اقیانوس‌شناسی/ سال هفتم/ شماره ۲۷/ پاییز ۱۳۹۵/۱۰/۷۸-۶۹

بررسی ضریب همبستگی میان فلزات سنگین در جلبک *Chaetomorpha* sp.، آب و رسوب در آبگیر تصفیه خانه‌های آب شرب محدوده رودخانه کارون

حمیدرضا پورخباز[1*]، فریبا هدایت‌زاده[2]، میترا چراغی[3]

۱- استادیار گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء(ص) بهبهان، پست الکترونیکی: pourkhabbaz@bkatu.ac.ir

۲- دانشجوی کارشناسی ارشد آلودگی‌های محیط زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء(ص) بهبهان، پست الکترونیکی: hedayatzadeh.fariba@yahoo.com

۳- مربی گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء(ص) بهبهان، پست الکترونیکی: cheraghi@bkatu.ac.ir

تاریخ دریافت: ۹۴/۱۲/۲۵ * نویسنده مسوول تاریخ پذیرش: ۹۵/۷/۱۷

چکیده

در مطالعه حاضر به‌منظور سنجش میزان فلزات سنگین (سرب، روی، کروم و کادمیوم) در رودخانه کارون از جلبک به عنوان شاخص زیستی استفاده گردید. بدین منظور نمونه‌برداری از جلبک غالب منطقه (*Chaetomorpha* sp.)، آب و رسوبات ۶ ایستگاه در رودخانه کارون در فصل تابستان (۱۳۹۴) صورت گرفت. پس از هضم اسیدی نمونه‌ها، غلظت فلزات سنگین با استفاده از دستگاه جذب اتمی شعله اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که میانگین غلظت سرب، روی، کروم و کادمیوم در آب به‌ترتیب برابر ppm ۲/۵۰، ۷/۰۴، ۴/۳۲ و ۰/۲۸، در رسوب به ترتیب برابر ppm ۲۶/۱۱، ۷۲/۳۶، ۵۳/۱۴ و ۳/۶۸ و در بافت جلبک به‌ترتیب برابر ppm ۲۰/۵۹، ۵۸/۰۸، ۳۷/۳۶ و ۱/۲۷ می‌باشد. همبستگی مثبت و معنی‌داری میان غلظت فلزات در رسوبات با بافت جلبک به دست آمد که نشان داد جلبک *Chaetomorpha* sp. پایشگر زیستی مناسبی برای فلزات سنگین مذکور در رودخانه کارون است.

کلمات کلیدی: *جلبک، پایشگر زیستی، فلزات سنگین، رودخانه کارون.*

۱. مقدمه

رشد و توسعه فعالیت‌های شهری و صنعتی در طی چند دهه اخیر منجر به آلودگی محیط‌زیست شده که این مسئله، بحران بزرگی را به وجود آورده است. در این میان آلودگی بوم‌سامانه-های آبی، یکی از تهدیدهای جدی محیط‌زیست است (Bryan, 2000). آلاینده‌های شیمیایی از جمله فلزات سنگین، یکی از خطرناک‌ترین آلاینده‌ها به شمار می‌روند. بوم‌سامانه‌های آبی به طور طبیعی دریافت‌کننده نهایی این فلزات محسوب می‌شوند و فلزات به تدریج در اعماق آنها رسوب می‌کنند (Froghi et al., 2007) فلزات سنگین به دلیل برخورداری از خاصیت تجمع-پذیری در بافت‌های مختلف و عدم تجزیه‌پذیری و نیز مقاومت

در برابر تغییرات بیولوژیکی پس از ورود به محیط در چرخه حیات به حرکت خود ادامه می‌دهند، به همین دلیل بررسی و پیگیری نحوه ورود این عناصر از طریق منابع مختلف شهری، صنعتی و کشاورزی به منابع پذیرنده توجه بسیاری از محققین را به خود جلب نموده است (Demirak et al., 2006) تعیین آلودگی فلزات سنگین در بوم‌سامانه‌های آبی از طریق روش‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی مانند ارزیابی غلظت آنها در آب، رسوب یا موجودات آبزی انجام می‌گردد (Laboy-Nieves and Conde, 2001) البته آنالیز شیمیایی آب و رسوب، تنها سطح آلودگی را مشخص می‌کند، اما برای ارزیابی کیفیت زیست شناختی ناحیه مورد مطالعه کافی نیست. بنابراین یکی از مهم‌ترین روش‌ها برای اندازه‌گیری حضور و اثرات فلزات سنگین در محیط‌آبی، استفاده از پایشگرهای زیست محیطی است (Fernandez and Berias, 2001). امروزه موجودات بسیاری به عنوان شاخص‌های زیستی در محیط‌های آبی به کار گرفته می‌شوند. در این میان جلبک‌ها به علت داشتن ویژگی‌های منحصر به فردی همچون فراوانی و گستردگی مناسب، قرار داشتن در قسمت‌های ابتدایی زنجیره-غذایی، قابلیت جذب بالای فلزات سنگین و همچنین بسترزی و ثابت بودن، می‌توانند شاخص با ارزش زیست‌محیطی زیستگاه خود باشند (Cardwell et al., 2002). از این رو مطالعات زیادی در رابطه با استفاده از جلبک به عنوان پایشگرزیستی فلزات سنگین در محیط‌های آبی در ایران و سایر نقاط جهان انجام شده است. از جمله می‌توان به مطالعه قمرزاده (۱۳۸۷) اشاره کرد که در نواحی ساحلی شهرستان بوشهر، گونه *Sargassum vulgare* را به عنوان شاخص مناسب پایش‌زیستی فلز سرب در این سواحل معرفی نمود. مطالعه دادالهی‌سهراب و همکاران (۱۳۹۰) در مناطق ساحلی استان هرمزگان نشان داد که گونه *Padina pavonica* بیشترین میزان غلظت فلزات را در خود تجمع داده است. بررسی میزان غلظت فلزات سنگین در رودخانه شور با استفاده از جلبک توسط زارع و همکاران (۱۳۹۱) و در رودخانه بشار توسط ارجمند و همکاران (۱۳۹۳)، جلبک *Spirogyra* sp. به عنوان شاخص‌زیستی معرفی گردید. در مطالعه Samir و همکاران (۲۰۱۳) در سواحل دریای مدیترانه، جلبک *Ulva* sp. به عنوان شاخص‌زیستی فلزات سنگین گزارش شد. در رودخانه کارون نیز که یکی از مهم‌ترین بوم‌سامانه‌های آبی و پرآب‌ترین رودخانه استان خوزستان است، توزیع گسترده‌ای از گونه‌های مختلف جلبکی قابل مشاهده است. از فراوان‌ترین گونه‌های جلبکی این رودخانه می‌توان به *Chaetomorpha* sp. اشاره کرد که جنس معمول و گسترده‌ای از جلبک سبز متعلق به شاخه Chlorophyta، راسته Cladophorales و خانواده Cladophoraceae است. از ویژگی‌های ریخت‌شناسی این جلبک، بافت رشته‌ای کشیده و درهم تنیده، ضخیم، غیرمنشعب و به وضوح بندبند و به رنگ سبز تیره است. اغلب در مناطق جزر و مدی رشد می‌کند. انواع مختلفی دارند، که برخی مقاوم تر نسبت به بقیه هستند. به دلیل رشد سریع و توانایی بالای آن‌ها در حذف مواد مغذی اضافی و سموم مضر در فیلتر کردن آب، عالی عمل می‌کنند. لذا امروزه به شدت در صنعت آکواریوم استفاده می‌شوند (Leliaert et al., 2011).

سرچشمه اولیه رودخانه کارون در کوه‌های زاگرس مرکزی و زردکوه بختیاری قرار دارد و از طریق شاخه‌های بهمنشیر و اروندرود به خلیج فارس می‌ریزد. طول رودخانه کارون ۹۵۰ کیلومتر است و حوضه آبریز آن منطقه‌ای به وسعت ۶۶۹۳۰ کیلومتر مربع را شامل می‌شود (عربشاهی و منصوری، ۱۳۸۰). پهنا و عمق رودخانه نیز در طول مسیر متفاوت است (حسینی زارع، ۱۳۸۱). میزان آلودگی رودخانه کارون در طی ۱۰ سال اخیر در نتیجه ورود پساب‌های خانگی، صنعتی و افزایش آب برگشتی از آبیاری کشاورزی افزایش قابل توجهی داشته است. به‌طوری که پساب ناشی از زهکش‌های کشاورزی ۸۲/۵٪، پساب‌های صنعتی ۹/۵۷٪ و فاضلاب‌های شهری به میزان ۷/۹۳٪ در آلودگی رودخانه کارون نقش دارند (بهمنی و همکاران، ۱۳۸۷). تامین آب شرب بسیاری از شهرهای استان توسط رودخانه کارون از یک سو، و روند رو به افزایش آلودگی در این بوم‌سامانه آبی از سوی دیگر نشان‌دهنده اهمیت بررسی کیفیت آب رودخانه کارون از نظر بسیاری از آلاینده‌ها است. لذا هدف از مطالعه حاضر، بررسی تغییرات غلظت فلزات سنگین در آب، رسوب و جلبک غالب رودخانه کارون و نیز تعیین رابطه بین غلظت فلزات سنگین در جلبک‌ها و محیط زیست آن‌ها (آب و رسوب) به منظور امکان استفاده از جلبک غالب *Chaetomorpha* sp. در جذب و پایش فلزات سنگین در منطقه است.

۲. مواد و روش‌ها

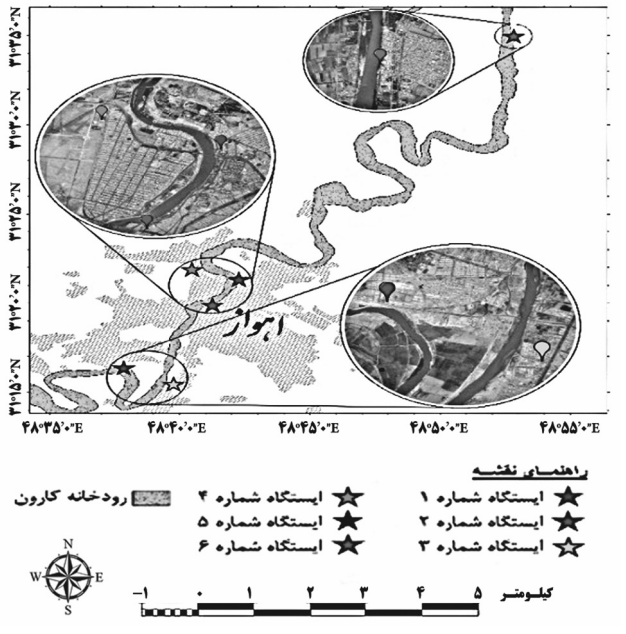
رودخانه کارون یکی از پرآب‌ترین و طویل‌ترین رودخانه‌های ایران است که در مختصات بین ۴۸ درجه و ۴ دقیقه تا ۵۱ درجه

و ۵۵ دقیقه طول شرقی، و ۳۰ درجه و ۱۷ دقیقه تا ۳۲ درجه و ۴ دقیقه عرض شمالی قرار گرفته است (حسینی زارع، ۱۳۸۱). به دلیل وسعت بالای این مجموعه و اهمیت بالایی که کیفیت آب رودخانه برای مصارف متفاوت دارا است، مقطعی از رودخانه که محل آبگیر تصفیه خانه‌های آب شرب شهرستان‌های اهواز و ملاثانی می‌باشد به عنوان محدوده مطالعاتی مدنظر قرار گرفته است.

در این مطالعه از آب، رسوب و جلبک منطقه در فصل تابستان ۱۳۹۴ از ۶ ایستگاه و از هر ایستگاه با سه بار تکرار نمونه‌برداری انجام گرفت (شکل ۱). موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های مورد مطالعه توسط GPS ثبت گردید که در جدول ۱ آورده شده است.

جدول ۱: موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری

ایستگاه	عرض جغرافیایی (شمالی)	طول جغرافیایی (شرقی)	توضیحات
۱	"۳۱° ۲۱'۲۰	"۴۸°۴۲'۱۶	تصفیه‌خانه گلستان
۲	"۳۱°۱۹'۵۴	"۴۸°۴۱'۱۵	تصفیه‌خانه کوت عبدالله
۳	"۳۱°۱۵'۲۸	"۴۸°۳۹'۴۵	تصفیه‌خانه شماره۳
۴	"۳۱°۲۱'۵۴	"۴۸°۴۰'۲۸	تصفیه‌خانه شماره۱
۵	"۳۱°۱۶'۲۲	"۴۸°۳۷'۵۱	تصفیه خانه شماره۲
۶	"۳۱°۳۴'۵۹	"۴۸°۵۲'۴۹	تصفیه‌خانه ملاثانی



شکل ۱: موقعیت منطقه و ایستگاه‌های مورد مطالعه

نمونه‌های آب از حدود ۵۰ سانتیمتری سطح آب جمع‌آوری شدند و یک میلی‌لیتر اسید نیتریک به هر ظرف نمونه‌برداری برای رسیدن به pH=۱ اضافه گردید. نمونه‌های رسوب نیز از ۵ سانتیمتری سطح بستر با استفاده از کاردک پلاستیکی برداشت شدند و نمونه‌برداری از جلبک نیز به صورت برداشت با دست و با استفاده از کوادرات با ابعاد ۵۰ ×۵۰ سانتیمتر جهت برداشت تصادفی نمونه‌ها صورت گرفت. نمونه‌های برداشت شده به طور جداگانه در ظروف نمونه‌برداری اسید شویی شده قرار داده شد و در یخدان حاوی یخ به آزمایشگاه منتقل گردید. به‌منظور هضم نمونه‌های آب، ۲۰ میلی‌لیتر از نمونه‌های آب با ۵ میلی‌لیتر اسید HNO_3 (۶۹ ٪) و ۲ میلی‌لیتر اسید H_2O_2 (۳۰ ٪) ترکیب شدند (Islam et al., 2015). نمونه‌های رسوب نیز به مدت ۲۴ ساعت (تا ثابت شدن وزنشان) در آون در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک گردیدند. سپس به منظور یک‌دست کردن نمونه‌ها، رسوبات خشک شده داخل هاون کوبیده شده و با استفاده از الک ۶۳ میکرون الک شدند. برای تعیین غلظت کلی فلزات در نمونه‌های رسوب از روش ارایه شده توسط Yap و همکاران (۲۰۰۲) استفاده شد به گونه‌ای که جهت سنجش فلزات (کادمیوم، سرب، روی و کروم) یک گرم از رسوب الک شده را با افزودن ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ (۶۵٪) و اسید پرکلریک (۶۰٪) به نسبت ۴:۱ و قرار دادن روی دستگاه هضم، به مدت یک ساعت در دمای ۴۰ درجه سانتیگراد و ۴ ساعت در دمای ۱۴۰درجه سانتیگراد هضم گردید (Yap et al., 2002). نمونه‌های جلبک نیز در آزمایشگاه با آب دو بار تقطیر شستشو داده شدند و سپس تمامی نمونه‌ها در آون با دمای ۸۵ درجه سانتیگراد به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند. نمونه-های خشک شده در هاون چینی پودر و در ظروف پلاستیکی مخصوص نگه‌داری شدند (Ganesan et al., 1991). برای هضم نمونه‌های جلبک حدود ۱ گرم از جلبک پودر شده را با استفاده از ترازوی دیجیتال با دقت ۰/۰۰۰۱ گرم اندازه‌گیری و عمل هضم شیمیایی با ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ انجام شد. پس از گذشت حدود یک شب (حداقل ۱۲ ساعت) به منظور انجام عمل هضم مقدماتی در دمای اتاق، نمونه‌ها برای هضم کامل روی دستگاه صفحه داغ در دمای ۱۴۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۵ ساعت قرار گرفتند (Rajendran et al., 1993). پس از اتمام عمل هضم، نمونه‌ها در بالن حجمی ۲۵ میلی‌لیتر، با آب دو بار تقطیر به حجم رسانده شدند و از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده و تا زمان تزریق به دستگاه جذب اتمی در ظروف مخصوص در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد در یخچال نگهداری شدند. سرانجام برای سنجش فلزات سنگین از دستگاه جذب اتمی شعله مدل Perkin Elmer (Analyst300) استفاده گردید.

جهت تجزیه و تحلیل داده‌ها از نرم‌افزار SPSS، نسخه ۲۲ و جهت ترسیم نمودارها از نرم‌افزار Excel استفاده گردید. ابتدا داده‌ها با استفاده از آزمون Shapiro Wilk مورد آزمون نرمالیتی قرار گرفتند و سپس جهت بررسی همبستگی میان غلظت فلزات سنگین رسوبات با غلظت آنها در آب و جلبک مورد مطالعه، از ضریب همبستگی پیرسون استفاده شد. هچنین درصد انحراف استاندارد نسبی (RSD٪)[1] برای هر یک از فلزات جهت ارزیابی دقت و تکرارپذیری روش نیز محاسبه گردید که مقدار آن بین ۲/۶ تا ۴/۱ اندازه‌گیری شد.

۳. نتایج و بحث

نتایج حاصل از بررسی میانگین غلظت فلزات سنگین در آب، رسوب و جلبک در جدول ۲ آمده است. در میان عناصر مورد مطالعه، بیشترین میانگین غلظت فلز در آب، رسوب و جلبک متعلق به فلز روی (۷/۰۴، ۷۲/۳۶ و ۵۸/۰۸) و کمترین مربوط به عنصر کادمیوم (۰/۲۸، ۳/۶۸ و ۱/۲۷) است.

جدول ۲: میانگین غلظت فلزات سنگین (ppm) در آب، رسوب و جلبک منطقه مورد مطالعه در فصل تابستان ۱۳۹۴

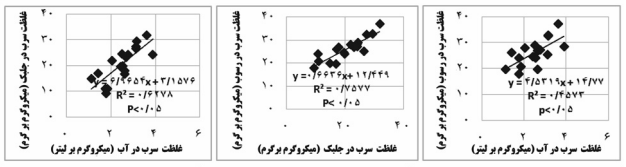
	شاخص	Pb	Zn	Cr	Cd
	حداقل	۱/۱۲	۱/۵۵	۱/۶۲	۰/۱۷
آب	حداکثر	۳/۸۹	۱۱/۳۸	۷/۱۲	۰/۴۱
(n= ۱۸)	میانگین	۲/۵۰	۷/۰۴	۴/۳۲	۰/۲۸
	انحراف معیار	۰/۷۳	۲/۷۵	۱/۴۸	۰/۰۸
	حداقل	۱۷/۸۱	۵۱/۹۱	۴۶/۱۸	۲/۹۱
رسوب	حداکثر	۳۷/۱۶	۹۴/۸۸	۶۹/۵۷	۵
(n= ۱۸)	میانگین	۲۶/۱۱	۷۲/۳۶	۵۳/۱۴	۳/۶۸
	انحراف معیار	۴/۹۵	۱۳/۶۴	۷/۳۳	۰/۵۱
	حداقل	۹/۲۸	۳۸/۱۷	۳۱/۰۲	۰/۸۰
جلبک	حداکثر	۳۱/۹۱	۷۶/۲۵	۴۹/۰۵	۲/۱۴
(n= ۱۸)	میانگین	۲۰/۵۹	۵۸/۰۸	۳۷/۳۶	۱/۲۷
	انحراف معیار	۶/۴۹	۱۱/۹۵	۵/۲۶	۰/۴۰

بررسی غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه در آب، رسوب و جلبک نشان داد که الگوی تجمع عناصر مختلف بدین صورت است: کادمیوم < سرب < کروم < روی. همان‌گونه که مشاهده می‌شود فلز روی نسبت به سایر عناصر دارای غلظت بالاتری است که دلیل بالا بودن میزان این عنصر در منابع آبی می‌تواند ورود پساب ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، صنایع و فاضلاب‌های خانگی به این بوم‌سامانه‌ها باشد (رجایی و همکاران، ۱۳۹۱). در رودخانه کارون نیز بر اثر توسعه شدید شهرنشینی، صنایع، فن‌آوری و افزایش سطوح زیرکشت، سالانه آلاینده‌های مختلفی از نظر فیزیکی، شیمیایی و زیستی وارد می‌گردند (حسینی‌زارع، ۱۳۸۱). همچنین دلیل غلظت بالای این عنصر نسبت به سایر عناصر در جلبک غالب منطقه، این است که غلظت روی در رسوبات در سطوح بالاتری نسبت به سایر فلزات است و از طرفی روی از عناصر ضروری برای رشد موجودات زنده می‌باشد و در بسیاری از فرآیندهای متابولیکی و فیزیولوژیکی گیاه نقش دارد (Kara, 2005). از طرفی بر اساس مطالعات Kabata-Pendias و Pendias (۲۰۰۱)، فلز روی اثر معکوس بر سایر فلزات در بافت‌های گیاهی دارد، یعنی زمانی که جذب فلز روی توسط بافت‌ها بالا باشد، جذب عناصر دیگر کاهش می‌یابد. این الگوی به دست آمده در این مطالعه با تعدادی از مطالعات انجام شده در بوم‌سامانه‌های آبی سایر نقاط مطابقت دارد. نتایج مطالعه اکاتی و الهبیگی(۱۳۹۲) در بررسی میزان تجمع زیستی فلزات سنگین در جلبک قهوه‌ای (*Cystoseria indica*) سواحل دریای عمان نشان داد که در این مطالعه غلظت فلز روی در جلبک نسبت به سایر عناصر فلزی بیشتر است. همچنین مطالعه Dadolahi-Sohrab و همکاران (۲۰۱۱) در بررسی میزان غلظت برخی فلزات در منطقه تنگه هرمز نشان داد که میانگین سطح فلزات در رسوبات و جلبک به ترتیب Fe>Zn>Pb>Ni>Cu>Cd بوده است. در این دو مطالعه بیان شد، احتمالا از آنجاییکه روی به عنوان عنصر ضروری برای جلبک بوده و غلظت این فلز در رسوبات در سطوح بالایی قرار داشته، در نتیجه میزان تجمع آن بیشتر است. از طرف دیگر در میان عناصر مورد مطالعه کمترین غلظت در آب، رسوب و جلبک مربوط به عنصر کادمیوم است. کادمیوم از عناصر آلوده کننده‌ای است که نفوذ آن در آب می‌تواند ناشی از استفاده کودهای شیمیایی (کودهای فسفاته) در فعالیت‌های کشاورزی، رسوب‌های آلوده اتمسفری ناشی از کارخانجات صنعتی و پساب فعالیت‌های صنعتی یا معادن باشد. با توجه به میزان عنصر کادمیوم در رسوبات دریایی (در محدوده ۰/۱تا ۰/۶ میکروگرم برگرم وزن خشک) اختصاص کمترین غلظت میان عناصر اندازه‌گیری شده به عنصر کادمیوم در رسوبات توجیه پذیر است (Battelle and Exponent, 2000). همچنین تجمع فلزات به نوع پلی‌ساکارید در جلبک و الکترونگاتیوی فلزات بستگی دارد و با توجه به اینکه عناصر مختلف، الکترونگاتیوی متفاوتی

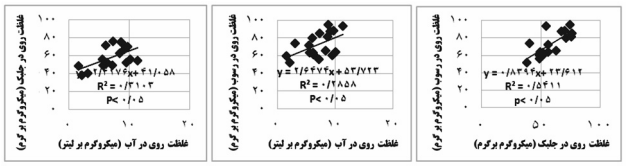
[1] Relative Standard Deviation

دارند، این می‌تواند در جذب فلزات در سطوح مختلف توسط جلبک نیز تاثیرگذار باشد (Vymazal, 1995). همچنین به دلیل اینکه کادمیوم الکترونگاتیوی کمتری در مقایسه با سایر فلزات مورد نظر دارد، پس کمترین تجمع را در جلبک خواهد داشت. از طرفی در مبحث جذب زیستی فلزات سنگین، همواره دو مسیر عمده برای ورود به درون گیاه وجود دارد. که شامل ورود مواد آلاینده از طریق فضای برون سلولی و دیواره سلولی است که معکوس پذیر بوده و با سرعت بالا به وقوع می‌پیوندد. و همین-طور از طریق غشاء سلولی است که به صورت آهسته، با صرف انرژی و غیرقابل برگشت است. و چون فلزی همچون روی از مسیر اول و کادمیوم از مسیر دوم به درون گیاه نفوذ کرده و در آنها انباشته می‌شود در نتیجه، بیشترین میزان روی و کمترین میزان کادمیوم در جلبک خواهد بود (پرهیزکار و دادالهی‌سهراب، ۱۳۸۹). مطالعه Samir و همکاران (۲۰۱۳) نیز در بررسی غلظت فلزات سنگین در سواحل دریای مدیترانه نشان داد که میانگین غلظت فلزات در بافت جلبک *Ulva* sp. به صورت Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cd است و کادمیوم کمترین غلظت را دارد. همچنین نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که بخش‌های گوناگون (آب، رسوب و جلبک) مقادیر مختلفی از عناصر را در خود ذخیره می‌کنند و الگوی تجمع همه عناصر در این بخش‌ها به صورت آب < جلبک < رسوب است. پس میزان تجمع فلزات در رسوب بیشتر می‌باشد که در نتیجه می‌تواند به این دلیل باشد که در آب عناصر ناپایدار هستند و از ستون آب جدا شده و در رسوبات ته نشین می‌شوند، از این رو بیشترین میزان تجمع این عناصر در رسوبات می‌باشند. حضور رسوبات در بستر و ستون آب، به دلیل تمایل یون‌های فلزی برای جذب شدن توسط ذرات رسوب، نقش مهمی در انتقال و سرنوشت یون‌های فلزات سنگین در رودخانه‌ها، تالاب‌ها، دریاها و غیره ایفا می کنند (مهدوی و همکاران، ۱۳۸۷)، به‌طوری که بیش از ۹۰٪ فلزات سنگین وارد شده به بوم‌سامانه‌های آبی به ذرات معلق متصل شده و یا در رسوبات تجمع پیدا می‌کنند (Luo et al., 2010). از طرفی با توجه به اینکه عناصر موجود در رسوبات در فازهای مختلفی هستند فقط بخشی از عناصر رسوبات که در دسترس زیستی جلبک هستند قابلیت جذب توسط جلبک را دارند، لذا میزان عناصر در جلبک نسبت به رسوب کمتر است.

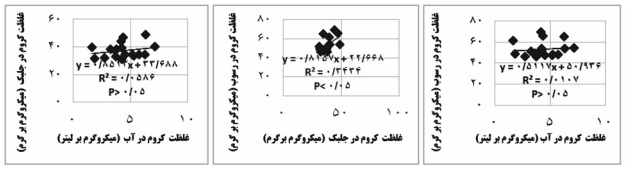
نتایج حاصل از بررسی همبستگی غلظت فلزات در بخش‌های مختلف (آب، رسوب و جلبک) در این مطالعه بیانگر وجود ارتباط مثبت و معنی‌دار بین غلظت فلزات اندازه‌گیری شده در بافت جلبک و رسوب است (P<۰/۰۵) (شکل‌های ۵-۲). بررسی ارتباط میان غلظت فلزات در آب و جلبک، برای فلزات روی و سرب همبستگی معنی‌داری نشان داد (P<۰/۰۵). برای فلزات کروم و کادمیوم همبستگی معنی‌داری وجود نداشت (P>۰/۰۵). بررسی ارتباط میان غلظت فلزات در آب و رسوب برای فلزات روی و سرب همبستگی معنی‌داری را میان آنها نشان داد (P<۰/۰۵). اما بررسی این ارتباط برای فلزات کروم و کادمیوم نشان داد که همبستگی معنی‌داری بین آنها وجود ندارد (P>۰/۰۵).



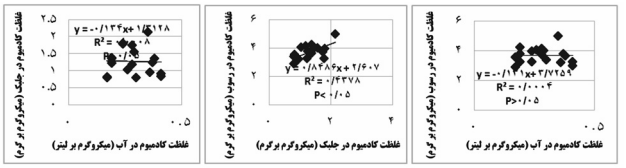
شکل ۲: همبستگی غلظت سرب در آب، رسوب و جلبک



شکل ۳: همبستگی غلظت روی در آب، رسوب و جلبک



شکل ۴: همبستگی غلظت کروم در آب، رسوب و جلبک



شکل ۵: همبستگی غلظت کادمیوم در آب، رسوب و جلبک

نتایج حاصل از مطالعه حاضر ارتباط مثبت و معنی‌دار بین غلظت فلزات اندازه‌گیری شده در بافت جلبک و رسوب برای فلزات سرب، روی، کروم و کادمیوم نشان داد. ضریب همبستگی برای فلزات روی، کروم، سرب و کادمیوم (در رسوب و جلبک)

به ترتیب ۰/۷۳۶، ۰/۵۸۶، ۰/۸۷۱و ۰/۶۵۹ مشاهده شد. از این رو جلبک پایشگر زیستی مناسبی برای تمام فلزات مورد مطالعه به ویژه سرب و روی است. این ارتباط مثبت بدین دلیل است که تجمع فلزات در جلبک از محیط‌هایی که ارتباط جلبک با محیط بیشتر است افزایش می‌یابد. به همین دلیل چون جلبک در تماس مستقیم با بستر رسوبات است در نتیجه همبستگی و ارتباط غلظت فلزات در رسوب و جلبک بیشتر از آب و جلبک است. از طرفی با توجه به اینکه بعضی از گونه‌ها قادر به جذب عناصر به طور مستقیم از رسوب (از طریق پایه گیاه و ریزوئیدها، که در آن غلظت فلزات بسیار بالاتر از ستون آب) هستند (Zbikowski et al., 2006) پس ارتباط معنی‌داری بین غلظت فلزات در آنها با رسوب وجود دارد. نتایج مطالعه حاضر با نتایج مطالعه اله وردی و همکاران (۱۳۹۰) در استفاده از محتوای کلروفیل دو جلبک Ulva *intestialis* و *Sargassum angustifohum* به عنوان شاخص آلودگی فلزی مطابقت داشت. همچنین نتایج مطالعه حاضر با نتایج مطالعه پرهیزکار و دادالهی سهراب (۱۳۸۹) در بررسی میزان غلظت فلزات سنگین در آب‌های نواحی ساحلی بوشهر با استفاده از رسوبات بستر و بافت ماکروجلبک‌های غالب منطقه (*Entromorpha* sp.)، مطابقت داشت. همچنین بررسی ارتباط میان غلظت فلزات در آب با جلبک و آب با رسوب برای فلزات روی و سرب همبستگی معنی‌داری میان آنها نشان داد و ضریب همبستگی برای این دو فلز به ترتیب در آب با جلبک، ۰/۵۵۷و ۰/۷۹۲ و در آب با رسوب، ۰/۵۳۵ و ۰/۶۷۵ ۰به دست آمد ($P<0/05$). نتایج حاصل از بررسی ارتباط میان غلظت فلزات کروم و کادمیوم در آب با جلبک و در آب با رسوب نشان داد که همبستگی معنی‌داری بین آنها وجود ندارد ($P>0/05$). وجود ارتباط مثبت و معنی‌دار بین غلظت دو فلز روی و سرب در جلبک و آب و رسوب، مبین این است که انتقال این دو فلز از آب به رسوب و جلبک وجود دارد و با افزایش غلظت این فلزات در آب، غلظت آنها در بافت جلبک نیز افزایش می‌یابد و جلبک می‌تواند پایشگر زیستی مناسبی در آب برای این دو فلز به ویژه فلز سرب باشد. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که میزان تجمع فلزات در آب، رسوب و جلبک متفاوت است و بیشترین میزان تجمع در رسوب، سپس جلبک و به میزان کمتری در آب بوده و با توجه به اینکه همبستگی مثبت و معنی‌داری بین غلظت تمام فلزات مورد نظر در رسوب و جلبک وجود داشت، از این رو می‌توان از این نوع جلبک برای بررسی سطح آلودگی در منطقه استفاده کرد. گروه‌های شیمیایی متعددی به عنوان مسوول اتصال به فلز روی سطح جلبک‌ها پیشنهاد شده‌اند. از جمله این گروه-های شیمیایی می‌توان به گروه کربوکسیل، هیدروکسیل، آمید، اتر و غیره اشاره کرد که در واقع جذب به دلیل تبادل الکترونی بین کاتیون‌های فلزی با گروه‌های فعال دیواره سلولی صورت می‌گیرد (Lodeiro et al., 2006).

در مطالعه حاضر به دلیل اهمیت زیست‌محیطی و بهداشتی موضوع، علاوه بر بررسی غلظت فلزات سنگین منطقه، به مقایسه میانگین غلظت فلزات مورد مطالعه در آب رودخانه با استانداردها و حداکثر حد مجاز تعیین شده این فلزات توسط سازمان‌های مختلف ملی و بین‌المللی پرداخته شد.

جدول ۳: حداکثر حد مجاز تعیین شده فلزات سنگین در آب آشامیدنی توسط سازمان-های مختلف ملی و بین‌المللی

موقعیت	غلظت فلزات سنگین (میکروگرم بر لیتر)				منبع
	Pb	Zn	Cr	Cd	
USEPA (2008)	۱۵	۵۰۰۰	۱۰۰	۵	(Mebrahtu & Zerabruk, 2011)
WHO	۱۰	–	۵۰	۳	(Who 2008)
Iranian (1997)	۵۰	–	۵۰	۱۰	(Mebrahtu & Zerabruk, 2011)
EU (1998)	۱۰	–	۵۰	۵	(Mebrahtu & Zerabruk, 2011)
Indian (2005)	۱۰۰	۵۰۰۰	۵۰	۱۰	(Mebrahtu & Zerabruk, 2011)
Australian (1996)	۱۰	۳۰۰۰	۵۰	۲	(Mebrahtu & Zerabruk, 2011)
New Zealand (2008)	۱۰	۱۵۰۰	۵۰	۴	(Mebrahtu & Zerabruk, 2011)
FAO	۵۰۰۰	۲۰۰۰	۱۰۰	۱۰	(Bichi and Bello, 2013)
CEQG	۷	۳۰	۸/۹	۰/۰۷	(CEQG, 2007)
رودخانه کارون	۲/۵۰	۷/۰۴	۴/۲۳	۰/۲۸	مطالعه حاضر

نتایج این مطالعه نشان داد که میانگین غلظت فلزات (سرب، روی، کروم و کادمیوم) اندازه‌گیری شده در آب ایستگاه‌های نمونه‌برداری T در مقایسه با برخی استانداردهای ملی و بین-المللی مختلف از جمله استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA)، سازمان جهانی بهداشت (WHO)، استاندارد ملی ایران و استانداردهای تعیین شده توسط سایر کشورها پایین‌تر است و در هیچ یک از ایستگاه‌ها آلودگی محسوب نمی‌شود. همچنین میانگین غلظت این فلزات در آب منطقه در مقایسه با استاندارد سازمان خواروبار و کشاورزی جهت مصارف آبیاری کمتر از مقادیر استاندارد و قابل قبول است، بنابراین آب رودخانه کارون می‌تواند منبع مطمئن و قابل قبولی جهت مصارف کشاورزی نیز به حساب آید. همچنین طبق

استاندارد ارایه شده بر اساس راهنمای کیفیت آب کانادا برای حفاظت از موجودات آبزی (آب شیرین)، به جز فلز کادمیوم با میانگین ۰/۲۸ میکروگرم بر لیتر که بیشتر از حد مجاز این استاندارد است، غلظت سایر فلزات کمتر از استاندارد ارایه شده کیفیت آب کانادا برای حفاظت از حیات موجودات آبزی می‌باشند. مصرف کادمیوم در بخش فعالیت‌های کشاورزی (سموم شیمیایی و یا کودهای فسفاته) یک منبع ورودی کادمیوم به محیط زیست تلقی می‌شود. از این رو احتمال می‌رود علاوه بر خصوصیات زمین شناسی، فعالیت‌های انسانی (فعالیت‌های کشاورزی و فاضلاب انسانی) یکی از دلایل تاثیر گذار بر میزان غلظت کادمیوم در منطقه باشد (Bandani et al., 2005). کادمیوم اگرچه در آب به میزان کمی وجود دارد اما تجمع بیش از حد آن می‌تواند به آبزیان صدمه وارد کند. لذا کنترل منابع ورودی به رودخانه کارون که منجر به افزایش غلظت فلز کادمیوم می‌گردد می‌بایست صورت گیرد.

مطالعه کرباسی و همکاران (۱۳۸۹) با هدف بررسی میزان غلظت فلزات سنگین در منابع تامین کننده آب شرب شهرستان الشتر، نشان داد میانگین غلظت فلزات کروم، سرب، روی و کادمیوم کمتر از حد استاندارد است که با نتایج مطالعه حاضر مطابقت داشت. همچنین نتایج مطالعه بابایی و همکاران (۱۳۹۳) در بررسی و سنجش فلزات سنگین در آب و رسوبات سطحی رودخانه یامچی (استان اردبیل) نشان داد که غلظت فلزات در آب پایین‌تر از حد مجاز استاندارد است. نتایج تحقیق Dsikowitzky و همکاران (۲۰۱۳) در اتیوپی نیز نشان داد که غلظت فلزات کادمیوم، جیوه، کروم، سرب، سلنیوم و آرسنیک در آب رودخانه‌های Awassa و Koka کمتر از حد مجاز سازمان جهانی بهداشت می‌باشد. که نتایج این مطالعات با نتایج مطالعه حاضر مطابقت داشتند. به طورکلی دلیل پایین بودن غلظت فلزات سنگین در آب رودخانه کارون از حد مجاز استانداردهای مورد نظر را، احتمالا به این دلیل می‌توان ربط داد که عناصر در آب دریا و رودخانه‌ها دارای زمان ماندگاری کوتاه می‌باشند. عناصر با زمان ماندگاری کوتاه، به شدت واکنش پذیر هستند، بنابراین عناصر مورد مطالعه سریعاً از طریق واکنش‌های جذب، از سطح آب خارج و وارد رسوبات می‌گردند. در نتیجه بیشترین خطر عناصر سمی در این منطقه متوجه موجودات کف‌زی و تغذیه کننده از رسوبات است.

۴. نتیجه‌گیری

در این مطالعه غلظت فلزات سنگین (سرب، روی، کروم و کادمیوم) در آب، رسوب و جلبک *Chaetomorpha* sp. در ۶ ایستگاه کلیدی در رودخانه کارون که محل‌های تامین آب ورودی به تصفیه‌خانه‌های محدوده شهرستان اهواز و ملاثانی می‌باشند، بررسی گردید. نتایج این پژوهش نشان داد الگوی تجمع عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های آب، رسوب و جلبک غالب منطقه به صورت Zn>Cr>Pb>Cd می‌باشد. همچنین در این پژوهش ارتباط مثبت معنی‌داری بین غلظت تمام فلزات مورد مطالعه در نمونه‌های رسوب و جلبک *Chaetomorpha* sp. و برخی از این فلزات در آب و جلبک مورد نظر مشاهده شد. پس افزایش تجمع فلزات در جلبک *Chaetomorpha* sp. بیانگر افزایش میزان ورود این فلزات به منطقه مورد مطالعه می‌باشد، بنابراین این جلبک می‌تواند پایشگر زیستی مناسبی برای منطقه مورد نظر باشد. بررسی سطوح آلودگی این فلزات در آب رودخانه کارون در مقایسه با برخی استانداردها نشان داد به جز فلز کادمیوم که از استاندارد ارائه شده براساس راهنمای کیفیت آب کانادا برای حفاظت از موجودات آبزی بیشتر است، غلظت تمام فلزات مورد نظر از استانداردهای تعیین شده توسط کشورهای مختلف پایین‌تر است و در هیچ یک از ایستگاه‌ها آلودگی محسوب نمی‌شوند. پس می‌توان گفت که شرایط حاکم بر منطقه از جمله ورود فاضلاب شهری و صنعتی و زه‌آب کشاورزی در بلند مدت سبب ورود کادمیوم به آب رودخانه و بالا رفتن میزان این عنصر شده است.

۵. سپاسگزاری

این مقاله برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد رشته محیط زیست-آلودگی‌های محیط زیست، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان است. نگارندگان کمال تشکر و قدردانی را از حمایت‌های شرکت آب و فاضلاب اهواز خصوصا مهندس غلامرضا رییسی، مدیر کنترل کیفیت و نظارت بر بهداشت آب و فاضلاب اهواز در فرآیند نمونه‌برداری دارند.

منابع

ارجمند، ف.؛ مرادی، ح.؛ محبوبی صوفیانی، ن.؛ فاخران اصفهانی، س.،

۱۳۹۳. مطالعه تأثیر فاضلاب شهر یاسوج بر میزان ورود فلزات سنگین به رودخانه بشار با استفاده از جلبک سبز. دومین همایش ملی و تخصصی پژوهش های محیط زیست ایران، همدان- دانشگاه شهید مفتح. ۱۶مرداد ۱۳۹۳. ۱۰ صفحه.

اکاتی، ن.؛ اله بیگی، ف.، ۱۳۹۲. بررسی میزان غلظت فلزات سنگین در جلبک قهوه‌ای (*Cystoseira indica*) سواحل دریای عمان، همایش ملی پژوهش‌های محیط زیست ایران. همدان- دانشگاه شهید مفتح. ۹ صفحه.

بابایی، ه.؛ ولی‌پور، ع.؛ خداپرست، س.ح.، ۱۳۹۳. بررسی و سنجش فلزات سنگین در آب و رسوبات سطحی پایاب رودخانه یامچی (استان اردبیل). کنفرانس بین المللی یافته‌های نوین در علوم کشاورزی، منابع طبیعی و محیط زیست. ۹ صفحه.

برخوردار، ب.؛ غیاث الدین، م.، ۱۳۸۳. بررسی ظرفیت جلبک سارگاسوم در جذب کروم، نیکل و مس. مجله علوم و تکنولوژی محیط زیست. شماره ۲۱. تابستان ۱۳۸۳. صفحه ۱۹-۱۱.

بهمنی، ا.؛ گلابی، م.؛ برومند نسب، س.، ۱۳۸۷. مروری بر وضع موجود تخلیه پساب‌های کشاورزی و شهری به رودخانه کارون و ارائه راهکارهای مدیریتی. دومین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست. دانشگاه تهران. ۲۷ اردیبهشت لغایت ۱ خرداد ۱۳۸۷. ۸ صفحه.

پرهیزکار، م.؛ دادالهی سهراب، ع.، ۱۳۸۹. بررسی استفاده از جلبک سبز (*Entromorpha intestinalis*) به عنوان شاخص کنترل زیستی فلزات سنگین (Ni, Pb, Cd, Cu) در آب‌های نواحی ساحلی بوشهر. فصلنامه علمی محیط زیست، سازمان حفاظت محیط زیست، شماره۴۹. صفحات ۳۰-۲۰.

حسینی زارع، ن.، ۱۳۸۱. بررسی تأثیر گسترش اراضی فاریاب و طرح های توسعه در خوزستان بر کیفیت آب رودخانه های کارون و دز. پایان‌نامه کارشناسی ارشد رشته خاکشناسی. دانشگاه علوم و تحقیقات خوزستان. ۳۲- ۲۹.

دادالهی سهراب، ع.؛ ثقیلی، م.؛ خیرور، ن.، ۱۳۹۰. غلظت فلزات سنگین در جلبک‌ها و رسوبات مناطق ساحلی استان هرمزگان، مجله علمی شیلات ایران، شماره۱. بهار ۱۳۹۰. صفحات ۴۲-۳۱.

رجایی، ق.؛ حسن پور، م.؛ مهدی نژاد، م.ه.، ۱۳۹۱. بررسی غلظت فلزات سنگین روی، سرب، کروم و کادمیوم در آب و رسوب خلیج گرگان و مصب رودخانه گرگانرود، مجله تحقیقات نظام سلامت، شماره ۵. صفحات ۷۵۶-۷۴۸.

زارع، م.؛ حمیدیان، ا.؛ پورباقر، ه.؛ اشرفی، س.؛ وزیری، ل.، ۱۳۹۱. جلبک سبز، شاخص‌زیستی آلودگی فلزات سنگین در رودشور، رباط کریم. نشریه محیط‌زیست طبیعی، مجله منابع‌طبیعی ایران، شماره۲، صفحه۲۰۴-۱۹۳.

عربشاهی، س.ح.؛ منصوری، ر.، ۱۳۸۰. ارزیابی عملکرد کاربرد ازن در حذف آلاینده‌ها از آب رودخانه کارون. نشریه علمی، اجتماعی و فرهنگی آب و محیط زیست. شماره ۴۹-۴۸. ۱۲۰ صفحه.

قمرزاده، ح.، ۱۳۸۷. تغییرات فصلی و میزان فلزات سنگین در جلبک‌ها و رسوبات شهرستان بوشهر. دومین کنفرانس روز جهانی محیط زیست، دانشگاه تهران. ۲۱-۲۰ خرداد. ۱۰ صفحه.

کرباسی، م.؛ کرباسی، ا.؛ صارمی، ع.؛ قربانی‌زاده خرازی، م.، ۱۳۸۹. بررسی میزان غلظت عناصر سنگین در منابع تأمین کننده آب شرب شهرستان الشتر در سال ۱۳۸۸. فصلنامه علمی-پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی لرستان. شماره۱. صفحه۷۰-۶۵.

مهدوی، ع.؛ امید، م.ح.؛ گنجعلی، م.ر.، ۱۳۸۷. مطالعه آزمایشگاهی جذب و انتقال کادمیوم در حضور بار بستر. مجله محیط شناسی. صفحات ۱-۱۲.

اله‌وردی، م.؛ دادالهی سهراب، ع.؛ صفاهیه، ع.؛ سواری، ع.، ۱۳۹۰. استفاده از محتوای کلروفیل جلبک‌های *Ulva intestinalis* و *Sargassum angustifolium* به عنوان شاخص زیستی آلودگی فلزی. شماره ۴. صفحات ۵۵-۶۶.

Al – Abdali, M., 1996. Bottom Sediments of the Persian Gulf – III. Trace Metal Contents as indicators of Pollution and implications for the effect and fate of the Kuwait oil slick. Environmental Pollution, 93(3): 285-301.

Bandani, Q.; Shokrzadeh, M.; Rostami, H.S.; Yelghi, S.; Saeedi, S.; Babai, M., 2005. Research and comparison of heavy metals levels in sediment, water and high-consumed fish of southern margin of Caspian sea in edible tissues of fisheries Sorkho and Shoorideh Persian Gulf in 2003. Journal of Gorgan University of Medical Sciences, 7(2): 65-67.

Battelle and Exponent., 2000. Guide for Incorporating bioavailability adjustments into human health and ecological risk assessments at U.S. Navy and Marine Corps Facilities. Naval Facilities Engineering Command Washington, DC 20374-5065.

Comparison of length and weight correlated with the density of mercury in various organs of *Kutum*: A case study on central coast of south Caspian Sea. Iranian Fisheries Scientific Journal, 4: 97-102.

Ganesan, M.; kannan, R.; Rajendran, K.; Govin dasamy, C.; Sam Path Kumar, P.; Kannan, L., 1991. Trace metals distribution in seaweeds of the Gulf of Mannar, Bay of Bengal. Marine Pollution Bulletin, 22: 205-205.

Gismera, M.J.; Lacal, J.; Silva, P.; Garcia, R.; Sevilla, M. T.; Procópio, J.R., 2004. Study of metal fractionation in river sediments. A comparison between kinetic and sequential extraction procedures. Environmental Pollution, 127: 175-182.

Hamer, D.H., 1986. Metallothionein. Annual Review of Biochemistry, 55: 913-951.

Islam, S.; Ahmed, K..; Raknuzzaman, M.; Mamun, H.; Kamrul Islam, M., 2015. Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. Ecological Indicators, 48: 282-291.

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.

Laboy-Nieves, E.N.; Conde, J.E., 2001. Metal levels in eviscerated tissue of shallow water deposit-feeding holothurians. Journal of Hydrobiologia, 459: 19-26.

Leliaert, F.; Payo, D.A.; Hilconida, P.; Calumpong, H.; De Clerck, O., 2011. *Chaetomorpha philippinensis* (Cladophorales, Chlorophyta), A new marine microfilamentous green alga from tropical waters. *Phycologia*, 50(4): 384-391.

Lodeiro, P.; Barriada, J.L.; Herrero, R.; Vicente, M.E., 2006. The marine macroalga *Cystoseira baccata* as biosorbent for cadmium (II) and lead (II) removal: Kinetic and equilibrium studies." Environmental Pollution, 142: 264-273.

Bryan, G.W., 2000. Pollution due to heavy metals and their compounds, in: O. Kinne, ed., Marine Ecology, Vol. 5, Part 3, Wiley, London and New York, 1289-1431PP.

Bichi, M.H.; Bello, U.F., 2013. Heavy metal pollution in surface and ground waters used for irrigation along River Tatsawarki in the Kano, Nigeria. IOSR Journal of Engineering (IOSRJEN), 3(8):1-9.

Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG)., 2007. Summary of Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. December 2007. 146PP.

Cardwell, A.J.; Hawker, D.W.; Greenway, M., 2002. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. Chemosphere, 48: 653-663.

Dadolahi-Sohrab, A.; Nikvarz, A.; Nabavi, M.B., 2011. Environmental monitoring of heavy metals in seaweed and associated sediment from the Strait of Hormuz, I.R. Iran. World Journal of Fish and Marine Sciences, 3(6): 576-589.

Demirak, A.; Yilmaz, F.; Tuna, AL.; Ozdemir, N., 2006. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. Chemosphere, 63(9):1451-8.

Dsikowitzky, L.; Mengesha, M.; Dadebo, E.; de Carvalho, C.E.; Sindern, S., 2013. Assessment of heavy metals in water samples and tissues of edible fish species from Awassa and Koka Rift Valley Lakes, Ethiopia. Environmental monitoring and assessment, 185(4): 3117-31.

Fernandez, N.; Berias, R., 2001. Combined toxicity of dissolved mercury with Copper, Lead and Cadmium on embryogenesis and early larval growth of the *Paracentrotus lividus* Sea-Urchin. Journal of Ecotoxicology, 10: 263-271.

Froghi, R.; Esmaeili-Sari, A.; Ghasempouri. S.M., 2007.

Alexandria region, Egypt. Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries, 17(3): 57-68, 1110-6131.

Vymazal, J., 1995. Algae and element cycling in wetlands, C.R.C Press, Boca Raton, USA. 704PP.

WHO., 2008, Guidelines for drinking water quality, World Health Organization, Geneva. 595PP.

Yap, C.K.; Ismail, A.; Tan, S.G.; 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(1-2): 117-126

Zbikowski, R.; Szefer, P.; Latala, A., 2006. Distribution and relationships between selected chemical elements in green alga *Enteromorpha* sp. From the southern Baltic. Environmental Pollution, 143(3): 435-448.

Luo, W.; Lu, Y.; Wang, T.; Hu, W.; Jiao, W.; Naile, JE. Khim, JS. Giesy, JP, 2010. Ecological risk assessment of arsenic and metals in sediments of coastal areas of northern Bohai and Yellow Seas, China, AMBIO. 39: 367-375.

Mebrahtu, G.; Zerabruk, S., 2011. Concentration and health implication of heavy metals in drinking water from urban areas of tigray gegion, northern ethiopia. Momona Ethiopian Journal of Science, 3(1): 105-21.

Rajendran, K.; Sam Path Kumar, P.; Govindasamy, C.; Ganesan, M.; Kannan, R.; Kannan, L., 1993. Levels of the trace metal (Fe, Mn, Cu and Zn) in some Indian sea weeds, Marine pollution Bulletin, 26: 283-285.

Samir, M. Saeed.; Yasser, T.A. Moustafa., 2013. The seaweed (green macroalgae), *Ulva* sp. as bio indicator of metal pollution in the Mediterranean Coast,