تغییرات غلظت فلزات سنگین در اندام‌های گیاه حرا (*Avicennia marina*) و رسوبات رویشگاه بردستان بندر دیر

میترا چراغی[۱]
علیرضا صفاهیه[۲*]
علی دادالهی سهراب[۳]
کمال غانمی[٤]
عبدالمجید دورقی[۲]

۱. عضو هیات علمی گروه محیط زیست، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان، بهبهان، ایران
۲. دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، گروه بیولوژی دریا، خرمشهر، ایران
۳. دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، گروه محیط زیست، خرمشهر، ایران
۴. دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، گروه شیمی دریا، خرمشهر، ایران

* **نویسنده مسئول مکاتبات**
Safahieh@hotmail.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۵/۱۵
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۰۹/۲۰
کد مقاله: ۱۳۹۲۰۴۱۱۱۳
این مقاله برگرفته از پایان‌نامه دانشجویی است.

چکیده

افزایش فعالیت‌های صنعتی در طی سال‌های اخیر و به دنبال آن ورود انواع آلاینده‌های آلی و غیرآلی از جمله فلزات سنگین به محیط زیست خصوصاً اکوسیستم‌های آبی از مشکلاتی است که سلامت بشر را تهدید می‌کند. گیاهان آبزی به عنوان حلقه‌ای از زنجیره غذایی به واسطهٔ جذب فلزات سنگین می‌توانند نشانگر افزایش نسبی غلظت این عناصر در آب یا رسوبات اکوسیستم‌های مورد نظر باشند. این تحقیق به منظور تعیین میزان فلزات سنگین (کادمیوم، سرب، مس، نیکل و روی) و نقش گیاهان آبزی در جذب و تجمع آن‌ها، از گیاه حرا (*Avicennia marina*) و رسوبات سه ایستگاه در رویشگاه بردستان به طور تصادفی در ۱۳۸۹ نمونه‌برداری گردید و پس از هضم اسیدی، غلظت عناصر توسط دستگاه جذب اتمی سنجش گردید. میانگین غلظت کادمیوم، سرب، مس، نیکل و روی در رسوبات به ترتیب ۴/۵، ۱۱/۵۵، ۱۰/۳۰، ۸۱/۴۵ و ۴۱/۴۸ میکروگرم بر گرم به دست آمد. میزان این عناصر در ریشه گیاه به ترتیب ۲/۸۹، ۹/۳۸، ۶/۱۷، ۵/۳۲ و ۲۳/۳۳ و در برگ ۲/۲۶، ۸/۷۸، ۴/۴۲، ۲/۳۹ و ۱۵/۳۷ به دست آمد. به طور کلی روند تجمع فلزات در رسوب و بافت‌های درخت حرا نشان داد که با افزایش غلظت فلزات در رسوبات، میزان این عناصر در بافت‌های گیاه نیز افزایش می‌یابد، لذا گیاه مانگرو می‌تواند نشانگر افزایش نسبی میزان فلزات در اکوسیستم باشد. گیاه مذکور می‌تواند میزان فلزاتی که قابلیت دسترسی زیستی را دارند و از نظر مخاطرات زیست‌محیطی حائز اهمیت هستند را نشان دهد. علی‌رغم پایین‌تر بودن میزان عناصر در رسوبات رویشگاه بردستان در مقایسه با استانداردهای کیفیت رسوب، حضور فلزات سنگین در اکوسیستم‌های آبی و نیز در زنجیرهٔ غذایی را باید بسیار جدی و خطری برای محیط‌زیست و انسان تلقی کرد و جهت کنترل این آلاینده‌ها تدابیری اتخاذ نمود.

واژگان کلیدی: فلزات سنگین، گیاه حرا، رسوبات، دیر، *Avicennia marinna*

مقدمه

جنگل‌های مانگرو، تالاب‌های بین جزر و مدی مناطق گرمسیری و نیمه‌گرمسیری بوده و از زیستگاه‌های مهم اکولوژیکی پر تولید در مناطق ساحلی به شمار می‌روند. جنگل‌های مانگرو یا مانگال اصطلاحی است که برای توصیف انواع معینی از اجتماعات ساحلی مناطق حاره به‌کار می‌رود. اصطلاح مانگرو به گیاهان منفرد این رویشگاه اطلاق می‌شود، در حالی‌که جنگل مانگرو، مرداب مانگرو یا جنگل جزر و مدی یا مانگال معرف تمام اجتماعاتی است که به وسیله این گیاهان شکل گرفته‌اند. درخت حرا یکی از گونه‌های گیاهی متعلق به این خانواده بوده که در جنگل‌های مانگرو ایران غالب است (دانه‌کار، ۱۳۷۴). این زیستگاه‌ها دارای آبزیان حساس و منابع غذایی و معدنی فراوانی هستند و پشتوانه‌ی بسیار مهمی برای فعالیت‌های معیشتی و شیلاتی به‌شمار می‌آیند (Subandar *et al.*, 2001). درختان مانگرو در تزریق عناصر مغذی به زنجیره‌ی غذایی و حاصلخیزی زیستگاه، حائز اهمیت هستند (عرفانی و همکاران، ۱۳۸۷). این زیستگاه از نظر تأمین خوراک دام، پرورش زنبور عسل، تهیه‌ی خمیر کاغذ، تولید و تهیه‌ی تانن و زغال چوب، ایجاد پناهگاه مناسب برای تخم‌ریزی و به‌عنوان منطقه‌ی

نوزادگاهی بسیاری از آبزیان اقتصادی مانند برخی از گونه‌های ماهی، میگو، خرچنگ و دوکفه‌ای، دارای اهمیت می‌باشد (FAO, 2007). از دیگر عملکردهای مانگرو، می‌توان به حفاظت از تنوع زیستی که شامل تعدادی از پستانداران در معرض خطر، خزندگان، دوزیستان و پرندگان است، اشاره کرد. جنبه‌ی اجتماعی مانگرو از نظر جذابیت‌های زیبایی‌شناسی بی‌نظیر بوده و جنبه‌ی تفریحی و آموزشی آن نیز دارای اهمیت بالایی است (FAO, 2007).

همچنین این اکوسیستم‌ها به‌نحو مؤثری بر محیط‌های مستقر در آن تأثیرگذارند. سیستم ریشه‌ای آن‌ها باعث پایداری رسوبات می‌شود و اجتماعات آن‌ها انرژی امواج را کاهش می‌دهد (Rodringuez and Feller, 2004). این جنگل‌ها نقش مهمی در به دام انداختن رسوبات و مواد معلق موجود در ستون آب نیز دارند (Kathiresan, 2003). از سوی دیگر مطالعات نشان داده‌اند که جنگل‌های مانگرو می‌توانند فلزات سنگین را از محیط جذب کنند و باعث کاهش دسترسی زیستی این عناصر برای موجودات زنده و کاهش حرکت فلزات در اکوسیستم شوند، به عبارت دیگر باعث تصفیه‌ی محیط‌های آبی می‌گردند (MacFarlane *et al.*, 2003; Zhou *et al.*, 2010).

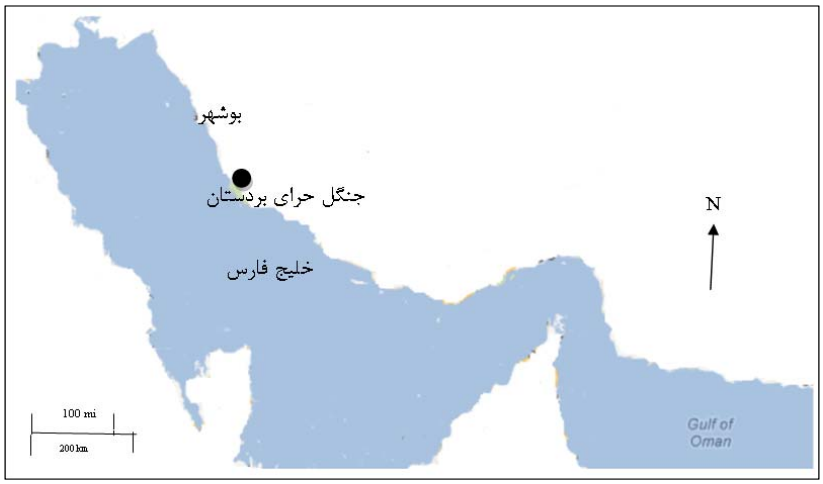
فلزات سنگین از آلاینده‌های مهم محیط‌های طبیعی می‌باشند، زیرا به دلیل سمیت، پایداری و عدم تجزیه‌ی بیولوژیکی، این عناصر تمایل زیادی به تجمع در موجودات آبزی دارند و در بافت‌های نرمتنان، دوکفه‌ای‌ها و ماهیان تجمع می‌یابند (Ikem and Egiebor, 2005). با تغذیه‌ی دیگر موجودات از این آبزیان، گسترش آلایندگی به سطوح بالاتر و بالاخره به انسان که در رأس زنجیره‌های غذایی قرار دارد، می‌رسد و در بسیاری موارد سلامتی انسان را تهدید می‌نماید (Mojtahid *et al.*, 2008).

فعالیت‌های مختلف انسانی باعث ورود این آلاینده‌ها به اکوسیستم می‌شوند. این عناصر از راه تخلیه‌ی مستقیم و یا به طور غیرمستقیم توسط رواناب‌های ناشی از باران و همچنین از طریق اتمسفر وارد اکوسیستم‌های آبی می‌شوند (Szalinska *et al.*, 2006). از جمله منابع عمده‌ی ورود مستقیم فلزات سنگین به اکوسیستم‌های آبی، پساب‌ها و فاضلاب‌های صنعتی، شهری، رواناب‌های کشاورزی، فعالیت‌های قایق‌رانی و معدن‌کاوی است (Cox and Preda, 2005; Gonzalez-Mendoza *et al.*, 2007). بسیاری از جنگل‌های مانگرو که در مجاورت مناطق شهری و صنعتی قرار دارند، تحت تاثیر رواناب خروجی از آن‌ها که محتوی فلزات محلول و معلق است قرار می‌گیرد (Preda and Cox, 2002؛ MacFarlane, 2002). در این زمینه تحقیقات گسترده‌ای در ایران و نقاط مختلف جهان انجام شده است که می‌توان به مطالعات Defew همکاران (۲۰۰۵)، MacFarlane و همکاران (۲۰۰۷)، چراغی و همکاران (۱۳۹۱، ۱۳۹۲) اشاره کرد.

رویشگاه بردستان در مجاورت شهر دیر در استان بوشهر قرار دارد. به دلیل ورود پساب‌های شهری و کشاورزی به این ناحیه احتمال حضور آلاینده‌ها در این رویشگاه وجود دارد. از این‌رو هدف از انجام این مطالعه بررسی غلظت فلزات معمول آلاینده شامل کادمیوم (Cd)، سرب (Pb)، مس (Cu)، نیکل (Ni) و روی (Zn) در رسوب، ریشه و برگ درخت حرا و همچنین شناسایی رابطه فراوانی آلاینده‌ها بین رسوب و اندام‌های مختلف گیاه می‌باشد.

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر در در بهمن‌ماه ۱۳۸۹ در جنگل های مانگرو خور بردستان (استان بوشهر) صورت گرفت (شکل ۱). این خور دارای مساحت تقریبی دو هکتار بوده و گونه گیاهی غالب مستقر در این منطقه، گیاه حرا (*Avicenia marina*) می‌باشد. جهت انجام این مطالعه سه ایستگاه به طور تصادفی در محدوده عرض شمالی ″۳۲ ′۴۸ °۲۷ تا ″ ۳۴ ′۵۰ °۲۷ و طول شرقی ″۳۵ ′۵۷ °۵۱ تا ″ ۳۶ ′۵۹ °۵۱ انتخاب گردید و از رسوبات و نیز برگ و ریشه درخت حرا (با سه تکرار) نمونه‌هایی جمع‌آوری شد.



شکل ۱: موضعیت منطقه‌ی مورد مطالعه.

نمونه‌ها با آب دریا شستشه شده و در کیسه‌های پلاستیکی (با درج نام ایستگاه و تاریخ نمونه‌برداری) قرار داده شدند. همزمان با برداشت ریشه، مقداری از رسوبات سطحی (۵-۰ سانتی‌متری) مجاور نیز با استفاده از کاردک پلاستیکی جمع‌آوری گردید. سپس تمامی نمونه‌ها در مجاورت یخ به آزمایشگاه منتقل و تا زمان آنالیز در دمای °C ۲۰- نگه‌داری شدند. قبل از هضم نمونه‌ها در محیط آزمایشگاه، برگ‌ها و ریشه‌های جمع‌آوری شده از فریزر خارج و پس از ذوب شدن یخ آن‌ها با آب مقطر شسته شدند، سپس برگ‌ها در آون با دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد و ریشه‌ها در آون با دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت خشک گردیدند. نمونه‌های خشک شده با هاون چینی پودر شده، سپس ۱ گرم از آن با مخلوط اسیدنیتریک غلیظ و پراکسید هیدروژن (۱:۵) به مدت ۱ ساعت در دمای ۴۰ درجه و ۳ ساعت در دمای ۱۴۰ درجه هضم شدند (MacFarlane *et al.*, 2003).

نمونه‌های رسوب نیز در آون با دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد به مدت۲۴ ساعت خشک شدند. نمونه‌های خشک شده برای بدست آوردن مخلوطی همگن با هاون چینی به صورت پودر درآمدند و از الک آلومینیومی ۶۳ میکرون عبور داده شدند. سپس ۱ گرم از رسوبات با اضافه کردن مخلوطی از اسیدنیتریک و اسیدپرکلریک غلیظ (۱:۴) با قرارگرفتن به مدت یک ساعت در دمای اتاق و ۳ ساعت در دمای ۱۴۰ درجه سانتی‌گراد هضم شدند (Yap *et al.*, 2002).

جهت فیلتر نمودن نمونه‌های هضم شده، محلول از کاغذ صافی واتمن ۴۲ میکرون عبور داده شد و با آب دو بار تقطیر به حجم معینی رسانده شد. سرانجام برای سنجش فلزات سنگین از دستگاه جذب اتمی GBC SAVANTAA $\sum$ استفاده گردید. به منظور حصول اطمینان از درستی نتایج بدست آمده برای داده‌های بافت گیاه از ماده مرجع DORM-3 (بافت ماهی) استفاده شد. درصد بازیافت نمونه‌های ماده مرجع برابر با ۹۵-۹۰ درصد بود.

جهت آنالیز داده‌ها از نرم‌افزار SPSS 16 استفاده گردید. ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون Shapiro-Wilk بررسی شد. پس از حصول اطمینان از نرمال بودن داده‌ها جهت مقایسه غلظت فلزات سنگین در رسوب و بافت‌های گیاه حرا و نیز ایستگاه‌های مورد مطالعه از آنالیز واریانس یک‌طرفه و در صورت معنی‌دار بودن اختلاف میانگین‌ها، جهت جدا کردن گروه‌های مختلف از پس آزمون Tukey استفاده شد.

نتایج

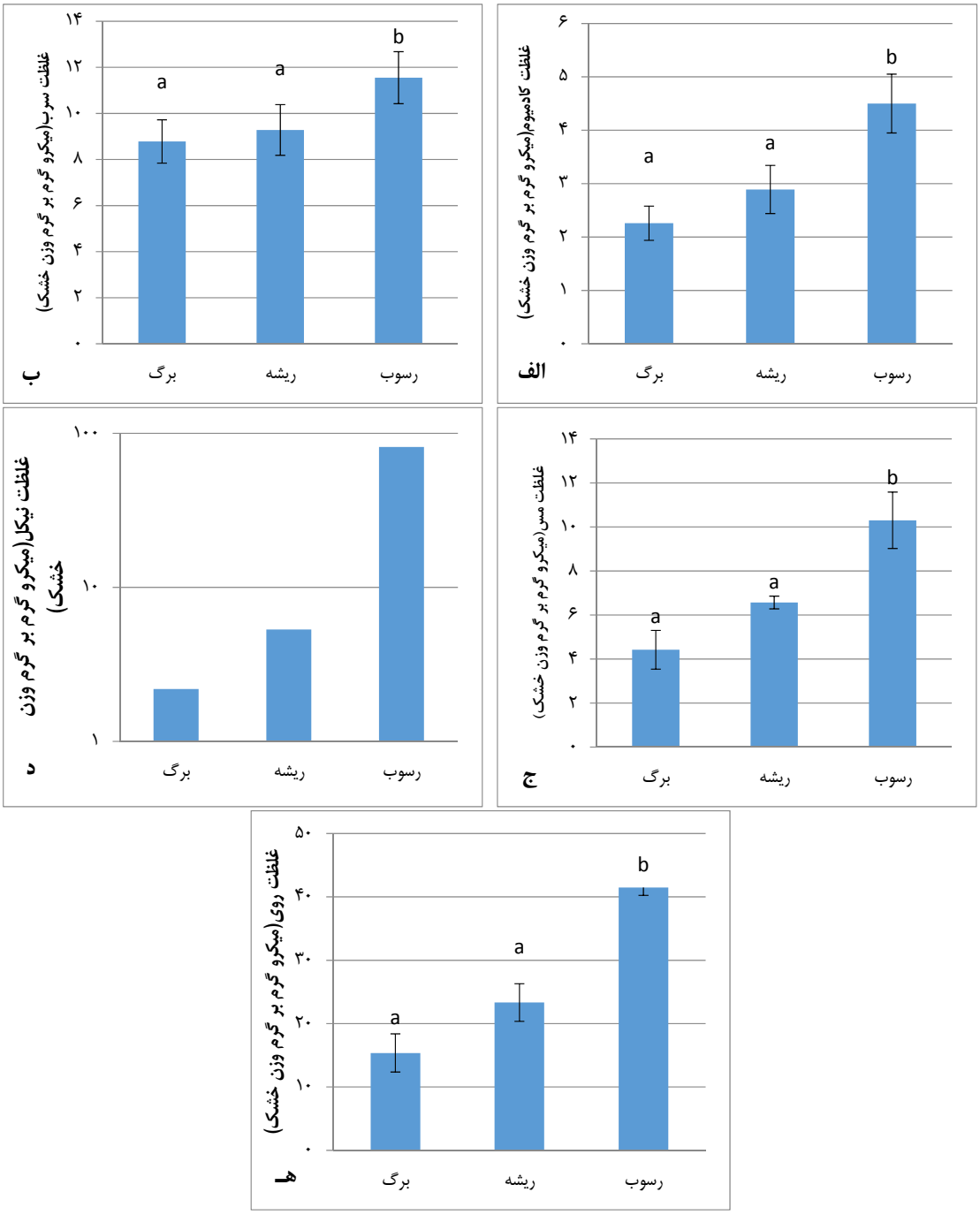
غلظت عناصر مورد مطالعه در رسوبات و بافت‌های گیاه حرا در ایستگاه‌های مختلف در جدول شماره ۱ آورده شده است. نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل آماری، تفاوت معنی‌دار در میزان فلزات ایستگاه‌های مختلف را منتفی دانست ($P>۰/۰۵$).

جدول ۱: غلظت فلزات سنگین (میانگین ± انحراف معیار) بر حسب میکروگرم بر گرم وزن خشک در طی نمونه‌برداری از گیاه حرا (*Avicennia marina*) در رویشگاه بردستان بندر دیر (۱۳۸۹).

ایستگاه		Cd	Pb	Cu	Ni	Zn
۱	رسوب	۳/۷۷±۰/۴۶	۱۱/۶±۰/۷	۹/۳۸±۱/۹	۸۰/۶۳±۷/۴	۴۰/۶۸±۱/۵
	ریشه	۲/۶±۰/۶۳	۸/۴±۰/۴۸	۶/۲۷±۱/۰۸	۴/۰۵±۰/۶	۲۲/۹۷±۵/۰۲
	برگ	۲/۴±۰/۴	۷/۶۲±۱/۴	۴/۶±۰/۲۵	۳/۰۶±۰/۹	۱۵/۷±۱/۸
۲	رسوب	۵/۴±۰/۶	۱۱/۶±۱/۲۸	۱۱/۱±۰/۷۶	۸۲/۵۶±۸/۰۷	۴۲/۱۱±۰/۹
	ریشه	۳/۴±۰/۱۷	۱۰/۰۷±۲/۱	۶/۴±۱/۰۵	۵/۸±۱/۲	۲۳/۱۹±۲/۱
	برگ	۲/۵۹±۰/۷	۹/۱۷±۱/۲۶	۴/۷±۰/۹۴	۲/۲۴±۰/۲	۱۵/۱±۱/۱۷
۳	رسوب	۴/۳±۰/۱۲	۱۱/۴۵±۱/۰۷	۱۰/۴۳±۰/۲۸	۸۱/۱۵±۳/۴۶	۴۱/۶۵±۱/۲
	ریشه	۲/۵±۰/۳۵	۹/۶±۰/۸	۵/۷±۰/۹۲	۶/۱±۱/۱۵	۲۳/۸۴±۲/۰۶
	برگ	۱/۷±۰/۵	۹±۱/۲	۳/۹±۰/۲۵	۱/۸±۰/۰۷	۱۵/۳۳±۱/۰۳

میانگین غلظت فلزات سنگین کادمیوم، سرب، مس، نیکل و روی در اندام‌های برگ و ریشه درخت حرا (*Avicennia marina*) و همچنین در رسوبات خور بردستان در شکل ۲ نشان داده شده است. آنالیزهای آماری بیانگر اختلاف معنی‌دار میان میزان عناصر موجود در رسوبات و بافت‌های گیاه می‌باشند (ANOVA, $P<0.05$). به طور کلی الگوی تجمع فلزات در رسوبات و بافت‌های گیاه، روند یکسانی را نشان داد که بیش‌ترین میزان فلزات در رسوبات و پس از آن در بافت ریشه و کم‌ترین غلظت فلزات در بافت برگ به دست آمد.

میانگین غلظت فلز کادمیوم در رسوب، ریشه و برگ به ترتیب معادل ۴/۵ ، ۲/۸۹ و ۲/۲۶ میکروگرم بر گرم وزن خشک به دست آمد (شکل ۲ الف). میزان متوسط فلز سرب در رسوب برابر ۱۱/۵۵، در ریشه ۹/۳۸ و در برگ ۸/۷۸ میکروگرم بر گرم وزن خشک بود (شکل ۲ ب). در خصوص فلز مس، میانگین غلظت در رسوبات، ریشه و برگ نیز به ترتیب معادل ۱۰/۳۰، ۶/۱۷ و ۴/۴۲ میکروگرم بر گرم وزن خشک مشاهده گردید (شکل ۲ ج). برای فلز نیکل این مقادیر در رسوب، ریشه و برگ به ترتیب ۸۱/۴۵، ۵/۳۲ و ۲/۳۹ میکروگرم بر گرم وزن خشک (شکل ۲ د) و برای فلز روی به ترتیب ۴۱/۴۸، ۲۳/۳۳ و ۱۵/۳۷ میکروگرم بر گرم وزن خشک می‌باشند (شکل ۲ ه). در میان فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در این مطالعه، بیش‌ترین غلظت متعلق به فلز روی و کم‌ترین مقدار مربوط به فلز نیکل در نمونه‌های گیاه و در نمونه‌های رسوب بیش‌ترین و کم‌ترین عنصر به ترتیب متعلق به نیکل و کادمیوم بود.



شکل ۲: مقایسه غلظت فلزات (الف-کادمیوم، ب-سرب، ج- مس، د-نیکل، هـ- روی) در رسوب و بافت های گیاه حرا (*Avicennia marina*) در رویشگاه بردستان بندر دیر (۱۳۸۹).

بحث و نتیجه‌گیری

الگوی تجمع فلزات در نمونه‌های رسوب مطالعه حاضر، نیکل> روی> سرب> مس> کادمیوم می‌باشد. بر اساس مقایسه الگوی تجمع فلزات سنگین در خور بردستان با تعدادی از مطالعات انجام شده (جدول ۲)، روند تجمع فلزات در رسوبات خور بردستان تشابه بیشتری با روند

تجمع فلزات در مطالعه چراغی و همکاران (۱۳۹۲) و Ohimian و همکاران (۲۰۰۹) داشت. بالابودن میزان نیکل در رسوبات ارتباط مستقیمی با جنس بستر و شرایط اکولوژیکی حاکم بر آن (بسته بودن خور و عمق کم آن) دارد (پروین‌نیا، ۱۳۸۷). رسوبات گلی، تجمع دهنده‌های خوبی برای آلاینده‌های آلی و غیرآلی هستند و این به دلیل بزرگتر بودن نسبت سطح به حجم این ذرات است (Veerasingam *et al.*, 2010). با توجه به اینکه بخش عظیمی از رسوبات رویشگاه‌های مانگرو از جنس سیلت و رس می‌باشد (Zahed *et al.*, 2010) و دارای اندازه بسیار کوچکی هستند، بنابراین غلظت نسبتاً بالای فلزات در آن‌ها توجیه‌پذیر است.

روند تجمع فلزات در نمونه‌های گیاه اعم از ریشه یا برگ به صورت روی> سرب> مس> کادمیوم> نیکل به‌دست آمد. توالی به‌دست آمده در این بررسی با تعدادی از مطالعات انجام شده در اکوسیستم‌های مانگرو در سایر نقاط جهان مطابقت داشت (جدول ۲). گرچه نیکل بالاترین غلظت را در رسوبات دارا بود، اما همان‌گونه که مشاهده می‌شود بیش‌ترین غلظت، در ریشه و برگ گیاه حرا به فلز روی اختصاص دارد. روی، یک عنصر ضروری برای رشد گیاهان بوده و در بسیاری از فرآیندهای متابولیکی و فیزیولوژیکی گیاه نقش داشته و مورد نیاز می‌باشد (Macfarlane *et al.*, 2003; Kara, 2005). این فلز به عنوان فعال کننده و کوفاکتور برخی آنزیم‌های حیاتی گیاه از جمله کربونیک انیدرازها، دهیدروژنازها، آلکالین فسفاتازها، فسفولیپازها ایفای نقش می‌کند (Rion and Alloway, 2004). همچنین روی در نسخه‌برداری و تنظیم DNA نیز نقش مهمی دارد (Madhava Rao *et al.*, 2006). در مقایسه با فلزات کادمیوم و نیکل افزایش غلظت فلزات روی و مس در بافت‌های گیاه می‌تواند ناشی از ضروری بودن این فلزات برای گیاه باشد. به همین دلیل غلظت این فلزات در بافت های گیاه حرا افزایش می‌یابد. Vardanyan و Ingole (۲۰۰۴)، با بررسی غلظت فلزات سنگین بافت‌های گیاهان شورپسند درSevan ارمنستان و Carambolim هند نشان دادند که فلزات ضروری در بافت‌های گیاه تجمع بیشتری یافته و کم‌ترین غلظت فلزات مربوط به عناصر غیرضروری است.

جدول ۲: مقایسه الگوی تجمع فلزات سنگین در رسوب و بافت‌های مختلف *Avicennia marina* در خور بردستان با سایر نقاط آبی جهان (بر حسب میکرو گرم بر گرم وزن خشک).

نمونه	منطقه و گیاه مورد مطالعه	Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	منبع
ریشه	مانگرو Pichavaram ژاپن	۱۳/۵۲	۲۴/۰۳	۱۳/۱۲	۱۷/۶۷	۵۵/۵	Subramanian, 2000
	سواحل پاکستان *A. marina*	۰/۳۱	–	۵/۲۵	–	۲۳/۳۴	Saleem *et al*., 2009
	مانگرو دریاچه Goa هند	۰/۱۷	۶/۷۱	۶۵/۲۸	۰/۶۸	۳۰۸/۷	Vardanyan and Ingole, 2004
	Natal برزیل *A. marina*	۱/۰۶	–	۰/۹۴	۲/۰۴	۰/۴۶	Ramos e Silva *et al.*, 2006
	مانگرو خلیج Hombush استرالیا	–	۱۶۴	۱/۵۸	–	۴/۵۱	MacFarlane *et al.*, 2003
	خوریات ماهشهر *A. marina*	۳/۳۴	۱۱/۶۶	۱۱/۱۹	۷/۵۱	۳۱/۳۲	چراغی و همکاران، ۱۳۹۱
	خور بردستان *A. marina*	۲/۸۹	۹/۳۸	۶/۵۷	۵/۳۲	۲۳/۳۳	مطالعه حاضر
برگ	سواحل مالزی Sonneratia caseolaris	۱/۰۰	۳۵/۵	۲۶/۸	–	۵/۹۰	Nazli and Hashim, 2010
	Natalبرزیل *A. marina*	۰/۰۰۹	–	۰/۰۵	۰/۱۷	۰/۱۵	Ramos e Silva *et al.*, 2006
	خلیج Guanabara برزیل Laguncularia racemosa	۱۲/۰	۳/۳۸	۸/۱۷	–	۲۴/۰۷	Machado *et al.*, 2002
	خلیج Tamil Nadu هند A. officinalis	–	۲۳/۲۱	۱۴/۷۸	–	۱۰۷/۸	Agoramoorthy *et al.*, 2008
	خوریات ماهشهر *A. marina*	۲/۶۳	۹/۵۲	۶/۲۳	۷/۵۱	۱۸/۹۴	چراغی و همکاران، ۱۳۹۱
	خور بردستان *A. marina*	۲/۲۶	۸/۷۸	۴/۴۲	۲/۱۹	۱۵/۳۷	مطالعه حاضر
رسوب	خلیج Punta Malaya کانال پاناما	۱۰	۷۸/۲	۵۶/۳	۲۷/۳	۱۰۵	Defew *et al.*, 2005
	هنگ کنگ	۰/۳۲	–	۲/۶۰	۲/۹۰	۴۳	Tam and Wong, 2000
	آمریکای جنوبی(سواحل آمازون)	–	۰/۱۳	۰/۲۸	۰/۵۴	۲/۵۱	Marchand *et al.*, 2006
	دلتای Warri نیجریه	۱۳۰/۸	–	۱۲۱/۱	۱۳۸/۵	۱۳۱/۵	Ohimian *et al.*, 2009
	خلیج Qua Iboe نیجریه	–	۴۴/۵۸	۴۳/۵۳	۲۱/۰۰	۱۰۲/۴۸	Udofia *et al.*, 2009
	خوریات ماهشهر	۵/۶	۲۳/۹۸	۱۱/۱۹	۹۵/۴۷	۷۹/۹۳	چراغی و همکاران، ۱۳۹۱
	خور بردستان	۴/۵	۱۱/۵۵	۱۰/۳۰	۸۱/۴۵	۴۱/۴۸	مطالعه حاضر

از دیگر نتایج بدست آمده در این تحقیق، مشاهده تجمع مقادیر مختلفی از عناصر در بافت‌های گوناگون می باشد و الگوی تجمع همه‌ی عناصر در بافت‌های مختلف گیاه (ریشه و برگ) و رسوب به شکل زیر می‌باشد:

برگ < ریشه < رسوب

بنابر نتایج بدست آمده از این مطالعه، میزان تجمع فلزات در رسوب بیشتر از بافت‌های گیاه حرا می‌باشد. اکوسیستم‌های تالابی به دلیل حضور شرایط اکسیداسیون-احیا، سیلاب دوره‌ای حاصل از جزرومد، بالابودن میزان مواد آلی و سولفید، محل مناسبی جهت به دام انداختن فلزات سنگین می‌باشند (Defew *et al.*, 2005; Zhang *et al.*, 2010). علاوه بر شرایط ذکرشده، رسوبات این رویشگاه‌ها سیلتی-رسی با درصد بالایی از رس می‌باشند. این ویژگی‌ها سبب به دام انداختن فلزات شده و دسترسی زیستی عناصر را برای گیاه کاهش می‌دهند. گیاه، فلز سنگین را از رسوب می‌گیرد. فلزات رسوب همگی محلول نیستند، برخی از آن‌ها محلول و به صورت یون‌های آزاد است (NRC, 2003) که این بخش می‌تواند توسط گیاه از رسوب جذب گردد، ولی بخش عمده‌ی فلزات سنگین موجود در رسوب در فازهای نامحلول به ویژه فازهای آلی و باقی‌مانده قرار دارند (NRC, 2003) که بدین ترتیب قابل جذب توسط گیاه نمی‌باشد و از دسترسی زیستی خارج است. لذا کمتر بودن فلزات در بافت گیاه نسبت به رسوب تا حدودی طبیعی به نظر می‌رسد.

همچنین نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که غلظت عناصر در بافت ریشه بیشتر از میزان آن‌ها در برگ است. اختلاف در غلظت فلزات در بافت برگ و ریشه ممکن است به دلیل تفاوت در ساختار فیزیولوژیکی بافت‌ها باشد. از سوی دیگر، جذب عناصر از طریق ریشه‌ی گیاه صورت می‌گیرد، لذا بخشی از این یون‌های فلزی جذب سطحی ریشه می‌شوند. همچنین مقداری از عناصر جذب شده توسط ریشه نیز با ترکیبات موجود در بافت ریشه ترکیب شده، از این‌رو قابل انتقال به بافت‌های دیگر نیستند و در ریشه باقی می‌مانند. پس جذب سطحی عناصر توسط اپیدرم ریشه، وجود نوار کاسپارین در ریشه و عدم نفوذپذیری دیواره‌ی آوندهای چوبی در ریشه شاید از جمله عوامل مؤثر بر این اختلاف باشند.

Zheng و همکاران در سال ۱۹۹۷ بیان کردند که اختلافات مشاهده شده در غلظت فلزات در بافت‌های مختلف مانگرو ممکن است به دلیل طبیعت بافت‌ها باشد. این پژوهشگر اظهار نمود که ریشه‌ها اندامی چندساله و دائمی هستند و زمان طولانی‌تری برای تجمع فلزات دارند در حالی که برگ‌ها، در بعضی فصول ریزش دارند و دائمی نیستند.

Rahman و همکاران در سال ۲۰۰۹ به بررسی توزیع کروم در بافت‌های گیاه *Kandelia candel* پرداختند و به نتایجی مشابه با نتایج حاصل از مطالعه‌ی حاضر دست یافتند. این محققین اظهار نمودند که میان بافت‌های گیاه، ریشه‌ها بیش‌ترین درصد فلزات سنگین را تجمع می‌دهند و این تجمع بالا در ریشه‌ی گیاهان می‌تواند به این دلیل باشد که برخی فلزات در واکوئل‌های سلول‌های ریشه جمع می‌شوند. از سوی دیگر ریشه‌ها دارای بافت اسفنجی بوده که این نوع بافت جذب کننده‌ی فلزات از آب و خاک می‌باشد. فلزات جذب شده یا جذب سطحی شده توسط ریشه برای جلوگیری از انتقال آن‌ها به بخش‌های حساس گیاه، اغلب با مواد دیواره‌ی سلولی یا مولکول‌های بزرگ ترکیب می‌شوند. همچنین Kabata-Pendias و Pendias در سال ۲۰۰۱ بیان نمودند که ریشه‌ها میزان بیشتری از عناصر را نسبت به بخش‌های بالایی گیاه دارا می‌باشند.

بافت ریشه‌ی گیاهان غنی از آنیون‌های اسیدهای آلی مثل مالات، سیترات و هیستیدین است. این ترکیبات نه تنها سبب سهولت در دریافت فلزات در ریشه می‌شوند بلکه در تجزیه و تحمل فلزات نیز نقش دارند (Kupper *et al.*, 2004). از سوی دیگر حدود ۹۰-۷۵ درصد فلزات در بافت ریشه یافت می‌شوند و میزان کمتری از عناصر در برگ توزیع می‌یابند (Prasad, 2004). اغلب فلزات در لایه‌ی خارجی ریشه (اپیدرم) جذب سطحی می‌شوند (Macfarlane and Burchett, 2002). مشخص شده است که یکی ازدلایل بالابودن غلظت فلزات در بافت ریشه نسبت به برگ این است که مقداری از فلزات در طول انتقالشان در گیاه با دیواره سلولی ترکیب شده و به بخش‌های بالایی گیاه منتقل نمی‌شوند (Prasad, 2004). دیواره‌ی سلولی گیاهان واجد گروه‌های باردار منفی است که با کاتیون‌ها باند می‌شوند. از این‌رو یون‌های فلزی اغلب به صورت حبس شده در دیواره سلولی و در مجاورت محل جذب آن‌ها در ریشه متوقف می‌شوند. همچنین دیواره‌ی سلولی اولیه شامل شبکه‌ای از سلولز، همی‌سلولز (شامل پکتین‌ها) و گلیکوپروتئین است. این شبکه حاوی حفره‌هایی با

اندازه‌های متفاوت است که یون‌ها درون آن‌ها به دام افتاده و یا از آن عبور می‌کنند (Prasad, 2004). مشخص شده است که روی با اسیدهای آلی مانند مالات ترکیب می‌شود، کادمیوم و مس با کیلیتورهای موجود در گیاه کمپلکس تشکیل می‌دهند (Pilon-Smits, 2005)، نیکل با کمپلکس‌های آلی آنیونی در بافت ریشه باند می‌شود (Kabata-Pendias and Pendias, 2001) و سرب نیز با دیواره‌های سلولی ترکیب می‌شود (Pilon-Smits, 2005). از سوی دیگر ریشه‌ها میزان تانن بیشتری برای باند شدن با فلزات سنگین نسبت به برگ‌ها دارند که از انتقال فلزات به بافت‌های دیگر جلوگیری می‌کنند (Zheng *et al.*, 1997).

میزان انتقال فلزات سنگین گوناگون از بافت ریشه به برگ بسیار متفاوت است. در پوست ریشه، یون‌های فلزی احتمالاً به وسیله پروتئین‌های انتقالی غشاء جذب می‌شوند. فلز آهن توسط انتقال دهنده‌های ویژه‌ی موجود در غشاء پلاسمایی منتقل می‌شوند و این انتقال دهنده‌ها ممکن است به آسانی کاتیون‌های دوظرفیتی 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 راه بافت چوبی در گیاه انجام می‌گیرد. برخی فلزات نسبت به عناصر دیگر از آندودرم و نوارهای کاسپارین چوب پنبه‌ای به‌راحتی عبور می‌کنند، در نتیجه میزان بیش‌تری از این عناصر به بخش‌های بالایی گیاه منتقل می‌شوند (Macfarlane *et al.*, 2007).

مطالعه‌ی انجام شده توسط Kabata-Pendias و Pendias نشان داد که فلز روی برای انتقال در بافت‌های گیاه با اسیدهای آلی باند می‌شود. همچنین ترکیب این عنصر با پروتئین‌هایی با وزن مولکولی کم در سیال بافت چوبی، تحرک بالای این فلز در گیاهان را به دنبال دارد. از سوی دیگر انتقال مس از طریق ترکیب شدن این عنصر با آمینواسیدهاست. نیکل به صورت یک کمپلکس نیکل پپتید منتقل می‌شود. کادمیوم نیز از طریق مسیرهای انتقال کلسیم منتقل می‌شود و کادمیوم از ریشه به سمت برگ حرکت می‌کند (Iskandar and Kirkham, 2001) زیرا اندازه‌ی شعاع یونی و بار الکتریکی کلسیم و کادمیوم مشابه است(Bhattacharya *et al.*, 2000). به نظر می‌رسد که انتقال سرب توسط عبور از نواحی غیر چوب پنبه‌ای آندودرم است. به هرحال مکانیسم انتقال سرب کمتر شناخته شده است (Prasad, 2004).

شایان ذکر است، علیرغم بالا بودن فلز روی در گیاه آبزی مورد مطالعه، با توجه به نیاز بدن در سنتز آنزیم‌های مختلف در فعالیت‌های متابولیسمی، خطر آن در مقایسه با عناصری چون سرب و کادمیوم بسیار کمتر است و کمبود این عنصر در بسیاری از کشورها از جمله ایران و مصر به طور عمومی گزارش شده است (اسماعیلی، ۱۳۸۱)، در حالی که حضور فلزات سرب و کادمیم در اکوسیستم‌های آبی و در زنجیرهٔ غذایی را باید بسیار جدی و خطری برای محیط زیست و انسان تلقی کرد.

با توجه به نتایج حاضر از مطالعه حاضر و حضور آلاینده‌ها در منطقه مورد مطالعه، توصیه می‌گردد پایش منظم و مداوم منطقه به منظور تعیین میزان آلودگی صورت گیرد. همچنین ایجاد قوانین به منظور کنترل آلودگی پساب‌های صنعتی و نیز ایجاد سیستم‌های مناسب برای تصفیه فاضلاب‌ها امری ضروری است. علاوه بر این، مطالعه زمین شناسی منطقه به منظور تعیین غلظت طبیعی فلزات حائز اهمیت است.

منابع

اسماعیلی‌ساری، ع.، ۱۳۸٤. آلاینده‌ها، بهداشت و استاندارد در محیط زیست. انتشارات نقش مهر، تهران، ۷۶۷ ص.

پروین‌نیا، م.، ۱۳۸۷. آلودگی آب‌های ساحلی، آبزیان و رسوبات ناشی از فعالیت فازهای مختلف منطقه ویژه اقتصادی انرژی پارس. دومین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، ۱۱ ص.

چراغی، م.، دادالهی سهراب, ع.، صفاهیه، ع.ر.، غانمی، ک. و دورقی، ع.ب. ۱۳۹۱. بررسی تجمع فلزات سنگین در بستر، برگ و ریشه گیاه حرا (*Avicennia marina*) در استان خوزستان. مجله علوم و فنون دریایی، دوره ۱۱، شماره ۴، صفحات ۵۶-۴۶.

چراغی، م.، صفاهیه، ع.ر.، دادالهی سهراب, ع.، غانمی، ک. و دورقی، ع.ب. ۱۳۹۲. تعیین غلظت فلزات سنگین در گیاه حرا و رسوبات بندر امام خمینی. اقیانوس‌شناسی، سال چهارم، شماره ۱۴، صفحات ۲۵-۱۹.

دانه‌کار، ا.، ۱۳۷٤. بیولوژی و اکوفیزیولوژی درختان مانگرو. فصلنامه جنگل و مرتع، قسمت اول، صفحات ۲۹-۲۴.

عرفانی، م.، دانه‌کار، ا. و اردکانی، ط.، ۱۳۸۷. بررسی ارتباط عناصر غذایی در سرشاخه‌ها و رسوب جنگل‌های مانگرو در خلیج گواتر استان سیستان و بلوچستان. مجله‌ی پژوهشی تحقیقات حمایت و حفاظت جنگل‌ها و مراتع ایران، جلد ۶، شماره ۲، صفحات ۱۳۷ -۱۱۸.

(FAO) Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2007. The world's mangroves 1980-2005. FAO Forestry Paper, 153, pp.1-6

Agoramoorthy, G.; Chen, F.; and Hsu, M.J., 2008. Threat of heavy metal pollution in halophytic and mangrove plants of Tamil Nadu, India, Environmental Pollution. 155: 320-326.

Bhattacharyya, M.H., Wilson, A.K., Rajan, S.S., and Jonah, M., 2000. Biochemical pathways in cadmium toxicity. In Molecular Biology and Toxicology of Metals (Eds. R.K. Zalups and J. Koropatnick). Taylor and Francis, London. pp. 34–74.

Cox, M. and Prada, M., 2005. Trace metal distribution within marine and estuarine sediments of western moreton bay, Queensland, Australia: relation to land use and setting. Geographical Research, 43: 173–193.

Defew, L.H., Mair J.M. and Guzman, H. M., 2005. An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. Marine Pollution Bulletin, 50: 547-552.

Gonzalez-Mendoza, D., Gold-Bouchot, G. and Escobedo-Graci, R.M., 2007. Coordinated responses of phytochelatin synthase and metallothionein genes in black mangrove, Avicennia germinans, exposed to cadmium and copper. Aquatic Toxicology, 83: 306-314.

Ikem, A. and Egiebor, N. O., 2005. Assessment of trace elements in canned fishes (mackerel, tuna, salmon, sardines and herrings) marketed in Georgia and Alabama (United States of America). Food Composition and Analysis, 18: 771-787.

Iskandar, I. K. and Kirkham, M. B., 2001. Trace elements in soil, Bioavailability, flux and transfer. CRC Press, LLC. 305 pp.

Kabata-Pendias, A. and Pendias, H., 2001. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca raton. 403 pp.

Kara, Y., 2005. Bioaccumulation of Cu, Zn and Ni from the wastewater by treated Nasturtium officinale. International Journal of Environmental Science and Technology, 2(1): 63-67.

Karbassi, A. R., Nabi-Bindhendi, Gh. R., 2005. Environmental geochemistry of heavy metals in a sediment core off Bushehr, Persian Gulf. Journal of Environmental Science and Health Engineering, 2(4): 255-260.

Kathiresan, K., 2003. How do mangrove forests induce sedimentation?. Revista de Biologia. Tropical, 51(2): 355-360.

Kupper, H., Mijovilovich, A., Meyer-Klaucke, W. and Kroneck, P.M.H., 2004. Tissue and age-dependent differences in the complexation of cadmium and zinc in the cadmium/zinc hyperaccumulator Thlaspi caerulescens (Ganges ecotype) revealed by X-ray absorption spectroscopy. Plant Physiology, 134: 748–757.

MacFarlane, G. R. and 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., 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., Koller, C. E. and Blomberg, S. P., 2007. Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves: A synthesis of field-based studies. Chemosphere, 69: 1454–1464.

MacFarlane, G. R., Pulkownik, A. and Burchett, M. D., 2003. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, Avicennia marina (Forsk.)Vierh.: biological indication potential. Environmental Pollution, 123: 139–151.

Machado, W., Moscatelli, M., Rezende L. G. and Lacerda, L. D., 2002. Mercury, zinc, and copper accumulation in mangrove sediments surrounding a large landfill in southeast Brazil. Environmental Pollution, 120: 455–461.

Madhava Rao, K. V., Raghavendra, A. S. and Janardhan Reddy, K., 2006. Physiology and molecular biology of stress tolerance in plants. Springer press, 351 pp.

Marchand, C., Lallier, E., Baltzer, F., Alberic, P., Cossa D. and Baillif, P., 2006. Heavy metals distribution in mangrove sediments along the mobile coastline of French Guiana. Marine Chemistry, 98:1–17.

Mojtahid, M., Jorissen, F. and Pearson, T. H., 2008. Comparison of benthic foraminiferal and macrofaunal responses to organic pollution in the Firth of Clyde (Scotland). Marine pollution Bulletin, 56: 42-76.

Nazli, M. F. and Hashim, N. R., 2010. Heavy Metal Concentrations in an Important Mangrove Species, Sonneratia caseolaris, in Peninsular Malaysia. EnvironmentAsia. 3: 50-55.

NRC (National Research Council), 2003. Bioavailability of contaminants in soils and sediments. The National Academics Press, 433pp.

Ohimain, E. I., Daniel, S., Olu, T. and Abah, O., 2009. Bioleaching of Heavy Metals from Abandoned Mangrove Dredged Spoils in the Niger Delta; A Laboratory Study. World Applied Sciences Journal. 7 (9): 1105-1113.

Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. Annual Review of Plant Biology, 56:15–39.

Prasad, M. N. V., 2004. Phytoremediation of metals and radionuclide's in the environment: the case for natural hyperaccumulators, metal transporters, soil-amending chelators and transgenic plants. 2nd ed. In: (Ed. M.N.V. Prasad). Heavy Metal Stress in Plants from Biomolecules to Ecosystems, Springer-Verlag, Berlin. pp. 345–391.

Preda, M. and Cox, M. E., 2002. Trace metal occurrence and distribution in sediments and mangroves, Pumicestone region, southeast Queensland, Australia. Environment International, 28: 433– 449.

Rahman, M. M., Chongling, Y. Rahman, M. M. and Islam K. S., 2009. Accumulation, distribution and toxicological effects induced by chromium on the development of mangrove plant Kandelia candel (L.) Druce. Ambiente e Agua- An Interdisciplinary Journal of Applied Science, 4(1): 6-19.

Ramos e Silva, C. A., Da Silva, A. P. and De Oliveira, S. R., 2006. Concentration, stock and transport rate of heavy metals in a tropical red mangrove, Natal, Brazil. Marine Chemistry. 99: 2-11.

Rion, B. and Alloway, J., 2004. Fundamental aspects of Zinc in soils and plants. International Zinc Association, 1-128.

Rodringuez, W and Feller, I.C., 2004. Mangrove landscape characterization and change in Twin Cays,belize using aerial photography and IKONOS satellite data. Atoll research Bulletin, 513. National Museum of National History .U.S.A.

Saleem, M., Rizvi, S. H. N., Kahkashan, S. and Aftab, J., 2009. Heavy metal levels in sediment and mangrove of Karachi coast.

Subandar, A. S. Alhazeem, H. and Alsaffer, A. H., 2001. Mangrove replanting Scheme in Kuwait: An Evaluation and advantages. In: Mangrove Ecosystems: Natural Distribution. Biology and Management. (eds. R. B. Narayana, K. T. Faisal and Al-Nasser A.). Kuwait Institute for Scientific Research. pp. 219-234.

Subramanian, A. N., 2000. Persistent Chemicals, Centre for Marine Environmental Studies, Ehime University, Japan. 489-501 pp.

Szalinska, E., Ken, G. Drouillard, Fryer, B. and Douglas Haffner, G., 2006. Distribution of Heavy Metals in Sediments of Detroit River. Journal of Great Lake Research, 32(3): 442-454.

Tam, N. F. Y. and Wong, W. S., 2000. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. Environmental Pollution, 110: 195–205.

Udofia, G. E., Essien, J. P., Eduok S. I. and Akpan, B. P., 2009. Bioaccumulation of heavy metals by yeasts from Qua Iboe estuary mangrove sediment ecosystem, Nigeria. African Journal of Microbiology Research. 3(12): 862-869.

Vardanyan, L. G. and Ingole, B. S., 2004. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake system, Institute of Hydroecology and Ichthyology of National Academy of Sciences. pp 1-27.

Veerasingam, S., Raja, P., Venkatachalapathy, R., Mohan, R. and Sutharsan, P., 2010. Distribution of Petroleum Hydrocarbon Concentration In Coastal Sediment along Tamilnadu Coast, India. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences. 5(2): 5-8.

Yap, C. K., Ismail, A., Tan, S. G. and Omar, H., 2002. Correlations between speciation of Cd, Cu, Pb and Zn in sediment and their concentrations in total soft tissue of green-lipped mussel Perna viridis from the west coast of Peninsular Malaysia. Environment International, 28: 117-126.

Zahed, M. A., Rouhani, F., Mohajeri, S., Bateni, F. and Mohajeri L., 2010. An overview of Iranian mangrove ecosystems, northern part of the Persian Gulf and Oman Sea. Acta Ecologica Sinica, 30: 240–244.

Zhang, J. E., Liu, J. L., Ouyang, Y., Liao, B. W. and Zhao, B. L., 2010. Removal of nutrients and heavy metals from wastewater with mangrove Sonneratia apetala Buch-Ham. Ecological Engineering, 36: 807- 812.

Zheng, S., Zheng, D., Liao, B. and Li, Y., 1997. Tideland pollution in Gungdong province of china and mangrove afforestation. Forest Research, 10(6): 639-649.

Zhou, Y. W., Zhao, B., Peng, Y. S. and Chen, G. Z., 2010. Influence of mangrove reforestation on heavy metal accumulation and speciation in intertidal sediments. Marine Pollution Bulletin, 60(8):1319-24.