مجله سلامت و محیط، فصلنامه‌ی علمی پژوهشی
انجمن علمی بهداشت محیط ایران
دوره هفتم، شماره دوم، تابستان ۱۳۹۳، صفحات ۱۹۵ تا ۲۰۴

پیامدآبیاری 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]

دریافت: ۹۲/۰۳/۲۹ پذیرش: ۹۲/۰۶/۲۶

چکیده

زمینه و هدف: کاربرد مجدد فاضلاب ها و پساب حاصل از تصفیه آن ها 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 می گیرد. در برخی مناطق فاضلاب های صنعتی باعث توزیع آرسنیک در آب می شوند و از جمله گیاهانی که به طور عمده توسط پساب شهری و صنعتی آبیاری می گردند سبزیجات هستند. این پژوهش با هدف بررسی پیامد آبیاری تربچه با آب آلوده به آرسنیک و روی و اندازه گیری غلظت روی در قسمت های مختلف تربچه انجام شده است.

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

یافته ها: 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 می دهد غلظت روی در آب آبیاری بر این سه خصوصیت به ترتیب در سطح ۵٪ و ۱٪ معنی دار است. نتایج حاصل از جدول مقایسه میانگین، کاهش جذب روی در غده را با افزایش آرسنیک تا ۳۰۰ $\mu g/L$ نشان می دهد.

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 بخش های هوایی کاهش یافته است.

واژگان کلیدی: آرسنیک، روی، تربچه، آب آبیاری

۱- **(نویسنده مسئول):** دکترای هیدرولیک، دانشیار دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا همدان ودانشیار دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد hossein_banejad@yahoo.com
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

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2025-04-06]

مقدمه

غلظت فلزات سنگین در محیط زیست از راه‌های مختلفی از قبیل فعالیت های صنعتی و کشاورزی افزایش می یابد. این افزایش در فعالیت های کشاورزی ناشی از مصرف کودها، سموم دفع آفات و حشره کش ها و مصرف لجن فاضلاب است (۱). به طور کلی رسوب اکثر فلزات در لایه های 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 می شود(۲و۳). در میان این عناصر آنهایی که بیشترین نگرانی را در ارتباط با سمیت اکولوژیکی و سلامتی انسان ایجاد نموده‌اند شامل Ti، Pb، Hg، Cdو 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 آب های آلوده به آرسنیک یکی از مهم ترین مواجهه های انسان با آرسنیک است که بطور مستقیم سلامت انسان ها را مورد تهدید قرار داده است(۵و۶). آرسنیک به طور گسترده ای در سنگ، خاک، ارگانیسم ها، پساب ها و غیره یافت می شود. 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 ماده ای طبیعی است که به دو صورت آلی و معدنی وجود دارد. ترکیبات معدنی آرسنیک از طریق کانی ها، فاضلاب صنایع مختلف و آفت کش ها به آب منتقل می شود. در حالی‌که آرسنیک آلی از راه فاضلاب های صنعتی، حشره کش ها و فعالیت های بیولوژیکی برروی آرسنیک معدنی، وارد آب می شود. آرسنیک می تواند 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 آب های 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 بررسی ها، غلظت این عنصر در آب های زیر زمینی در گستره ۲۰۰–۲۰۰۰ $\mu g/L$ بوده است (۱۲). همچنین نتایج پژوهش های اخیر، حاکی از این واقعیت است که آب های مناطق وسیعی از ایران نیز آلوده به آرسنیک است(۱۳). از جمله این مناطق می توان به بخش هایی از استان های 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 مشکل زا است. استفاده از پساب در کوتاه مدت ممکن است سمیتی در گیاه ایجاد نکند. ولی مصرف طولانی مدت فاضلاب ها یا به عبارتی ورود کنترل نشده عناصرسنگین به خاک ها سبب افزایش غلظت این عناصر در خاک می گردد. با جذب این عناصر توسط گیاهان، به آسانی وارد زنجیره غذایی می‌شوند (۱۷). آرسنات با بسیاری از کاتیون های خاک واکنش داده و ترکیبات پایدار و نامحلول به وجود می آورد. برای مثال واکنش ایجاد شده از ترکیب آرسنات با فسفات و آلومنیوم واکنش داده و منجر به تشکیل رسوب می گردد (۱۸). به طور کلی اثرات ناشی از برهم کنش 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* اثرمتقابل روی و کادمیوم گزارش شده است. اثرات بازدارندگی روی با مس و آهن و اثرمتقابل آن با آرسنیک، نیتروژن، کلسیم و منیزیم نیز مشاهده شده است (۱۹). *Wallace* تجمع کادمیوم را در ریشه گیاهان در غلظت های بالای روی و pH پایین گزارش کرده است (۲۰).*Kabata-pendias* به نقل از*Kytagashy* رقابت برای مکان های 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 کرده اند (۱۹).

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2025-04-06]

مواد و روش‌ها

این تحقیق بصورت آزمایش گلدانی، در گلخانه دانشگاه بوعلی سینا همدان انجام شده است. طراحی این آزمایشات در قالب طرح کاملا تصادفی به صورت فاکتوریل با سه تکرار و در گلدان‌های 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 µg/L و 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 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 کاملا جابجا شدند تا تمام گیاهان از شرایط محیطی یکسان بهره‌گیرند. پس از برداشت نمونه ها کاملا 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 عصاره‌گیری، غلظت روی توسط دستگاه جذب اتمی (AAS) مدل واریان (Varian)۲۲۰ اندازه گیری شد.

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

متغیر	واحد	مقدار
بافت	–	لومی-شنی
هدایت الکتریکی	µS/s	۲۴۴/۶
اسیدیته	–	۷/۷۷۵
ظرفیت تبادل کاتیونی	µEq/100g	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

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.

سپس غلظت روی در غده تربچه اندازه گیری شد و جدول‌های 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

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2025-04-06]

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.

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

جدول ۲-آنالیزآماری حاصل از اندازه گیری روی در تربچه

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

××معنی‌داری در سطح یک درصد می‌باشند، × معنی‌داری در سطح ۵درصد

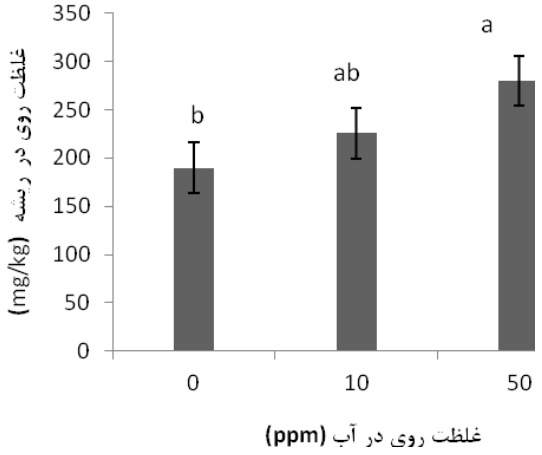
فاضلاب در خاک های لوم شنی دیده شده است که تقریبا ۹۰ درصد عنصر روی در لایه صفر تا ۱۵ cm باقی مانده است. هم‌چنین عوامل متعددی بر ظرفیت خاک در نگهداری فلز روی موثرند که از آن جمله می توان به CEC و pH خاک اشاره کرد (۲۱). مقدار بالای ماده آلی خاک باعث جذب فلز روی در خاک و سپس انتقال آن به ریشه گیاه شده است. 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 حالی‌که 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

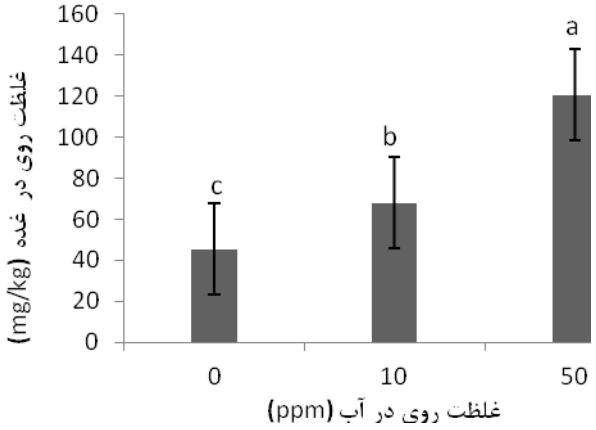
نتایج تحقیق با نتایج به دست آمده از پژوهش های قبلی هم خوانی دارد. Long و همکاران (۲۳) نشان دادند که جذب و تجمع روی در ساقه و ریشه با تغییر میزان روی در محیط کشت و گونه گیاهی تغییر می کند و با افزایش غلظت روی در خاک میزان روی هم در ریشه و هم در ساقه به شدت افزایش می یابد. حد معمول غلظت روی در گونه های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

در این نمودار، بیشترین تجمع روی در غلظت mg/L ۵۰

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2025-04-06]



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



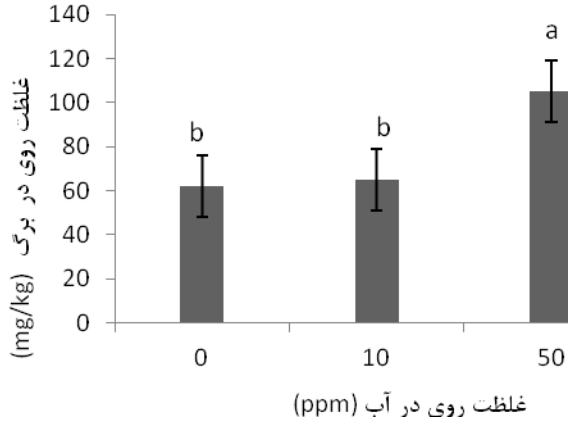
شکل۲- اثر سطوح مختلف روی بر میزان تجمع روی در غده

بدست آمده است و این مقدار معادل ۱۲۰/۶۸ mg/kg است. بر اساس نتایج به دست آمده بین میزان روی تجمع یافته در ریشه و غده همبستگی مثبت وجود دارد. همچنین می توان گفت غلظت روی در غده تربچه با افزایش روی در آب آبیاری افزایش یافته است.

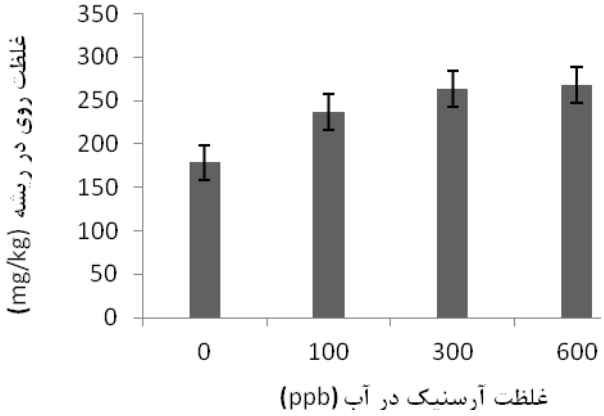
ج) تجمع روی در برگ تربچه تحت تیمار روی

همانطور که می‌دانیم اکثر یون های موجود در محیط با ریشه ها در ارتباط هستند و اولین محل جذب، ریشه ها هستند. مقداری از یون ها به دیواره های سلولی ریشه جذب می شوند و نمی توانند به ساقه منتقل شوند. علاوه بر آن ممکن است با ترکیبات مختلفی پیوند داده و درون ساختارهای سلولی مانند واکوئل ها اسیر شوند، بنابراین برای انتقال به ساقه غیر قابل دسترس می شوند. لذا مقدار جذب یون در درون ریشه ها زیاد است اما امکان انتقال آن به ساقه محدود است. در این تحقیق نیز میزان تجمع فلز روی در ریشه ها بیشتر از اندام هوایی است (۲۵). میزان غلظت روی در برگ تربچه با افزایش غلظت روی در آب آبیاری افزایش می یابد. به طوری که افزایش چشمگیری در سطح ۵۰ mg/kg روی در آب رخ داده است که معادل ۱۰۵/۳ mg/kg است.

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2025-04-06]



شکل۳- اثر سطوح مختلف روی بر میزان تجمع روی در برگ



شکل۴- اثر سطوح مختلف آرسنیک بر میزان تجمع روی در ریشه

د) میزان تجمع روی در ریشه تحت تیمار آرسنیک

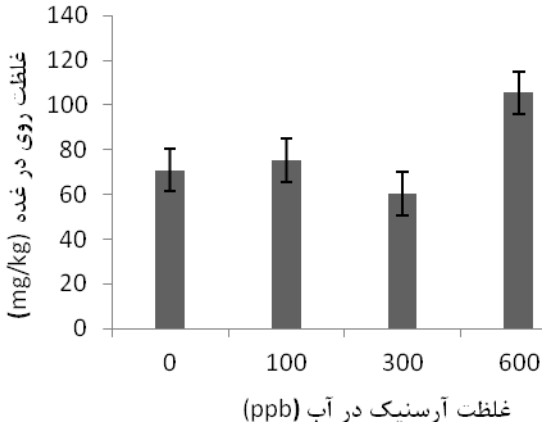
همانطور که در شکل (۴) مشخص است با افزایش غلظت آرسنیک در آب آبیاری، غلظت روی در گیاه نیز افزایش می یابد. در این تحقیق بیشترین تجمع روی در ریشه در تیمار$\mu g/L$ ۶۰۰ آرسنیک رخ داده است و معادل mg/kg ۲۴۷/۷۴ وزن خشک گیاه است. آرسنیک باعث افزایش تحرک فلز روی در خاک و جذب بیشتر آن توسط ریشه شده است.

ه) میزان تجمع روی در غده تحت تیمار آرسنیک

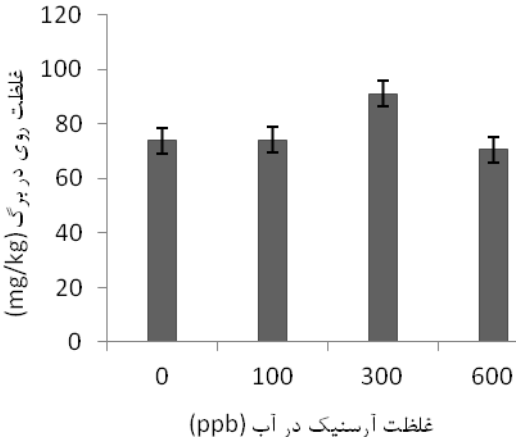
تاثیر آرسنیک در آب آبیاری بر تجمع روی در غده در نمودار (۵) نمایش داده شده است.

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 $\mu g/L$ ۶۰۰ مشاهده شده است و این مقدار معادل mg/kg ۱۰۵/۴۸ بود. غلظت روی در غده با افزایش آرسنیک آب آبیاری تا سطح $\mu g/L$ ۳۰۰ کاهش می یابد. به عبارتی کمترین میزان روی تجمع یافته در غده در سطح $\mu g/L$ ۳۰۰ رخ داده است ولی با افزایش آرسنیک تا سطح $\mu g/L$ ۶۰۰ میزان روی تجمع یافته در تربچه نیز افزایش می یابد. با استفاده از آب‌های آلوده به آرسنیک می‌توان از رقابت بین آرسنیک و روی استفاده کرد. همچنین

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2025-04-06]



شکل۵-اثر سطوح مختلف آرسنیک بر میزان تجمع روی در غده



شکل۶-اثر سطوح مختلف آرسنیک بر میزان تجمع روی در برگ

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

و) میزان تجمع روی در برگ تحت تیمارآرسنیک

غلظت آرسنیک در آب آبیاری بر تجمع روی در برگ تربچه تاثیر معنی داری نداشت. کمترین مقدار روی در برگ تربچه در سطح $\mu g/L$ ۶۰۰ 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.

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) ارایه شده است، که نشان می دهد اثر یک فاکتور (آرسنیک) بر فاکتور انتقال در سطح ۵٪ معنی دار است.

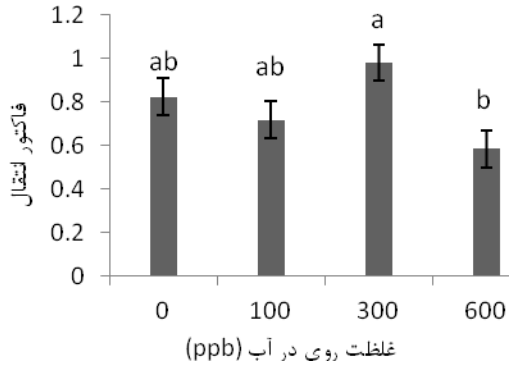
[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2025-04-06]

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

××معنی‌داری در سطح یک درصد می‌باشند، × معنی‌داری در سطح ۵درصد

همانطور که در شکل (۷) مشاهده می گردد اگر تیمار $\mu g/L$ ۳۰۰ 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

نتیجه‌گیری

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 $\mu g/L$ ۳۰۰ جذب روی در غده را محدود می کند و این نشان دهنده رقابت روی و آرسنیک برای جذب شدن توسط گیاه است. البته نتیجه‌گیری 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 اندام‌های 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.

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2025-04-06]

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 Acadmic& 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. Rodrıguez 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. Olyaie 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 it's 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 Khohsorkh area, northeast Iran: Possible risks for the public health. Journal of Applied Sciences. 2006;6:2705-14.
17. Agarval 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-cademium 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 (Baccharissarothroides Gray) growing on mine tailing in Arizona, USA. Environmental Pollution. 2008;153(2):362-68.

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2025-04-06]

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]

[1]Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran
[2]Department of Soil Science, Faculty of Soil, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran
[3]Department of Horticultural, Faculty of Horticultural, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran
[4]Department 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 µg/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 leafs 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 µg/l.

Conclusion: It was found that zinc concentration in radish roots, tubers, and leafs 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

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2025-04-06]