ملایم (gentle reflux) و در نهایت سرد و صاف شود (بدون سانتریفیوژ)

وزن نمونه خاک مرطوب ۱/۲ گرم همه سوسپانسیون‌ها پس از مرحله تکان دادن (Shaking) سانتریفیوژ و توسط سرنگ فیلتر شد (Wattman 0.45 μm).

جدول ۲- عصاره‌گیرهای تک مرحله‌ای به کار رفته در این مطالعه.

عصاره‌گیر	نسبت خاک به محلول	عنصر استخراج شده
نیترات آمونیوم مولار	نسبت ۱: ۲/۵ (v/w)	سرب و روی
نیترات کلسیم ۰/۰۰۵ مولار	نسبت ۱: ۵ (v/w)	سرب، روی، سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم
DTPA ۰/۰۰۵ مولار (pH ۷/۳)	نسبت ۱: ۵ (v/w)	سرب و روی
کلرید باریم ۰/۱ مولار	نسبت ۱: ۲۰ (v/w)	سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم

نتایج و بحث

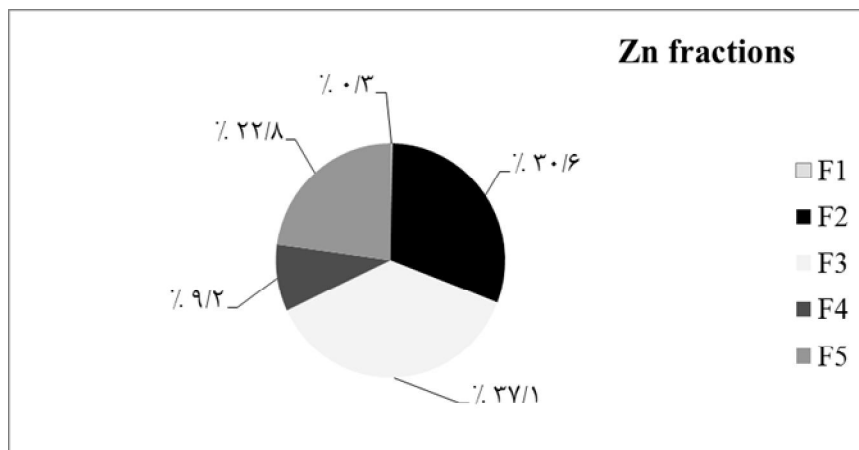
جدول ۳ ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک مورد مطالعه را نشان می‌دهد. سهم شکل‌های مختلف شیمیایی روی در فاز جامد خاک مورد مطالعه در شکل ۱ نشان داده شده است. سهم روی تبادلی و محلول کم‌تر از ۱ درصد کل مقدار روی در خاک می‌باشد. بیش‌ترین شکل‌های روی به ترتیب مربوط به پیوندیافته با اکسیدهای آهن و منگنز (۳۷/۱ درصد)، کربناته (۳۰/۶ درصد) و باقی‌مانده (۲۲/۸ درصد) می‌باشند. شومان (۱۹۸۵) گزارش داد که روی خاک به‌طور عمده در شکل‌های باقی‌مانده و پیوندیافته با اکسیدهای آهن وجود دارد. ریحانی‌تبار و همکاران (۲۰۰۵) نیز مقدار روی تبادلی و محلول را در ۲۰ نمونه خاک را کم‌تر از ۰/۵ درصد روی کل گزارش کردند.

مقدار جذب و غلظت روی: میانگین غلظت و جذب روی در ریشه و اندام هوایی ارقام مختلف ترب و شلغم پس از ۴۵ روز کشت در جدول ۴ نشان داده شده است. غلظت روی در اندام هوایی ارقام مختلف دو گیاه تفاوت معنی‌داری از نظر آماری نداشت. غلظت روی در ریشه ترب رقم ۲۴ و شلغم رقم ۱۸۰ به ترتیب با ۳۸۴/۰ و ۳۴۸/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم تفاوت معنی‌داری با ارقام دیگر داشت. غلظت روی در ریشه هر دو گونه گیاه بیش‌تر از اندام هوایی بود. یون و همکاران (۲۰۰۶) نشان دادند که غلظت روی در ریشه برخی از گونه‌های زراعی بیش‌تر از اندام هوایی بود. شاخص انتقال تنها در ترب رقم ۲۴ با دو رقم دیگر تفاوت معنی‌دار داشت و بین ارقام شلغم هیچ اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. فاکتور تجمع روی در بین دو گیاه تفاوت معنی‌داری نداشت (شکل‌های ۲ و ۳). شاخص انتقال و فاکتور تجمع روی در تمامی ارقام دو گونه گیاهی کم‌تر از یک بود. مطابق نظر بیکر و همکاران (۲۰۰۰) گیاهان ابرجاذب حداقل ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم مس، کبالت، کروم، نیکل یا سرب و بیشتر از ۱۰ هزار میلی‌گرم بر کیلوگرم روی و منگنز و ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم را در اندام هوایی خود تجمع می‌دهند. این پژوهشگران شاخص انتقال را برای گیاهان ابرجاذب بزرگ‌تر از واحد در نظر گرفتند و شرط دیگری که لازم است این است که فاکتور تجمع در این گیاهان بزرگ‌تر از واحد باشد. فاکتور تجمع و شاخص انتقال در گیاهان اجتناب‌کننده از جذب کوچک‌تر از واحد می‌باشد (پوشنرایتر و همکاران، ۲۰۰۳).

جدول ۳- ویژگی های فیزیکوشیمیایی خاک مورد مطالعه.

روزی کل	منگنز	مس	آهن	فسفر	پتاسیم	T.N.V	O.C	S.P	F.C	EC	pH	CEC	یافت
	میلی گرم بر کیلوگرم	میلی گرم بر کیلوگرم	میلی گرم بر کیلوگرم	میلی گرم بر کیلوگرم	میلی گرم بر کیلوگرم	درصد	درصد	درصد	درصد	دسی زیمنس بر متر		$\text{Cmol}_e \cdot \text{Kg}^{-1}$	
۱۷۴.۵	۲۸۱	۶۹	۲۰۱۰	۲/۳	۸۶	۳۴۳/۰	۱۳/۷	۰/۵	۱۵/۵	۰/۷۲	۷/۷	۱۳	لوم

CEC: ظرفیت تبادل کاتیونی، SP: درصد رطوبت اشباع، O.C: کربن آلی، T.N.V: آهک معادل، F.C: ظرفیت مزرعه و E.C: قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع، مس، آهن، روی، منگنز و مس با استفاده از روش DTPA عصاره گیری شد.



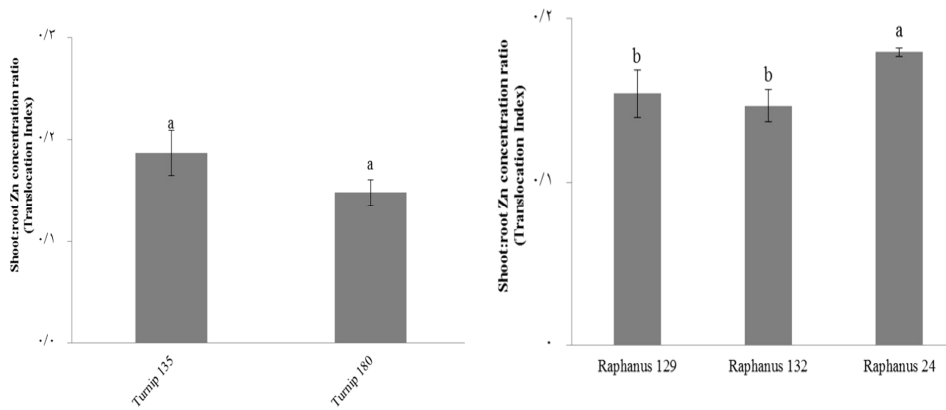
شکل ۱- شکل‌های مختلف شیمیایی روی در فاز جامد خاک غیرریزوسفری.

جدول ۴- متوسط غلظت و جذب روی اندام هوایی و ریشه ارقام مختلف ترب و شلغم.

جذب روی	وزن خشک	غلظت روی	ارقام	اندام هوایی
میلی گرم در گلدان	گرم در گلدان	میلی گرم در کیلوگرم		
۰/۵۶ ± ۰/۰۷ ^a	۱۰/۸ ± ۰/۲۲ ^a	۵۱/۹ ± ۲/۸ ^a	ترب رقم ۱۲۹	
۰/۵۰ ± ۰/۰۲ ^{ab}	۹/۴۸ ± ۰/۲۲ ^b	۵۳/۴ ± ۳/۰۴ ^a	ترب رقم ۱۳۲	
۰/۴۴ ± ۰/۰۲۳ ^b	۸/۳۲ ± ۰/۲۴ ^c	۵۲/۴ ± ۲/۵ ^a	ترب رقم ۲۴	
۰/۳۸ ± ۰/۰۱۵ ^a	۷/۴۱ ± ۰/۲۸ ^a	۵۱/۰ ± ۲/۹ ^a	شلغم رقم ۱۳۵	
۰/۳۷ ± ۰/۰۲۲ ^a	۷/۴۴ ± ۰/۴۹ ^a	۵۰/۴ ± ۳/۱ ^a	شلغم رقم ۱۸۰	
۰/۷۶ ± ۰/۰۷ ^a	۲/۲۳ ± ۰/۱۲ ^a	۳۴۰/۸ ± ۲۵/۶ ^{ab}	ترب رقم ۱۲۹	ریشه
۰/۷۹ ± ۰/۰۷ ^a	۲/۶۰ ± ۰/۱۲ ^a	۳۰۳/۰ ± ۱۹/۷ ^b	ترب رقم ۱۳۲	
۰/۶۸ ± ۰/۰۶ ^a	۱/۷۸ ± ۰/۱۲ ^b	۳۸۴/۰ ± ۲۵/۴ ^a	ترب رقم ۲۴	
۰/۹۴ ± ۰/۰۷ ^a	۳/۳۸ ± ۰/۱۴ ^a	۲۷۹/۸ ± ۱۷/۷ ^b	شلغم رقم ۱۳۵	
۰/۸۶ ± ۰/۰۶ ^a	۲/۴۵ ± ۰/۰۹ ^b	۳۴۸/۲ ± ۱۷/۷ ^a	شلغم رقم ۱۸۰	

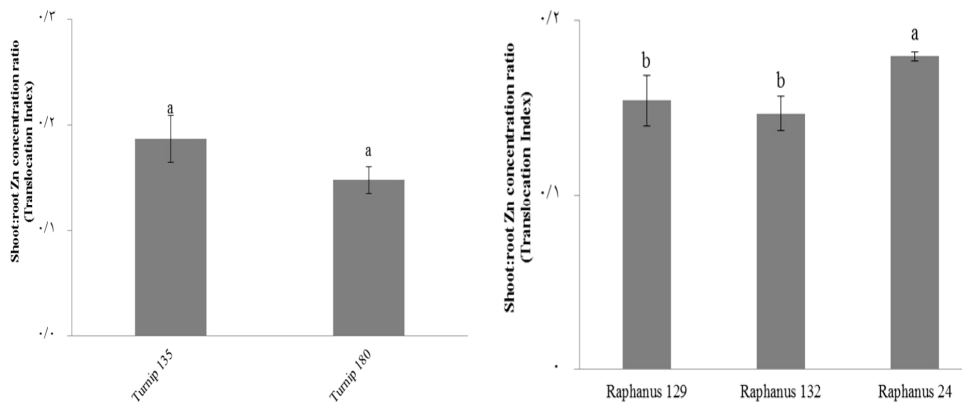
برای هر گونه گیاهی، در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف لاتین مشترک می‌باشند از نظر آماری در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنی‌داری ندارند (آزمایش بدون LSD)

(LSD)



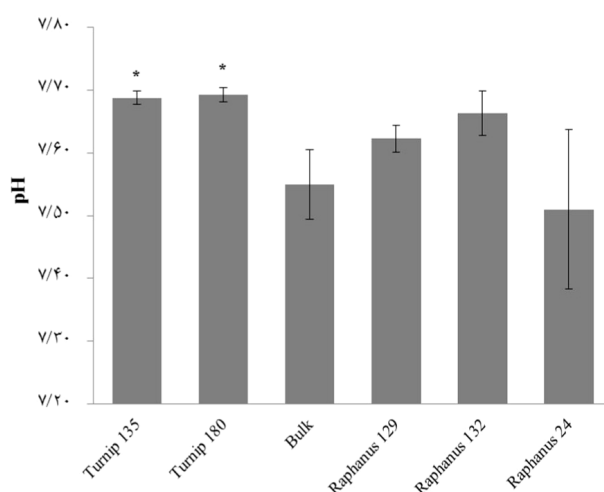
شکل ۲- فاکتور انتقال روی در ارقام بررسی

شده.

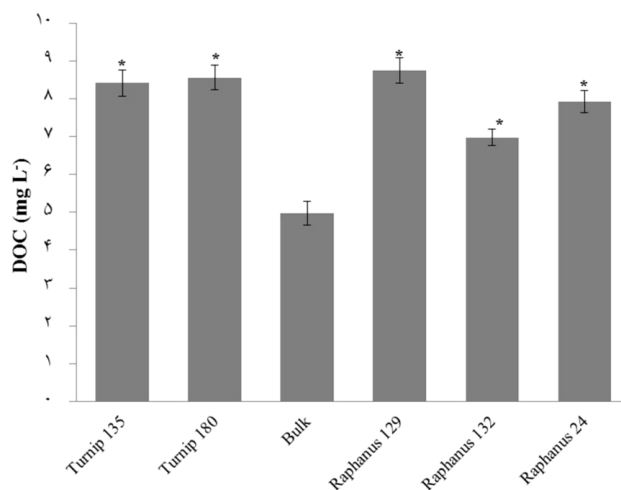


شکل ۳- فاکتور تجمع روی در ارقام بررسی شده. تغییرات pH، DOC، CEC و کاتیون‌های محلول در خاک ریزوسفری و غیرریزوسفری: تغییرات pH خاک ریزوسفری در ارقام مختلف دو گونه گیاهی در شکل ۴ نشان داده شده است. ارقام مختلف ترب تغییر معنی‌داری در pH خاک ریزوسفری در مقایسه با خاک غیرریزوسفری ایجاد نکردند، در حالی که ارقام شلغم افزایش معنی‌داری در pH ایجاد کردند. به عقیده کوچیان و همکاران (۲۰۰۴) افزایش pH خاک ریزوسفر در خاک‌های اسیدی یکی از سازوکارهای جالب مقاومت به سمیت آلومینیم می‌باشد. در این ارقام نیز افزایش pH خاک ریزوسفر می‌تواند راهکاری برای جلوگیری از افزایش بیش‌تر فراهمی عنصر روی و مقاومت به سمیت

روی باشد. همان‌طوری که شکل ۵ نشان می‌دهد، ارقام مختلف دو گیاه باعث افزایش معنی‌دار میزان کربن آلی محلول در خاک ریزوسفری در مقایسه با خاک غیرریزوسفری شده‌اند. این اختلاف معنی‌دار در DOC ناشی از ترشحات ریشه‌ای توسط این گیاهان می‌باشد. ریشه گیاه ۶۰-۳۰ درصد از کربن خالص فتوسنتز را دریافت می‌کند که حدود ۲۰ درصد را به صورت ترشحات^۱ به ریزوسفر آزاد می‌کند که می‌تواند در فراهمی عناصر مؤثر باشد (هینسینگر و همکاران، ۲۰۰۶). بنابراین خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی توده خاک با خاک ریزوسفری می‌تواند متفاوت باشد و وسعت و میزان این تفاوت و تغییرات بین توده خاک و خاک ریزوسفری به مقدار زیادی به اثرات متقابل بین گونه‌های گیاهی مختلف و خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک بستگی دارد (هینسینگر و همکاران، ۲۰۰۹؛ هینسینگر و همکاران، ۲۰۰۵).



شکل ۴- تغییرات pH در ریزوسفر ارقام بررسی شده.



شکل ۵- تغییرات DOC در ریزوسفر ارقام بررسی شده.

تغییر شکل‌های شیمیایی روی در ریزوسفر: با توجه به جدول ۵ میزان روی تبدلی و محلول خاک ریزوسفری در ارقام مختلف دو گیاه افزایش معنی‌داری را نشان داد در حالی که بخش‌های کربناته و نیز روی همراه با اکسیدهای آهن و مواد آلی کاهش غیرمعنی‌داری را نشان داد. بالاتر بودن جذب روی توسط دو گونه گیاهی در مقایسه با میزان روی تبدلی و محلول در خاک غیرریزوسفری (۰/۹۷ میلی‌گرم در گلدان با توجه به ۷ درصد رطوبت خاک هوا- خشک) (شکل ۶ و جدول ۵) بیانگر نقش فرآیندهای ریزوسفری در افزایش فراهمی روی در ریزوسفر ارقام مختلف دو گیاه می‌باشد (کید و همکاران، ۲۰۰۹). به عبارت دیگر این گیاهان توانایی افزایش فراهمی روی از بخش‌های کم‌فراهم‌تر و به دنبال آن جذب روی را دارند. روند کلی تغییر شکل‌های شیمیایی روی بیانگر تمایل سیستم خاک-ریشه به افزایش فراهمی روی در ریزوسفر می‌باشد یعنی کاهش از بخش‌های کربناتی، اکسیدهای آهن و منگنز و مواد آلی (با پتانسیل فراهمی متوسط تا کم) و افزایش به بخش تبدلی و محلول با پتانسیل فراهمی زیاد. نتایج جدول ۵ نشان می‌دهد که شکل محلول و تبدلی در ریزوسفر افزایش پیدا کرده است که با توجه به افزایش pH در ریزوسفر (شکل ۴) باید کاهش یابد. افزایش جذب و فراهمی فلز در ریزوسفر به برابند شیب‌های بیوژئوشیمیایی pH، DOC، پتانسیل

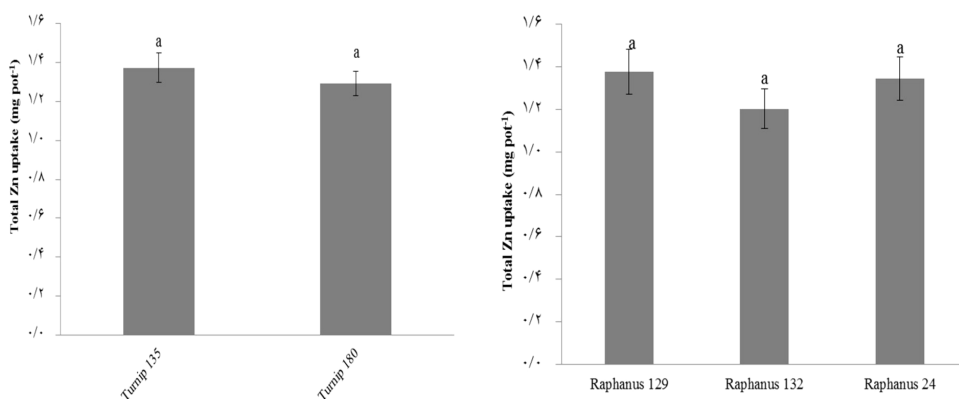
اکسید و احیا و غلظت فلز بستگی دارد (هینسینگر و گیلکس، ۱۹۹۶). یکی از پارامترهای مهمی که علاوه بر pH بر فراهمی فلزات در ریزوسفر تأثیر می‌گذارد مقدار کربن آلی محلول است. نتایج بیانگر تأثیر بیش‌تر DOC بر فراهمی روی در مقایسه با کاهش احتمالی آن توسط pH است. گروهی از پژوهشگران گزارش کردند که تشکیل کمپلکس فلزاتی مانند نیکل، کادمیوم و روی با DOC با افزایش pH افزایش یافت، در این پژوهش با افزایش pH از ۵ به ۸ لگاریتم ثابت تشکیل (log Kc) روی با یک واحد افزایش از ۴/۰۳ به ۵/۰۸ رسید (چرستنسن و چرستنسن، ۲۰۰۰). همچنین ردی و همکاران (۱۹۹۵) گزارش کردند که بیش از ۹۰ درصد روی در نزدیک pH برابر با ۷ به شکل کمپلکس شده با DOC است و مقدار شکل آزاد یون با افزایش pH به شدت کاهش می‌یابد که این موضوع می‌تواند باعث آزاد شدن روی از فاز جامد و متحرک شدن روی به دلیل تعادل دینامیک روی بین فاز جامد و محلول شود. افزایش روی محلول و تبادل در ریزوسفر ارقام مورد بررسی در این پژوهش را می‌توان با افزایش DOC و کلات شدن روی در محلول و آزاد شدن روی از فاز جامد مرتبط دانست (به‌خصوص در pH ۷-۸) همچنین هینسینگر و گیلکس (۱۹۹۶) نشان دادند عدم تغییرات معنی‌دار pH در ریزوسفر نسبت به توده خاک به هیچ عنوان به معنی غیبت و عدم وقوع جریان‌های پروتونی^۱ در ریزوسفر نیست به طوری که این پروتون‌ها ممکن است در طیف وسیعی از واکنش‌هایی که منجر به مصرف پروتون می‌شوند (مثل انحلال آهک و تبادل کاتیونی) شرکت داشته باشند.

ظرفیت تبادل کاتیونی خاک ریزوسفری در ارقام دو گیاه در مقایسه با خاک غیرریزوسفری افزایش داشت هر چند که این افزایش معنی‌دار نبود. غلظت منزیم و کلسیم محلول در خاک ریزوسفری تغییر معنی‌داری نداشت. سدیم محلول در خاک ریزوسفری ارقام شلغم افزایش معنی‌داری داشت در حالی که در بین ارقام ترب تنها در رقم ترب ۱۳۲ افزایش معنی‌دار مشاهده شد. غلظت پتاسیم و فسفر در ریزوسفر تمامی ارقام دو گیاه کاهش معنی‌داری نشان داد. احتمالاً به دلیل آهکی بودن خاک و تشکیل رسوب کربنات کلسیم و منزیم در خاک ریزوسفری باعث عدم افزایش معنی‌دار کلسیم و منزیم در ریزوسفر گشته است (هینسینگر و همکاران، ۲۰۰۹).

جدول ۵- مقایسه شکل های شیمیایی مختلف روی در ریزوسفر ارقام مختلف ترب و شلغم با خاک غیرریزوسفری (T-test).

F_i	F_r	F_p	F_1	
میلی گرم بر کیلوگرم				
ارقام				
۱۴/۹±۰/۳۱	۵۸/۱±۱/۲۷	۵۱/۷±۱/۲۲	۰/۷۳*±۰/۰۳	ترب رقم ۱۲۹
۱۴/۵±۰/۶۷	۵۶/۹±۲/۴۴	۴۹/۵±۲/۱۷	۰/۷۴*±۰/۰۳	ترب رقم ۱۳۲
۱۵/۸±۰/۷۴	۵۹/۸±۳/۷۶	۴۸/۷±۲/۱۴	۰/۷۹**±۰/۰۳	ترب رقم ۲۴
۱۴/۵±۰/۹۳	۵۶/۴±۴/۰۵	۵۰/۰±۳/۰۲	۰/۸۱*±۰/۰۶	شلغم رقم ۱۳۵
۱۵/۴±۰/۸۷	۶۰/۲±۲/۶۲	۵۳/۴±۳/۵۴	۱/۰۲**±۰/۰۵	شلغم رقم ۱۸۰
۱۵/۷±۰/۵۰	۶۳/۴±۲/۶۶	۵۲/۲±۳/۷۸	۰/۵۸±۰/۰۴	خاک غیرریزوسفری

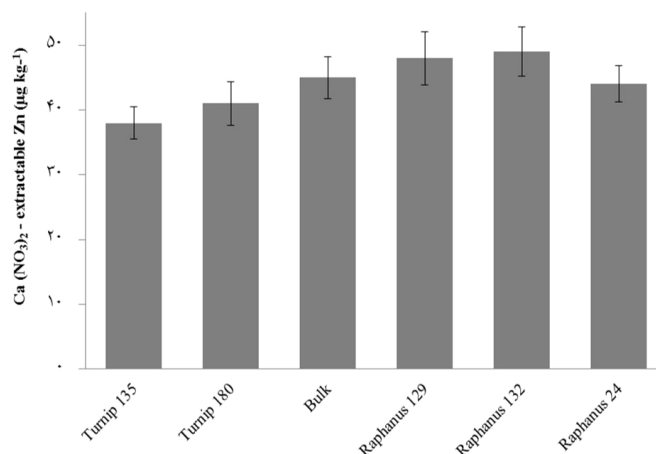
* معنی دار بودن در سطح احتمال ۵ درصد و ** معنی دار بودن در سطح ۱ درصد.



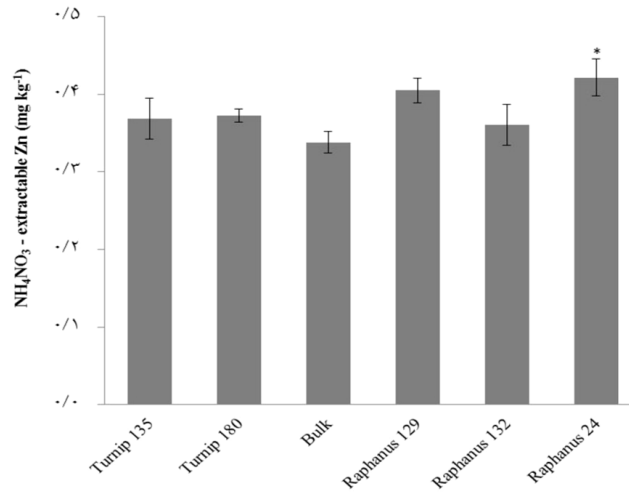
شکل ۶- مقدار جذب کل روی در ارقام بررسی شده.

زیست فراهمی روی: پتانسیل زیست فراهمی روی در خاک به وسیله عصاره گیرهای شیمیایی نیترات آمونیم یک مولار، نیترات کلسیم ۵ میلی مولار و DTPA ۰/۰۰۵ مولار ارزیابی شد (لیندزی و نورول، ۱۹۷۸). مقدار روی قابل استخراج با هر سه عصاره گیر در خاک ریزوسفری ارقام مختلف ترب و شلغم در مقایسه با خاک غیرریزوسفری افزایش داشت و در تعدادی از ارقام این افزایش معنی دار بود (ترب رقم ۲۴ و ۱۲۹ و شلغم رقم ۱۸۰). مقادیر فلز قابل استخراج با نیترات آمونیم یک مولار بسیار بالاتر و تقریباً ۱۰ نیترات کلسیم ۵ میلی مولار بود (شکل های ۷، ۸ و ۹). علت این تفاوت قدرت یونی

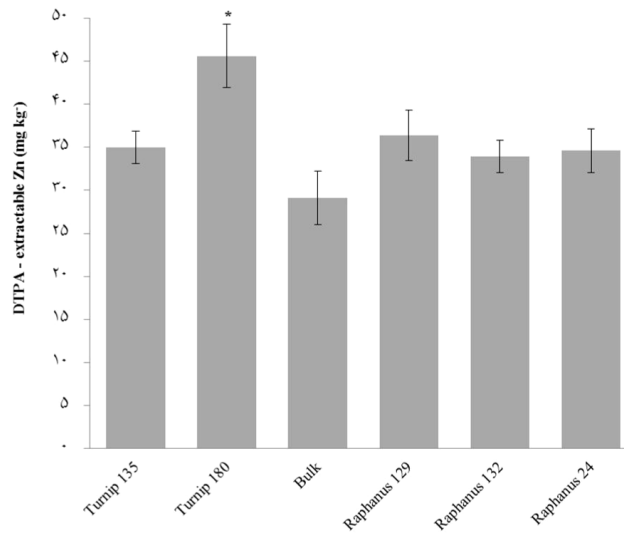
بالای محلول نیترات آمونیوم در مقایسه با نیترات کلسیم می‌باشد. نیترات آمونیوم یک مولار مناسب استخراج و عصاره‌گیری فلزات تبادل‌پذیر و محلول می‌باشد در صورتی که نیترات کلسیم به دلیل قدرت یونی پایین‌تر (مشابه محلول خاک) به‌طور عمده بخش محلول عنصر را استخراج می‌کند (همر و کلر، ۲۰۰۲). همبستگی بین غلظت و جذب روی در اندام هوایی، ریشه و مجموع این دو (کل گیاه) با میزان روی استخراج شده توسط عصاره‌گیرهای مختلف محاسبه گردید. روی قابل استخراج توسط نیترات آمونیوم با غلظت روی در اندام هوایی ($n=20$ و $r=0/45^*$) و جذب روی توسط اندام هوایی ($n=20$ و $r=0/55^*$) همبستگی معنی‌داری نشان داد. مفید بودن هر عصاره‌گیر خاک برای پیش‌بینی زیست‌فراهمی فلزات سنگین به توانایی آن عصاره‌گیر برای تخمین میزان فلز جذب‌شده و تجمع‌یافته در گیاهان بستگی دارد (چن و همکاران، ۲۰۰۹). همچنین روی قابل استخراج توسط نیترات کلسیم با غلظت روی در اندام هوایی ($n=20$ و $r=0/42^*$) و جذب روی توسط اندام هوایی ($n=20$ و $r=0/44^*$) همبستگی معنی‌داری نشان داد در حالی که روی قابل استخراج با DTPA با غلظت و جذب روی توسط اندام هوایی ارقام مختلف همبستگی نشان نداد. این روش‌های عصاره‌گیری شیمیایی بیش‌تر پیش‌بینی‌کننده‌های مناسبی برای تخمین غلظت فلز در گیاه نیستند (فیتز و همکاران، ۲۰۰۳). این روش‌ها براساس تعادل بوده و میزان تخلیه از حد فاصل خاک-ریشه (ریزوسفر) و همچنین میزان عرضه مجدد از سطح ذرات جامد بر اثر تحریک ناشی از این تخلیه را لحاظ نمی‌کند (محمد و همکاران، ۲۰۱۲).



شکل ۷- مقدار روی قابل عصاره‌گیری با نیترات کلسیم.



شکل ۸- مقدار روی قابل عصاره‌گیری با نیترات آمونیوم.



شکل ۹- مقدار روی قابل عصاره‌گیری با DTPA.

نتیجه گیری

روند کلی تغییر شکل‌های شیمیایی روی بیانگر تمایل سیستم خاک-ریشه به افزایش فراهمی روی در ریزوسفر می‌باشد یعنی کاهش از بخش‌های کربناتی، اکسیدهای آهن و منگنز و مواد آلی (با پتانسیل فراهمی متوسط تا کم) و افزایش به بخش تبدلی و محلول با پتانسیل فراهمی زیاد بود. نتایج نشان داد که کشت این دو نوع گیاه می‌تواند باعث افزایش فراهمی فلز روی در ریزوسفر و به تبع آن افزایش جذب آن توسط گیاه شود. در شرایطی که خاک دارای آلودگی بالا باشد، کشت این گیاهان در این نوع خاک‌ها و جذب فلزاتی مانند روی ممکن برای استفاده این گیاهان برای خوراک دام و انسان مشکل‌ساز باشد و در انسان و حیوانات سمیت روی را ایجاد کنند.

سپاسگزاری

این پژوهش با همکاری صمیمانه Prof. Markus Puschenreiter و Prof. Walter Wenzel ریاست و استاد محترم دانشکده خاکشناسی و جنگل دانشگاه بوکوی اتریش (گروه بیوژئوشیمی و اکولوژی ریزوسفر) برای برخی آنالیزهای خاک و گیاه انجام شد که بدین وسیله از همکاری‌های علمی آن‌ها سپاسگزاری به عمل می‌آید.

منابع

1. Abdel-Sabour, M.F., and Abdel-Basset, N. 2002. The affect of industrial activities on zinc in alluvial Egyptian soil determined using neutron activation analysis. *J. Environ. Sci.* 14: 3. 330-332.
2. Adriano, D.C. 2001. Biogeochemistry, bioavailability and risk of metals. In trace elements in terrestrial environments. New York: Springer, 871p.
3. Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D., and Smith, J.A.C. 2000. A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils, P 85-108. In: Terry, N., and G. Banuelos (eds.), phytoremediation of contaminated soil and water. Boca Raton: Lewis Publishers.
4. Blum, W.E.H., Spiegel, H., and Wenzel, W.W. 1996. Bodenzustandsinventur, Konzeption, Durchführung, Bewertung. 2nd ed., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, Pp: 56-59.
5. Bouyoucos, C.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle-size analysis of soil. *Agron. J.* 54: 464-465.
6. Brandstetter, A., Sletten, R.S., Mentler, A., and Wenzel, W.W. 1996. Estimating dissolved organic carbon in natural waters by UV absorbance (254 Nm). *J. Plant. Nutr. Soil Sci.* 159: 6. 605-607.

7. Butler, J.L., Williams, M.A., Bottomley, P.J., and Myrold, D.D. 2003. Microbial community dynamics associated with rhizosphere carbon flow. *Appl. Environ. Microb.* 69: 11. 6793-6800.
8. Chen, S., Sun, L., Chao, L., Zhou, Q., and Sun, T. 2009. Estimation of lead bioavailability in smelter-contaminated soils by single and sequential extraction procedure. *B. Environ. Contam. Tox.* 82: 1. 43-47.
9. Christensen, J., and Christensen, T. 2000. The effect of pH on the complexation of Cd, Ni and Zn by dissolved organic carbon from leachate-polluted ground water. *Wat. Res.* 34: 15. 3743-3754.
10. Cottenie, A. 1980. Methods of Plant Analysis. In: *Soil and Plant Testing*. FAO Soils Bulletin. 38: 2. 64-100.
11. Fitz, W.J., Wenzel, W.W., Wieshammer, G., and Istenič, B. 2003. Microtome sectioning causes artifacts in rhizobox experiments. *Plant Soil.* 256: 2. 455-462.
12. Hammer, D., and Keller, C. 2002. Changes in the rhizosphere of metal accumulating plants evidenced by chemical extractants. *J. Environ. Qual.* 31: 1561-1569.
13. Helmke, P.H., and Spark, D.L. 1996. Potassium, P 551-574. In: Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabataai, M.A., Johnston, C.T., and Summer, M.E., (eds.), *Methods of soil analysis*. SSSA, Inc. ASA, Inc. Madison, WI.
14. Hinsinger, P., and Gilkes, R.J. 1996. Mobilization of phosphate from phosphate rock and alumina-sorbed phosphate by the roots of ryegrass and clover as related to rhizosphere pH. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 533-44.
15. Hinsinger, P., Bengough, A.G., Vetterlein, D., and Young, I.M. 2009. Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. *Plant Soil.* 321: 1-2. 117-152.
16. Hinsinger, P., Gobran, G.R., Gregory, P.J., and Wenzel, W.W. 2005. Rhizosphere geometry and heterogeneity arising from root-mediated physical and chemical processes. *New Phytol.* 168: 2. 293-303.
17. Hinsinger, P., Plassard, C., and Jaillard, B. 2006. Rhizosphere: A new frontier for soil biogeochemistry. *J. Geochem. Explor.* 88: 1-3. 210-213.
18. Kidd, P., Barceló, J., Bernal, M.P., Navari-Izzo, F., Poschenrieder, C., Shilev, S., Clemente, R., and Monterroso, C. 2009. Trace element behavior at the root-soil interface: implications in phytoremediation. *Environ. Ex. Bot.* 67: 1. 243-59.
19. Kochian, L.V., Hoekenga, O.A., and Piñeros, M.A. 2004. How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency. *Annu. Rev. Plant Biol.* 55: 459-93.
20. Kuo, S. 1996. Phosphorus, P 869-920. In: Sparks, D.L., Page, A.L. Helmke, P.A. and Loeppert, R.H. (eds.), *Method of soil analysis*. SSSA, Inc. ASA, Inc. Madison, WI.

21. Lindsay, W.L., and Norvell, W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 42: 421-428.
22. Loeppert, R.H., and Suarez, D.L. 1996. Carbonate and Gypsum, P 437-474. In: Sparks D.L., (eds.), *Methods of Soil Analysis*. SSSA, Inc. ASA, Inc. Madison, WI.
23. Lombi, E., Wenzel, W.W., Gobran, G.R., and Adriano, D.C. 2001. Dependency of phytoavailability metal on indigenous and induced rhizosphere processes, P 165-185. In: Gobran, G.R., Wenzel, W.W., and Lombi, E. (eds.), *Trace elements in the rhizosphere*. Boca Raton, FL: CRC Press.
24. Lu, Y., Gong, Z., Zhang, G., and Burghardt, W. 2003. Concentrations and chemical speciation's of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China. *Geoderma*. 115: 1-2. 101-111.
25. Marschner, H., and Romheld, V. 1996. Root-induced changes in the availability of micronutrients in the rhizosphere, P 557-579. In: *Plant Roots, the Hidden Half*. Waisel, Y., Eshel, A., and Kafkafi, U. (eds.), New York: Marcel Dekker. Inc.
26. McGrath, S.P., Shen, Z.G., and Zhao, F.J. 1997. Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *thiaspi caerulescens* and *thlaspi ochroleucum* grown in contaminated soils. *Plant Soil*. 188: 1. 153-159.
27. Muhammad, I., Puschenreiter, M., and Wenzel, W.W. 2012. Cadmium and Zn availability as affected by ph manipulation and its assessment by soil extraction, DGT and indicator plants. *Sci. Total. Environ.* 416: 490-500.
28. Nguyen, C. 2003. Rhizodeposition of organic c by plants: mechanisms and controls. *Agronomie*. 23: 5-6. 375-396.
29. Norvell, W.A. 1984. Comparison of chelating agents as extractants for metals in diverse soil materials. *Soil. Sci Soc. Am. J.* 48: 6. 1285-1292.
30. Puschenreiter, M., Wiczorek, S., Horak, O., and Wenzel, W.W. 2003. Chemical changes in the rhizosphere of metal hyperaccumulator and excluder *Thlaspi* species. *J. Plant. Nutr. Soil. Sci.* 166: 5. 579-84.
31. Reddy, K.J., Wang, L., and Gloss, S.P. 1995. Solubility and mobility of copper, zinc and lead in acidic environments. *Plant and Soil*. 171: 53-58.
32. Reihani-Tabar, A., Karimian, N., Ardalan, M.M., Savaghebi, G.R., and Ghanadha, M.R. 2006. various forms of distribution and their relation to soil properties in some calcareous soils of Tehran province. *Soil Water Sci.* 10: 3. 125-135.
33. Shuman, L.M. 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soil Sci.* 140: 1. 11-22.
34. Sposito, G., Lund, J., and Chang, A.C. 1982. Trace Metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 260-264.

35. Tao, S., Chen, Y.J., Xu, F.L., Cao, J., and Li, B.G. 2003. Changes of copper speciation in maize rhizosphere soil. *Environ. Pollut.* 122: 3. 447-454.
36. Tao, S., Liu, W.X., Chen, Y.J., Xu, F.L., Dawson, R.W., Li, B.G., and Cao, J. 2004. Evaluation of factors influencing root-induced changes of copper fractionation in rhizosphere of a calcareous soil. *Environ. Pollut.* 129: 1. 5-12.
37. Temmerman, L.O., Hoenig, M., and Scokart, P.O. 1984. Determination of normal levels and upper limit values of trace elements in soils. *Z Pflanzen Bodenkd.* 147: 687-694.
38. Tessier, A., Campbell, P.G.C., and Blsson, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate traces metals. *Anal. Chem.* 51: 7. 844-851.
39. Topp, G.C., Galynou, B.C., Ball, B.C., and Carter, M.R. 1993. Soil water adsorption curve, P 569-579. In: Carter, M.R., (ed.), *Soil sampling and methods of analysis*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
40. Walkly, A., and Black, I.A. 1934. Examination of the degtjareff method determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 34: 29-38
41. Wang, Z., Shan, X.Q., and Zhang, S. 2001. Comparison of speciation and availability of rare earth elements between wet rhizosphere soil and air-dried bulk soil. *Anal. Chemica. Acta.* 441: 147-156.
42. Wenzel, W.W. 2009. Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. *Plant Soil.* 321: 1-2. 385-408.
43. Wenzel, W.W., Bunkowski, M., Puschenreiter, M., and Horak, O. 2003. Rhizosphere characteristics of indigenously growing nickel hyperaccumulator and excluder plants on serpentine soil. *Environ. Pollut.* 123: 1. 131-138.
44. Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., and Ma, L.Q. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci. Total Environ.* 368: 456-464.
45. Zhu, Q.H., Huang, D.Y., Liu, S.L., Luo, Z.C., Zhu, H.H., Zhou, B., Lei, M., Rao, Z.X., and Cao, X.L. 2012. Assessment of single extraction methods for evaluating the immobilization effect of amendments on cadmium in contaminated acidic paddy soil. *Plant Soil Environ.* 58: 2. 98-103.



Changes of chemical forms of Zinc in the rhizosphere of some turnip and radish cultivars

A.R. Golestani Fard¹, *H. Mirseyed Hosseini², A. Aryan³,
P. Abbaszadeh Dahaji⁴ and M. Tafvizi⁵

¹Ph.D. Student, Dept. of Soil Science, BOKU University (Austria), ²Associate Prof.,
Dept. of Soil Science, University of Tehran, ³Ph.D. Student, Dept. of Molecular Biology and
Biotechnology, BOKU University (Austria), ⁴Assistant Prof., Dept. of Soil Science, University
of Vali-e-Asr, Rafsanjan, ⁵M.Sc. Graduate, Dept. of Soil Science, University of Tehran

Received: 12/28/2013; Accepted: 05/20/2014

Abstract

In order to study the changes in chemical forms of zinc in the rhizosphere of two tuber plants and their relationship to plant uptake in a polluted soil, sequential (Tessier et al., 1979) and single step extraction methods were used. In this research, three radish cultivars (*Raphanus sativus*) and two turnip (*Brassica rapa*) cultivars were planted in a complete randomized design pot experiment with four replications (20 pots) and 4 pots with no cultivation as blank. Results indicated that the largest forms of zinc include Fe and Al oxide bounded carbonates and the residual forms respectively. The exchangeable and soluble forms comprise only less than one percent of total zinc in the rhizospheric soils of all plants. The zinc concentration of shoots for different cultivars of each plant did not show significant difference and in all plants zinc accumulation factor and the translocation factor were less than unit. Sequential and single step extractions showed significant increase of Zn in the rhizosphere of both plants compared to bulk soil. Different cultivars of both plants could significantly increase the rhizosphere DOC up to 9 mg.L⁻¹, which consequently increased soluble and exchangeable Zn in this zone for both plants compared to bulk soil. Zinc extracted by calcium nitrate and ammonium nitrate had a significant and positive correlation with plant concentration (0.45* and 0.42* respectively) and uptake (0.55* and 0.44* respectively) of Zn. For all cultivars, the rhizosphere soil pH increased compared to bulk soil which was statistically significant for some cultivars.

Keywords: Zinc, Metal bioavailability, Sequential extraction, Dissolved organic carbon, Ammonium nitrate

* Corresponding Authors; Email: hmirseyed@yahoo.com