

پیامد آبیاری با آب آلوده به آرسنیک و روی بر تجمع روی در گیاه تربچه

حسین بانژاد^۱، عطیه زارعی^۲، علی اکبر صفریسنجانی^۳، فرشاد دشتی^۴

پذیرش: ۹۲/۰۶/۲۶

دریافت: ۹۲/۰۳/۲۹

چکیده

زمینه و هدف: کاربرد مجدد فاضلاب‌ها و پساب حاصل از تصفیه آن‌ها در کشاورزی به علت نیاز روز افزون به آب به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک نظیر ایران روز به روز بیشتر مورد توجه قرار می‌گیرد. در برخی مناطق فاضلاب‌های صنعتی باعث توزیع آرسنیک در آب می‌شوند و از جمله گیاهانی که به طور عمده توسط پساب شهری و صنعتی آبیاری می‌گردند سبزیجات هستند. این پژوهش با هدف بررسی پیامد آبیاری تربچه با آب آلوده به آرسنیک و روی و اندازه‌گیری غلظت روی در قسمت‌های مختلف تربچه انجام شده است.

روش بررسی: طراحی این آزمایشات در قالب طرح کاملاً تصادفی به صورت فاکتوریل با سه تکرار و در گلدان‌های پنج کیلوگرمی مورد کشت قرار گرفت. غلظت آرسنیک در چهار سطح ۰، ۱۰۰، ۳۰۰ و ۶۰۰ $\mu\text{g/L}$ و روی در سه سطح ۰، ۱۰ و ۵۰ mg/L به آب آبیاری اضافه شد. آبیاری گلدان‌ها به طور یکسان هر ۳ الی ۴ روز یکبار صورت گرفت. بعد از برداشت و انجام عملیات آزمایشگاهی، غلظت روی توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد.

یافته‌ها: نتایج حاصل از جدول تجزیه واریانس در مورد تاثیر آب آبیاری آلوده به روی و آرسنیک بر غلظت روی در ریشه و غده و برگ تربچه نشان می‌دهد غلظت روی در آب آبیاری بر این سه خصوصیت به ترتیب در سطح ۵٪ و ۱٪ معنی‌دار است. نتایج حاصل از جدول مقایسه میانگین، کاهش جذب روی در غده را با افزایش آرسنیک تا ۳۰۰ $\mu\text{g/L}$ نشان می‌دهد.

نتیجه‌گیری: تحقیق انجام شده نشان داده است که غلظت روی در ریشه، غده و برگ تربچه با غلظت روی در آب آبیاری رابطه مستقیم دارد. همچنین بین جذب روی و آرسنیک در گیاه رقابت وجود دارد. با افزایش آرسنیک در آب آبیاری، انتقال روی به بخش‌های هوایی کاهش یافته است.

واژگان کلیدی: آرسنیک، روی، تربچه، آب آبیاری

hossein_banejad@yahoo.com

۱- (نویسنده مسئول): دکترای هیدرولیک، دانشیار دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا همدان و دانشیار دانشکده

کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد

۲- دانش آموخته کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، گروه مهندسی آب دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا همدان

۳- دکترای خاکشناسی، استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا همدان

۴- دکترای باغبانی، دانشیار دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا همدان

مقدمه

غلظت فلزات سنگین در محیط زیست از راه‌های مختلفی از قبیل فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی افزایش می‌یابد. این افزایش در فعالیت‌های کشاورزی ناشی از مصرف کودها، سموم دفع آفات و حشره کش‌ها و مصرف لجن فاضلاب است (۱). به طور کلی رسوب اکثر فلزات در لایه‌های سطحی خاک در دراز مدت منجر به تجمع تدریجی آنها در خاک می‌گردد. که در بعضی مواقع انتقال فلزات سنگین به محصولات زراعی، در حدی فراتر از استانداردهای مجاز مصارف انسانی می‌شود (۲ و ۳). در میان این عناصر آنهایی که بیشترین نگرانی را در ارتباط با سمیت اکولوژیکی و سلامتی انسان ایجاد نموده‌اند شامل Cd, Hg, Pb, Ti و شبه فلز As هستند (۴). ورود این عنصر سمی به چرخه غذایی انسان از طریق انتقال آرسنیک در سیستم آب-خاک-گیاه با آبیاری گیاهان با آب‌های آلوده به آرسنیک یکی از مهم‌ترین مواجهه‌های انسان با آرسنیک است که بطور مستقیم سلامت انسان‌ها را مورد تهدید قرار داده است (۵ و ۶). آرسنیک به طور گسترده‌ای در سنگ، خاک، ارگانسیم‌ها، پساب‌ها و غیره یافت می‌شود. آرسنیک ممکن است در آبی که از میان صخره‌های غنی از آرسنیک جریان دارد یافت شود یا به طور وسیع در قشر خاک موجود است. آرسنیک ماده‌ای طبیعی است که به دو صورت آلی و معدنی وجود دارد. ترکیبات معدنی آرسنیک از طریق کانی‌ها، فاضلاب صنایع مختلف و آفت کش‌ها به آب منتقل می‌شود. در حالی که آرسنیک آلی از راه فاضلاب‌های صنعتی، حشره کش‌ها و فعالیت‌های بیولوژیکی بر روی آرسنیک معدنی، وارد آب می‌شود. آرسنیک می‌تواند از طریق آب وارد بدن و جریان خون شود. جذب آب آلوده به آرسنیک در دراز مدت منجر به بیماری قلبی، عروقی، انواع مختلفی از ضایعات پوستی، عوارض عصبی، بیماری عروق محیطی، بیماری تنفسی، سرطان پوست، مثانه، ریه و کبد می‌شود (۷-۱۰). آرسنیک در آب‌های زیرزمینی به دو شکل عمومی آرسنیت (AsO_3^{3-}) و آرسنات (AsO_4^{3-}) است (۱۱). آلودگی منابع آبی به آرسنیک در بسیاری از کشورهای جهان گزارش شده است و بر اساس این بررسی‌ها، غلظت این عنصر در آب‌های زیرزمینی در گستره $200-2000 \mu g/L$ بوده است (۱۲). همچنین نتایج پژوهش‌های اخیر، حاکی از

این واقعیت است که آب‌های مناطق وسیعی از ایران نیز آلوده به آرسنیک است (۱۳). از جمله این مناطق می‌توان به بخش‌هایی از استان‌های کردستان در قروه و بیجار (۱۴)، آذربایجان غربی، آذربایجان شرقی، سیستان و بلوچستان (۱۵) و خراسان رضوی در کوهسرخ کاشمر (۱۶) اشاره کرد. اگر چه برخی از فلزات سنگین برای رشد گیاه لازم هستند اما غلظت بیش از حد آنها برای گیاهان و جانوران مشکل‌زا است. استفاده از پساب در کوتاه مدت ممکن است سمیتی در گیاه ایجاد نکند. ولی مصرف طولانی مدت فاضلاب‌ها یا به عبارتی ورود کنترل نشده عناصر سنگین به خاک‌ها سبب افزایش غلظت این عناصر در خاک می‌گردد. با جذب این عناصر توسط گیاهان، به آسانی وارد زنجیره غذایی می‌شوند (۱۷). آرسنات با بسیاری از کاتیون‌های خاک واکنش داده و ترکیبات پایدار و نامحلول به وجود می‌آورد. برای مثال واکنش ایجاد شده از ترکیب آرسنات با فسفات و آلومینیوم واکنش داده و منجر به تشکیل رسوب می‌گردد (۱۸). به طور کلی اثرات ناشی از برهم‌کنش فلزات سنگین بر روی گیاهان متفاوت است. اثرات بازدارندگی و تشدیدکنندگی این فلزات با انتقال و جذب فلزات در گیاه و بروز اثر متقابل ارتباط دارد. در پژوهش *Kabata-Pendias* اثر متقابل روی و کادمیوم گزارش شده است. اثرات بازدارندگی روی با مس و آهن و اثر متقابل آن با آرسنیک، نیتروژن، کلسیم و منیزیم نیز مشاهده شده است (۱۹). *Wallace* تجمع کادمیوم را در ریشه گیاهان در غلظت‌های بالای روی و pH پایین گزارش کرده است (۲۰). *Kabata-pendias* به نقل از *Kytagashy* رقابت برای مکان‌های کادمیوم و روی را در برنج گزارش کردند. در نتیجه افزایش، حلالیت کادمیوم و انتقال آن از ریشه به اندام هوایی را با توجه به رقابت این دو عنصر تشریح کرده‌اند (۱۹).

فضای کافی برای رشد گیاه وجود داشته باشد. در مدت رشد در گلخانه عملیات آبیاری و وجین علف های هرز با دست انجام شد. آبیاری گلدان ها به طور یکسان هر ۳ الی ۴ روز یکبار صورت گرفته است به طوری که آب از ته گلدان ها زهکشی نشود. هر هفته یکبار گلدان ها کاملاً جابجا شدند تا تمام گیاهان از شرایط محیطی یکسان بهره گیرند. پس از برداشت نمونه ها کاملاً با آب مقطر شسته شده و پس از توزین و انتقال به پاکت های کاغذی، به مدت ۴۸ h در آون تهویه دار در حرارت ۷۰ °C خشک شدند. عصاره گیری به روش خاکستر خشک با اسیدکلریدریک انجام شد. بعد از عصاره گیری، غلظت روی توسط دستگاه جذب اتمی (AAS) مدل واریان (Varian) ۲۲۰ اندازه گیری شد.

یافته ها

از خاک گلدان ها قبل از کشت نمونه برداری انجام شد. نمونه ها پس از انتقال به آزمایشگاه هوا خشک گردیده و جهت انجام آزمایش های مربوطه از الک ۲ mm عبور داده شدند. توزیع اندازه ذرات خاک با روش هیدرومتر تعیین شد. همچنین پس از تهیه گل اشباع، اسیدیته خاک با دستگاه pH متر و هدایت الکتریکی محلول خاک با دستگاه EC متر اندازه گیری شد. همچنین غلظت عناصر غذایی پرمصرف و کم مصرف نیز با روش های معمول اندازه گیری گردید در جدول (۱) برخی از ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در پژوهش نشان داده شده است.

سیس غلظت روی در غده تربچه اندازه گیری شد و جدول های آنالیز آماری و نمودارهای مربوطه بر اساس داده های موجود رسم شدند.

تجمع روی در ریشه، غده و برگ تربچه تحت تیمارهای روی و آرسنیک

نتایج تجزیه واریانس غلظت روی تجمع یافته در ریشه، غده و برگ تربچه در جدول (۲) ارائه شده است. نتایج حاصل از جدول تجزیه واریانس در مورد تاثیر غلظت روی در آب آبیاری بر غلظت روی در ریشه، غده و برگ تربچه نشان می دهد که تاثیر مقادیر روی در آب آبیاری بر غلظت روی در ریشه، غده

مواد و روش ها

این تحقیق بصورت آزمایش گلدانی، در گلخانه دانشگاه بوعلی سینا همدان انجام شده است. طراحی این آزمایشات در قالب طرح کاملاً تصادفی به صورت فاکتوریل با سه تکرار و در گلدان های ۵ kg مورد کشت قرار گرفت. فاکتورهای آب آبیاری در این آزمایش شامل دو فاکتور است. الف) فاکتور اول: غلظت آرسنیک از نمک آرسنات سدیم در چهار سطح ۰، ۱۰۰، ۳۰۰، ۶۰۰ $\mu\text{g/L}$ (ب) فاکتور دوم: غلظت عنصر روی از نمک کلرید روی در سه سطح ۰، ۱۰ و ۵۰ mg/L . پس از سبز شدن بذرها و استقرار گیاهان بوته ها تنک شدند تا

جدول ۱- برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در پژوهش

متغیر	واحد	مقدار
بافت	-	لومی شنی
هدایت الکتریکی	$\mu\text{S/s}$	۲۴۴/۶
اسیدیته	-	۷/۷۷۵
ظرفیت تبادل کاتیونی	$\mu\text{Eq}/100\text{g}$	۱/۱۰۲
ماده آلی خاک	%	۱/۳۶۵
فسفر (فراهم)	mg/kg	۱۱۰/۵۶
روی (فراهم)	"	۳/۱۵۴
مس (فراهم)	"	۰/۳۹۲
نیکل (فراهم)	"	۰/۲۶۶
سرب (فراهم)	"	۱/۱۷
منگنز (فراهم)	"	۹/۶۷۵
آهن (فراهم)	"	۲۰/۳۴۹
فسفر (کل)	"	۴۳۹۰/۸۷۵
روی (کل)	"	۷۳/۱۷

بحث

الف) تجمع روی در ریشه تربچه تحت تیمار روی
استفاده طولانی مدت از کودهای حاوی روی و همچنین آلودگی از طریق صنایع، باعث افزایش میزان روی در خاک های سطحی می شود لذا سمیت روی در گیاهان حائز اهمیت است. در کاربرد

و برگ به ترتیب در سطح ۵٪ و ۱٪ معنی دار است. در حالی که غلظت آرسنیک در آب بر تجمع روی در تربچه معنی دار نبود. میزان تجمع روی در تربچه به ترتیب زیر است: ریشه < غده < برگ.

جدول ۲- آنالیز آماری حاصل از اندازه گیری روی در تربچه

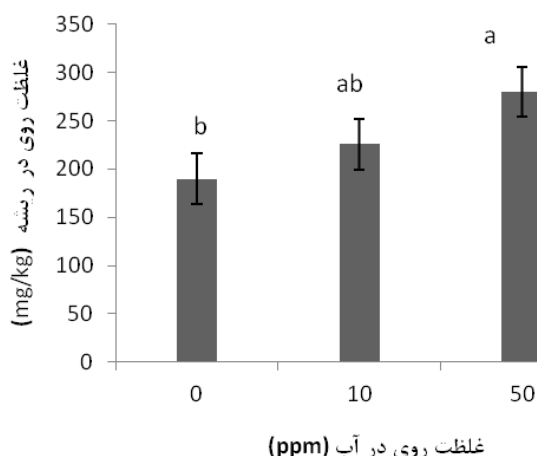
میانگین مربعات برگ	میانگین مربعات غده	میانگین مربعات ریشه	درجه آزادی	منابع تغییرات
۰/۰۴۵xx	۰/۱۱۳۸ xx	۰/۰۵۳۳ x	۱۱	تیمار
۰/۲۱۳۹xx	۰/۹۲۳۴ xx	۰/۱۰۶۱ x	۲	روی
۰/۰۱۵۶	۰/۱۲۱	۰/۰۴۷۴	۳	آرسنیک
۰/۰۰۳۸	۰/۲۰۷۷	۰/۰۳۸۶	۶	آرسنیک×روی
۰/۰۱۴	۰/۰۲۶۹	۰/۰۳۳	۲۴	خطای آزمایش
-	-	-	۳۵	کل

xx معنی داری در سطح یک درصد می باشند، x معنی داری در سطح ۵ درصد

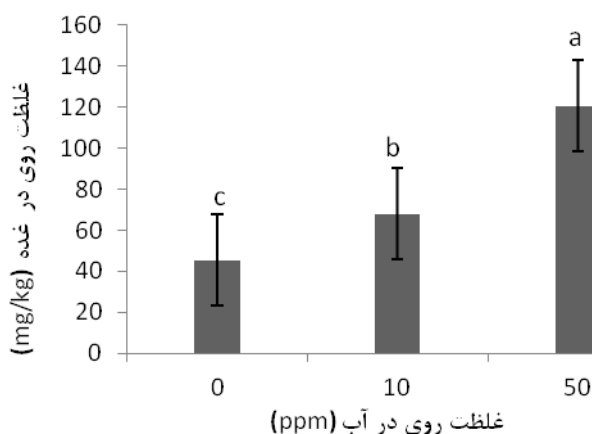
تربچه نشانه های ظاهری سمیت را از خود نشان نداده است. با توجه به اینکه ریشه تربچه خوراکی نیست سمیت ریشه خیلی حایز اهمیت نیست.

ب) تجمع روی در غده تربچه تحت تیمار روی
نتایج تحقیق با نتایج به دست آمده از پژوهش های قبلی هم خوانی دارد. Long و همکاران (۲۳) نشان دادند که جذب و تجمع روی در ساقه و ریشه با تغییر میزان روی در محیط کشت و گونه گیاهی تغییر می کند و با افزایش غلظت روی در خاک میزان روی هم در ریشه و هم در ساقه به شدت افزایش می یابد. حد معمول غلظت روی در گونه های مختلف گیاهی ۲۷ تا ۱۵۰ و حد سمی آن، ۱۰۰ تا ۴۰۰ mg/kg و وزن خشک است (۲۴). با توجه به شکل (۲) در این مطالعه میزان تجمع روی در بخش خوراکی تربچه (غده)، در غلظت ۵۰ mg/L به حد سمیت رسیده است. در این نمودار، بیشترین تجمع روی در غلظت ۵۰ mg/L

فاضلاب در خاک های لوم شنی دیده شده است که تقریباً ۹۰ درصد عنصر روی در لایه صفر تا ۱۵ cm باقی مانده است. همچنین عوامل متعددی بر ظرفیت خاک در نگهداری فلز روی موثرند که از آن جمله می توان به CEC و pH خاک اشاره کرد (۲۱). مقدار بالای ماده آلی خاک باعث جذب فلز روی در خاک و سپس انتقال آن به ریشه گیاه شده است. برخی از گونه های گیاهی که در خاک های غنی از روی رشد می کنند ممکن است مقادیر بالایی از این عنصر را در خود تجمع دهند بدون اینکه نشانه های سمیت را از خود نشان دهند (۲۲). در شکل (۱) بیشترین تجمع روی در غلظت ۵۰ mg/L بدست آمد و این مقدار معادل ۲۷/۷۳ mg/kg بود. همچنین کمترین مقدار تجمع روی در تیمار شاهد مشاهده گردیده است. بر اساس نتایج به دست آمده می توان گفت غلظت روی در ریشه تربچه با افزایش روی در آب آبیاری افزایش یافته است و مقدار تجمع روی در ریشه بیشتر از غده است. همچنین در همه تیمارها غلظت روی بیشتر از حد سمیت گیاه است. در حالی که



شکل ۱- اثر سطوح مختلف روی بر میزان تجمع روی در ریشه



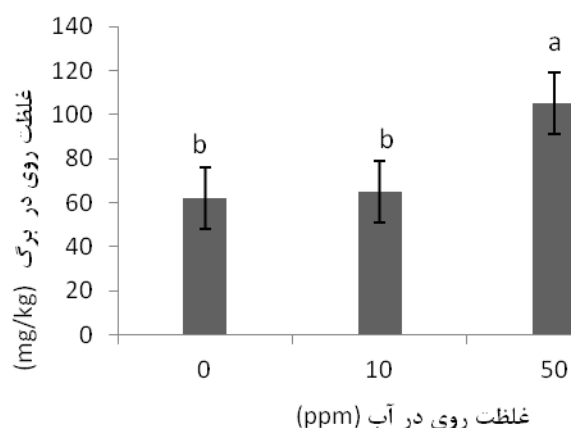
شکل ۲- اثر سطوح مختلف روی بر میزان تجمع روی در غده

توانند به ساقه منتقل شوند. علاوه بر آن ممکن است با ترکیبات مختلفی پیوند داده و درون ساختارهای سلولی مانند واکوئل‌ها اسیر شوند، بنابراین برای انتقال به ساقه غیر قابل دسترس می‌شوند. لذا مقدار جذب یون در درون ریشه‌ها زیاد است اما امکان انتقال آن به ساقه محدود است. در این تحقیق نیز میزان تجمع فلز روی در ریشه‌ها بیشتر از اندام هوایی است (۲۵). میزان غلظت روی در برگ تریچه با افزایش غلظت روی در آب آبیاری افزایش می‌یابد. به طوری که افزایش چشمگیری در سطح 50 mg/kg روی در آب رخ داده است که معادل $105/3 \text{ mg/kg}$ است.

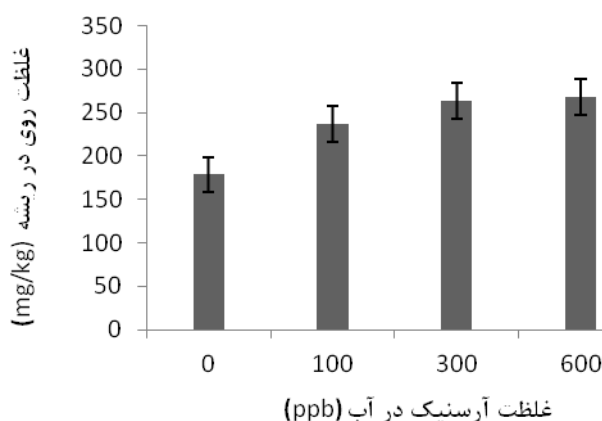
بدست آمده است و این مقدار معادل $120/68 \text{ mg/kg}$ است. بر اساس نتایج به دست آمده بین میزان روی تجمع یافته در ریشه و غده همبستگی مثبت وجود دارد. همچنین می‌توان گفت غلظت روی در غده تریچه با افزایش روی در آب آبیاری افزایش یافته است.

ج) تجمع روی در برگ تریچه تحت تیمار روی

همانطور که می‌دانیم اکثر یون‌های موجود در محیط با ریشه‌ها در ارتباط هستند و اولین محل جذب، ریشه‌ها هستند. مقداری از یون‌ها به دیواره‌های سلولی ریشه جذب می‌شوند و نمی‌توانند به ساقه منتقل شوند.



شکل ۳- اثر سطوح مختلف روی بر میزان تجمع روی در برگ



شکل ۴- اثر سطوح مختلف آرسنیک بر میزان تجمع روی در ریشه

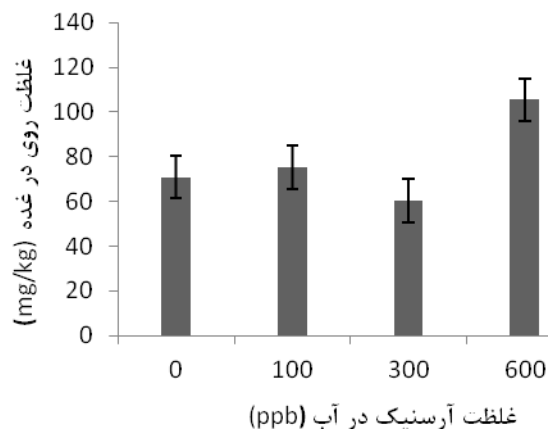
د) میزان تجمع روی در ریشه تحت تیمار آرسنیک

همانطور که در شکل (۴) مشخص است با افزایش غلظت آرسنیک در آب آبیاری، غلظت روی در گیاه نیز افزایش می یابد. در این تحقیق بیشترین تجمع روی در ریشه در تیمار $600 \mu\text{g/L}$ آرسنیک رخ داده است و معادل $247/74 \text{ mg/kg}$ وزن خشک گیاه است. آرسنیک باعث افزایش تحرک فلز روی در خاک و جذب بیشتر آن توسط ریشه شده است.

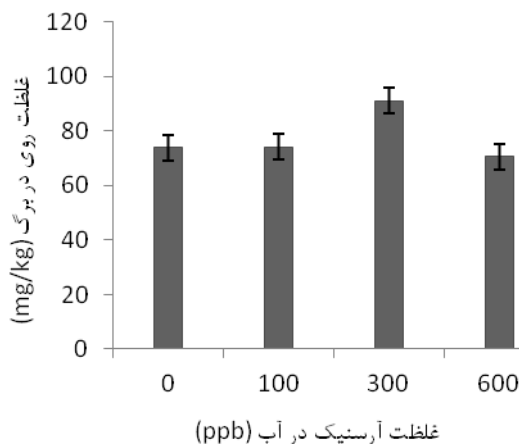
ه) میزان تجمع روی در غده تحت تیمار آرسنیک

تاثیر آرسنیک در آب آبیاری بر تجمع روی در غده در نمودار (۵) نمایش داده شده است.

همانگونه که مشاهده می شود، اختلاف معنی داری بین تیمارهای آرسنیک در آب آبیاری وجود ندارد. با وجود این بیشترین تجمع روی در غده تربچه در مقدار آرسنیک $600 \mu\text{g/L}$ مشاهده شده است و این مقدار معادل $105/48 \text{ mg/kg}$ بود. غلظت روی در غده با افزایش آرسنیک آب آبیاری تا سطح $600 \mu\text{g/L}$ کاهش می یابد. به عبارتی کمترین میزان روی تجمع یافته در غده در سطح $300 \mu\text{g/L}$ رخ داده است ولی با افزایش آرسنیک تا سطح $600 \mu\text{g/L}$ میزان روی تجمع یافته در تربچه نیز افزایش می یابد. با استفاده از آب های آلوده به آرسنیک می توان از رقابت بین آرسنیک و روی استفاده کرد. همچنین



شکل ۵- اثر سطوح مختلف آرسنیک بر میزان تجمع روی در غده



شکل ۶- اثر سطوح مختلف آرسنیک بر میزان تجمع روی در برگ

فاکتور انتقال:

فاکتور انتقال یک فلز یا شبه فلز عبارتست از نسبت انباشت روی در شاخساره به میزان انباشت روی در ریشه گیاه (۲۶).

$$\text{Zn Tf (Translocation Factor)} = \frac{\text{Shoot Zn Conc. } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right) \text{ DW}}{\text{Root Zn Conc. } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right) \text{ DW}}$$

نتایج تجزیه واریانس میزان فاکتور انتقال فلز روی در جدول (۳) ارائه شده است، که نشان می دهد اثر یک فاکتور (آرسنیک) بر فاکتور انتقال در سطح ۵٪ معنی دار است.

افزایش سطح آرسنیک باعث کاهش انتقال روی از ریشه به غده می شود.

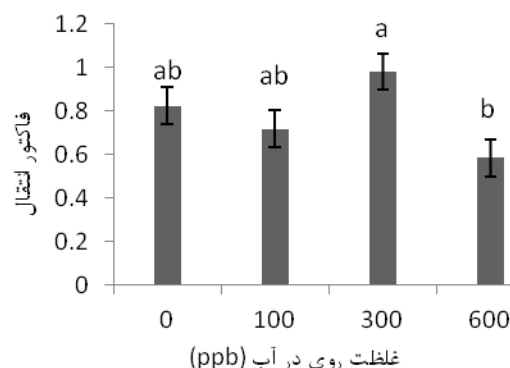
و) میزان تجمع روی در برگ تحت تیمار آرسنیک غلظت آرسنیک در آب آبیاری بر تجمع روی در برگ تریچه تاثیر معنی داری نداشت. کمترین مقدار روی در برگ تریچه در سطح ۶۰۰ $\mu\text{g/L}$ مشاهده می گردد که نشان دهنده برهم کنش منفی بین روی و آرسنیک است. در سطوح دیگر به دلیل غلظت پایین آرسنیک، این رقابت معنا دار نبود.

جدول ۳- تجزیه واریانس فاکتور انتقال روی

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات
تیمار	۱۱	۰/۱۰۸
آرسنیک	۲	۰/۲۵۳۵×
روی	۳	۰/۱۵۱۷
آرسنیک×روی	۶	۰/۰۲۱۰۵
خطای آزمایش	۲۴	۰/۰۹۴

×× معنی داری در سطح یک درصد می باشد. × معنی داری در سطح ۵ درصد

همانطور که در شکل (۷) مشاهده می گردد اگر تیمار $\mu\text{g/L}$ را حذف کنیم غلظت روی در گیاه با افزایش آرسنیک در آب کاهش می یابد. به عبارتی افزایش آرسنیک در آب مانع انتقال فلز روی به اندام هوایی گیاه می شود. تا حد امکان از آبی که آلوده به آرسنیک است نباید استفاده کرد. ولی در مواقع اضطراری بهتر است با افزایش روی در آب از انتقال سمیت به بخش خوراکی و اندام هوایی گیاهان تا حدی جلوگیری کرد.



شکل ۷- فاکتور انتقال فلز روی

نتیجه گیری

نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که با افزایش غلظت روی در آب آبیاری، غلظت روی در ریشه، غده و برگ نیز افزایش می یابد. و حتی ممکن است از حد سمیت بیشتر شود. در این تحقیق مقدار روی در بخش خوراکی تربچه که حایز اهمیت است به حد بالای سمیت نرسید و بیشترین روی توسط ریشه جذب شده است. همچنین وجود آرسنیک در آب آبیاری تا $300 \mu\text{g/L}$ جذب روی در غده را محدود می کند و این نشان دهنده رقابت روی و آرسنیک برای جذب شدن توسط گیاه است. البته نتیجه گیری قطعی در این خصوص منوط به تداوم اجرای آزمایش ها در دراز مدت است.

تشکر و قدردانی

این مقاله بخشی از پایان نامه با عنوان "پیامد کاربرد آب آبیاری آلوده به عناصر آرسنیک و روی در pH های گوناگون بر زیست انباشتگی این عناصر در اندام های تربچه" در مقطع کارشناسی ارشد در سال ۱۳۹۱ است که با حمایت دانشگاه بوعلی سینا همدان اجرا شده است. بدینوسیله از همکاری تمامی عزیزانی که در طی مراحل و تحقق مطالعه، حامی و پشتیبان این تحقیق بوده اند، نهایت تشکر و قدردانی را دارد.

منابع

1. Cui Y, Zhu Y, Zhai R, Chen D, Huang Y, Qiu Y, et al. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environment International*. 2004;30:785-91.
2. Chaney RL, Malik M, Li YM, Brown SL, Brewer EP, Angle JS, et al. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*. 1997;8(3):279-84.
3. Okoronkwo N, Igwe J, Onwuchekwa E. Risk and health implications of polluted soils for crop production. *African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development*. 2004;4(13).
4. Alloway BJ. *Heavy Metals in Soil*. London: Blackie Academic & Professional. 1995.
5. Zhu Y-G, Williams PN, Meharg AA. Exposure to inorganic arsenic from rice: a global health issue? *Environmental Pollution*. 2008;154(2):169-71.
6. Williams P, Islam M, Adomako E, Raab A, Hossain S, Zhu Y, et al. Increase in rice grain arsenic for regions of Bangladesh irrigating paddies with elevated arsenic in groundwaters. *Environmental Science & Technology*. 2006;40(16):4903-908.
7. Rodriguez V, Jimenez-Capdeville M, Giordano M. The effects of arsenic exposure on the nervous system. *Toxicology Letters*. 2003;145(1):1-18.
8. Yoshida T, Yamauchi H, Fan Sun G. Chronic health effects in people exposed to arsenic via the drinking water: dose-response relationships in review. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 2004;198(3):243-52.
9. Duker AA, Carranza E, Hale M. Arsenic geochemistry and health. *Environment International*. 2005;31(5):631-41.
10. Başkan Mb, Pala A, Türkman A. Arsenate removal by coagulation using iron salts and organic polymers. *Ekoloji*. 2010;19(74):69-76.
11. Malik AH, Khan ZM, Mahmood Q, Nasreen S, Bhatti ZA. Perspectives of low cost arsenic remediation of drinking water in Pakistan and other countries. *Journal of Hazardous Materials*. 2009;168(1):1-12.
12. Olyae E, Banejad H, Rahmani AR, Afkhami A, Khodaveisi J. Feasibility study of using calcium peroxide nanoparticles in arsenic removal from polluted water in agriculture and its effect on the irrigation quality parameters. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2012;5(3):319-30 (in Persian).
13. Kord Mostafapour F, Bazrafshan E, Kamani H. Survey of arsenic removal from water by coagulation and dissolved air floatation method. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2010;3(3):309-18 (in Persian).
14. Mosaferi M, Yunesian M, Dastgiri S, Mesdaghinia A, Esmailnasab N. Prevalence of skin lesions and exposure to arsenic in drinking water in Iran. *Science of the Total Environment*. 2008;390(1):69-76.
15. Sallahadin E, Mohammadzadeh H, Naseri N. Groundwater arsenic contamination and its effects on human health. *Proceedings of the 1st Iranian National Conference on Applied Research in Water Resources*; 2010 May 11-13; Tehran, Iran (in Persian).
16. Ghassemzadeh F, Arbab-Zavar MH, Hosein M, Geoffrey M. Arsenic and antimony in drinking water in Khoosorkh area, northeast Iran: Possible risks for the public health. *Journal of Applied Sciences*. 2006;6:2705-14.
17. Agarwal SK. *Pollution Management: Water Pollution*. New Delhi: APH Publishing Corporation; 2005.
18. Smith E, Naidu R, Alston AM. Arsenic in the soil environment: a review. *Advances in Agronomy*. 1998;64:149-95.
19. Kabata-pendias A, Pendia SH. *Trace Elements in Soils and Plant*. London: CRC Press; 1984.
20. Wallace A, Rommey EM, Alexander GV. Zinc-cadmium interactions on the availability of each to bush plants grown in solution culture. *Journal of Plant Nutrition*. 1980;2:51-54.
21. Zamyadi A, Liaghat AM, Hassanoghlie AR. Investigation into the possibility of phytoremediation of industrial wastewater containing zinc. *Journal of Water & Wastewater*. 2004;48:3-11 (in Persian).
22. Kabata-Pendias A. *Trace Elements in Soils and Plants*. London: CRC Press; 2011.
23. Long X, Yang X, Ni W, Ye Z, He Z, Calvert D, et al. Assessing zinc thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2003;34(9-10):1421-34.
24. Pais IJ, Jones B. *The Handbook of Trace Elements*. London: CRC Press LLC; 1997.
25. Sarmadi M, Irani M, Bernard F. The Study of tolerance of cadmium and accumulation it in Licorice plantlets. *Environmental Sciences*. 2011;8(3):69-80 (in Persian).
26. Haque N, Peralta-Videa JR, Jones GL, Gill TE, Gardea-Torresdey JL. Screening the phytoremediation potential of desert broom (*Baccharis sarothroides* Gray) growing on mine tailing in Arizona, USA. *Environmental Pollution*. 2008;153(2):362-68.

Consequence of irrigation with arsenic and zinc contaminated water on accumulation of zinc in radishes plant

Banejad H.^{1,4}, Zarei A.¹, Safari Sinegani AA.², Dashti F.³

¹Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran

²Department of Soil Science, Faculty of Soil, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran

³Department of Horticultural, Faculty of Horticultural, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran

⁴Department of Water Engineering, College of Agriculture, Ferdowsi University Of Mashhad, Mashhad, Iran

Received; 19 June 2013

Accepted; 17 September 2013

Abstract

Background and Objectives: Reuse of treated wastewater in agriculture is becoming more attractive due to the growing demand for water, particularly in arid and semi-arid regions like Iran. In some areas, industrial wastewaters distribute arsenic in the water and vegetables, among the other plants, are mainly irrigated by municipal and industrial wastewater. This study aimed to evaluate the outcome of radish irrigation using water contaminated with arsenic and zinc and to measure the zinc concentration in the edible parts of radish plant.

Materials and Methods: The experiments were designed in the form of a factorial completely randomized design with three replications in which radishes were planted in pots about five kilograms. Arsenic concentration at four levels (0, 100, 300 and 600 $\mu\text{g/l}$) and zinc concentration at three levels (0, 10, and 50 mg/l) were added to the irrigation water. The pots were equally irrigated once every 3 to 4 days. After harvesting and laboratory operations, zinc concentration was measured using atomic absorption spectroscopy.

Results: The study indicated that zinc concentration in radish tubers is correlated with the concentration of zinc in water. The results of the analysis of variance table for the effect of zinc and arsenic-contaminated irrigation water on zinc concentration in radish roots, tubers and leaves show only one treatment (zinc concentration in water) on the property is significant at 5 and 1%. The results of the comparison table revealed that Zn uptake was decreased with increasing arsenic up to 300 $\mu\text{g/l}$.

Conclusion: It was found that zinc concentration in radish roots, tubers, and leaves is correlated with the concentration of zinc in water. Moreover, there was a competition between the absorption of zinc and arsenic in plants. With increasing arsenic in irrigation water, transition of Zn was reduced to aerial part.

Key words: arsenic, zinc, radish, irrigation water

*Corresponding Author: hossein_banejad@yahoo.com

Tel: +98 918 1118227, Fax: +98 513 8806111