

بررسی توانایی گیاه حرا (*Avicennia marina*) در کاهش فلزات سنگین (سرب، جیوه، وانادیوم و کبالت) موجود در آب منطقه عسلویه

سمیه محمدی^{۱*}، زهرا شعبانی^۲، بلقیس خرم^۲، افشین دانه کار^۳، مهدی تنها زیارتی^۴

۱ استادیار گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، کرج، ایران

۲ کارشناسی ارشد محیط‌زیست-آلودگی، دانشکده محیط‌زیست، کرج، ایران

۳ استاد دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، کرج، ایران

۴ دکتری تخصصی مهندسی محیط‌زیست، بوشهر، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۰/۲۲؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۹/۰۴/۰۹)

چکیده

وجود فلزات سنگین در بوم سامانه‌های آبی سال‌هاست که مشکلات محیط‌زیستی زیادی را به وجود آورده است. این عناصر در نتیجه عوامل طبیعی، فعالیت‌های صنعتی و فاضلاب‌های شهری وارد محیط می‌شوند و از طریق زنجیره غذایی در بدن آبزیان تجمع می‌یابند. گیاه حرا به واسطه توانایی خود در تجمع فلزات در اندام‌های خود نقش مهمی در زنجیره غذایی دارد. در این مطالعه توانایی گیاه حرا در جذب فلزات سنگین (وانادیوم، کبالت، سرب و جیوه) آلوده‌کننده منطقه عسلویه مورد بررسی قرار گرفت. این گیاهان از نهالستانی واقع در دیر تهیه شدند و بعد از قرار گرفتن در پابلوت با غلظت‌های ۴۰، ۵۰ میلی گرم در لیتر و ۳۲۰۰، ۳۵۰ میکرو گرم در لیتر در pH برابر ۷/۸ از عناصر مذکور، به مدت چهارده روز مورد ارزیابی قرار گرفتند. نمونه‌های حاصل از اندام‌های گیاه در اسید غلیظ هضم شدند و غلظت فلزات در آن‌ها با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. با توجه به نتایج تجربی در پالایش یون وانادیوم، جیوه و سرب با افزایش زمان، افزایش جذب توسط گیاه و درمورد کبالت با افزایش زمان کاهش جذب توسط گیاه همراه بود. در نهایت طبق نتایج تجربی بیشترین جذب توسط این گیاه، به ترتیب، مربوط به یون وانادیوم، جیوه، سرب و کبالت در pH برابر ۷/۸ صورت گرفت.

کلید واژه‌ها: فلزات سنگین، تجمع فلز، گیاه پالایی، حرا، منطقه عسلویه

سرآغاز

در دهه‌های اخیر، آلودگی آب‌های دریایی با طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های محیط‌زیستی به یکی از اساسی‌ترین مشکلات جهان تبدیل شده است. اکوسیستم‌های آبی به طور گسترده‌ای در معرض آلودگی‌های فلزات سنگینی مانند سرب، جیوه، وانادیوم و کبالت ناشی از فعالیت‌های صنعتی و انسانی قرار دارند (Kamaruzzaman et al., 2011). فلزات سنگین اجزای طبیعی پوسته زمین هستند اگر چه برخی از آنان عناصر کمیاب ضروری برای موجودات زنده می‌باشند، ولی در غلظت‌های بالاتر می‌توانند منجر به مسمومیت شدید شوند (Hashim et al., 2011). فلزات سنگین به دلیل عدم تجزیه‌پذیری و پایداری به طور مداوم در رسوبات تثبیت شده و در نتیجه سبب آلودگی آب می‌شوند. حضور این فلزات در آب تاثیر عمیقی بر روی ریز جانوران آب که منبع غذایی اصلی برای سایر جانوران هستند می‌گذارد علاوه بر این سبب تجمع و بزرگ‌نمایی این فلزات در بدن موجودات و در نهایت مسمومیت آنها شده، همچنین بی‌ثبات شدن اکوسیستم آبی را نیز در پی دارد. در نتیجه این فلزات سمی در مواد غذایی آبزیان تهدیدی برای سلامت عمومی است و تاثیر بلندمدت آن بر کل اکوسیستم را نمی‌توان نادیده گرفت (Nazir et al., 2015). جذب اندک فلزاتی مانند جیوه، سرب، کبالت، کادمیوم، وانادیوم و ... در بدن جانداران سبب بروز عوارض سویشمار می‌شود (Ghasemi, 2008). افزایش منطقه‌ای این فلزات به واسطه فعالیت‌های صنعتی انسان مانند افزایش پساب‌های حاصل از استخراج معادن، ضایعات صنعتی کارخانجات مختلفی مانند صنایع آبکاری و صنایع پتروشیمی است. در صنایع پتروشیمی مواد خام هیدروکربنی طی فرایندهای شیمیایی در مجاورت کاتالیست تبدیل به محصولات شیمیایی می‌شوند پساب حاصل از این صنایع حاوی مقادیر به نسبت زیادی از فلزات سمی است اگر تخلیه چنین پساب‌هایی بدون تصفیه صورت گیرد سبب صدمات جبران‌ناپذیری به محیط‌زیست می‌شود (Malmasi et al., 2010).

گاهی تصفیه پساب‌های صنعتی نیازمند استفاده از روش‌ها و فناوری‌های پیچیده ایست که هزینه گزافی را به سیستم تحمیل می‌سازد. نگرانی‌های اخیر با توجه به آلودگی‌های محیط‌زیست سبب توسعه فناوری‌های مناسب برای ارزیابی حضور و تحرک فلزات سنگین در خاک، آب و فاضلاب شده است. از این‌رو گسترش فناوری‌های سازگار با محیط‌زیست و کم هزینه برای پالایش

مکان‌های آلوده به فلزات سنگین می‌باید مورد توجه قرار گیرد. استفاده از روش‌های گیاه‌پالایی می‌تواند تا حدودی با پالایش آلودگی‌ها، سیستم تصفیه را ساده‌تر ساخته و تسهیل سازد. در سال‌های اخیر گیاه‌پالایی به عنوان یک روش مطلوب برای پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین مورد بررسی قرار گرفته است. این فناوری استفاده از گیاهان برای پالایش آلودگی از محیط‌زیست است که روشی موثر، ارزان قیمت و دوست‌دار محیط‌زیست با قابلیت‌های قابل قبول برای استخراج، تثبیت، محبوس کردن و یا سمیت‌زدایی آلاینده‌های آلی و غیرآلی است (Tangahu et al., 2011). استفاده از گیاهان بومی منطقه این مزیت را نیز به دنبال دارد که فیزیولوژی گیاه در نتیجه جابه‌جایی به هم نمی‌ریزد.

آب‌های خلیج فارس در عسلویه یکی از با ارزش‌ترین زیست‌بوم‌های آبی جهان است اما این اکوسیستم در سال‌های اخیر تبدیل به یکی از آسیب‌پذیرترین و شکننده‌ترین مناطق خلیج فارس نسبت به استرس‌های محیطی به دلیل توسعه مجتمع‌های متعدد نفت، گاز و پتروشیمی و ورود آلاینده‌های مختلفی از جمله فلزات سنگین (سرب، جیوه، کبالت و وانادیوم) به این بوم سامانه شده است (Cheraghi et al., 2013, Davari et al., 2011). کرنا یا مانگرو جامعه گیاهی شامل درختان و بوته‌هایی است که در زیستگاه‌های آبرفتی و آب شور ساحلی مناطق گرمسیری و زیرگرمسیری (عرض جغرافیایی زیر ۲۵ درجه) می‌رویند. دو گونه مشهور حرا (*Avicennia marina*) و چنل (*Rhizophora mucronata*) در این نوع جنگل‌ها وجود دارد که هر دو گونه آن در ایران یافت می‌شود و در نواحی ساحل خلیج فارس و دریای عمان به شکل نوار باریکی به‌طور پراکنده دیده می‌شود (Zendedel et al., 1998). گیاه حرا از معدود گیاهانی است که توانایی رشد و نمو در اکوسیستم‌های جذر و مدی را دارد. این گیاه سازگاری‌های ویژه‌ای جهت مقابله با شرایط سخت این اکوسیستم‌ها از جمله شوری بالا و جذر و مدهای مکرر را دارد (Cheraghi et al., 2013).

مطالعات گسترده‌ای بر روی تعیین غلظت و توزیع فلزات سنگین از جمله سرب، جیوه، کبالت و وانادیوم توسط گیاه حرا صورت گرفته است. برخی مطالعات شامل مطالعه مرمی و مچیوا به منظور تعیین غلظت برخی فلزات سنگین همچون وانادیوم، سرب و کبالت و بررسی منشا انتشار آن‌ها در نمونه‌های رسوب، ریشه و برگ

کبالت و وانادیوم) منطقه از طریق سنجش فلزات سنگین در آب و بافت‌های درخت حرا پرداخته شده است.

مواد و روش‌ها

- منطقه‌ی مورد مطالعه

عسلویه در شرق استان بوشهر در ۳۰۰ کیلومتری شهر بوشهر و در ۱۰۰ کیلومتری منطقه گاز پارس جنوبی واقع شده است. این بندر در محدوده عرض شمالی $28^{\circ}28'25''$ تا $28^{\circ}36'50''$ قرار دارد (شکل ۱). این شهر حدود ۱۷ متر بالاتر از سطح دریا و یک شهر ساحلی با جمعیتی حدود ۷۸۸۴ است.

- مواد و تجهیزات مورد استفاده

دستگاه جذب اتمی مدل Varian SpectrAA 220G حاوی کوره گرافیتی جهت اندازه‌گیری غلظت فلزات مورد استفاده قرار گرفت. مواد آمونیوم منو و انادات، سرب استات، کلراید کبالت و کلرید جیوه جهت تهیه محلول‌های نمکی ساخته شرکت مرک، اسید سولفوریک غلیظ و هیدروژن پراکساید ۳۳٪ برای هضم مورد استفاده قرار گرفتند.

- تهیه نمونه‌های گیاه حرا و ساخت پیلوت آزمایشگاهی

به منظور اجرای پژوهش، نهال‌های شش ماهه و یکدست حاصل بذر پایه مادری یکسان، هدف‌گذاری شدند. سپس مانگرو گونه اوسینا ماریانا (*Avicennia marina*) با متوسط ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر، قطر ساقه چهار میلی‌متر، تعداد ۱۵ برگ و وزن ۸ گرم از نهالستانی واقع در شهرستان دیر انتخاب و تهیه شد. آب مورد استفاده برای انجام این تحقیق از خلیج نابیند واقع در ۳۵ کیلومتری مرکز عسلویه با مختصات جغرافیایی $27^{\circ}27'$ عرض شمالی و $52^{\circ}40'$ طول شرقی با مساحت ۴۹۸۱۵ هکتار، در فاصله ۲ کیلومتری از ساحل تهیه و پس از صاف کردن برای محلول‌سازی به آزمایشگاه فاز ۱۵ و ۱۶ (پالایشگاه ششم) مجتمع گاز پارس جنوبی منتقل شد.

محلول‌های وانادیوم (V)، کبالت (Co)، سرب (pb) و جیوه (Hg) با غلظت‌های به ترتیب ۴۰، ۵۰ میلی گرم در لیتر (ppm)، ۳۲۰۰ و ۳۵۰ میکرو گرم در لیتر (ppb) تهیه شدند. انتخاب این غلظت‌ها بر اساس اطلاعات موجود در آزمایشگاه فاز ۱۵-۱۶ مجتمع گاز پارس جنوبی و مطالعه‌های منتشر شده توسط دلشاد و همکاران

اکوسیستم‌های مانگرو در منطقه دارالسلام تانزانیا صورت گرفته است (Mremi et al., 2002). همچنین دیودای و همکاران پژوهشی برای تعیین غلظت فلزات سنگین سرب، جیوه و کادمیوم در رسوبات و بافت‌های گیاه حرا در ساحل (Gujarat) هند انجام دادند (Dudani et al. 2017).

همچنین به مطالعه هی و همکاران بر روی ۵ گونه حرا در جنگل‌های مانگرو فوتیان (Futian) چین نیز می‌توان اشاره نمود. دفیو و همکاران به منظور تعیین غلظت فلزات سرب، مس و روی در رسوبات و بافت‌های گیاه مانگرو در خلیج پونتا مالا (Punta Mala) در شهر پانمای آمریکای مرکزی مطالعه نمودند (Defew et al., 2005). مک فارلین و همکاران در سال‌های (۲۰۰۲) و (۲۰۰۷)، مک فارلین و برآشاد و زو و همکاران، تحقیقات گسترده‌ای در زمینه نقش گیاهان حرا در پاک‌سازی رسوبات ساحلی انجام داده و نتایج حاصل از مطالعه‌های آن‌ها نشان داد که این گیاهان نقش موثری در کاهش آلاینده‌های فلزی (سرب، روی و مس) منطقه از طریق تجمع این عناصر در بافت‌هایشان و بی‌تحرك کردن آن‌ها در محیط دارند (MacFarlane et al., 2002; MacFarlane et al., 2007; MacFarlane & Burchet, 2002; Zhou et al., 2010). در داخل کشور نیز در زمینه توانایی گیاه در پالایش منطقه مطالعاتی صورت گرفته است. از جمله می‌توان به مطالعه چراغی و همکاران بر روی اندازه‌گیری برخی فلزات از جمله سرب، کادمیوم و غیره در نمونه‌های رسوب، ریشه و برگ درختان حرا در منطقه بندر امام‌خمینی اشاره نمود (Cheraghi et al., 2014) و همچنین مطالعه‌های داوری و همکاران بر روی شناسایی آلودگی برخی از فلزات سنگین همچون وانادیوم، نیکل، کادمیوم و غیره در رسوب، ریشه و برگ درختان حرا در استان بوشهر (Davari et al., 2012) و کشاورز و همکاران بر روی اندازه‌گیری سه عنصر وانادیوم، سرب و کادمیوم در رسوبات، ریشه و برگ گیاه حرا در سواحل سیرک دریای عمان (Keshavarz et al., 2012) قابل اشاره است. با توجه به اهمیت ویژه اکوسیستم‌های آبی خلیج فارس در منطقه عسلویه به نظر می‌رسد درختان مانگرو نقش مهمی در کنترل آلودگی منطقه و بهبود شرایط محیط‌زیستی آن ایفا می‌نمایند، ولی با توجه به این که داده‌های علمی که مستقل از تاثیر عوامل محیطی باشند در مقیاس آزمایشگاهی وجود ندارد. بنابراین، در این مطالعه با فراهم کردن شرایط آزمایشگاهی و آلودگی‌های کنترل شده به بررسی قابلیت‌های گیاه حرا در جذب آلاینده‌های فلزی (سرب، جیوه،



شکل (۱) موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

شدند سپس میزان جذب آنها مورد بررسی قرار گرفت. همچنین پایلوتی دیگر به عنوان شاهد نیز در نظر گرفته شد.

– نمونه‌برداری از آب پایلوت و گیاه

در این مطالعه هر سه اندام گیاه ریشه، ساقه و برگ برای بررسی میزان جذب و تجمع فلزات وانادیوم، جیوه، سرب و کبالت به صورت سه بار تکرار جمع آوری و مورد آزمایش قرار گرفتند. نمونه‌های گیاه و آب در شروع آزمایش و روزهای اول، چهارم، هشتم، دوازدهم و چهاردهم برداشت شدند (Skinner et al., 2007). برای نمونه‌برداری از گیاه، در پایان هر مرحله گیاه را به طور کامل از پایلوت خارج کرده با آب مقطر دوبار تقطیر شده (DDW) به دقت شسته تا هر گونه ناخالصی از آن جدا شود و با استفاده از قیچی از قسمت‌های ریشه، ساقه و برگ سه نمونه جدا شدند (Tayebi et al., 2016). سپس در دمای کمتر از ۳۰ درجه سانتیگراد خشک شدند (Regier et al., 2013). آب مورد استفاده برای انجام این تحقیق از خلیج نایبند در فاصله ۲ کیلومتری از ساحل تهیه شد و پس از صاف کردن برای محلول‌سازی مورد

انجام شده است (Delshab et al., 2016). قبل از قرار دادن نهال‌ها در پایلوت یک گیاه نیز به عنوان نمونه شاهد در نظر گرفته شد. در مرحله اول تحقیق برای بررسی اثر حضور فلزات سنگین مختلف (Pb, V, Hg, Co) بر روی جذب یکدیگر توسط گیاه، نهال حرا (*Avicennia marina*) را بعد از گذشت یک هفته و شستشوی کامل به پایلوتی که حاوی یک لیتر محلول استاندارد از غلظت یون‌هایی از مخلوط فلزات Pb با غلظت ۳۲۰۰ ppb، V با غلظت ۴۰ ppm، Co با غلظت ۵۰ ppm و Hg با غلظت ۳۵۰ بود منتقل شد و پایلوتی دیگر نیز به عنوان شاهد در نظر گرفته شد. به مدت چهارده روز تیمار شده و اثرات جذب آنها مورد بررسی قرار گرفت.

در مرحله دوم تحقیق برای بررسی اثر غلظت فلزات به صورت مجزا (بدون حضور فلزات دیگر) بر میزان جذب، ۴ نهال حرا (*Avicennia marina*) را بعد از گذشت یک هفته و شستشوی کامل به ۴ پایلوت که حاوی یک لیتر از محلول‌های استاندارد از هر کدام از فلزات (Pb, V, CO, Hg) با غلظت‌های معین ذکر شده در بالا به طور مجزا بود منتقل و به مدت چهارده روز تیمار

اندازه‌گیری فلزات توسط دستگاه جذب اتمی، ابتدا محلول‌های استاندارد با غلظت‌های تعیین شده برای هر کدام از این فلزات تهیه و به دستگاه تزریق شد و با رسم منحنی کالیبراسیون برای هر یک از فلزات، غلظت فلزات موجود در محلول‌های حاصل از آب و اندام‌های گیاه تعیین گردید. برای سنجش فلز جیوه از روش بخار سرد استفاده شد. نتایج به دست آمده بر حسب میکروگرم بر گرم خشک نمایش داده شدند.

روش محاسبه درصد حذف یون‌های فلزی توسط گیاه
مقدار حذف فلزات توسط گیاه از محیط کشت طبق رابطه تعادلی (۱) صورت گرفت (Schijvers et al., 1996; Zheng et al., 1997).

$$\text{درصد حذف} = \left[\frac{C_0 - C_f}{C_0} \right] 100$$

C_0 : غلظت اولیه یون فلزی در محیط کشت بر حسب میلی گرم بر لیتر
 C_f : غلظت نهایی یون فلزی در محیط کشت بر حسب میلی گرم بر لیتر
تمام نتایج به دست آمده از دستگاه جذب اتمی در دمای ۲۵ درجه با دوبرار تکرار گزارش شدند.

نتایج و بحث

- میزان درصد حذف فلزات باقی مانده در حالت مخلوط یون فلزات

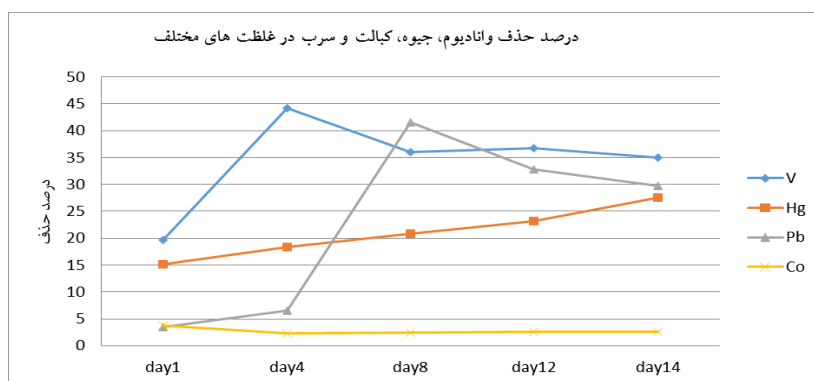
شکل (۲) راندمان حذف را در حالت مخلوط یون فلزات در مدت ۱۴ روز ارایه می‌دهد که در جدول (۱) نیز داده‌ها خلاصه شده‌اند.

استفاده قرار گرفت. برای تعیین تاثیر عواملی چون تبخیر، میزان فلز رسوب شده یا جذب شده توسط ظروف و غیره پایلوتی حاوی یون‌های فلزی با غلظت‌های مشابه نمونه‌های مورد آزمایش اما بدون گیاه تهیه و مورد آزمایش قرار گرفت.

- آماده سازی نمونه‌های گیاهی و آب برای تزریق به دستگاه جذب اتمی

برای آماده سازی نمونه‌های گیاهی از روش هضم اسیدی‌تر استفاده شد. ابتدا نمونه‌های ریشه و ساقه (مربوط به فلزات سرب، وانادیوم، جیوه و کبالت) را در آون با دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد و سپس برگ‌ها را در آون با دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت خشک نموده تا وزن نمونه‌ها به مقدار ثابتی برسد. نمونه‌های خشک شده با هاون چینی پودر شدند و برای عصاره‌گیری، ۰/۵ گرم از پودر هر نمونه در بشر ۱۰۰ میلی‌لیتری ریخته و ۱۰ میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ به آن اضافه شد (Macfarlane et al., 2003). بشر پس از چند بار تکان دادن به مدت ۲۰ دقیقه در دمای محیط گذاشته شد و سپس تا دمای ۹۵- به مدت ۳۰ دقیقه حرارت داده شدند. پس از آن که عصاره به دمای محیط رسید ۷ میلی لیتر آب اکسیژنه به آن اضافه شد و به مدت ۱۵ دقیقه در همان دمای قبل گرم شدند. نمونه‌های هضم شده با استفاده از آب مقطر دو بار تقطیر (DDW) به حجم ۱۰۰ میلی لیتر رسانده شدند.

نمونه‌ها با کاغذ واتمن (۰/۲ میکرون) صاف شده و محلول‌های به دست آمده در ظروف پلی‌اتیلنی مخصوص در یخچال نگهداری شدند (Vicentim and Ferraz, 2007). غلظت سرب، وانادیوم، کبالت و جیوه در نمونه‌های آب و اندام‌های گیاه شامل برگ، ساقه و ریشه توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شدند. برای



شکل (۲): راندمان حذف را در حالت مخلوط یون فلزات در مدت ۱۴ روز

با ۴۱/۵۶ درصد می‌باشد، راندمان حذف این فلز روند افزایشی دارد بعد از گذشت ۸ روز به حداکثر مقدار می‌رسد و پس از آن روند کاهشی داشته است. بعد از سرب جیوه با ۲۷/۵۵ درصد در جایگاه سوم قرار دارد برای این فلز نیز راندمان روند افزایشی دارد. کمترین راندمان حذف مربوط به فلز کبالت با ۳/۷۰ درصد می‌باشد، این فلز روز اول بیشترین راندمان حذف را داشته و تا روز ۴ به حداقل مقدار می‌رسد، پس از آن با شیب ملایمی افزایش یافته است. می‌توان این طور بیان داشت که به تدریج محل‌های فعال موجود در بافت گیاه برای ذخیره فلز پر شده و سرعت جذب کاهش می‌یابد.

با توجه به نتایج تجربی محیط کشت در حضور چهار عنصر وانادیوم، سرب، کبالت و جیوه به ترتیب با غلظت‌های ۴۰، ۳/۲، ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر و ۳۵۰ میکروگرم بر لیتر در مدت چهارده روز مورد بررسی قرار گرفت. طبق نتایج شکل (۲) بیشترین راندمان حذف مربوط به فلز وانادیوم با ۴۴/۱۵ درصد می‌باشد، این فلز در روز اول کمترین راندمان حذف را داشته، با افزایش زمان راندمان نیز افزایش پیدا کرده و بعد از گذشت ۴ روز به حداکثر مقدار می‌رسد، از آن به بعد راندمان کاهش یافته با شیب ملایمی ثابت می‌ماند. پس از وانادیوم بیشترین درصد حذف مربوط به فلز سرب

جدول (۱): راندمان حذف فلزات V, Pb, Hg, Co در پالیوت حاوی گیاه حرا (*Avicennia marina*) در مدت ۱۴ روز

درصد حذف								
V		Pb		Hg		Co		زمان
مخلوط	مجزا	مخلوط	مجزا	مخلوط	مجزا	مخلوط	مجزا	
۱۹/۷۱	۱۵/۳۲	۳/۴۳	۵/۹۳	۱۵/۲۰	۱۵/۴۶	۳/۷۰	۳/۷۴	روز ۱
۴۴/۱۵	۴۰/۸۷	۶/۵۶	۲۱/۸۷	۱۸/۳۱	۱۸/۶۶	۲/۲۶	۲/۳۶	روز ۴
۳۶/۰۷	۳۳/۸۷	۴۱/۵۶	۴۰/۹۳	۲۰/۸۱	۲۱/۲۷	۲/۴۲	۲/۵	روز ۸
۷۲/۳۶	۳۰/۸۷	۳۲/۸۱	۳۴/۳۷	۲۳/۱۹	۲۴/۷۲	۲/۵۴	۲/۶	روز ۱۲
۹۷/۳۴	۳۱/۱	۲۹/۶۸	۳۳/۴۳	۲۷/۵۵	۲۸/۱۹	۲/۶۴	۲/۶۸	روز ۱۴

جذب فلز داشته است.

- مقایسه درصد حذف فلزات باقی‌مانده در محلول در

حالت مخلوط و مجزا یون فلزات

طبق نتایج جدول (۱) و شکل (۳) راندمان حذف فلزات سرب، جیوه و کبالت در حالت مخلوط یون فلزات نسبت به حالت مجزا کمتر می‌باشد می‌توان گفت حضور فلزات دیگر اثر آنتاگونیسمیک در جذب فلز داشته‌اند و از آنجایی که گیاه در جذب فلز وانادیوم و سرب فعال‌تر بوده وجود این دو فلز جذب سایر فلزات را تحت تاثیر قرار داده است. ولی حداکثر راندمان حذف برای فلز سرب و وانادیوم در حالت مخلوط یون فلزات بیشتر از حالت مجزا است و می‌توان این طور بیان داشت که حضور فلزات دیگر اثر سینرژیستیک در

- درصد تجمع در بافت‌های گیاه در حالت مخلوط یون فلزات

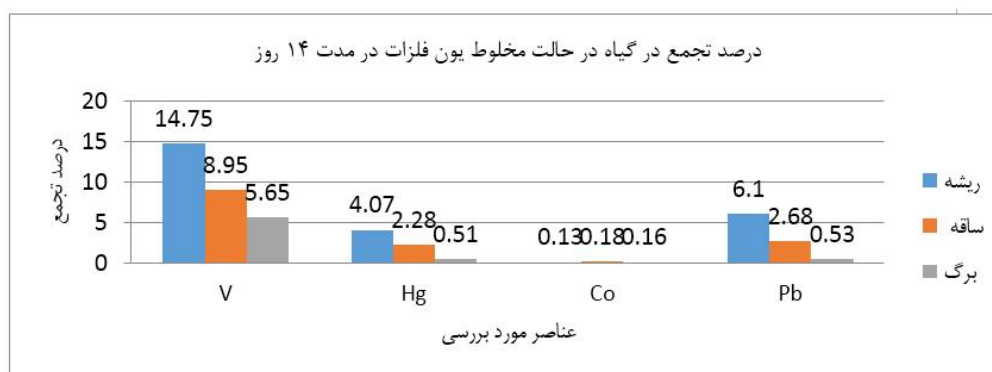
طبق نتایج جدول (۲) و شکل (۴) بیشترین درصد تجمع در بافت‌های ریشه، ساقه و برگ گیاه حرا در حالت مخلوط یون فلزات به ترتیب ۱۵/۲۵، ۶/۷۱، ۴/۰۱۵ مربوط به فلز وانادیوم، کمترین درصد تجمع در ریشه، ساقه و برگ به ترتیب ۰/۱۳، ۰/۱۸، ۰/۱۶ مربوط به فلز کبالت است و بعد از وانادیوم، سرب در رتبه دوم و جیوه در رتبه سوم قرار دارد.

جدول (۲): درصد تجمع در اندام‌های گیاه حرا (*Avicennia marina*) در حالت مخلوط یون فلزات در مدت ۱۴ روز

درصد تجمع در گیاه											
V			Hg			Pb			Co		
مخلوط			مخلوط			مخلوط			مخلوط		
برگ	ساقه	ریشه	برگ	ساقه	ریشه	برگ	ساقه	ریشه	برگ	ساقه	ریشه
۵/۶۵	۸/۹۵	۱۴/۷۵	۱/۴۲	۲/۲۸	۴/۰۷	۵/۳	۲/۶۸	۶/۱	۰/۱۶	۰/۱۸	۰/۱۳



شکل (۳): مقایسه درصد حذف یون فلزات (الف- وانادیوم، ب- جیوه، ج- سرب، د- کبالت) در حالت مخلوط و مجزا



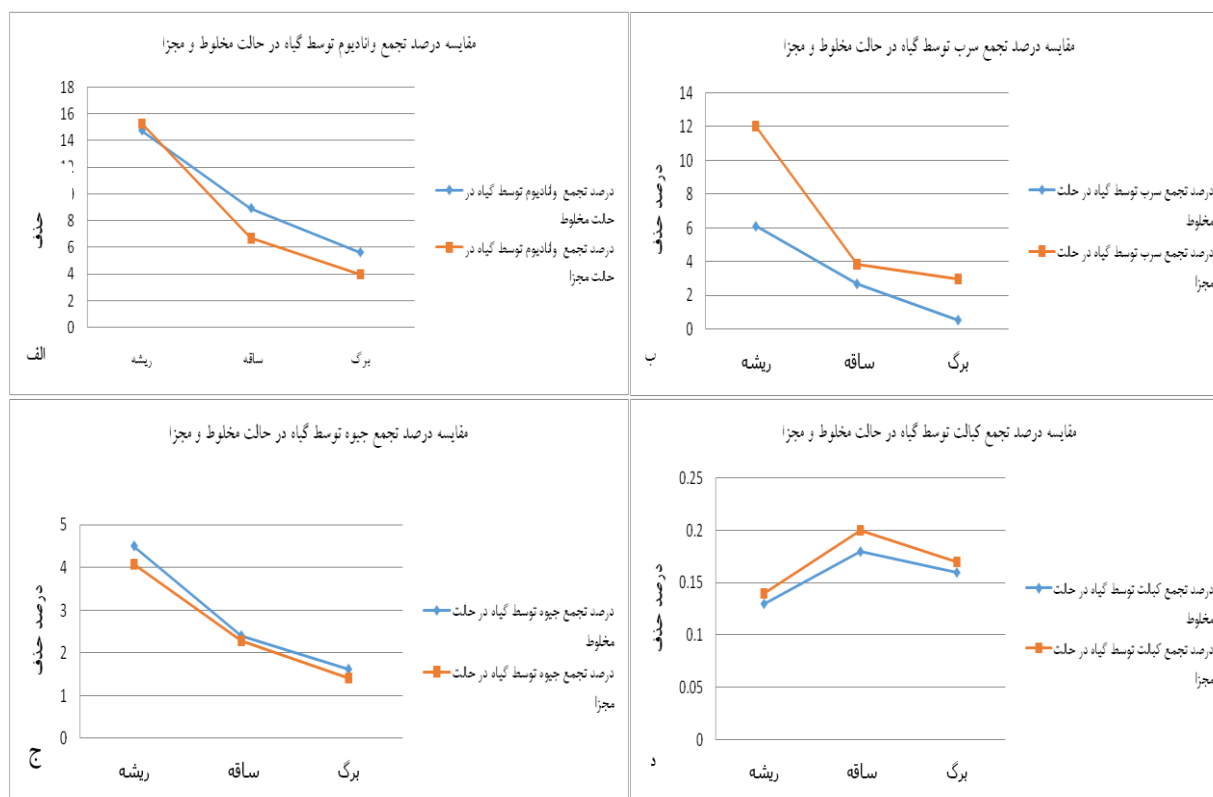
شکل (۴) درصد تجمع در بافت‌های گیاه حرا (*Avicennia marina*) در حالت یون مخلوط فلزات

برای فلز وانادیوم در اندام‌های گیاه حرا در حالت مجزا کمتر از حالت مخلوط است و این در حالیست که درصد تجمع در ریشه در حالت مجزا بیشتر از حالت مخلوط می‌باشد. نتایج در جدول (۳) خلاصه شده است.

مقایسه درصد تجمع فلزات توسط گیاه حالت مخلوط و مجزا یون فلزات همان‌طور که در شکل (۵) دیده می‌شود درصد تجمع فلزات کبالت، جیوه و سرب در حالت مجزا بیشتر از حالت مخلوط می‌باشد. اما

جدول (۳): درصد تجمع در اندام‌های گیاه حرا (*Avicennia marina*) در حالت مجزا یون فلزات در مدت ۱۴ روز

درصد تجمع در گیاه در حالت مجزا یون فلزات											
V			Hg			Pb			Co		
مجزا			مجزا			مجزا			مجزا		
برگ	ساقه	ریشه	برگ	ساقه	ریشه	برگ	ساقه	ریشه	برگ	ساقه	ریشه
۴/۰۱۵	۶/۷۱	۱۵/۲۵	۱/۶۲	۲/۴	۴/۵	۲/۹۶	۳/۸۱	۱۲	۰/۱۷	۰/۲	۰/۱۴



شکل (۵): تجمع فلزات واندیوم (الف)، سرب (ب)، جیوه و کبالت در حالت مجزا و مخلوط

– بحث و نتیجه‌گیری

بافت‌های مختلف خود ذخیره سازد. بررسی‌ها نشان دادند بیشترین راندمان حذف در حالت مخلوط یون فلزات مربوط به فلز واندیوم ۴۴/۱۵٪ و کمترین مربوط به فلز کبالت ۳/۷۰٪ است، سرب در رتبه دوم و جیوه در رتبه سوم قرار دارد. نتایج نشان می‌دهد که درصد تجمع فلزات سرب، جیوه و کبالت در حالت مخلوط یون فلزات کمتر از حالت مجزا بوده و برای فلز واندیوم بیشتر از حالت مجزا می‌باشد که این یافته‌ها با نتایج تحقیق عاطف و همکاران (Atef et al., 2015) مطابقت دارد. در تحقیق مذکور نیز با افزایش زمان، درصد جذب برای کروم و نیکل افزایش یافته است اما درصد جذب آن‌ها همواره کمتر از حالت مجزا می‌باشد. اما داده‌های آزمایشگاهی مبنی بر مقایسه میزان حذف ۴ فلز سنگین مورد بررسی توسط گیاه حرا (*Avicennia marina*) در شرایط یکسان و انتخاب‌پذیری گیاه در جذب فلزات در مدت زمان‌های کوتاه انجام نشده است. لازم بود تا اطلاعاتی در زمینه رفتار گیاه و محل ذخیره‌سازی هر یک از فلزات حاصل آید. تفاوت در میزان جذب فلزات سنگین مختلف توسط گیاه می‌تواند مربوط به مکانیسم‌های مختلف جذب فلزات سنگین توسط گیاه باشد.

مجاورت پارک ملی دریایی نایبند به عنوان ذخیره‌گاه زیستی خلیج فارس و شمالی‌ترین رویشگاه طبیعی حرا با منطقه ویژه اقتصادی انرژی پارس که میزبان بزرگترین صنایع گاز و پتروشیمی کشور است. حساسیت‌های اکولوژیکی منطقه مورد مطالعه را نمایان می‌سازد. وجود غلظت بالای فلزات سنگین در رسوبات دریایی منطقه نایبند بر اساس مطالعه‌های متعدد (Dehghani et al., 2014; Karbasdehi et al., 2016; Karbasdehi et al., 2017; Haghshenas et al., 2016) تایید شده است و نگرانی‌هایی را در حوزه محیط‌زیست برانگیخته است. قابلیت جذب و ذخیره‌سازی یون‌های فلزات سنگین (وانادیوم، جیوه، کبالت و سرب) توسط گیاه حرا (*Avicennia marina*) از محیط‌های آبی بر اساس نتایج تحقیق‌های انجام شده می‌تواند به عنوان راهکاری برای کم کردن این معضل مطرح شود. بر اساس نتایج تحقیق‌های به عمل آمده گیاه حرا (*Avicennia marina*) قابلیت حذف یون‌های فلزات سنگین را از محیط‌های آبی داشته و می‌تواند با گذشت زمان با سرعت قابل قبولی آلودگی‌های فلزی را در

ریشه مربوط به فلز وانادیوم با ۱۴/۷۵ درصد بوده است که نشان می‌دهد گیاه حرا (*Avicennia marina*) جاذب مناسبی برای این فلز می‌باشد. بعد از آن سرب با ۶/۱ درصد، جیوه ۴/۰۷ درصد و کبالت ۰/۱۳ درصد در رتبه‌های بعدی قرار دارند، دلیل این که کبالت کمترین درصد جذب را داشته است را می‌توان به این نسبت داد که شاید گیاه حرا (*Avicennia marina*) جاذب مناسبی برای آن نبوده است. همچنین نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که غلظت عناصر وانادیوم، جیوه و سرب در بافت ریشه بیشتر از ساقه و برگ، برای عنصر کبالت در بافت ریشه کمتر از ساقه و برگ بوده است.

در حقیقت اختلاف در غلظت فلزات در بافت ریشه، ساقه و برگ ممکن است به دلیل تفاوت در ساختار فیزیولوژیکی بافت‌ها باشد. از سوی دیگر، جذب عناصر از طریق ریشه گیاه صورت می‌گیرد، بنابراین، بخشی از این یون‌های فلزی جذب سطحی ریشه می‌شوند. همچنین مقدار از عناصر جذب شده توسط ریشه نیز با ترکیبات موجود در بافت ریشه ترکیب شد از این رو قابل انتقال به بافت‌های دیگر نیستند و در ریشه باقی می‌مانند. پس سطح جذبی عناصر توسط اپیدرم ریشه، وجود نوار کاسپارین در ریشه و عدم نفوذپذیری دیواره‌ی آوندهای چوبی در ریشه شاید از جمله عوامل موثر بر این اختلاف باشند (Cheraghi et al., 2014).

میزان انتقال فلزات سنگین گوناگون از بافت ریشه به برگ بسیار متفاوت است. در پوست ریشه یون‌های فلزی احتمالاً به وسیله پروتئین‌های انتقالی غشا جذب می‌شوند. فلز آهن توسط انتقال‌دهنده‌های ویژه موجود در غشای پلاسمایی منتقل می‌شوند و این انتقال‌دهنده‌ها ممکن است به آسانی کاتیون‌های دو ظرفیتی فلزات سنگین را نیز حمل کنند. همچنین مشاهده شده است که فلزات سنگین در بافت‌های گیاهان به صورت آپوپلاستی انتقال می‌یابند این نوع انتقال از نوع بافت چوبی در گیاه انجام می‌گیرد. برخی فلزات نسبت به عناصر دیگر از آندودرم و نوارهای کاسپارین چوب پنبه‌ای به راحتی عبور می‌کنند در نتیجه میزان بیشتری از این عناصر به بخش‌های بالایی گیاه منتقل می‌شوند (Macfarlane et al., 2007).

داده‌های گزارش شده توسط Almahasheer در سال ۲۰۱۸ نشان می‌دهد که فلزات تجمع یافته در گیاه با گذشت زمان و افزایش سن گیاه به تدریج به برگ‌ها منتقل می‌شود و با ریخته شدن برگ بر روی زمین مجدداً لایه‌های رویی خاک به این فلزات آلوده

بیشترین درصد حذف توسط گیاه، در میان فلزات سنگین مورد مطالعه به فلز وانادیوم تعلق دارد. اگرچه ضرورت وانادیوم برای برخی گونه‌های جلبکی و باکتری‌ها اثبات شده است اما مدارکی مبنی بر ضرورت نیاز آن برای گیاهان عالی وجود ندارد (Moradi et al., 2014).

نتایج تحقیق Mremi و Machiwa نشان داد که وانادیوم و سرب به طور عمده در بافت ریشه انباشته می‌شود و دلیل آن غیرمتحرک شدن فلزات در واکوئل‌های ریشه می‌باشد (Mremi & Machiwa, 2003). در مطالعه Naidoo و همکاران توانایی گیاه در جذب نمک‌های فلزی سرب و جیوه مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد سرب و جیوه در درجه اول در ریشه انباشته می‌شوند در حالی که میزان انتقال به بافت برگ بسیار ناچیز است (Naidoo et al., 2014).

تحقیقات Morrissey و همکاران تایید کرد کبالت نیز در برگ گیاه تجمع پیدا کرده و این فلز در گیاهان جایگزین آهن شده و به اندام‌های هوایی انتقال می‌یابد (Morrissey et al., 2009).

همچنین نتایج Macfarlane و Burchett در ریشه گیاه حرا (*Avicennia marina Forsk Vierh*) نشان داد که فلز سرب با ترکیبات موجود در ریشه ترکیب شده و قابل انتقال به بخش‌های بالایی نیست و در ریشه باقی می‌ماند (MacFarlanea & Burchett, 2002).

نتایج Macfarlane و همکاران نیز نشان داد که تجمع فلزات سرب، روی و مس در دیواره سلول صورت می‌گیرد و اپیدرم ریشه بزرگترین مانع در برابر انتقال سرب است. نوار کاسپارین اندودرمال سدی در برابر جابه جایی این فلزات ایجاد می‌کند (Macfarlane et al., 2003).

در گزارش Jian و همکاران تجمع کادمیوم در بافت‌های مختلف گیاه به صورت ریشه < ساقه < برگ بوده است. ولی با افزایش زمان تماس توانایی ریشه در تجمع کادمیوم کاهش می‌یابد و فاکتورهای انتقال در ساقه و برگ افزایش می‌یابد. همچنین اتصال کادمیوم به برخی پروتئین‌ها و اسیدهای الی سمیت این فلز را برای گیاه کاهش داده و امکان تجمع فلز در گیاه را افزایش می‌دهد (Jian et al., 2017).

در این مطالعه نیز روند تجمع فلزات در نمونه‌های بافت ریشه گیاه به ترتیب به صورت وانادیوم < سرب < جیوه < کبالت، ساقه به صورت وانادیوم < سرب < جیوه < کبالت و برگ به صورت وانادیوم < جیوه < سرب < کبالت بوده است. بیشترین تجمع در

نگهداری می‌شوند به کار برد (Naghipour et al., 2015). به طور کلی می‌توان گفت مانگرو می‌تواند نقش کلیدی در تجمع فلزات در اکوسیستم گرمسیری و زیرمجموعه‌های دریایی بازی کند (Alzahrani et al, 2018).

شایان ذکر است، بالا بودن حضور فلزات سرب، وانادیوم و جیوه را در اکوسیستم‌های آبی و زنجیره غذایی را باید بسیار جدی و خطری برای محیط‌زیست و انسان تلقی کرد. در نهایت می‌توان بیان نمود که گیاه حرا (*Avicennia marina*) توانایی بالایی در جذب فلزات از ریشه دارد، در نتیجه ریشه گیاه حرا می‌تواند پالایشگر مناسبی برای فلزات سنگین وانادیوم، جیوه و سرب باشد.

با توجه به این که غلظت این مواد در آب دریای منطقه از فاکتور تحمل موجودات زنده در دریافت این فلزات و استاندارد محیط‌زیست (Davari et al., 2013) بیشتر می‌باشد. بنابراین، گیاه حرا می‌تواند در کاهش غلظت این فلزات در آب دریا موثر باشد. همچنین از آنجایی که جذب از ابتدا آغاز و در طول ۴ روز اول افزایش می‌یابد می‌توان انتظار داشت جذب آلودگی فلزی بعد از تخلیه به آب دریا به صورت پیوسته انجام خواهد شد و قبل از پخش و مهاجرت فلز به قسمت‌های دیگر پالایش توسط گیاه انجام شود.

تقدیر و تشکر

نویسندگان از همکاری دلسوزانه پارس جنوبی که در پیشبرد این تحقیق بسیار موثر بوده است کمال تشکر و قدردانی را دارند.

می‌شود که می‌تواند بسیار قابل تامل باشد (Almahasheer et al., 2018).

مکانیسم جذب آلاینده‌ها توسط گیاه حرا (*Avicennia marina*) تثبیت گیاهی است. استفاده از این روش گیاهی برای پاکسازی مواد آلاینده‌ی موجود در خاک از طریق اصلاح شرایط فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک خاک می‌باشد (EPA, 2001; Ali et al., 1997; EPA, 2013). این فرایند سبب کاهش حرکت مواد آلاینده‌ی می‌شود. کاهش تحرک مواد آلاینده در خاک، رسوبات یا لجن‌ها می‌تواند از طریق جذب و انباشت توسط ریشه‌ها و یا ترکیب شدن با مواد آلی موجود در خاک منطقه ریشه صورت می‌گیرد. علاوه بر آن رویش گیاهی می‌تواند سبب کاهش فرسایش خاک شود و از پراکنش مواد آلاینده توسط رواناب جلوگیری کنند (EPA, 1997; EPA, 2001; Alkorta & Garbisu., 2001; Ali et al., 2013). مطالعه در زمینه‌ی تثبیت گیاهی عموماً روی فلزات آلوده‌کننده‌ای مانند سرب، کروم، وانادیوم و جیوه در گیاهانی با پتانسیل ثبت بالا تمرکز یافته است (EPA, 2001). فلز در ناحیه ریشه می‌تواند به وسیله تغییر حالت از شکل محلول به فرم نامحلول ثبت شود. به عنوان مثال، ریشه‌ها می‌توانند سرب موجود در رسوب را به صورت فسفات سرب نامحلول تغییر دهند (Salt et al., 1995). گیاهان تثبیت‌کننده باید قادر به رشد در خاک‌های آلوده باشند ریشه‌های رشد یافته در ناحیه آلوده، باید قابلیت تغییر شرایط بیولوژیک، شیمیایی یا فیزیکی خاک را داشته باشند (Smith and Bradshaw., 1979). این روش را می‌توان برای سرب، کادمیوم، نیکل، وانادیوم و کروم که اصولاً در ریشه‌ها

فهرست منابع

- Ali, H.; Khan, E. & Sajad, M. A. 2013. Review Phytoremediation of heavy metals Concepts and applications, Chemosphere, 91, 869–881.
- Alkorta, I. & Garbisu, C. 2001. Review paper Phytoextraction: accost- effective Plant- based technology for the removal of metals from the environment, Bioresource Technology, 77, 229-236.
- Almahasheer, H.; Serrano, O.; Duarte, C. M. & Irigoien, X. 2018. Remobilization of Heavy Metals by Mangrove Leaves; Frontiers in Marine Science, 5, 484-494.
- Alzahrani, A. D.; Selim, E.M. M. & El-Sherbiny, M. M. 2018. Ecological assessment of heavy metals in the gray mangrove (*Avicennia marina*) and associated sediments along the red sea coast of Saudi Arabia, Oceanologia, 60, 513-526.
- Atef, M. M.; Salimi, A. & Gheisarpour, J. 2015. Evaluation of Removal of Heavy Metals (Ni, Cr, Cd) by Assaluyeh Mangrove Plant, Iranian Chemical Engineering Journal, 13 (77)119-122 (in Persian).
- Cheraghi, M.; Safahieh, A.; Dadolahi, S. A.; Ghanemi, K. & Doraghi, A. 2014. Concentration of Heavy Metals in *Avicennia Marin* and Sediments in Dayyer Por, Journal of Wetland Ecobiology, 5 (18): 45 – 54.(in Persian)

- Davari, A.; Danehkar, A.; Khorasani, N. & Javanshir, A. 2012. Identification of Heavy Metals Contamination at Bushehr, Journal of Environmental Studies, 38(3)27-36. (in Persian).
- Davari, A.; Khorasani N. & Danehkar A.; 2013, Comparison of Heavy Metal Concentration in Bidekhun, Basatin and Melgonze Mangrove Forests. *ijae.*, 1(2)15-26.
- Defew H, D.; Mair, M.; Guzman, H. M. 2005. An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay Pacific Panama Marine Pollution Bulletin. 50(5): 547-52
- Dudani, S. N.; Jayendra, L.; & D. Gavali, Patel, T. 2017. Heavy Metal Accumulation in the Mangrove Ecosystem of South Gujarat Coast, India, Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, pp. 755-766.
- Delshab, H.; Farshchi, P. & Keshavarzi, B. 2016. Geochemical distribution, fractionation and contamination assessment of heavy metals in marine sediments of the Asaluyeh port, Persian Gulf. Marine Pollution Bulletin, PP. 11
- Ghasemi, S. 2008. Biosorption of Copper from Wastewater by Activated Carbon Preparation from alga sargassum. 24(4):341-8.
- Hashim, M.A.; Mukhopadhyay, S.; Sahu, J. N. & Sengupta, B. 2011. Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater, Journal of Environmental Management, 92 : 2355-2388.
- He, B.; Li, R.; Chai, M. & Qiu, G. 2014. Threat of heavy metal contamination in eight mangrove plants from the Futian mangrove forest, China, Environ Geochem Health, 36(3)467-476.
- Jiaol, Z.; Yong, C. & Peng, L. 1997. Accumulation and biological cycling of heavy metal elements in *Rhizophora stylosa* mangroves in Yingluo Bay china. Marina Ecology Progress Series, 159: 293- 301.
- Jian, L.; Chongling, Y.; Daolin, D.; Haoliang L.; Jingchun, L. 2017. Accumulation and speciation of Cd in *Avicennia marina* tissues, International Journal of Phytoremediation, 19(11):1000-1006.
- Kamaruzzaman, B. Y.; Rina, Z.; Akbar John, B. & Jalal, K. C. A. 2011. Heavy metal accumulation in commercially important Fishes of south west Malaysian Coast. Research Journal of Environmental Science, 5(6):595-602.
- Keshavarz, M.; Mohammadikia, D.; Gharibpour, F. & Dabbagh, A. R. 2012. Accumulation of heavy metals (Pb, Cd, V) in sediment, roots and leaves of Mangrove species in Sirik Creek along the Sea Coasts of Oman, Iran, Journal of Life Science
- Pulkownik, A. 2003. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.: biological indication potential, Environmental Pollution, 123, 139 – 151.
- MacFarlane, G.R. & Burchett, M. D. 2000. Cellular distribution of copper, lead and zinc in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh," Aquatic Botany, 68: 45-59.
- MacFarlane, G. R.; Koller, C. & Blomberg, S. 2007. Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves: A synthesis of field-based studies, Chemosphere, 69: 1454-1464.
- MacFarlane, G. R. 2002. Leaf biochemical parameters in *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh as potential biomarkers of heavy metal stress in estuarine ecosystems, Marine Pollution Bulletin, 44: 244-256.
- MacFarlane, G. R. & Burchett, M. D. 2002. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh, Marine Environmental Research. 54(1): 65-84.
- Malmasi, S.; Jozi, S.; Monavari, S. M. & Jafarian, M. E. 2010. Ecological Impact Analysis on Mahshahr Petrochemical Industries Using Analytic Hierarchy Process Method. International Journal of Environmental Research, 4(4):725-734.
- Marchand, C.; Lallier-Verge's, E.; Baltzer, F.; Albe'ric, P.; Cossa, D. & Baillif, P. 2006 Heavy metals distribution in mangrove sediments along the mobile coastline of French Guiana, Marine Chemistry 98(1): 1 – 17.
- Moradi, H.; Razavi, Z.; Heydari khosro, A. & Mahboobi Soofiani, N. 2014. Effect of sediment properties on the accumulation and transfer of heavy metal rates in mangrove trees (Case study: Nayband Bay and Qeshm Island), Applied Ecology, 8, 79-89 (in Persian).

- Moreno, F. N.; Anderson, C.; Stewart, R. & Robinson, B. 2009. Analysis of Mercury-Rich plants and mine tailings using the Hydride-Generation AAS method, *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(4): 953-960.
- Morrissey, J.; Baxter, I. R.; Lee, J.; Li, L.; Lahner, B.; Grotz, N.; Kaplan, J.; Salt, D. E. & Guerinot, L. G. 2009. The ferroportin metal efflux proteins function in iron and cobalt homeostasis in *Arabidopsis*, *The Plant Cell*, 21, 3326–3338.
- Mremi, S. D. & Machiwa, J. F. 2003. heavy metal contamination of mangrove sediments and the associated biota in daressalaqm, tanznia, *Tanzania Journal of science*, 29(1):61-76.
- Naghipour, D.; Taghavi, K.; Sedaghatthoor, S. & Vaezzadeh Marzieh, 2015. Study of Efficiency of Duckweed (*Lemna Minor*) in Removing of Heavy Metals in Aqueous Solutions, *Journal of Wetland Ecobiology*, 7(23) 49 – 56 (in persian).
- Naidoo, G.; Hiralal, T. & Naidoo, Y. 2014. Ecophysiological responses of the mangrove *Avicennia marina* to trace metal contamination, *Flora Morphology Distribution Functional Ecology of Plants*, 209(1):63 – 72.
- Nazir, R.; Khan, M.; Masab, M.; Rehman, H.; Rauf, N.; Shahab, S.; Ameer, N.; Sajed, M.; Ullah, M.; Rafeeq, M. & Shaheen, Z. 2015. Accumulation of Heavy Metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb, Zn, Fe) in the soil, water and plants and analysis of physico-chemical parameters of soil and water Collected from Tanda Dam kohat, *Pharm. Sci. & Res.* 7, pp. 89-97.
- Nazli, M. F. & Hashim, N. R. 2010. Heavy Metal Concentrations in an Important Mangrove Species, *Sonneratia caseolaris*, in *Peninsular Malaysia*, *EnvironmentAsia*. 3: 50-55.
- Regier, N.; Larras, F.; Bravo, A.; Ungureanu, V.; Amouroux, D. & Cosio, C. 2013. Mercury bioaccumulation in the aquatic plant *Elodea nuttallii* in the field and in microcosm: Accumulation in shoots from the water might involve copper transporters, *Chemosphere*, 90(2); 595-602.
- Rui-Lian, Y.; Gong Ren, H.; Wei Fang, Z. & Wei Fang, I. 2015. Accumulation and Transfer of Heavy Metals in the Mangroves from Quanzhou Bay Wetland, SE Coast of China, *Journal of Residuals Science & Technology*, 12(1);1544-8053.
- Salt, D.E.; Blaylock, M.; Nanda Kumar, P. B. A.; Dushenkov, V.; Ensley, B. D.; Chet, I. & Raskin, I. 1995. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants, *Biotechnology*, 13(5); 468-474.
- Schrijvers, J.; Fermon, H. & Vincx, M. 1996. Resource competition between macrobenthicepifauna and infauna in a Kenyan *Avicennia marina* mangrove forest, *Marina Ecology Progress*, 136; 123-135.
- Skinner, K. & Wright, N. Porter-Goff, E. 2007. Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants, *Environmental Pollution*, 145(1); 234-237.
- Smith, R. A. H. & Bradshaw, A. D. 1979. The use of metal tolerant plant populations for the reclamation of metalliferous wastes, *Journal of Applied Ecology* 16(2); 595-612.
- Tangahu, B. V.; Sheikh Abdullah, S. R.; Basri, H.; Idris, M.; Anuar, N. & Mukhlisin, M. 2011, A Review on Heavy Metals (As, Pb and Hg) Uptake by Plantsthrough Phytoremediation, *International Journal of Chemical Engineering*, 1- 31.
- Tayebi, L.; Hamidian, A. H.; Danehkar, A. & Poorbagher, H. 2016. An Investigation on The Possibility of Mercury Removal From Wastewater of Bandar Imam Chlor-Alkali Plant Using *Phragmites Australis* , *Journal of Natural Environment (Iranian Journal of Natural Resources)*, 69(1)95-105 (in Persian).
- U. S. EPA. 2001. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites, Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA/540/S-01/500.
- U.S. EPA. 1997. Status of in situ phytoremediation technology developments for in situ treatment of metal contaminated soils, March. EPA-542-R-97-004.
- Vicentim, M. P. & Ferraz, A. 2007. Enzyme production and chemical alterations of *Eucalyptus grandis* wood during biodegradation by *Ceriporiopsis subvermispura* in cultures supplemented with Mn^{2+} , corn steep liquor and glucose, *Enzyme and Microbial Technology*, 40(4); 645–652.
- Zhou, Y.; Zhao, B.; Peng, Y. & Chen, G. 2010. Influence of mangrove reforestation on heavy metal accumulation and speciation in intertidal sediments, *Marine Pollution Bulletin*, 60; 1319-24.