

بررسی تجمع فلزات سنگین در رسوب، ماهی و گیاه نی در سد ستارخان

مریم زارع رشکوئی^۱، امیرحسین حمیدیان^{۲*}، هادی پورباقر^۳، سهراب اشرفی^۴

۱. کارشناس ارشد گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

۲ و ۴. استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

۳. استادیار گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۳/۷ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۲/۸/۱۲)

چکیده

افزایش روزافزون فعالیت‌های صنعتی منجر به ورود آلودگی‌ها به محیط‌زیست به خصوص منابع آبی شده است. فلزات سنگین از جمله آلودگی‌های مهمی هستند که به دلیل پایداری و عدم تجزیه زیستی و احتمال ورود آن‌ها به زنجیره غذایی، خطر برای سلامت انسان و سایر موجودات را در پی خواهد داشت. جهت بررسی وضعیت آلودگی در سد ستارخان، نمونه رسوب، گیاه نی (*Phragmites australis*) و ماهی کپور (*Cyprinus carpio*) و سوف (*Stizostedion lucioperca*) از این سد برداشت شد. بر روی نمونه‌ها هضم اسیدی خشک با استفاده از اسیدنیتریک غلیظ انجام شد و غلظت فلزات کادمیم، آرسنیک و مس با استفاده از دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد. آزمون آماری تجزیه واریانس یک‌طرفه جهت بررسی اختلاف غلظت فلزات بین نمونه‌ها معنادار شد ($P < 0.001$). همبستگی معناداری بین غلظت فلزات در رسوب و غلظت فلزات در گیاه و ماهی مشاهده نشد ($P > 0.05$). همچنین، نتایج نشان داد غلظت فلز آرسنیک در رسوب بیش از استاندارد جهانی بود. در بافت ماهی‌های بررسی شده نیز غلظت فلز آرسنیک و کادمیم بیش از استانداردهای جهانی بررسی شد. گیاه نی مقدار زیادی از فلزات سنگین را در خود تجمع داده است که توانایی این گیاه در تجمع فلزات سنگین را نشان می‌دهد. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده تدوین برنامه کنترلی جهت پایش آلودگی در منطقه ضروری به نظر می‌رسد.

کلیدواژه‌گان: آرسنیک، تجمع زیستی، سد ستارخان، کادمیم، ماهی، مس.

۱. مقدمه

ماهی در دو فصل را ناشی از تدریجی بودن تجمع این عناصر در بافت عضله می‌دانند، همچنین افزایش استفاده از کود شیمیایی و مصرف سموم ناشی از فعالیت‌های کشاورزی را دلیل افزایش این دو فلز در آب در فصل کم آبی بیان می‌کنند. Heidarian و همکاران (2009) نیز برای ارزیابی مخاطرات محیط‌زیستی فلزات سنگین از طریق محاسبه تجمع زیستی، فلزات منگنز، مس، کادمیم، کروم، آلومینیوم و آهن را در نمونه‌های جلبک، رسوب، ماهی و حلزون در رودخانه قره‌سو اندازه‌گیری کردند، تراکم فلزات سنگین در رسوبات این رودخانه را ناشی از غنی‌شدن آب بیان می‌کنند. این پژوهشگران اختلاف معناداری بین غلظت فلز آلومینیوم، مس، سرب، کادمیم و نیکل بین رسوب و جلبک و غلظت فلزات مس، نیکل، سرب، آهن و کروم بین رسوب و حلزون مشاهده نکردند و یکنواختی تراکم فلزات سنگین در جلبک‌های این رودخانه را بیان‌کننده سطح تماس جلبک در طول چرخه زندگی می‌دانند. Kheirvar و Dadollahi (2010) فلزات سنگین نیکل، مس، سرب و کادمیم را در رسوب و ماهی رودخانه اروندرود اندازه‌گیری کردند و آلودگی رسوب به سرب، نیکل و کادمیم را ناشی از پساب‌های صنعتی دانستند که منجر به افزایش و جذب سرب و کادمیم در بافت عضله ماهی بررسی شده بیش از استانداردهای جهانی شده است.

در اردیبهشت‌ماه ۱۳۸۹ مخزن مواد باطله معدن مس مزرعه در نزدیکی شهرستان اهر شکست و بخشی از محتویات آن به رودخانه اهرچای ریخت. این مواد، ضایعات مایع فرایند تغلیظ و پرعیارکردن مس بودند. مواد باطله معادن مس عموماً به فلزات سنگین نظیر جیوه، کادمیم، آرسنیک و مواد اسیدی آلوده هستند. آلودگی ناشی از این حادثه سبب آلوده‌شدن مزارع و رودخانه‌های اطراف به فلزات سنگین از جمله مس، کادمیم و آرسنیک شده است. مواد آلوده‌کننده‌ای که از مخزن باطله مس مزرعه به رود اهرچای وارد شده‌اند، به خاک و سفره آب‌های زیرزمینی نفوذ می‌کنند و تا سال‌ها آثار خود را بر منطقه و سلامت مردم می‌گذارند. سد ستارخان بر روی رودخانه اهرچای احداث شده است که به‌طبع مخزن این سد و آبراهه‌های مرتبط از آلودگی‌های حاصله و اثرات ناشی

فعالیت‌های انسانی به‌طور مداوم غلظت فلزات سنگین در محیط‌زیست به‌خصوص اکوسیستم آبی را افزایش می‌دهد (Abdel-baki, 2011). آلودگی فلزات سنگین در اکوسیستم آبی با سرعت هشداردهنده‌ای در حال رشد است و به یک مسئله مهم جهانی تبدیل شده است (Malik et al., 2010). افزایش جمعیت، شهرنشینی، فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی نیز شرایط را بدتر می‌کند (Giguere et al., 2004; Gupta et al., 2009). به‌دلیل اینکه فلزات سنگین تجزیه نمی‌شوند در آب، رسوب و جانداران آبی ته‌نشین، جذب یا تجمع یافته (Linnik & Zubenko, 2000) در نتیجه سبب آلودگی فلزات سنگین در سیستم آبی می‌شود (Malik et al., 2010). بنابراین، فلزات سنگین می‌توانند از طریق زنجیره غذایی تجمع و بزرگنمایی یافته و در نهایت مصرف آن توسط انسان خطرات بهداشتی خواهد داشت (Agah et al., 2009). آلودگی‌ها از راه‌های مختلفی به منابع آبی وارد می‌شود و بر حیات آبریان براساس ترکیب شیمیایی، سمیت، دسترسی زیستی و سرعت جذب و تنظیمات سوخت‌وساز اثرگذار خواهد بود (Mason & Jenkins, 1995; Rainbow, 2002). در نتیجه ارزیابی مداوم برای حفاظت و اصلاح کیفیت منابع سطحی آب ضروری است.

تأثیر آلودگی آبی بر سلامت انسان عمدتاً از طریق مصرف غذاهای آلوده است. کشف زود هنگام تغییرات نامطلوب ایجاد شده در زیستگاه‌های آبی، به مسئولان امر اجازه می‌دهد تا با اعمال پیشگیرانه از زیستگاه‌های آبی حفاظت کنند. مدیریت از طریق کنترل محیط‌زیست آبی امکان برنامه‌ریزی برای صنایع و کاربری زمین جهت به حداقل رساندن آلودگی زیستگاه‌های آبی را به مسئولان می‌دهد. در سال‌های اخیر آگاهی در مورد نیاز به بهبود و پیشرفت توانایی ردیابی و ارزیابی تأثیرات مضر آلودگی بیوتای اکوسیستم آبی افزایش یافته است (Perera., 2004).

Samaei و Mohammadi (1996) سرب و کادمیم را با در نظر گرفتن فاکتور فصل در آب، رسوبات معلق و بافت ماهیچه‌ای ماهی در رودخانه قره‌چای بررسی کردند، نبودن تفاوت معنادار بین غلظت فلزات در بافت

سنجش غلظت فلزات با استفاده از دستگاه ICP-OES^۱ (برحسب میلی گرم بر کیلوگرم). در اردیبهشت ۱۳۹۰ ده نمونه رسوب سطحی به صورت تصادفی از سد ستارخان توسط ابزار پلاستیکی اسید شورشده برداشته شد. نمونه‌های رسوب درون کیسه‌های پلاستیکی پلی اتیلن قرار گرفت، همچنین ده نمونه گیاه نیز به همین ترتیب در محدوده برداشت رسوب از سد برداشت شد. ده عدد ماهی کپور و ده عدد ماهی سوف توسط تور ماهیگیری گرفته و در نایلون‌های زیپ‌دار قرار داده شد و در نهایت تمامی کیسه‌های حاوی نمونه در یخدان قرار داده و به آزمایشگاه آلودگی محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران منتقل شد. در آزمایشگاه تا فراهم شدن مقدمات کار، نمونه‌ها داخل فریزر آزمایشگاه نگهداری شد. نمونه‌های نی، جهت جداسازی گل و آلودگی از آن، ابتدا توسط آب دیونایز شست‌وشو داده شد. سپس با کاردک پلاستیک از هر نمونه ۰/۵ گرم جداسازی شد. در مورد نمونه‌های ماهی نیز از بافت آن‌ها ۱۰ گرم جداسازی شد. انتخاب بافت ماهی به این دلیل بود که: الف) در بین تمام اندام‌ها، معمولاً بافت ماهیچه بیشترین قسمت توده بدن را تشکیل می‌دهد. ب) نگرانی در مورد آلودگی بیشتر مربوط به قسمت‌های خوراکی یک موجود است. همچنین نمونه‌های رسوب نیز به مقدار ۰/۵ گرم با استفاده از کاردک استریل‌شده جداسازی و به ارلن منتقل شد. روش به کاررفته برای آماده‌سازی نمونه‌ها، روش هضم اسیدی خشک است (Guveni & Akinci, 2011). از هر نمونه حدود ۰/۵ گرم داخل ارلن‌ها ریخته شد. به منظور ثابت شدن وزن، نمونه‌ها به مدت ۴۸ ساعت در آون در دمای ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد خشک و وزن خشک یادداشت شد. سپس به مدت ۷۲ ساعت در دمای ۵۴۰ درجه سانتی‌گراد در کوره به خاکستر تبدیل شدند. به هر یک از ارلن‌های حاوی خاکستر ۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ (۶۵ درصد) اضافه شد و بر روی دستگاه صفحه‌داغ تا بخار شدن کامل اسید حرارت داده شد. در نهایت نمونه‌ها با اسید نیتریک ۱ درصد به حجم رسانده و درون ظروف پلاستیکی از قبل آماده‌شده و وزن شده ریخته شد. غلظت فلزات کادمیم، مس و آرسنیک توسط دستگاه ICP-OES (PerkinElmer, USA) اندازه‌گیری شد.

از آن از جمله اثر بر موجودات زنده و زنجیره‌های غذایی و همین‌طور مرگ‌ومیر آبزیان به‌خصوص ماهی‌ها مصون نمانده‌اند. اهمیت سد ستارخان از نظر تأمین آب کشاورزی، مصرف انسانی ماهی‌های موجود در این سد بوده که احتمال تجمع و انتقال فلزات سنگین به انسان و سایر موجودات تغذیه‌کننده از آن‌ها است، به‌ویژه اینکه در سال‌های اخیر این سد زیستگاه موقت پرندگان مهاجر هم بوده است. فعالیت‌های کشاورزی و معدن‌کاوی در اطراف رودخانه و ورود فاضلاب ناشی از آن‌ها به رودخانه اهرچای و پس از آن به سد ستارخان از جمله منابع ورود آلودگی‌ها مثل فلزات سنگین به این آب‌ها است. فلزات سنگین نظیر آرسنیک، کادمیم و مس از جمله فلزاتی هستند که می‌توانند از طریق فعالیت‌های معدن‌کاوی و کشاورزی به این اکوسیستم آبی وارد شوند. با توجه به احتمال ورود این فلزات به زنجیره غذایی، هدف از این مطالعه بررسی وضعیت این سد از نظر آلودگی به فلزات سنگین آرسنیک، کادمیم و مس در رسوب، گیاه و ماهی است.

۲. مواد و روش‌ها

سد ستارخان اهر در $38^{\circ} 29' 45'' N$ و $46^{\circ} 50' 24'' E$ در آذربایجان شرقی بر روی رودخانه اهرچای احداث شده است. این سد در ۱۵ کیلومتری غرب شهر اهر و در ۱۲۰ کیلومتری شمال شرقی تبریز قرار دارد که به منظور تأمین آب شرب و بهداشتی و صنعتی شهرستان اهر و همچنین تأمین آب زراعی حدود ۱۲۰۰۰ هکتار از اراضی کشاورزی در پایین دست سد احداث شده است. همچنین از این سد جهت اهداف تفریحی نیز استفاده می‌شود و ماهیگیران زیادی، ماهی‌های موجود در این سد را صید می‌کنند. در نتیجه به منظور بررسی وضعیت سد ستارخان از نظر آلودگی به فلزات سنگین و احتمال دسترسی زیستی آن‌ها برای موجودات حاضر در سد، نمونه‌های رسوب و ماهی و گیاه نی از این سد برداشت و غلظت فلزات مس، کادمیم و آرسنیک در آن اندازه‌گیری شد.

اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های رسوب، گیاه و ماهی طی چهار مرحله انجام شد. نمونه‌برداری، خشک کردن، هضم اسیدی و در نهایت

1. Inductivity coupled plasma-optical emission spectrometer

۱.۲. تحلیل آماری

جهت بررسی اختلاف میانگین غلظت فلزات بررسی شده در موجودات و رسوب مطالعه شده از تجزیه واریانس یک طرفه (ANOVA) با اطمینان ۹۵ درصد استفاده شد. ابتدا نرمالیت و هموزنیته داده‌ها سپس معناداری آزمون تجزیه واریانس بررسی شد. همچنین جهت بررسی هم‌کنشی عناصر از رگرسیون استفاده شد. برای بررسی این موضوع که آیا غلظت فلزات سنگین موجود در بافت گونه‌های ماهی در حد مجاز استانداردهای جهانی یا بیش از حد مجاز تعیین شده است، آزمون One Sample t-test بین غلظت متوسط فلزات مس، کادمیم و آرسنیک و حد مجاز تعیین شده توسط استانداردهای جهانی انجام شد. به منظور مقایسه، استانداردهای تعیین شده توسط FAO^۱ و EPA^۲ انتخاب شدند. جهت انجام آنالیزهای آماری، از نرم افزار SPSS ورژن ۱۹ استفاده شد. همچنین جهت رسم جدول‌ها و نمودارها از نرم افزار Excel 2007 استفاده شد. به منظور تعیین میزان تجمع زیستی در نمونه‌های ماهی و نی از رابطه زیر استفاده شد:

$$BCF = C / \text{ارگانیسم}$$

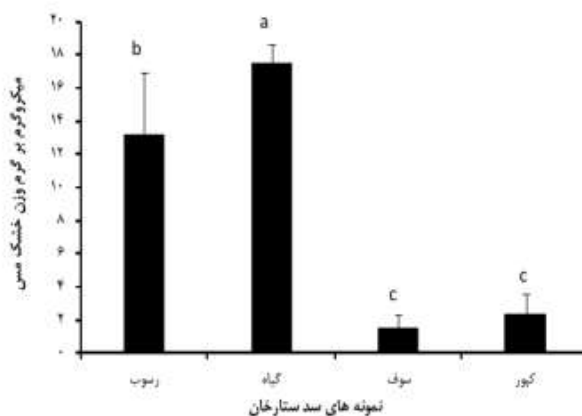
ارگانیسم C بیان کننده میانگین غلظت فلزات در ماهی و نی، و رسوب C مربوط به میانگین غلظت فلزات در رسوب است.

۳. نتایج

آزمون تجزیه واریانس یک طرفه داده‌های به دست آمده از سد ستارخان نشان دهنده معناداری اختلاف غلظت فلزات بررسی شده در نمونه‌های مورد نظر بود.

۱.۳. فلز مس

بیشترین غلظت فلز مس ۱۸/۵۸ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک در گیاه نی و کمترین غلظت آن ۰/۸ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک در گونه ماهی سوف مشاهده شد. آزمون تجزیه واریانس در نمونه‌های رسوب، گیاه و ماهی سد ستارخان معنادار شد ($F_{۳/۳۰} = ۱۰۰/۸۵, P < ۰/۰۰۱$) براساس آزمون دانکن نمونه گیاه در یک گروه، رسوب در گروه دیگر و دو گونه ماهی نیز در یک گروه جداگانه قرار گرفتند (شکل ۱).



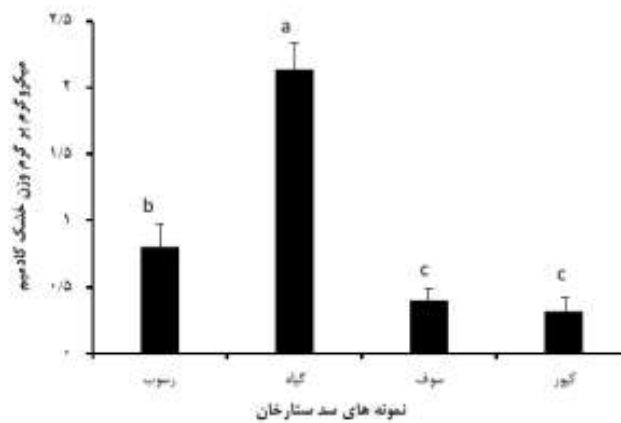
شکل ۱. متوسط غلظت مس در رسوب، گیاه و ماهی در سد ستارخان (میانگین \pm SD). حروف روی ستون‌ها مربوط به نتایج آزمون دانکن است. وجود داشتن یک حرف مشابه بین دو ستون به معنای اختلاف معنادار در سطح ۵ درصد است ($a > b > c$).

میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک در گیاه مشاهده شد. اختلاف غلظت برای فلز کادمیم در بین نمونه‌ها در سطح ۵ درصد معنادار شد ($F_{۳/۳۰} = ۱۶۶/۴۵, P < ۰/۰۰۱$) براساس آزمون دانکن نیز بیشترین غلظت فلز کادمیم در گیاه و سپس رسوب و کمترین غلظت در نمونه‌های ماهی تعیین شد (شکل ۲).

۲.۳. فلز کادمیم

کمترین غلظت فلز کادمیم در ماهی کپور، ۰/۲۳ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود و بیشترین غلظت آن ۲/۳۳

1. Food and agriculture organization
2. Environmental protection agency
3. Bio Concentration Factor

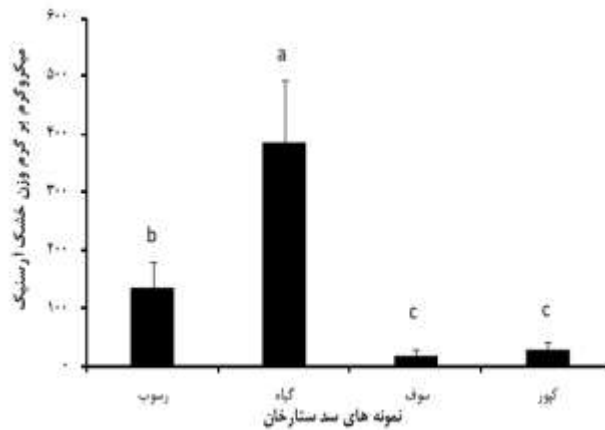


شکل ۲. متوسط غلظت کادمیم در رسوب، گیاه و ماهی در سد ستارخان (میانگین \pm SD). حروف روی ستون‌ها مربوط به نتایج آزمون دانکن است. وجود نداشتن یک حرف مشابه بین دو ستون به معنای اختلاف معنادار در سطح ۵ درصد است ($a > b > c$).

گیاه و ماهی تأیید می‌کند ($F_{3/30} = 74/54, P < 0/001$). همچنین براساس آزمون دانکن نی در یک گروه و بالاتر از رسوب و رسوب در گروه دیگر و بالاتر از ماهی‌ها قرار گرفت، گروه‌بندی خاصی بین ماهی‌ها مشاهده نشد (شکل ۳).

۳.۳. فلز آرسنیک

بیشترین غلظت فلز آرسنیک در گیاه نی ۵۰۰/۸۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود. کمترین غلظت این فلز توسط دستگاه قابل اندازه‌گیری نبود که این مسئله در گونه‌های ماهی سوف و کپور مشاهده شد. نتایج آزمون ANOVA معنادار بودن اختلاف غلظت را بین رسوب،



شکل ۳. غلظت متوسط آرسنیک در رسوب، گیاه و ماهی در سد ستارخان (میانگین \pm SD). حروف روی ستون‌ها مربوط به نتایج آزمون دانکن است. وجود نداشتن یک حرف مشابه بین دو ستون به معنی اختلاف معنادار در سطح ۵ درصد است ($a > b > c$).

تعیین شده برای بافت ماهی بود. همچنین غلظت فلزات کادمیم و آرسنیک در بافت ماهی موجود در سد بیش از حد مجاز تعیین شده توسط EPA و FAO بود (جدول ۱).

۴.۳. مقایسه غلظت فلزات سنگین موجود در بافت

ماهی با استانداردهای جهانی

نتایج آزمون t برای هر سه فلز معنادار شد. غلظت فلز مس در بافت ماهی این سد کمتر از حد استاندارد مجاز

جدول ۱. حد مجاز فلزات مطالعه شده در بافت ماهی استانداردهای مختلف جهانی (mg/kg)

استاندارد	آرسنیک	کادمیم	مس	رفرنس
EPA	۵	۱	۱۲۰	Ebrahimi, 2010
FAO	۷/۸۸	۰/۲	۳۰	Fathi, 2012
سد ستارخان	۱۸/۹۳±۱۵/۰۱	۰/۳۶±۰/۱	۱/۹۶±۱/۰۴	مطالعه حاضر

۵.۳. فاکتور تجمعی

به فلز آرسنیک در گیاه نی ۲/۸۴ و کمترین میزان مربوط به فلز مس در ماهی سوف با فاکتور تجمعی ۰/۱۲ است. مقادیر محاسبه شده در جدول ۲ آمده است.

محاسبه فاکتور تجمع زیستی برای نمونه های سد ستارخان نشان داد که بالاترین فاکتور تجمعی مربوط

جدول ۲. فاکتور تجمع زیستی نمونه های گرفته شده از سد ستارخان

نمونه	آرسنیک BAF	کادمیم BAF	مس BAF
نی	۲/۸۴	۲/۶۶	۱/۳۳
سوف	۰/۱۴	۰/۵	۰/۱۲
کپور	۰/۲۱	۰/۳۹	۰/۲

افزایش و کاهش فلزات در حوزه سد وجود نداشت. غلظت کادمیم در رسوب سد ستارخان، (۰/۶۲ میلی گرم بر کیلوگرم) بود که کمتر از استاندارد کانادا (۰/۷ میلی گرم بر کیلوگرم) است همچنین با توجه به اینکه غلظت مجاز کادمیم در خاک بین ۰/۲ و ۱/۱ میلی گرم بر کیلوگرم است (Kataba Pendias & pendias, 1992) نشان دهنده آلوده نبودن منطقه به این فلز است. بعضی مطالعات غلظت بالاتری از کادمیم را در رسوب منطقه مطالعه شده خود گزارش داده اند (Khosravi, 2010; Ashja et al., 1995; Manoochehri, 1998).

غلظت مس در رسوب منطقه مطالعه شده با توجه به حد مجاز آن در مناطق غیر آلوده (۶-۶۰ میلی گرم بر کیلوگرم) (Altaher, 2001) و استاندارد کانادا (۱۸/۷ میلی گرم بر کیلوگرم) کمتر از حد مجاز بود. Eyong (2008) و Ozuturk (2009) نیز مقادیر کمتری از مس را برای رسوبات منطقه مطالعه شده خود گزارش داده اند. بنابراین، فعالیت های انسانی اطراف رودخانه آلودگی درخور توجهی را از نظر مس و کادمیم به رسوب سد ستارخان وارد نکرده است. غلظت متوسط آرسنیک در خاک های دنیا ۶/۸۳ میلی گرم بر کیلوگرم بیان شده است و مقادیر

۶.۳. بررسی رابطه رگرسیونی بین فلزات بررسی شده به منظور بررسی رابطه بین فلزات مطالعه شده از معادله رگرسیون خطی استفاده شد. نتایج حاصل از معادله رگرسیون نشان دهنده معنادار رابطه خطی بین فلزات بود.

۴. بحث و نتیجه گیری

۱.۴. فلزات سنگین در رسوب

پایداری فلزات سنگین در محیط و قابلیت تجمع آن ها در رسوب بیان کننده وضعیت آلودگی اکوسیستم است (Sabzalizadeh & Dehghan, 2010). غلظت فلزات سنگین در رسوب سد ستارخان به این ترتیب بود: As > Cu > Cd. رسوب یکی از مخازن اصلی دریافت کننده آلودگی ها به ویژه فلزات سنگین در اکوسیستم های آبی است (Gupta et al., 2009). غلظت عناصر در رسوب بستگی به بافت رسوب، غلظت عناصر در آب و ویژگی های فیزیکی- شیمیایی آب، نظیر pH و دما دارد (Rainbw, 1995). با توجه به اینکه مطالعه قبلی در این منطقه انجام نشده بود، امکان مقایسه و بررسی

به سمت اندام‌های بالایی و در نتیجه صدمه‌زدن به آن‌ها می‌شود (Bonnano *et al.*, 2010). هرچند در طولانی‌مدت به متابولیسم ریشه نیز آسیب وارد می‌کند (Furtig *et al.*, 1999). غلظت مس در گیاه نی در سد ستارخان پایین‌تر از حد سمیت برای گیاه (۲۰-۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم: Chaney, 1989) است. غلظت کادمیم اندازه‌گیری‌شده در گیاه نی ۲/۱۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود که بیش از غلظت گزارش‌شده توسط (Sychra *et al.*, 2011) است. غلظت کادمیم در رسوب در منطقه مطالعه‌شده این پژوهشگر بالاتر از غلظت اندازه‌گیری‌شده در این مطالعه بود (۰/۷ تا ۱۳/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم) اما غلظت کادمیم در گیاه نی کمتر (۰/۱۴ تا ۰/۵۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود که می‌تواند به دلیل شرایط شیمیایی متفاوت دو منطقه نظیر pH، ظرفیت تبدالی کاتیون و محتوای مواد آلی باشد (Ying Ma, 2005). غلظت مجاز کادمیم در گیاهان ۱/۱ تا ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیان شده است (Kataba Pendias & pendias, 2011) مقادیر به‌دست‌آمده در این مطالعه بیش از غلظت مجاز بود. در مقایسه با غلظت کادمیم در رسوب این گیاه کادمیم را به‌خوبی در خود تجمع داده است. Wang و همکاران (2008) تجمع ۳/۵ mg/kg کادمیم در ریشه *P. australis* روییده در نزدیک معدن منگنز را گزارش داده است. این مسئله نشان‌دهنده توانایی بالای این گیاه در دفع سمیت فلزات سنگین است. *P. australis* به‌دلیل استراتژی دفاعی خود که افزایش فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان است یک گونه بسیارمقاوم در برابر آلودگی کادمیم است. (Ederli *et al.*, 2004). عوامل زیست‌محیطی نظیر اکسید منیزیم منجر به جذب بیشتر یون‌های کادمیم می‌شود (Youngfa, 2009). Drazewinncka *et al.* (2010) گیاه نی را به‌منزله تجمع‌دهنده و بیواندیکاتور مناسب برای فلز کادمیم در شرایط طبیعی معرفی کرده‌اند. در مناطق آلوده به فلزات حاصل از معدن کاوی، کادمیم بیشترین تحرک و پتانسیل دسترسی زیستی را دارد و با مواد آلی، کربنات‌ها و اکسیدهای آهن- منگنز ترکیب می‌شود (Prusty *et al.*, 1994).

کادمیم، یکی از عناصر غیرضروری با سمیت بالا

اندازه‌گیری‌شده برای آرسنیک بیش از استانداردهای جهانی است. آلودگی رسوب علاوه بر وضعیت طبیعی و زمین‌شناسی می‌تواند بر اثر فعالیت‌های انسانی در اطراف منطقه ایجاد شده باشد (Yang *et al.*, 2009) که در منطقه مطالعه‌شده می‌تواند بر اثر ورود هرزآب‌های کشاورزی آلوده به سموم و کودهای شیمیایی به رودخانه اهرچای و در نتیجه آلوده‌شدن اکوسیستم سد به این شبه‌فلز باشد. آلودگی فلزات سنگین در رسوب کیفیت آب را تحت‌تأثیر قرار می‌دهد و در طولانی‌مدت بر سلامت بشر و اکوسیستم اثر می‌گذارد (fernandes *et al.*, 2007). به‌دلیل ارتباط نزدیک بی‌مهرگان و ماهی‌های کفزی با رسوبات، آن‌ها می‌توانند فلزات را از رسوبات آلوده تجمع داده، ارتباط رسوب با سطوح بالاتر غذایی را فراهم می‌کنند (Perera, 2004). در نتیجه توجه به غلظت فلزات در رسوبات اکوسیستم‌های آبی جهت پایش سلامت اکوسیستم حائز اهمیت است.

۲.۴. بررسی غلظت فلزات در نی

غلظت فلزات در گیاه نی به این ترتیب بود: $As > Cu > Cd$. فلزات سنگین، اغلب با اکسید فلزات ترکیب و در رسوب ته‌نشین می‌شوند، اما با تغییر شرایط متحرک می‌شوند و می‌توانند توسط گیاهان و سایر موجودات زنده جذب شوند (He & Yongfeng, 2009). غلظت متوسط مس در گیاه نی ۱۷/۵۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود و براساس استاندارد EPA که حد مجاز مس در گیاهان آبی را بین ۲۱-۱۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیان کرده، (Noak *et al.*, 2000) در حد مجاز است. مس از عناصر ضروری برای حیات است که برای واکنش‌های احیاء و اکسیداسیون در فعالیت آنزیم‌های مختلف مورد نیاز است (Bonnano *et al.*, 2010) و به‌سرعت توسط گیاه و حیوانات تجمع می‌یابد (Anon, 1996). غلظت مس در گیاه نی در مقایسه با غلظت موجود در رسوب بیشتر بود که نشان‌دهنده جذب مؤثر این فلز توسط نی است. نتایج Ait Ali و همکاران (2002) بیان می‌کند که با افزایش غلظت مس در محیط رشد این گیاه، جذب این عنصر توسط نی افزایش می‌یابد. ریشه این گیاه به صورت فیلتر عمل می‌کند و مس جذب‌شده را در خود تجمع داده و مانع از حرکت آن

(He & Yongfeng, 2009; Dhote & Dixit, 2009). بعضی از پژوهشگران، استفاده از گیاه نی را به منظور حذف فلزات سنگین از مناطق آلوده و به خصوص فاضلاب پیشنهاد می کنند (Weis *et al.*, 2004; Ait Ali *et al.*, 2002).

۳.۴. بررسی فلزات سنگین در ماهی سوف و کپور

گونه گیاهخوار (کپور) و گوشتخوار (سوف) برداشت شده از سد ستارخان روند مشابهی در جذب فلزات دارند. در هر دو گونه غلظت آرسنیک بیش از مس و غلظت مس بیش از کادمیم است. این دو گونه مقادیر مشابهی از فلزات سنگین بررسی شده را دریافت کرده اند. بنابراین، احتمالاً عواملی نظیر عوامل فیزیولوژیکی و رفتاری مشابه منجر به تشابه غلظت فلزات بین گونه ها شده است (Barwich & Maher, 2003). غلظت متوسط مس و آرسنیک در ماهی کپور بیش از ماهی سوف است که می تواند به دلیل عادات تغذیه ای متفاوت بین دو گونه باشد. کفزی بودن و دیتریت خوار بودن کپور احتمالاً این گونه را بیشتر در معرض این فلزات قرار داده اما سوف کادمیم را نسبت به کپور به مقدار بیشتری در خود تجمع داده است. در رودخانه های آلوده به فلزات حاصل از معدن کاوی، کادمیم بیشترین تحرک را داشته است که پتانسیل دسترسی زیستی آن را افزایش می دهد. (Prusty *et al.*, 1994). کادمیم حلالیت زیادی در آب دارد و احتمال جذب آن از آب توسط ماهی سوف وجود دارد. براساس گزارش Shahab moghadam و همکاران (2010) تجمع فلزات ضروری در عضله ماهی بیش از فلزات سمی است و دلیل آن را نقش آن ها در فعالیت های متابولیکی بیان می کند که خلاف نتایج این مطالعه است. با توجه به غلظت بالای آرسنیک در هر دو گونه ماهی می توان از آن ها برای شاخص زیستی آرسنیک در منطقه مطالعه شده استفاده کرد. مقایسه غلظت فلزات مطالعه شده در بافت ماهی با سایر مطالعات در جدول ۳ آمده است. هرگونه تغییر در روند جذب فلزات در ماهی به ویژگی ها و بستر آلودگی (آب و رسوب) و ویژگی های رفتاری و فیزیولوژیکی یک جاندار وابسته است (Van Geast, 2010).

مقایسه غلظت فلز در بافت ماهی و غلظت مجاز

برای موجودات زنده است که در فرایندهای بیولوژیکی موجودات استفاده نمی شود، اگرچه می تواند در آنزیم های خاصی در فیتوپلانکتون جانشین روی شود (Lane & Morel, 2000) و بر رشد و متابولیسم گیاهان اثرگذار است (Divan *et al.*, 2009)، همچنین، با آزاد کردن رادیکال های آزاد و ترکیبات اکسیژن خواه منجر به ایجاد استرس اکسیداسیون و مرگ گیاهان از طریق تخریب چربی، پروتئین، رنگدانه ها و اسیدهای نوکلئیک موجود در غشا می شود (Foyer *et al.*, 1994). در صورتی که مصرف کنندگان جذب بالا و دفع پایینی از کادمیم را داشته باشند می تواند تجمع زیستی کادمیم در آن ها رخ دهد (Reinfelder *et al.*, 2002; Wang, 1998). براساس نتایج مطالعه Wang و همکاران (2008) گیاه نی فلزات مس، کادمیم و روی را به خوبی تجمع می دهد. بنابراین می توان از این گیاه جهت حذف این دو فلز از مناطق آلوده به ویژه فاضلاب صنایع استفاده کرد (Weis *et al.*, 2004; Lee & Scholz, 2007).

غلظت متوسط آرسنیک در نی ۳۸۶/۲۷ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بسیار بالاتر از غلظتی است (۸۰ ppb) که Ghasemzadeh و Arbab Zavar (2008) برای گیاه نی در منطقه آلوده کپ در خراسان گزارش کرده اند. Rosenberg & Lutz (1978) مقدار آرسنیک را در ماکروفیت مطالعه شده خود از ۱۵۰-۳۷۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش کرده است. نتایج بیان کننده توانایی بالاتر این گیاه در تجمع فلز آرسنیک در مقایسه با دو فلز دیگر است. Klumpp و Peterson (1979) ماکروفیت ها را یکی از تجمع دهنده های مهم آرسنیک معرفی می کنند. افزایش میزان آنزیم های آنتی اکسیدان کاتالاز، آسکوربات پراکسیداز و گوآیکول پراکسیداز و محتوای پراکسید هیدروژن در ریشه و بخش هوایی گیاهان آلوده به آرسنیک منجر به افزایش پاسخ های فیزیولوژیکی در ایجاد سازگاری به آرسنیک در ریشه و قسمت های هوایی گیاهان آلوده به آرسنیک و به دنبال آن بردباری این گیاه در برابر آرسنیک است (Yousefzadeh *et al.*, 2006). گیاه نی در لبه رودخانه ها رشد کرده و مشاهده شده است که فلزات را از مناطق آلوده جذب می کند و در خود تجمع می دهد

گزارش شده از سایر مطالعات کمتر از مطالعه حاضر است (Varkoohi & Amin sobhani, 2011; Rahimi *et al.*, 2011; Elsagh, 2010; Harkabusova *et al.*, 2009)، غلظت کادمیم نیز در مقایسه با استاندارد FAO بیش از حد مجاز و در مقایسه با استاندارد ارائه شده توسط EPA کمتر از استاندارد ارائه شده توسط این سازمان است. غلظت کادمیم گزارش شده در بافت ماهی در سایر مطالعات بیش از مطالعه حاضر است (Parvaneh *et al.*, 2011; Elsagh, 2010; Mohammadi *et al.*, 2010). تجمع بیش از حد مجاز این دو عنصر سمی در بافت ماهی های مطالعه شده نشان دهنده دسترسی زیستی این فلزات است، بنابراین، جلوگیری از ورود هرزآب های زمین های کشاورزی و معدن کاوی های اطراف رودخانه اهرچای برای جلوگیری از آلودگی بیشتر سد ستارخان ضروری است.

تعیین شده توسط FAO و EPA وجود تفاوت معنادار بین غلظت فلزات بررسی شده در بافت ماهی با استانداردهای بررسی شده را نشان داد. همه ماهی ها غلظت پایینی از مس را در خود تجمع داده اند که کمتر از استانداردهای جهانی ارائه شده است. بعضی از مطالعات نیز نتایج مشابهی را گزارش کرده اند (Barwich & Maher, 2003; Naseri *et al.*, 2005) مس یک عنصر ضروری برای جانداران است (Rodney, 2007) و بیشتر جانداران به خصوص حیوانات قرار گرفته در سطوح میانی و بالای زنجیره غذایی احتمالاً توانایی تنظیم غلظت مس در بدن خود را دارند (Ikemoto *et al.*, 2008). غلظت آرسنیک در دو گونه ماهی بررسی شده بیشتر از حد مجاز تعیین شده توسط استانداردهای FAO و EPA است. غلظت های

جدول ۳. غلظت متوسط فلزات سنگین در عضله ماهی کپور و سوف سد ستار خان و مقایسه با سایر مطالعات (میانگین ± انحراف معیار) (mg/kg).

منطقه	آرسنیک	کادمیم	مس	رفرنس
ماهی کپور	۲۹/۰۹±۱۳/۸	۰/۳۱±۰/۱	۲/۴۱±۱/۱۵	مطالعه حاضر
ماهی سوف	۱۹/۷۶±۱۱/۷۱	۰/۴±۰/۰۹	۱/۵۴±۰/۷۸	مطالعه حاضر
Avsar Dam Lake	-	۰/۰۰۱۲ - ۰/۰۰۰۱	۰/۰۲ - ۰/۰۱	Ozuturk, 2009
Ataturk Dam lake	۰/۲۷۹-۰/۱۶۴	ND ^۱	۲/۷۸۵ - ۰/۱۰۱	Mol, 2010
Persian Golf	-	۲/۶-۰/۱۷	۱/۸۴-۱/۲۵	Nadafi, 2010
Kor river	۰/۴	۰/۹	-	Ebrahimi, 2010
Isikli Dam lake	-	۲/۲۷-۱/۹۵	۱/۸۵-۰/۳۷	Kalyoncu, 2011
Persian Golf	۰/۰۴۳	۰/۰۰۵	-	Al-Saleh, 2002
Northern Jordan Vally	-	۰/۱۴	۲/۴۸	Al-Waher, 2008
Lhasa River	۰/۲۷-۰/۰۸	۰/۰۲۹-۰/۰۱۳	۲-۰/۳۳	Yang, 2007
Kapar Coastal Water	۱۴/۲-۳/۸	۰/۸۸	-	Alhashmi, 2012
Banan Section	۰/۱۱۳	۰/۰۰۹۷	۰/۴۳۷	Zhang, 2007

فاکتور تجمع زیستی در ماهی ها کمتر از یک بود و بیشترین تجمع با فاکتور جمعی تقریباً ۰/۵ مربوط به کادمیم در ماهی سوف مشاهده شد. تجمع فلز از رسوب توسط موجودات آبی به وضعیت آن موجود در رابطه با رسوب بستگی دارد. اینکه یک موجود در معرض

محاسبه فاکتور تجمع زیستی نشان داد، بیشترین فاکتور جمعی مربوط به آرسنیک در گیاه نی ۲/۸۴ و کمترین فاکتور جمعی مربوط به مس در سوف ۰/۱۲ بود.

1. Not detected

توزیع یکسانی دارند و همچنین بین فلزات یک رابطه سینرژیک برای جذب وجود دارد (Karez et al., 1994).

۶.۴. نتیجه گیری

بررسی غلظت فلزات سنگین در سد ستارخان نشان داد غلظت فلز آرسنیک در رسوب بیش از حد استاندارد است و نیاز به برنامه کنترلی جهت ورود آلودگی‌ها به این اکوسیستم است. غلظت آرسنیک و کادمیم بیش از حد مجاز برای مصرف ماهی است بنابراین، مصرف ماهی‌های موجود در این دو سد سبب به خطر افتادن سلامتی انسان و حیوانات مصرف کننده این ماهی‌ها خواهد شد. البته باید به این نکته اشاره کرد که غلظت کل آرسنیک در غذاهای دریایی شاخص مناسبی برای سمیت آن برای انسان نیست و نوع ترکیب آرسنیک جهت ارزیابی صحیح از خطر آرسنیک برای سلامتی انسان ضروری است (Peshut et al., 2007). همچنین با توجه با اینکه گیاه نی غلظت بالایی از فلزات را در خود تجمع داده است، می‌توان از آن به‌منزله بیو اندیکاتور این فلزات استفاده کرد.

آلودگی‌های رسوب قرار بگیرد بسته به اینکه داخل رسوب، یا بین رسوب و آب باشد و یا در ستون آب قرار گیرد، متفاوت است. علاوه بر این توانایی یک موجود در دوری از رسوبات آلوده منجر به کاهش قرار گرفتن در معرض آلودگی و در نتیجه کاهش تجمع زیستی می‌شود. تفاوت‌های فیزیولوژیکی در حجم، ترکیب و توزیع چربی در یک اورگانسیم می‌تواند بر تجمع آلودگی‌های آب‌دوست و چربی‌دوست اثرگذار باشد (Van Geest, 2010).

۵.۴. بررسی رابطه رگرسیونی بین فلزات

نتایج نشان‌دهنده ارتباط مثبت بین کادمیم، مس و آرسنیک است. ارتباط خطی بین فلزات نشان می‌دهد فلزات در کنار یکدیگر گرایش به افزایش دارند. Allen و همکاران (1997)

نیز همبستگی مثبت بین آرسنیک و کادمیم، مس و کادمیم را در منطقه مطالعه شده خود گزارش کرده است. رابطه مثبت بین فلزات شاید به این دلیل باشد که این فلزات از یک منبع وارد محیط شده‌اند و یا اینکه الگوی

REFERENCES

1. Abdel-Baki, A.S.; M.A. Dkhil and S. Al-Quraishy, 2011. Bioaccumulation of some heavy metals in tilapia fish relevant to their concentration in water and sediment of Wadi Hanifah, Saudi Arabia, Environment Monitoring Assessment, 157: 449-458.
2. Ait Ali, N.; M.P. Bernal and M. Ater. 2002. Tolerance and bioaccumulation of copper in Phragmites australis and Zea mays, Plant and Soil, 239:103-111.
3. Allen-Gil, AM.; D.H. Landers; T.L. Wade; J.L. Sericano and B.K. Lasorsa. 1997. Heavy metal, organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl contamination in arctic ground squirrels (*Spermophilus parryi*) in Northern Alaska, Arctic, 50: 323-333.
4. Altaher, H.M. 2001. Factors affecting mobility of cooper in soil-water matreces, Dissertation of the Degree of Doctor of Philiosophy In Civil and Environmental Engineering, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University..
5. Barwick, M. and Maher, W. 2003. Biotransference and biomagnifications of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia, Marine Environmental Research, 56:471-502.
6. Dhote, S and S. Dixit. 2009. Water quality improvement through macrophytes—a review, Environment Monitoring Assessment, 152:149-153.
7. Ederli, L.; L. Reale; F. Ferranti and S Pasqualini. 2004. Responses iduced by high concentration of cadmium in Phragmites australis roots, Physiology Plant, 121 (1) : 66-74.
8. Eyong, B.E. 2008. Distribution of arsenic and other heavy metals in sediments and their effects on benetic macroinvertebrates in the Gallinas river, San Miguel couly, New Mexico, MSc Thesis, College of Science and Mathematics, New Mexico Highlands University, 1-66
9. Fernandes, C., Fontainhas-Fernandes, A., Peixoto, F., Salgado, M.A: Bioaccumulation of heavy metals in Liza saliens from the Esomriz-Paramos coastal lagoon, Portugal. Ecotoxicology and Environment Safety, 2007: 66: 426-431.

10. Ghasemzadeh, Z., and M.H Arbab Zavar.2008. Arsenic Phytoremediation by *Phragmites australis*: green technology. International Journal of Environmental Studies, 8(9) : 1668-1675.
11. Giguere A.; P.G.C. Campbell; D.G Hare L McDonald and J.B. Rasmussen. 2004. Influence of lake chemistry and fish age on cadmium, copper and zinc concentrations in various organs of indigenous yellow perch (*Perca flavescens*), Cand. J. Fish. Aquatic Science, 61: 702-716.
12. Gupta, A., Rai, DK., Pandey, RS., Sharma, B: Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. Environ. Monit. Assess. 2009: 157: 449-458.
13. Guveni, E.D., Akinci, G. 2011. Comparison of Acid Digestion Techniques To Determine Heavy Metals In Sediment And Soil Samples, Gazi University Journal of Science, 24(1) :29-34.
14. He,W and Yongfeng, J. 2009. Bioaccumulation of heavy metals by *Phragmites australis* cultivated in synthesized substrates, Journal of Environmental Science, 21:1409-141
15. Heidarian, L; F. Dezfolinejad and S. Sharifi.2009. Heavy metlas pollution in Gharasoo river, The 3 rd Conference and Exhibition on Environmental Engineering, Tehran.
16. Ikemoto,T., Tu, NPC., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Tuyen, BC., Takeuchi, C: Biomagnification of Trace Elements in the Aquatic Food Web in the Mekong Delta, South Vietnam Using Stable Carbon and Nitrogen Isotope Analysis, Archive Environment Contaminant Toxicology, 2008: 54:504–515.
17. Karez,C.S.; V.F. MagalhaesW.C. ; Preiffer and G.M.A. Filho.1994.Trace-metal accumulation by algae in Sepetiba Bay, Brazil. Environment Pollution. 83, 351–356.
18. Kataba-Pendias, A and H. Pendias.1992. Trace elements in soils and plants, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, London.
19. Kataba-Pendias, A. 2011. Trace Elements in Soils and Plants, CRC Press, 4th ed, 534P:68.
20. Klumpp, D.W. and P.J. Peterson.1979. Arsenic and other trace element in the waters and organism of an estuary in SW England, Environment pollution, 19: 11-20.
21. Kheirvar, N and A. Dadollahi. 2010. Heavy metlas concentrations in sediment and Shirbot fish (*Barbus grypus*) in Arvandrood, Environmental Science and Technology Journal, 12(2) : 123-131.
22. Linnik, P.M. and, I.B. Zubenko. 2000. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy metal compounds, Lakes and Reservoirs Res. Manage, 5: 11-21.
23. Malik, N.; A.K. Biswas; T.A. Qureshi; K. Borana and R. Virha. 2010. Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal. Environment Monitoring Assessment, 160: 267-267.
24. Marquenie, J.M. 1985. Bioavailability of micropollutants. Environmental Technology, Lessons 6, 351 – 358.
25. Mason, A.Z. and K.D. Jenkins.1995. Metal detoxification in aquatic organisms. In Tessier A, D.R. Turner, eds, Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Willey, Chichester, UK, 479 – 606.
26. Mohammadi, M and M. Samaee. 2005. Investigation about lead and cadmium concentrations in water, suspended sediment and muscle of fish in Gharachai River, Iran Sea Science Journal, 4(3) : 53-58.
27. Noak, A.; G. Grant; D. Cameron; C. borough and J. David. 2000. Colloid Movement through Stable Soils of Low Cation-Exchange Capacity, Environmental Science and Technology, : 34 (12) : 2490-2497.
28. Ozuturk, M.; G. Ozozen; O. Minareci and E. Minareci. 2009. Determination of heavy metals in fish, water and sediments of Avsar dam lake in Turkey, Iran Journal Environment Health Science Engeering, : 6: 73-80.
29. Perera, P. 2004Heavy metal concentrations in the Pacific oyster; *Crassostrea gigas*, Msc thesis, Auckland University of Technology, Auckland. 1- 116.
30. Peshut, P.J., R.J. Morrison and B.A. Brooks. 2007. Arsenic speciation in marine fish and shellfish from American Samoa, Chemosphere, 1-8.
31. Prusty, B.G.; K.C. Sahu and G. Godgul.1994 . Metal contamination due to mining and milling activities at the Zawar zinc mine, Rajasthan, India. 1. Contamination of stream sediments: Chemical Geology, 112, p. 275-292.
32. Rainbow, P.S: Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, 1995: 31: 183–192

33. Rainbow, P.S. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: Why and so what? *Environmental Pollution*, 120: 497 – 507.
34. Rodney, E., Herrera, P., Luxama, J., Boykin, M., Crawford, A., Carroll, M.A., Catapane, E.J: Bioaccumulation and Tissue Distribution of Arsenic, Cadmium, Copper and Zinc in *Crassostrea Virginica* Grown at two Different Depth in Jamaica Bay, New York, Author Manuscript, 2007: 29(1) : 16-27.
35. Rosenberg, D.M. and A. Lutz. 1978. Arsenic in sediments, water and aquatic biota from lakes in the vicinity of Yellowknife, Northwest Territories, Canada, *Archive Environment Contaminant Toxicology*.: 7(2) :169-91.
36. Sabzalizadeh S. and Dehghan Madise S. 2010. Assessment of heavy metals pollution in the sediments of Lifeh Busaf (northwest of Persian Gulf) using Geo-accumulation Index. *Iranian Scientific Fisheries Journal* , 19(3), 51-60.
37. Shahab Moghadam F., Esmaili Sari A., Valinassab T., Karimabadi M. 2010. Comparison of muscular tissue concentration of heavy metals in Sharpnose stinger (*Himantura gerrardi*) and Bigeye scade (*Selar crumenophthalmus*) of the Persian Gulf , *Iranian Journal of Fisheries*, 19(2):85-92
38. Sychra, J.,; O. Celechovska; Z. Svobodova and O. Sychra. 2011. Lead, mercury and cadmium content in bottom sediment, reed (*Phragmites australis*) beds and great pond snails (*Lymnaea stagnalis*) in fishponds and the role of littoral zones in their accumulation, *ACTA VET. BRNO*, 80:313-321.
39. Van Geast, J .2010. Bioaccumulation of sediment-associated contaminants in freshwater organism: development and standardization of a laboratory method, PHD thesis, University of Guelph, Canada, :1-232.
40. Wang X, Liu YG, Zeng GM, Chai LY, Xiao X, Song X C, Min Z Y, 2008. Pedological characteristics of Mn mine tailings and metal accumulation by native plants. *Chemosphere*, 72:1260–1266.
41. Weis, J.S.; T. Glover and P. Weis. 2004. Interactions of metals affect their distribution in tissues of *Phragmites australis*, *Environmental Pollution*, 131: 409- 415.
42. Yang, P., Mao, R., Shaom, H., Gao, Y., 2009. An investigation on the distribution of eight hazardous
43. heavy metals in the suburban farmland of china, *Journal of Hazardous Material*, 167, 1246–1251
44. Ying, M .2005. Monitoring of heavy metals in the Bottlary river using *Typha capensis* and *Phragmites australis*, Msc Thesis, Department of Biodiversity and Conservation Biology, University of the Western Cape, : 1-90.