

بررسی رشد هایدروپونیک و جذب CS پایدار از محلول‌ها توسط *Amaranthus chlorostachys* و *Chenopodium album*

رکسانا موگوئی

گروه مهندسی محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران شمال، ایران

تاریخ دریافت: ۹۰/۱۱/۱۱

تاریخ پذیرش: ۹۰/۱۲/۱۵

چکیده

سازگاری اکولوژیکی علف‌های هرز برای رویش در محیط‌های آلوده به فلزات سنگین و عناصر رادیواکتیو، همچنین قدرت این گیاهان در پالایش آب، خاک، آب‌های زیرزمینی و لجن می‌تواند مبنای استقرار سیستم گیاه پالائی آب با علف‌های هرز محسوب شود. لذا در این مقاله رشد هایدروپونیک دو گونه علف هرز *Amaranthus chlorostachys* و *Chenopodium album* به منظور پالایش پساب مورد مقایسه قرار گرفته و کارائی پالایش سزیم سنجیده شده است. در این راستا سیستم هایدروپونیک با استفاده از محلول هوگلند در دو بستر مایع و جامد مستقر گردید. pH، غلظت دقیق عناصر ماکرو و میکرو و نحوه استقرار بذر و گیاهچه‌ها در محلول به عنوان عوامل محدود کننده رشد گیاه، اثرات متفاوتی بر رشد یا عدم ادامه رشد گیاه داشت به نحوی که *Chenopodium album* در سیستم هایدروپونیک با بستر جامد و *Amaranthus chlorostachys* در صورت استقرار مناسب در سیستم هایدروپونیک بستر مایع، تا سطح مورد نظر رویش یافتند. سپس این دو گیاه به مدت ۱۴ روز در معرض پالایش پساب ۰/۵ میلی گرم بر لیتر سزیم کلراید قرار گرفتند. کارائی پالایش آب آلوده به سزیم توسط این دو گیاه به ترتیب *Chenopodium album* ۷/۵۷ ± ۵۲/۹۹ و *Amaranthus chlorostachys* ۳/۹۲ ± ۴۱/۶۸ درصد بود. این دو گونه همچنین قادر به تجمع سزیم در بخش‌های هوائی گیاه بودند و می‌توانند گزینه‌های مناسبی برای فرایند گیاه پالائی باشند.

واژگان کلیدی

سزیم، *Chenopodium album*، *Amaranthus chlorostachys* هایدروپونیک، گیاه پالائی

مقدمه

سیستم‌های پالایشی که در پالایش آب از گیاهان استفاده می‌نمایند، نیازمند استفاده از گیاهان آبی یا استقرار سیستم کشت هایدروپونیک هستند. در سیستم کشت هایدروپونیک برای جداسازی آلودگی از محلول‌ها و پساب‌ها باید به استقرار فیزیکی گیاهان درون محیط‌های مایع توجه نمود. از سوی دیگر گیاهان مختلف از جمله علف‌های هرز در بسیاری از موارد توان پالایش بالا و سازگاری با محیط‌های آلوده را داشته و استفاده از آن‌ها با هدف پالایش زیستی اهمیت دارد. استفاده از گیاهان برای پالایش آلودگی‌های مختلف از آب‌های سطحی و زیرزمینی، پساب، خاک، لجن و رسوبات، اساس روش گیاه پالائی به شمار می‌رود و بسیار سازگار با محیط زیست و اقتصادی به شمار می‌رود (Pivetz, 2001). گیاه پالائی دربرگیرنده روش‌های متفاوتی است که مثلا منجر به تخریب آلاینده‌ها، حذف یا محدود نمودن حرکت آن‌ها در محیط می‌شود.

کرومولینا اودوراتا (*Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson)، نوعی درختچه چند ساله است که شاخ و برگ به هم فشرده‌ای داشته، خودرو بوده و نوعی علف هرز با توان رویش در گستره وسیع جغرافیایی محسوب می‌شود. قدرت رویش بالا دارد و بذره‌های آن به وسیله باد قابل پراکنش است، بنابراین گیاه می‌تواند به راحتی در مناطق وسیع جغرافیایی رویش یابد. از این گیاه در گیاه پالائی فلزاتی از قبیل کادمیوم، سرب و روی استفاده شده است. در تحقیقاتی که توسط Singh و همکاران 2009 انجام شد. برای سنجش توان پالایش سزیم، گیاه را که به صورت هایدروپونیک رشد یافته، تحت شرایط کنترل شده درون محلول‌های سزیم با اکتیویته پائین قرار داده و رفتار گیاه در معرض پسماندهای با اکتیویته پائین مورد بررسی قرار گرفت. همچنین الگوی توزیع سزیم در قسمت‌های مختلف گیاه تعیین گردید. در تحقیقات دیگری از چهارگونه *Phyllanthus amarus* و *Hyptis spicigera* و *Sida rhombifolia* و *Mariscus alternifolius* برای گیاه پالایی آلودگی‌های نفتی استفاده گردیده است (Magdalene Ogbo et al., 2009). گونه *Calotropis gigantea* به صورت درختچه و با بیوماس بالا، به عنوان علف هرز رویش می‌نماید. این گیاه خواص دارویی دارد و قادر به تجمع فلزات است (Rao & Dubey, 1990; Samantaray et al., 2001; Chitme et al., 2004). در پایان ۱۶۸ ساعت قادر بوده تا ۹۷ درصد ^{90}Sr را از محیط جدا نماید (Eapen et al., 2006). اگر به محلول مورد پالایش ^{137}Cs افزوده گردد گیاه قادر خواهد بود تا ۹۹ درصد محلول حاوی ^{90}Sr را پالایش نماید. گیاهان *Thlaspi caerulescens* ظرفیت قابل توجهی در تجمع مقادیر بالای سرب و کادمیوم در بخش‌های هوایی دارند (۳۹/۶ گرم بر کیلوگرم وزن خشک روی و ۱۰ گرم بر کیلوگرم وزن خشک کادمیوم) که بسیار قابل توجه است (Lasat, 2002). از نظر مطالعات تجمع زیستی تنوع فراوان درون گونه‌ای و برون گونه‌ای بین گیاهان وجود دارد برای افزایش کارایی گیاه پالائی، غربالگری و انتخاب گیاهان با قدرت تجمع بالا از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. گیاهان آبی، علف‌های دریایی، جلبک‌ها، باکتری‌ها و قارچ‌ها جاذب‌های زیستی مناسبی برای فلزات و رادیونوکلئوتیدها هستند (Dabbagh et al., 2008; Sundaramoorthy et al., 2010). همچنین گیاهان متعلق به خانواده کنوپودیاسه، آمارانتاسه و آستراسه پالاینده‌های خوبی برای محلول‌ها به حساب می‌آیند. گیاهان متعلق به خانواده آستراسه پالاینده‌های مناسبی برای ^{134}Cs هستند (Singh et al., 2008). بر اساس مطالعات انجام شده توسط Saleh 2012 از گیاهان آبی برای پالایش پسماندهای رادیواکتیو ^{137}Cs و ^{60}Co استفاده شده است. در این آزمایش رادیونوکلئوتیدهای ^{137}Cs و ^{60}Co از رواناب‌های حاوی پسماندهای رادیواکتیو جدا و در گیاهان تجمع زیستی یافته اند. در گیاه پالائی توان گیاهان در انتقال فلزات به بخش‌های هوایی به ویژه بخش‌هایی که قابلیت جداسازی دارند، اهمیت دارد. گیاهان محدودی توان انتقال سزیم به بخش‌های هوایی گیاه را دارند. گیاه اودوراتا می‌تواند سزیم را به بخش‌های هوایی گیاه منتقل و بنابراین امکان چیدن بخش‌های هوایی گیاه که به سزیم آلوده است فراهم می‌آید. (Singh et al., 2009). اودوراتا در گستره‌های وسیع جغرافیایی رویش داشته، به صورت علف هرز می‌روید و سریع‌الرشد است (بیش از ۲۰ میلی متر در روز) و برای گیاه خواران سمی است. این ویژگی‌ها امکان استفاده از این گیاه را به عنوان یک گیاه مناسب جذب سزیم فراهم می‌آورد (Singh et al., 2009). تعامل بین سزیم و گیاهان به سه دلیل مهم است. اول، سزیمی که به درون ریشه‌ها جذب و یا در سطوح هوایی گیاهان ذخیره می‌شود، هنگام مصرف توسط گیاه خواران وارد زنجیره غذایی می‌شود که می‌تواند مسیری برای دزهای تشعشعی تلقی شود (Merkl et al., 2004). دوم، گیاه پالائی تکنیکی برای جداسازی ^{137}Cs از خاک تلقی می‌شود (Cook et al., 2007). سوم، ریشه‌های گیاهانی که بر روی ترانسه‌های پسماندها در مکان‌های دفن پسماندهای رادیواکتیو قرار دارد، ممکن است وارد محتوای پسماندها گردیده و رادیوسزیم را از طریق جریان تعرق وارد سطح محیط نمایند. توانایی گیاهان در جذب سزیم نیز، وجه مشترک این تعاملات در گیاهان است. تجمع کننده‌های قوی عموماً گیاهانی تعریف می‌شوند که قادر به تجمع عناصر در بافت خود هستند به نحوی که غلظت عنصر ۱۰۰ برابر غلظت آن در

گیاهانی که تجمع کننده نبوده و در همان خاک رشد می‌کنند (Maestri, 2010) می‌باشد. در قیاس با فاکتورهای انتقال سزیم پایدار در گیاهان نمونه برداری شده از خاک‌های معدنی، در گیاهانی که در شرایط گلخانه‌ای رشد می‌کنند فاکتورهای انتقال رادیوایزوتوپ‌های سزیم بزرگتر است (Cook et al., 2007). بین توزیع ^{137}Cs و Cs پایدار در طبیعت ارتباط قابل توجهی وجود دارد و گیاهان در جذب Cs پایدار و ایزوتوپ رادیواکتیو آن تفاوتی نشان نمی‌دهند (Vinichuk et al., 2010). ایزوتوپ پایدار Cs شاخص حرکت طولانی مدت ایزوتوپ رادیواکتیو آن در طبیعت است. همچنین سزیم پایدار فراوان‌ترین رادیونوکلیوتید حاصل از فعالیت‌های صنایع هسته‌ای در محیط زیست دریایی است (Hamilton et al., 2008) در این تحقیق از Cs پایدار به عنوان شاخص حرکت ایزوتوپ رادیواکتیو آن در طبیعت استفاده شده و هدف از این تحقیق مقایسه کشت‌های دروپونیک دو گونه گیاهی مورد آزمایش و تعیین کارایی آن‌ها در پالایش آب آلوده به سزیم است.

مواد و روش‌ها

Chenopodium album (سلمه تره) گیاهی است علفی، یکساله، دارای ساقه راست و زاویه‌دار با برگ‌های دندانه‌دار و نوک تیز و گل‌هایی به وضع مجتمع در کنار برگ‌ها و دانه‌ای صاف و لغزنده و دارای کناره تیز است. این گیاه به صورت علف هرز در بسیاری از مناطق کشور یافت می‌شود (قهرمان، ۱۳۸۳). *Amaranthus chlorostachys* (تاج خروس وحشی)، علف هرز، گیاه یک ساله، ایستاده، علفی، به ارتفاع ۲۰ تا ۳۰ cm است. ساقه نرم، کوتاه، منشعب و دارای شاخه‌های برگ‌دار است. برگ، لوزی - تخم‌مرغی - سرنیزه‌ای، با انتهای کند، با نوکچه‌ای سیخ مانند یا سرنیزه‌ای، نوکدار، در پائین کنجی، دارای دم‌برگ بلند، بدون کرک، یا در سطح رگبرگ‌ها کرکدار است (قهرمان، ۱۳۸۳). سیستم کشت‌های دروپونیک، سیستم کشت بدون خاک است که در آن برای تامین مواد غذایی مورد نیاز گیاهان از محلول‌های غذایی استفاده می‌شود. مانند کشت آبی، کشت در ماسه، کشت در سنگریزه، کشت هوایی، کشت داخل لوله و... (شوارز، ۱۳۸۱). دو نوع کشت‌های دروپونیک مورد بررسی این تحقیق شامل کشت در بستر مایع و کشت در بستر جامد است و محلول غذایی مورد استفاده هوگلند است.

در این تحقیق محلول هوگلند بر اساس دستورالعمل مندرج در جدول (۱) ساخته شد. از عناصر ماکرو با غلظت‌های مذکور محلول‌های جداگانه تهیه و به ۲۴۰ لیتر آب موجود در مخزن اصلی افزوده شد، ولی عناصر میکرو به صورت یک محلول با حجم ۲۴۰ میلی لیتر تهیه گردید. در سیستم‌های دروپونیک بستر مایع محلول هوگلند را وارد ظروف ده لیتری با جدار تیره رنگ یا ظروفی که که با پارچه یا پلاستیک سیاه پوشانده شده بود (به منظور جلوگیری از تاثیر نور بر عملکرد فیزیولوژیک ریشه) نموده و با پمپ هوا از طریق لوله‌های ۵ میلی متری هوادهی شدند. درپوش این ظروف در حقیقت صفحه پوششی است که بذرها بر روی آن جوانه زنی انجام و سایر مراحل رویش را طی می‌نمایند.

جدول ۱- غلظت عناصر ماکرو و میکرو مورد استفاده در ساخت ۲۴۰ لیتر محلول هوگلند مورد استفاده در تحقیق (پروتکل هوگلند، ۱۹۵۰)*

میلی لیتر مایع سنتزی در ۱۰۰ لیتر محلول (ml)	g/lL	عناصر غذایی ماکرو
۲۴۰	۲۷/۶۰	NH ₄ H ₂ PO ₄
۱۴۴۰	۱۵۴/۰۸	KNO ₃
۹۶۰	۲۲۶/۵۶	Ca(NO ₃) ₂ .4H ₂ O
۴۸۰	۱۱۸/۰۸	MgSO ₄ .7H ₂ O
۳۶۰	۱/۸۰	Fe-EDTA
میلی لیتر مایع سنتزی در ۱۰۰ لیتر محلول (ml)	g/l L	عناصر غذایی میکرو
	۰/۹۰۰	H ₃ BO ₃
	۰/۵۲۰	ZnSO ₄ .7H ₂ O
۲۴۰	۴/۲۰۰	MnSO ₄ .4H ₂ O
	۰/۱۹۰	CuSO ₄ . 5H ₂ O
	۰/۰۴۸	(NH ₄) ₆ MO ₇ .O ₂₄ .4H ₂ O

* پروتکل هوگلند ۱۹۵۰ (انجمن رویان، ۱۳۹۱)

گیاهان رشد یافته در سیستم‌های دروپونیک به فلاسک‌های یک لیتری حاوی محلول سزیم کلراید ۵ میلی گرم در لیتر منتقل گردید. pH محلول ۵/۵ و مدت تیمار دو هفته بود. در هر فلاسک ۳ گیاه و در مجموع ۴ فلاسک شامل ۳ تکرار و یک کنترل مورد استفاده قرار گرفت. حداکثر دمای روزانه ثبت شده در طول دوره پالایش بین ۳۶ تا ۴۲ درجه سانتی گراد و حداقل دمای روزانه ثبت شده بین ۱۹ تا ۲۸ درجه سانتی گراد در طول دوره پالایش، گیاهان در فضای باز و نور طبیعی قرار داشتند (Singh et al., 2009, Moogouei et al., 2011). کارایی پالایش از فرمول زیر قابل محاسبه است:

$$R = \frac{C_1 - C_2}{C_1}$$

که در آن C₁ غلظت اولیه سزیم در محلول، C₂ غلظت ثانویه سزیم و R کارایی پالایش است. این عملیات در طرح بلوک‌های کاملاً تصادفی انجام و برای محاسبات مربوط به میانگین و انحراف معیار از بسته نرم افزاری SAS استفاده شده است (Moogouei et al., 2011).

نتایج

پس از تحویل بذر *Chenopodium album* از سازمان دفع آفات و بیماری‌های گیاهی وزارت جهاد کشاورزی (شکل ۱)، تست جوانه زنی در دو هفته آخر اسفند ۱۳۸۷ انجام شد. جوانه زنی بذرها در پتری انجام شد، اما هنگام انتقال به خاک رشد گیاه متوقف گردید. هنگام تکرار آزمایش، جوانه زنی در شن انجام شد. رشد تا ۲ سانتی متر در گیاهان مشاهده شد اما گیاهچه‌ها بر اثر شوک ناشی از فلش هنگام تصویربرداری از بین رفتند. در پایان فروردین، مجدداً بذر به مدت ۴۸ ساعت درون پارچه در ظرف حاوی آب در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد قرار گرفت و سپس بذرها زنی شده به مدت ۲۵ روز در شن با آب آبیاری شد و سپس به سیستم‌های دروپونیک منتقل گردید.



شکل ۱- بذر گیاه *Chenopodium album*

عملیات رویش این گیاهان در محلول ناموفق بود و منجر به از بین رفتن گیاهچه‌ها پس از گذشت دو هفته گردید. کشت‌های دروپونیک این گونه در بستر جامد به راحتی انجام و از سرعت رشد بالایی برخوردار بود (شکل ۲).



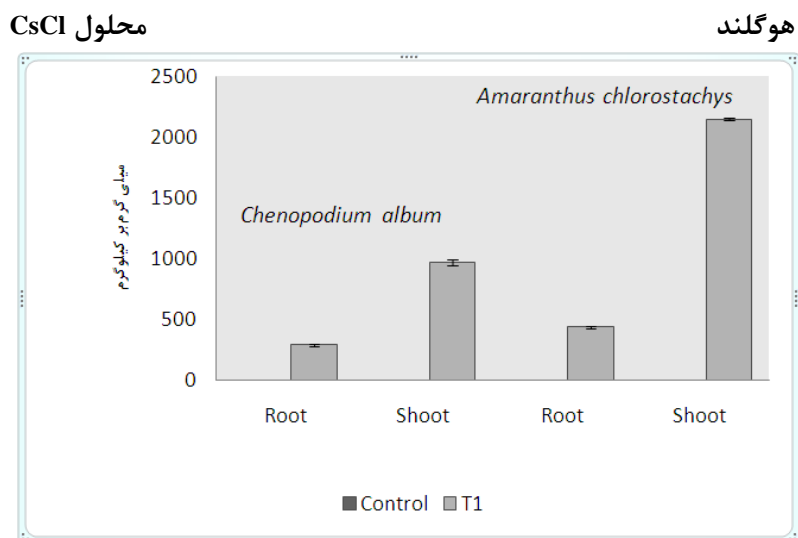
شکل ۲- بذر *Amaranthus chlorostachys* شکل ۳- کشت‌های دروپونیک *Chenopodium album*

در بستر جامد

بذرهای *Amaranthus chlorostachys* پس از قرارگیری به مدت ۴۸ ساعت در پتری، جوانه زدند. پس از انتقال به شن به مدت ۸ روز با ساقه بسیار باریک، رشد یافته ولی ادامه رشد آن‌ها بدین روش ادامه نیافت و گیاهان در سیستم‌های دروپونیک بستر جامد تا زمان مورد نیاز قادر به رشد نبودند. در این دوره رشد حداکثرهای ثبت شده دما از ۳۱ تا ۳۸ درجه سانتی‌گراد و حداقل‌های ثبت شده آن از ۲۱ تا ۲۳ درجه سانتی‌گراد متغیر بوده است. برای آزمون سیستم‌های دروپونیک بستر مایع یک گیاهچه در هر سوراخ تعبیه شده در صفحات پوششی نهاده شد. در این شرایط رشد گیاه از سرعت پائینی برخوردار بود و وضعیت مطلوبی مشاهده نشد. گیاهان بعد از یک هفته به این سیستم منتقل شدند و نحوه جابجایی و استقرار گیاه مناسب نبوده و گیاه نتوانست با محیط تطابق اکولوژیکی برقرار کند. میزان جذب سزیم در ریشه و بخش‌های هوایی گیاه در شکل (۶) نمایش داده شده است.



شکل ۴- رویش *Amaranthus chlorostachys* در محلول شکل ۵- جذب سزیم توسط *Chenopodium album* در



شکل ۶- مقایسه تجمع سزیم در ریشه و بخش‌های هوایی. غلظت اولیه سزیم ۳/۹۵ میلی گرم بر لیتر و داده‌ها میانگین سه تکرار \pm انحراف معیار، مقادیر مربوط به نمونه شاهد صفر است.



شکل ۷- کشت *Amaranthus chlorostachys* در بستر مایع (درون ظرف)

با توجه به غلظت اولیه و غلظت نهائی سزیم در محلول، *Chenopodium alum* قادر به پالایش $52/99 \pm 7/57$ درصد و *Amaranthus chlorostachys* $3/92 \pm 41/68$ درصد، سزیم از محلول بود.

بحث و نتیجه گیری

انواع مختلف آلودگی‌های آلی و معدنی را می‌توان با روش گیاه پالائی از محیط‌های مختلف جداسازی و کنترل نمود (Dhankher *et al.*, 2011) گیاه پالائی در بر گیرنده مراحل مختلفی از جمله استخراج توسط گیاهان، تخریب توسط گیاهان، فیلتراسیون توسط گیاهان، پایدارسازی توسط گیاهان و تبخیر توسط گیاهان است. در مطالعاتی که توسط Saleh (2012) انجام شده است، عوامل کنترل کننده، غلظت رادیواکتیو، میزان pH، مقدار بیوماس گیاهان و نور خورشید تشخیص داده شده است. نرخ جذب با غلظت اولیه نسبت معکوس و با افزایش مقدار گیاهان و افزایش نور خورشید نسبت مستقیم دارد. pH معادل $4/9$ برای عملیات پالایش مناسب است (Saleh, 2012). در این مطالعه مقدار pH و غلظت Cs از عوامل تعیین کننده کارائی پالایش هستند. pH در سطح بالاتری نسبت به آنچه (2012 Saleh,) انجام داد قرار داشت، یعنی $5/5$ تا $5/8$ هنگام عملیات رشد گیاهان و $5/5$ هنگام عملیات پالایش. با افزایش pH میزان جذب عناصر غذایی و سزیم کاهش یافت. بر خلاف آنچه در تحقیقات (Saleh, 2012) مشاهده شد، در این دو گیاه افزایش غلظت سزیم در محلول نیز باعث افزایش جذب و تجمع زیستی آن شده است. با توجه به نتایج به دست آمده از این تحقیق هر دو گونه مورد مطالعه نسبت به آلودگی آب به سزیم مقاوم هستند. نکته با اهمیت در گیاه پالائی این است که گیاهان در محیط‌های آلوده قادر به ادامه حیات باشند (Banks *et al.*, 2003; Magdalene, 2009). نکته مهم دیگر این که در هنگام کاربری گیاهان در پالایش پساب، کارائی مناسبی داشته باشند که مستلزم غربالگری مناسب گیاهان است (Pivetz, 2001; Singh *et al.*, 2008; Borghei *et al.*, 2011) اگر غلظت آلاینده در محیط کمتر از حد مسمومست گیاهی باشد، گیاه پالائی ابزار مناسبی برای پالایش و مدیریت محیط زیست خواهد بود (Banks *et al.*, 2003). همچنین اگر گیاه پالائی از پساب یا سایر محیط‌های آبی انجام شود، گونه‌های گیاهی باید سازگار با رشد در آب باشند. برخی از علف‌های هرز به دلیل سیستم ریشه‌ای ویژه برای استفاده در تکنیک گیاه پالایی انتخاب شده اند. در هنگام عملیات کشت *Chenopodium album*، عدم امکان استقرار مناسب گیاه از عوامل عدم رشد آن در این سیستم به شمار می‌رود. در حالی که این گیاهان در شن به راحتی مستقر می‌گردند و مراحل رشد را سپری می‌نمایند. سیستم بستر مایع با وجود این که مواد غذایی موجود در هوگلند را به راحتی در اختیار علف هرز قرار می‌دهد، اما گیاه قادر به سازگاری اکولوژیکی با این شرایط نیست و بنابراین در زمان ۴۰ روز پس از کشت از بین می‌رود در حالی که در سیستم بستر جامد گیاه با سرعت و تراکم زیاد

رشد می‌کند. لازم به ذکر است که سیستم بستر جامد سیستمی تعریف می‌شود که در آن گیاهچه‌ها در شن مستقر اما از محلول هوگلند تغذیه می‌کنند. به دلیل نوسان درجه حرارت دمای آب تغییر و pH آن نیز تغییر می‌کند (کرباسی و همکاران، ۱۳۸۶) که هر ۲۴ ساعت یکبار pH آن کنترل و در سطح ۵/۵ تا ۵/۸ تنظیم گردید. در این تحقیق محلول همواره مواجه با افزایش pH تا سطوح بین ۶/۵ تا ۷ بوده است که با استفاده از HNO_3 تقلیل می‌یافت. در مورد گیاه تاج خروس وحشی *Amaranthus chlorostachys* با نتایجی که از آزمایش‌ها به دست آمد، تعویض بخش‌هایی از سیستم لازم بوده است. بنابراین صفحات پوششی سیستم تعویض و پوشش زیرین نگهداری کننده بذرها تعویض می‌گردند. در برخی از موارد استفاده از الیاف پنبه نیز به جای گیری و رویش بذرها در سیستم کمک می‌کند که در این تحقیق پوشش زیرین نگهداری کننده بذرها به طور کلی تعویض و تبدیل به پوشش پارچه‌ای شد. این پوشش پارچه‌ای قادر به نگهداری بذرها بر روی آب است. چندین بذر در هر سوراخ قرار داده شده، مراحل جوانه زنی و رویش را با سرعت و کیفیت مناسب سپری می‌کنند.

گیاهان در مدت ۱۴ روز قادر به پالایش حدود نیمی از آلاینده‌ها از محیط بوده اند و انتقال سزیم از ریشه‌ها به برگ‌ها نشان می‌دهد گیاه توان انتقال فلز را داشته و امکان چیدن بخش‌های هوایی گیاه و جداسازی سزیم از محیط وجود دارد. گیاه *Chenopodium album* قادر به انتقال فلزات سنگین به بخش‌های هوایی را نداشته و آن‌ها را در ریشه‌ها ذخیره می‌نماید (Del Rio-Celestino et al., 2006). اما به راحتی سزیم را به بخش‌های هوایی منتقل می‌کند. بنابراین این گیاهان گزینه مناسبی برای پالایش سزیم از محلول به شمار می‌روند. برای انجام تحقیقات بعدی پیشنهاد می‌شود از گیاهان مورد استفاده در گیاه پالائی برای تولید بیوگاز و سوخت زیستی استفاده شود که هر دو روش گزینه‌های مناسبی برای دفع گیاهان پالاینده آلودگی‌ها هستند (Azizur Rahman & Hasegawa, 2011)

تقدیر و تشکر

این تحقیق در مرکز MCPR با حمایت‌های بی دریغ دکتر سید مهدی برقعی استاد محترم دانشگاه صنعتی شریف انجام گرفته است.

منابع

- انجمن رویان، ۱۳۹۱. محلول‌های دیروپونیک در سبزی‌ها، مجله اینترنتی رویان. قابل دسترس در: www.royan.cjb.com
- قهرمان، ا. ۱۳۸۳. فلور رنگی ایران. انتشارات موسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع. تهران، ایران.
- کرباسی، ع.، منوری، س. م. و موگوئی، ر. ۱۳۸۷. مدیریت زیست محیطی استخرهای پرورش ماهی در منطقه سراب گردو. فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط زیست، ۱۰(۱): ۱۵۹-۱۶۹.
- شوارز، م. ۱۳۸۱. مدیریت کشت بدون خاک. ترجمه: هاشمی مجد، ک.، شفیعی، س. ح. و شریعتمداری، ح. انتشارات باغ اندیشه. اردبیل، ایران.
- Azizur Rahman, M. & Hasegawa, H. 2011. Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*. 83(5): 633-646.
- Banks, M.K., Schwab, P., Liu, B., Kulakov, P.A., Smith, J.S. & Kim, R. 2003. The effects of plants on the degradation and toxicity of petroleum contaminants in soil: A field assessment. *Adv. Biochem. Eng. Biotechnol.*, 78: 75-96.
- Borghai, M., Arjmandi, R. & Moogouei, R. 2011. Potential of *Calendula alata* for phytoremediation of stable cesium and lead from solutions. *Environ Monit Assess.*, 181:63-68.
- Chitme, H.R., Chandra, R. & Kaushik, S. 2004. Studies on anti-diarrhoeal activity of *Calotropis gigantea* R. BR. in experimental animals. *J. Pharm. Pharmaceut. Sci.*, 7: 70-75.
- Cook, L. L., Inouye, R. S., McGonigle, T. P., & White, G. J. 2007. The distribution of stable cesium in soils and plants of the eastern Snake River Plain in southern Idaho. *Journal of Arid Environment*, 6: 40-64.
- Dabbagh, R., Ebrahimi, M., Aflaki, F., Ghafourian, M., & Sahafipour, M. H. 2008. Biosorption of stable cesium by chemically modified biomass of *Sargassum glaucescens* and *Cystoseira indica* in a continuous flow system. *Journal of Hazardous Materials*, 159: 354-357.
- Del Rio-Celestino, M., Font, R., Moreno-Rojas, R. & De Haro-Bailon, A. 2006. Uptake of lead and zinc by wild plants growing on contaminated soils. *Industrial Crops and Products*, 24: 230-237.
- Dhankher, O., Pilon-Smits, E., Meagher, R. B., and Doty, S. L. 2011. Chapter 20: Biotechnological approaches for phytoremediation. *In Plant Biotechnology and Agriculture: Prospects for the 21st Century*. A. Altman and P. M. Hasegawa, Eds. Elsevier.
- Eapen, S., Singh, S. Thorat, V., Kaushik, C.P., Kanwar, R. & D'Souza, S.F. 2006. Phytoremediation of radiostrontium (^{90}Sr) and radiocesium (^{137}Cs), using giant milky weed (*Calotropis gigantea* R.Br.) plants. *Chemosphere*, 65:2071-2073.
- Hamilton, T., Seagars, D., Jokela, T., & Layton, D. 2008. ^{137}Cs and ^{210}Po in *Pacific walrus* and bearded seal from St. Lawrence Island, Alaska. *Marine pollution Bulletin*, 56: 1158-1167.
- Lasat, M.M. 2002. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. *J. Environ. Qual.*, 31: 109-120.
- Maestri, E., Marmiroli, M., Visioli, G., & Marmiroli, N. 2010. Metal tolerance and hyperaccumulation: Costs and trade-offs between traits and environment. *Environmental and Experimental Botany*, 68: 1-13.
- Magdalene Ogbo, E., Ufuoma, A. & Gloria, O. 2009. Screening of four common Nigerian weeds for use in phytoremediation of soil contaminated with spent lubricating oil. *African Journal of Plant Science*, 3 (5):102-106.

- Merkl, N., Schultze-Kraft R. & Infante, C. 2004. Phytoremediation in the Tropics- The Effect of Crude Oil on the Growth of Tropical Plants. *Bioremediation J.*, 8:177-184.
- Moogouei, R., Borghei, M. & Arjmandi, R., 2011. Phytoremediation of stable Cs from solutions by *Calendula alata*, *Amaranthus chlorostachys* and *Chenopodium album*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74:2036-2039.
- Sundaramoorthy, P., Alagappan, C., Kaliyaperumal, S. G. Pachikaran, U. & Logalakshmanan, B. 2010. Chromium stress in paddy: (i) Nutrient status of paddy under chromium stress; (ii) Phytoremediation of chromium by aquatic and terrestrial weeds. *Comptes Rendus Biologies*, 333(8): 597-607.
- Pivetz, B. 2001. Ground water issue, phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. EPA, 540/S-01/500.
- Rao, M.V.& Dubey, P.S.1990. Biochemical aspects (antioxidants) for development of tolerance in plants growing at different low levels of ambient air pollutants. *Environ. Pollut.*, 64: 55-66.
- Saleh, H.M., 2012. Water hyacinth for phytoremediation of radioactive waste simulate contaminated with cesium and cobalt radionuclides. *Nuclear Engineering and Design*, 242: 425-432.
- Samantaray, S., Rout, G.R. and Das, P. 2001. Heavy metal and nutrient concentration in soil and plants growing on metalliferous chromite minespill. *Environ. Technol.*, 22: 1147-1154.
- Singh, S., Eapen, S., Thorat, V., Kaushik, C.P., Raj, K., D'Souza, S.F. 2008. Phytoremediation of ¹³⁷cesium and ⁹⁰strontium from solutions and low-level nuclear waste by *Vetiveria zizanoides*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69: 306-311.
- Singh, S., Thorat, V., Kaushik, C.P., Raj, K., Eapen, S., D' Souza, S.F. 2009. Potential of *Chromolaena odorata* for phytoremediation of ¹³⁷Cs from solutions and low level nuclear waste. *J. Hazard. Mater.*, 162:743-745.
- Vinichuk, M., Johanson, K.J., Rydin, H.& Rose' n, K., 2010. The distribution of ¹³⁷Cs, K, Rb and Cs in plants in a Sphagnum-dominated peatland in eastern central Sweden. *J. Environ. Radioact.*, 101 (2): 170-176.