

ارزیابی جیوه تجمع یافته در رسوبات و بافت بی‌مهرگان کفزی دریاچه سد قشلاق سندج

کامران الماسیه^۱، شهرام کبودوندپور^{۲*}

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد محیط زیست دانشگاه کردستان Kamran.almasieh@gmail.com

۲- استادیار گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه کردستان

تاریخ دریافت: ۸۹/۹/۸ تاریخ پذیرش: ۹۰/۴/۱۴

چکیده

مطالعات قبلی بر روی کیفیت آب سد قشلاق سندج نشان داده‌اند که میزان جیوه کل موجود در آب این دریاچه بیشتر از حد استاندارد تعریف شده به وسیله سازمان بهداشت جهانی و موسسه استاندارد ایران ($1 \mu\text{g/L}$) است. بنابراین برای تعیین مقدار غلظت جیوه تجمع یافته در رسوبات و زیتوده بی‌مهرگان کفزی این دریاچه، از تیر تا آذر سال ۱۳۸۸ در سه ایستگاه با عمق‌های متفاوت (۲ تا ۳۰ m) به وسیله نمونه‌گیر اکمن، نمونه‌برداری شد. رطوبت نمونه‌های اخذ شده پس از حمل به آزمایشگاه، با دستگاه انجماد خشک (فریز درایر) حذف شده و مقدار جیوه کل در رسوبات و زیتوده بی‌مهرگان کفزی توسط دستگاه اندازه‌گیری جیوه بر اساس وزن خشک اندازه‌گیری شد. شاخص تجمع بیوتا-رسوب (BSAF) برای محاسبه شاخص تجمع زیستی به کار برده شد. میانگین (\pm خطای استاندارد) جیوه کل در زیتوده بی‌مهرگان کفزی و رسوبات به ترتیب $5/02 \pm 94/3$ و $9/72 \pm 117/66$ بر حسب ng/g^{-1} بود. میانگین‌های غلظت جیوه کل در زیتوده بی‌مهرگان کفزی بین ماههای تحقیق، اختلاف معنی‌داری نداشتند ($F_{5,10} = 2/16$, $P = 0/14$)، در حالی که غلظت جیوه در رسوبات در خلال همین زمان، اختلاف معنی‌داری را نشان دادند ($F_{5,10} = 4/88$, $P = 0/02$) BSAF محاسبه شده برای تمام ماهها کمتر از عدد ۱ بود، به این معنی که بی‌مهرگان کفزی دریاچه سد قشلاق، توانایی تجمع زیستی جیوه در رسوبات آلوده به جیوه این دریاچه را ندارند. اما با توجه به انجام فرایند متیلاسیون جیوه توسط بی‌مهرگان کفزی و توانایی بزرگنمایی زیستی آن و نیز نتایج مطالعات قبلی که آلودگی ماهیان این دریاچه به فلز سنگین جیوه را به اثبات رسانیده، باید ملاحظات جدی در مورد مصرف ماهیان کفزی‌خوار این دریاچه مد نظر قرار گیرد.

کلید واژه

جیوه، تجمع زیستی، رسوبات، بی‌مهرگان کفزی، دریاچه سد قشلاق سندج

سر آغاز

غذایی بالاتر در بافت‌های زنده افزایش می‌یابد (Craig, 1986). جیوه به شدت نوروتوکسیک^۳ بوده (Hempel, et al., 1995) و در اکثر بافت‌های موجودات زنده تجمع می‌یابد (Agusa, et al., 2005). بیشترین متیلاسیون جیوه معدنی توسط باکتری‌های موجود در رسوبات کف اکوسیستم‌های آبی صورت گرفته و از طریق دو ویژگی تجمع زیستی و بزرگنمایی زیستی در طول زنجیره‌های غذایی انباشته می‌شود (Ebinghaus, et al., 1994). رسوبات و بی‌مهرگان کفزی^۴ (بتتوز) به ترتیب شاخص‌های غیرزیستی و زیستی مناسبی برای پایش مقدار جیوه کل تجمع یافته موجود در اکوسیستم‌های آبی به شمار می‌روند (Sinha, et al., 2007). رسوبات کف اکوسیستم‌های آبی نقش بسزایی را در چرخه فلز جیوه

در بین فلزات سنگین، جیوه فلزی منحصر به فرد است که در طبیعت به اشکال متفاوت آلی و معدنی دیده می‌شود (Storelli, et al., 2002; Zalups, 2000). اخیراً جیوه به دلیل توانایی تجمع زیستی‌اش^۱ در بافت‌های مختلف بدن موجودات زنده و توانایی بزرگنمایی زیستی‌اش^۲ در زنجیره‌های غذایی (Balogh, et al., 2010; Molina, et al., 2006)، پایداری و سمی بودن آن، در اولویت مطالعات پژوهشی، به ویژه در اکوسیستم‌های آبی قرار گرفته است (Clarkson, 1990; Clarkson and Magos, 2006). بزرگنمایی زیستی حالتی است که غلظت یک ماده آلوده‌کننده به صورت تصاعدی در خلال انتقال ماده از یک افق غذایی به افق

رودخانه اصلی تغذیه‌کننده دریاچه سد قشلاق سنندج (قشلاق و چهل‌گری) و عدم توسعه صنعتی در منطقه و همچنین بر اساس گزارش اکبرپور و نصری (۱۳۸۲) مبنی بر وجود مقادیر فراوان جیوه در ترکیب سنگ‌های مادرین حوضه‌های آبریز منتهی به سد قشلاق سنندج، می‌توان نتیجه گرفت که به احتمال زیاد آلودگی آب دریاچه سد قشلاق سنندج به فلز سنگین جیوه، منشاء طبیعی داشته باشد.

با توجه به جمیع موارد ذکرشده، انجام یک مطالعه هدفمند برای تعیین میزان جیوه کل تجمع یافته در رسوبات و بی‌مهرگان کفزی زیست‌مند در این رسوبات، به منظور ارزیابی توانایی این موجودات کفزی در تجمع زیستی جیوه و توانایی آنها در انتقال جیوه به رده‌های غذایی بالاتر، بسیار ضروری به نظر می‌آید. بویژه که دریاچه سد قشلاق سنندج یکی از مهم‌ترین منابع تولید ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) است که بیشتر رژیم غذایی آن را بی‌مهرگان کفزی تشکیل می‌دهد (Tempro, et al., 2006). سالانه مقادیر معتنی‌بھی از این نوع ماهی از این دریاچه صید و در پرجمعیت‌ترین شهر استان، یعنی سنندج و مناطق اطراف به فروش می‌رسد.

مواد و روش بررسی

الف) معرفی منطقه مورد مطالعه

محل اجرای این مطالعه سد قشلاق سنندج (۳۵° ۲۶' ۵۸") عرض شمالی و ۱۰' ۵۹' ۴۶° طول شرقی)، با ظرفیت ۲۲۴ میلیون مترمکعب آب، در ۱۲ کیلومتری شمال شرقی شهرستان سنندج در استان کردستان بود (شکل شماره ۱). مساحت دریاچه سد حدود ۸/۵ کیلومتر مربع و دارای دو شاخه اصلی رودخانه‌های قشلاق و چهل‌گری است. هدف اصلی از احداث این سد، تأمین دراز مدت آب شرب مردم سنندج و آبیاری اراضی پایاب و آبریز پروری به عنوان اهداف ثانویه بوده است. دریاچه سد قشلاق سنندج به طور متوسط عمقی معادل ۳۱/۵ متر دارد (آساراب، ۱۳۸۴). زمان ماند آب در این دریاچه به دلیل تغییرات فصلی در حجم آب ورودی و خروجی به دریاچه سد و نیز تغییرات مداوم نرخ مصرف روزانه و فصلی آب در منطقه، نامشخص و غیرقابل اندازه‌گیری است.

ب) تعیین ایستگاهها، روش نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها

برای تعیین ایستگاهها با استفاده از وزنه و طناب، نقاط مختلف دریاچه سد به لحاظ عمق مورد پیمایش قرار گرفته و پس از انجام عملیات عمق‌سنجی، سه ایستگاه برای انجام عملیات نمونه‌گیری تعیین شدند. از آنجایی که دو عامل عمق و جریان آب در فرایند

در طبیعت دارند و ذکر این نکته ضروری است که عمر جیوه در درون رسوبات اکوسیستم‌های آبی، بسیار طولانی است (Villares, et al., 2001; Canário, et al., 2003). این درحالی است که میزان جیوه کل در بافت زنده بی‌مهرگان کفزی تابع میزان جیوه کل در رسوباتی است که در آن زیست می‌کنند (Lawrence and Mason, 2001). از سوی دیگر میکروارگانیزم‌های موجود در رسوبات کف اکوسیستم‌های آبی قادرند ترکیبات جیوه را به شکل سمی‌تر آن و با حلالیت بیشتر، یعنی متیل جیوه تبدیل کنند، که براحتی توانایی جذب و تجمع در بافت‌های زنده موجودات آبرزی را دارد. (Tomiyasu, et al., 2000; Rumengan, et al., 2003). مطالعات متعددی بر روی جیوه در منابع آبی پشت سدها در نقاط مختلف جهان صورت گرفته است (Cooper, 1983; Tremblay, et al., 1998; Voigt, 2000). چرا که تشکیل سدها بر روی رودخانه‌ها، افزون بر تغییر ساختار اکولوژیکی رودخانه‌ها، بر خصوصیات زیستی، فیزیکی و شیمیایی این محیط‌های آبی نیز تأثیر می‌گذارد. احداث سدها ممکن است که بر روی چرخه‌های بیوژئوشیمیایی^۵ فلزات سنگین، خصوصاً جیوه نیز تأثیر بگذارد (Hongmei, et al., 2005). چنین به نظر می‌رسد که ساختار سد، دسترسی زیستی^۶ به فلز جیوه را در طول زنجیره‌های غذایی دریاچه‌های پشت سد افزایش می‌دهد، زیرا احداث سد و آبیگری زمین‌های اطراف، باعث افزایش فرایند متیلاسیون جیوه با میکروارگانیزم‌ها در رسوبات می‌شود. فعالیت این میکروارگانیزم‌ها در رسوبات با افزایش مواد آلی و کاهش اکسیژن، افزایش می‌یابد (Jackson, 1988; Allen-Gil, et al., 1995). دریاچه سد قشلاق سنندج طی سالهای ۱۳۸۱ تا ۱۳۸۴ دستخوش حوادث تلخی از قبیل واژگون شدن کامیون حاوی سی هزار لیتر ماده MTBE^۷ در رودخانه قشلاق منتهی به این دریاچه بوده است. امانی (۱۳۸۷) مطالعه‌ای را بر روی کیفیت آب دریاچه سد قشلاق سنندج انجام داد که نتایج حاصل، حاکی از بالاتر بودن غلظت جیوه کل از استانداردهای مورد قبول WHO و ایران (۱ μg/L) در آب این دریاچه بود. سوری (۱۳۸۸) در مطالعه‌ای دیگر غلظت چشمگیر جیوه کل در بافت خاک حوضه‌های آبریز این سد را گزارش کرده است. با توجه به مشاهدات میدانی به عمل آمده در حوضه‌های آبریز منتهی به دریاچه سد قشلاق، مشخص شد بیشتر کشاورزی منطقه، مبتنی بر کشاورزی دیم و بدون مصرف هر گونه کود، یا آفت‌کش است. همچنین با توجه به جمعیت انسانی اندک ساکن در طول مسیر دو

رسوب‌گذاری، مقدار و نوع دانه‌بندی رسوبات و نیز نرخ متیلاسیون جیوه با میکروارگانیزم‌های تولیدکننده متیل جیوه، نقش به‌سزایی دارند (Jackson, 1988; Allen-Gil, et al., 1995)، دو ورودی آب به دریاچه سد قشلاق سنندج (مناطق کم عمق) که دارای جریان آب بودند و منطقه عمیق دریاچه سد که آب به حالت سکون می‌رسد، به عنوان ایستگاههای نمونه‌برداری انتخاب شدند. ایستگاههای نمونه‌برداری به ترتیب در ابتدای دو شاخه اصلی رودخانه‌های ورودی (۱۷-۲ م، مناطق کم عمق) و قسمت اصلی دریاچه در مجاورت جزیره (۱۷-۳۰ م، منطقه عمیق) بودند (شکل شماره ۱). نمونه‌برداری به صورت تصادفی و ماهانه در خلال ماه‌های تیر تا آذر ۱۳۸۸ به مدت ۶ ماه در سه ایستگاه با استفاده از نمونه‌گیر اکمن^۱ (با سطح مقطع ۲۰ × ۲۰ cm) انجام شد. در هر ایستگاه از چندین نقطه نمونه‌برداری شده و مختصات نقاط نمونه‌گیری با GPS ثبت شد (شکل شماره ۱)، اما به دلیل زیتوده کم بی‌مهرگان کفزی به دست آمده، نمونه‌های هر ایستگاه با هم ترکیب شده و برای غلظت جیوه کل هر ایستگاه، در هر ماه یک میانگین تعیین شد (در مجموع ۱۸ نمونه رسوب و ۱۸ نمونه بی‌مهرة کفزی).

نمونه‌های رسوب و بنتوز به داخل بطری‌های با درهای پیچی کلاس A آزمایشگاهی عاری از جیوه انتقال داده شدند. بطری‌های نگهداری نمونه‌ها قبل از استفاده به مدت ۲۴ ساعت در مایع شوینده قرار گرفته و با اسید نیتریک (درجه A آزمایشگاهی) ۱۰٪ و آب مقطر شست‌وشو داده شده و در دمای ۱۰۵ درجه سلیسیوس به مدت ۱ ساعت در آون خشک شدند. برای تثبیت نمونه‌ها از بافر فرمالین آزمایشگاهی مرک (درجه A آزمایشگاهی) با غلظت ۱۰٪ استفاده شد. سپس نمونه‌ها به آزمایشگاه انتقال یافته و تا زمان جداسازی بنتوزها در دمای یخچال (۴ درجه سلیسیوس) نگهداری شدند (APHA, 2005). برای جدا سازی بی‌مهرگان کفزی، نمونه‌ها با آب بدون کلر شست‌وشو و از الک آزمایشگاهی (۲۵۰ میکرون) عبور داده شدند. بی‌مهرگان کفزی در زیر استریومیکروسکوپ (صا ایران مدل ZSM-1001) با بزرگنمایی ۲۰ برابر از گل و لای و بقایای گیاهی جدا شده و به بطری‌های با درهای پیچی عاری از جیوه منتقل و مجدداً به وسیله بافر فرمالین ۱۰٪ تثبیت شد (Wong, et al., 1997; APHA, 2005). هر چند هدف این مطالعه اندازه‌گیری غلظت جیوه کل تجمع یافته در زیتوده بی‌مهرگان کفزی است، ولی با استفاده از کلید شناسایی (Thorp

and Covich, 2001) نمونه‌های بی‌مهرگان کفزی در حد خانواده و جنس شناسایی شدند. برای جلوگیری از تخییر متیل جیوه که ترکیبی فرار است، نمونه‌های رسوب و بی‌مهرگان کفزی به صورت جداگانه با استفاده از دستگاه انجماد خشک (فریز درایر)^۹ (مدل Operon, FDCF- 12012) در دمای ۵۴- درجه سلیسیوس به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند. مقدار ۵۰ میلی‌گرم نمونه خشک شده از نمونه اصلی جدا و غلظت جیوه کل تجمع یافته در آنها با دستگاه پیشرفته اندازه‌گیری جیوه (Advanced Mercury Analyzer Model; Leco 254 AMANg روش EPA method 7473 پیروی می‌کند، بر حسب ppb یا ng⁻¹ وزن خشک^{۱۰}، اندازه‌گیری شدند (Houserova, et al., 2007). دستگاه پیشرفته اندازه‌گیری جیوه برای اندازه‌گیری سریع جیوه در نمونه‌های جامد و مایع طراحی شده است.

۱- مرحله تجزیه که از طریق اکسیداسیون در دمای ۷۵۰

درجه سلیسیوس انجام می‌شود.

۲- مرحله جمع‌آوری که با استفاده از آمالگاماتور^{۱۲} با روکش طلا صورت می‌گیرد و میل ترکیبی زیاد با جیوه دارد.

۳- مرحله آشکارسازی که جیوه جذب شده در دمای ۹۰۰

درجه سلیسیوس به بخار تبدیل شده و از طریق طیف

سنجی با نرم افزار Quick Silver بر حسب ppb، یا ng^۱

وزن خشک اندازه‌گیری می‌شود. برای اطمینان از

صحت قرائت‌های انجام شده پس از هر ۵ بار

اندازه‌گیری، با دادن استاندارد به دستگاه از صحت

اندازه‌گیری‌های انجام شده اطمینان حاصل شد. فرمول

پیشنهاد شده توسط Szefer و همکاران (1999) برای

محاسبه شاخص جمعی بیوتا - رسوب^{۱۳} (BSAF) به

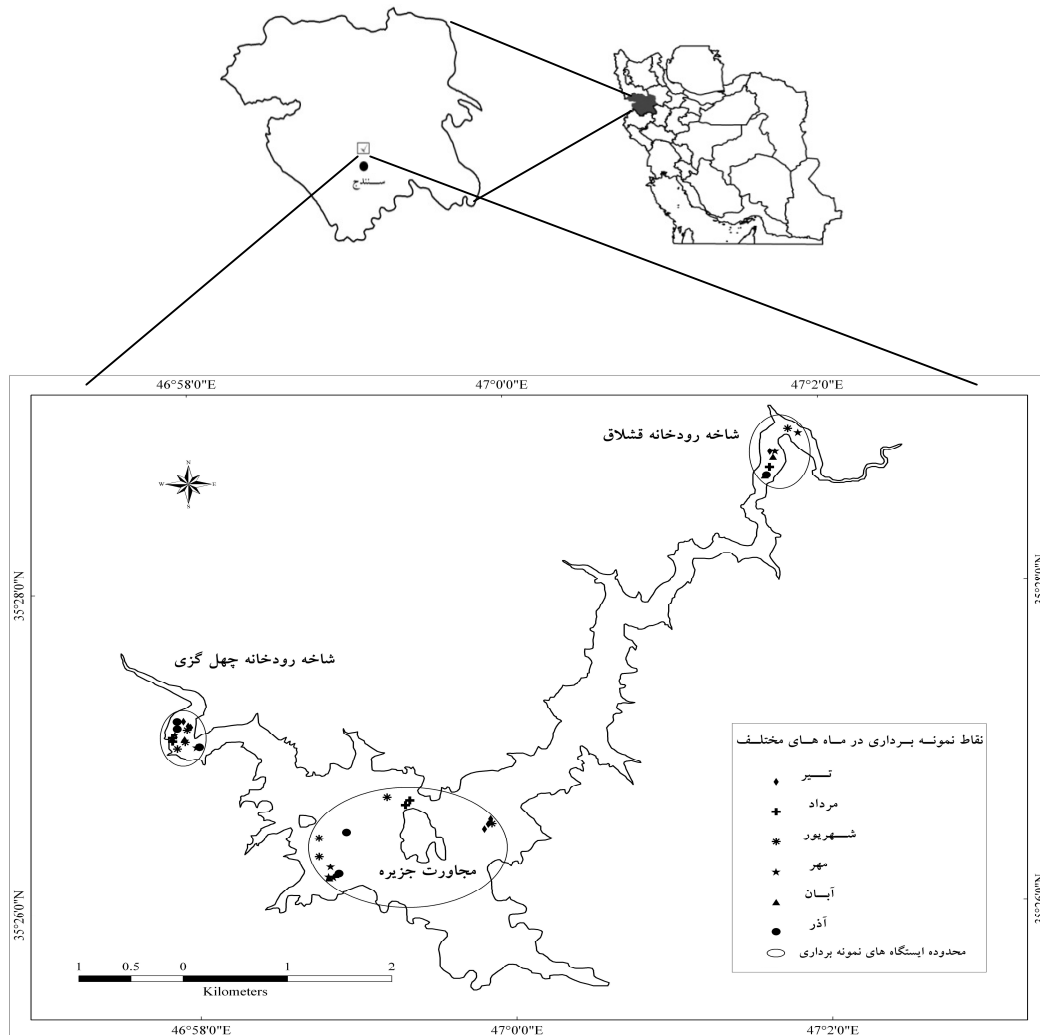
شرح زیر استفاده شد:

$$BSAF = \frac{b}{s}$$

که در این رابطه b غلظت جیوه کل تجمع یافته در کالبد بی‌مهرگان

کفزی و s غلظت جیوه کل تجمع یافته در زیستگاه این

بی‌مهرگان، یعنی رسوبات است.



شکل شماره (۱): نقشه موقعیت دریاچه سد قشلاق سندج در استان کردستان و ایران و نقاط نمونه‌برداری از

رسوبات و بی‌مهرگان کفزی (منبع: نگارندگان)

برای مقایسه جیوه کل در رسوبات و بی‌مهرگان کفزی از روش T-test جفتی^{۱۷} و برای بررسی همبستگی بین میزان جیوه کل در رسوبات و بی‌مهرگان کفزی از روش همبستگی پیرسون^{۱۸} استفاده شد (Zar, 1999).

نتایج

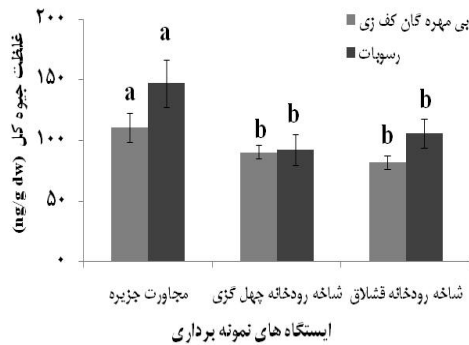
با توجه به عمق ایستگاههای نمونه‌گیری و جوان بودن اکوسیستم دریاچه سد قشلاق، بیشتر نمونه‌های بی‌مهره کفزی به دست آمده از زیررده Oligochaeta و خانواده Tubificidae بودند. در بعضی از ماهها تعداد اندکی از اعضای خانواده Chironomidae و جنس Chironomus در درون نمونه‌ها دیده شدند.

ج) تجزیه و تحلیل‌های آماری

تجزیه و تحلیل‌های آماری در محیط‌های نرم‌افزاری (version SAS 9.1 و SPSS (version 17) انجام گرفت. برای رسم نمودارها از نرم‌افزار Excel (Microsoft office 2007) استفاده شد. نرمال بودن داده‌ها توسط آزمون‌های کولموگروف - سمیرنوف^{۱۴} و شاپیرو - ویلک^{۱۵} مورد بررسی قرار گرفت.

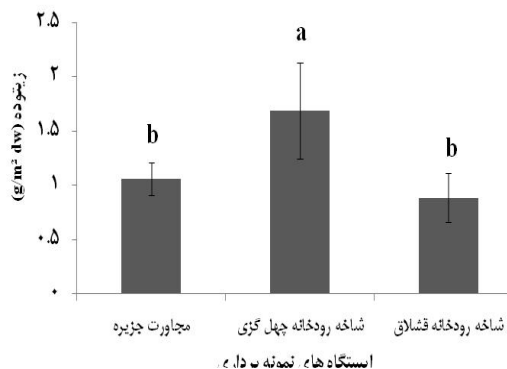
پس از اطمینان از نرمال بودن داده‌ها، طرح بلوک‌های کاملاً تصادفی برای مقایسه میزان جیوه کل تجمع یافته در رسوبات و زیتوده بی‌مهرگان کفزی در ماه‌های مختلف و در صورت معنی‌دار شدن اختلافات، برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن^{۱۶} استفاده شد.

آن ($2/1 \pm 0/66$) در آبان ماه و کمترین مقدار آن ($0/8 \pm 0/22$) در شهریور ماه مشاهده شد.



شکل شماره (۳): نمودار جیوه کل تجمع یافته (میانگین \pm خطای استاندارد) در رسوبات و زیتوده بی‌مهرگان کفزی دریاچه سد قشلاق سنندج (برحسب $ng\ g^{-1}$ وزن خشک در ایستگاههای مختلف نمونه برداری) ($P < 0/05$) (منبع: نگارندگان)

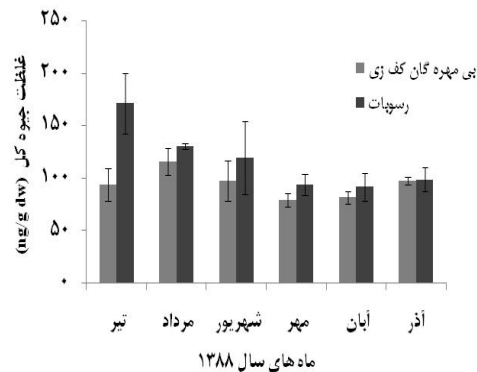
مقایسه‌های آماری مبین اختلاف معنی‌داری بین زیتوده بی‌مهرگان کفزی در خلال ماههای انجام تحقیق (ماههای تیر تا آذر) ($F_{5, 10} = 4/55, P = 0/02$) و بین ایستگاههای نمونه برداری بودند ($F_{2, 10} = 7/39, P = 0/01$)، که در مقایسه میانگین زیتوده بی‌مهرگان کفزی، ایستگاه شاخه رودخانه چهل گزی ($g\ dw\ m^{-2} \pm 0/44$) اختلاف معنی‌داری با ایستگاههای دیگر داشت (شکل شماره ۴).



شکل شماره (۴): مقدار زیتوده بی‌مهرگان کفزی (میانگین \pm خطای استاندارد) دریاچه سد قشلاق سنندج (برحسب گرم بر متر مربع وزن خشک در ایستگاههای مختلف نمونه برداری) ($P < 0/05$) (منبع: نگارندگان)

مقدار بالقوه جیوه قابل انتقال^{۲۰} از بی‌مهرگان کفزی به بافت‌های ماهی کپور معمولی در ماههای تیر تا آذر ۱۳۸۸ در سد

میانگین جیوه کل (\pm خطای استاندارد)^{۱۹} اندازه‌گیری شده در زیتوده خشک بی‌مهرگان کفزی و رسوبات به ترتیب $5/02 \pm 94/3$ و $117/66 \pm 9/72$ بر حسب $ng\ g^{-1}$ بود. بیشترین مقدار غلظت جیوه در بی‌مهرگان کفزی ($115/89 \pm 12/83$) در مرداد ماه و بیشترین مقدار غلظت جیوه تجمع یافته در رسوبات ($28/82 \pm 171/7$) در تیر ماه مشاهده شد. کمترین حد جیوه تجمع یافته در بی‌مهرگان کفزی ($79/11 \pm 6/22$) در مهر و کمترین مقدار غلظت جیوه تجمع یافته در رسوبات ($91/93 \pm 13/3$) در آبان ماه مشاهده شد. (شکل شماره ۲).



شکل شماره (۲): نمودار جیوه کل تجمع یافته (میانگین \pm خطای استاندارد) در رسوبات و زیتوده بی‌مهرگان کفزی دریاچه سد قشلاق سنندج (بر حسب $ng\ g^{-1}$ وزن خشک در ماههای مختلف سال) (منبع: نگارندگان)

مقایسه میانگین‌های جیوه کل در بی‌مهرگان کفزی بین ماههای مختلف، اختلاف معنی‌داری را نشان نداد ($P = 0/14$)، اما میانگین‌های جیوه کل در بین نمونه‌های رسوب دارای اختلاف معنی‌دار بودند ($F_{5, 10} = 4/88, P = 0/02$). مقایسه جیوه کل در بی‌مهرگان کفزی و رسوبات ایستگاههای نمونه برداری حاکی از یک اختلاف چشمگیر سطح جیوه کل در بین مناطق کم عمق و عمیق بود (به ترتیب $P = 0/03$, $F_{2, 10} = 5/37$ و $F_{2, 10} = 7/88, P = 0/008$).

بیشترین میزان سطح جیوه کل تجمع یافته در زیتوده بی‌مهرگان کفزی با مقدار $11/83 \pm 110/69$ و در رسوبات با مقدار $19/86 \pm 147/04$ در ایستگاه مجاور جزیره (منطقه عمیق) مشاهده شد (شکل شماره ۳).

میانگین زیتوده به دست آمده بر حسب گرم وزن خشک بر متر مربع برای بی‌مهرگان کفزی $0/17 \pm 1/21$ بود که بیشترین مقدار

نشان دادند ($T = ۲/۸۳$, $P = ۰/۰۱۱۶$). همبستگی میان میزان جیوه کل در رسوبات و بی‌مهرگان کفزی دریاچه سد قشلاق سندانج نیز مورد بررسی قرار گرفت و در سطح احتمال ۵٪ معنی‌دار بود ($T = ۰/۵۲۸$, $P = ۰/۰۲۶$) (شکل شماره ۵). میانگین جیوه کل در رسوبات مورد مطالعه، در تمامی ماههای مورد بررسی بیشتر از این میانگین جیوه کل در زیتوده بی‌مهرگان کفزی بود، در نتیجه "شاخص تجمعی بیوتا - رسوب" در کلیه ماهها کمتر از عدد ۱ به دست آمد (جدول شماره ۲).

قشلاق سندانج بر اساس روش Wong و همکاران (1997) مطابق جدول شماره (۱) محاسبه شده است. طبق روش مذکور، مقدار جیوه بالقوه قابل انتقال به افق غذایی بالاتر ($ng\ m^{-2}\ dw$) از حاصل ضرب مقدار زیتوده ($g\ m^{-2}\ dw$) در غلظت جیوه کل تجمع یافته در زیتوده مربوط ($ng\ g^{-1}\ dw$) از یک سطح غذایی به سطح غذایی بالاتر محاسبه می‌شود. مقادیر جیوه کل تجمع یافته در رسوبات و زیتوده بی‌مهرگان کفزی به روش T-test جفتی بین ماههای مختلف مورد مقایسه قرار گرفتند و این مقادیر اختلاف معنی‌داری را از خود

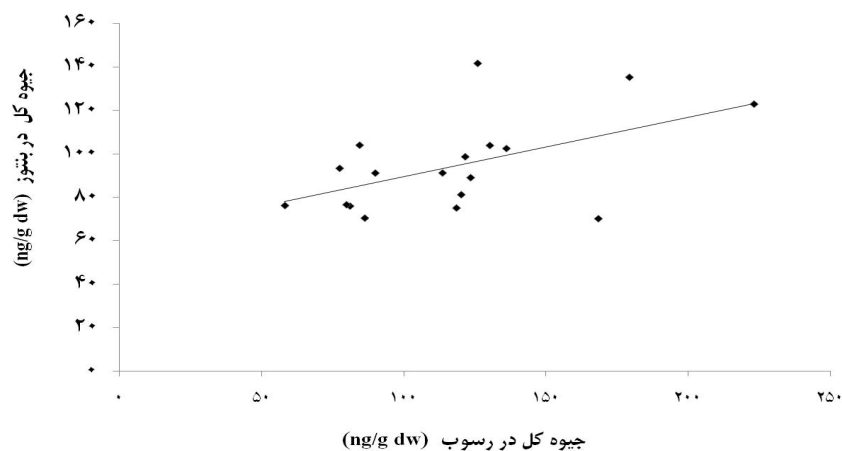
جدول شماره (۱): میزان جیوه بالقوه موجود قابل انتقال از بی‌مهرگان کفزی به افق غذایی بالاتر در دریاچه سد قشلاق سندانج

(اعداد داخل پرانتز حد بالا و پایین حدود اعتماد^{۲۱} در سطح احتمال ۹۵٪ هستند)

ماه‌های سال	غلظت جیوه کل در زیتوده بی‌مهرگان کفزی S.E ± Mean ($ng\ g^{-1}\ dw$) A	زیتوده بی‌مهرگان کفزی S.E ± Mean ($m^{-2}\ g\ dw$) B	مقدار جیوه بالقوه قابل انتقال به سطح غذایی بالاتر A × B ($ng\ m^{-2}\ dw$)
تیر	۹۳/۹۵ ± ۱۵/۴۲	۰/۸۲ ± ۰/۲۱	۷۷/۰۴ (۰ و ۲۲۸/۱۶)
مرداد	۱۱۵/۸۹ ± ۱۲/۸۳	۰/۸۶ ± ۰/۰۹	۹۹/۶۷ (۱۹ و ۱۸۲/۷۶)
شهریور	۹۷/۴۶ ± ۱۸/۸۹	۰/۸ ± ۰/۲۲	۷۷/۹۷ (۰ و ۱۸۸/۹۶)
مهر	۷۹/۱ ± ۶/۲۱	۱/۰۳ ± ۰/۳۳	۸۱/۴۷ (۰ و ۱۸۳/۱۳)
آبان	۸۱/۵۸ ± ۵/۸۴	۲/۱ ± ۰/۶۶	۱۷۱/۳۲ (۰ و ۴۸۰/۴۲)
آذر	۹۷/۸۴ ± ۳/۷۲	۱/۶۶ ± ۰/۲۶	۱۶۲/۴۱ (۳۳/۸۸ و ۲۹۳/۷)
کل	۹۴/۳ ± ۵/۰۲	۱/۲۱ ± ۰/۱۷	۱۱۴/۱ (۷۹/۶۱ و ۱۴۸/۷۷)

جدول شماره (۲): فاکتور تجمعی بیوتا - رسوب محاسبه شده در ماه‌های مختلف در دریاچه سد قشلاق سندانج

ماه‌های سال	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	کل
BSAF	۰/۵۵	۰/۸۹	۰/۸۲	۰/۸۴	۰/۸۹	۰/۹۹	۰/۸



شکل شماره (۵): همبستگی جیوه کل موجود در رسوبات و زیتوده بنتوز دریاچه سد قشلاق سندانج

به روش پیرسون ($P < ۰/۰۵$) (منبع: نگارندگان)

بحث و نتیجه‌گیری

خاک‌های حوضه آبخیز سد قشلاق در اثر سیلاب بالادست و خاکسویی اراضی پیرامونی به دریاچه سد وارد شده و در رسوبات انباشته می‌شود. رسوبات در اکوسیستم‌های آبی عمده‌ترین منبع آلودگی‌هایی هستند که در آنها تجمع زیستی رخ می‌دهد، زیرا موجودات زنده موجود در این رسوبات به صورت مستقیم، و یا از طریق غذایی با این رسوبات در تماس هستند (Burton and landrum, 2003). کرم‌های Oligochaeta، موجودات کفزی مهم اکوسیستم‌های آبی هستند و اغلب در ارزیابی زیستی و تعیین سطح آلودگی اکوسیستم‌های آبی استفاده می‌شوند. این کرم‌ها شاخص رسوبات آلوده هستند (Forbes, 1994). اکثریت کرم‌های Oligochaeta از رسوبات تغذیه می‌کنند و مواد آلی و باکتری‌های موجود در این رسوبات را استخراج می‌کنند (Thorp and Covich, 2001). این موجودات کفزی، نسبت به جاندارانی که از حد فاصل آب و رسوب تغذیه می‌کنند جیوه بیشتری دریافت می‌کنند (Klemmer, et al., 1976). خانواده Tubificidae به عنوان یکی از خانواده‌های کرم‌های Oligochaeta در مقابل آلودگی جیوه با سازوکارهای دفاعی واکنش نشان می‌دهند و سعی در تحمل این آلودگی دارند (Chapman, 2001; Bouché, et al., 1999).

با تمام این تفاسیل، بررسی میزان جیوه تجمع یافته در رسوبات و بی‌مهرگان کفزی درون آنها در دریاچه سد قشلاق سنندج، می‌تواند شاخص‌های مناسبی برای پایش غلظت ترکیبات جیوه موجود در آب و رسوبات این دریاچه باشند.

میانگین جیوه کل تجمع یافته در رسوبات و بی‌مهرگان کفزی دریاچه سد قشلاق سنندج، در ماه‌های تابستان بیشتر از ماه‌های پاییز بود و به لحاظ آماری در رسوبات اختلاف معنی‌داری را نشان داد ($P < 0.05$)، که در شکل شماره (۲) نشان داده شده است. به نظر می‌رسد، بالا بودن غلظت بیشتر جیوه کل تجمع یافته در رسوبات و متعاقب آن بیشتر بودن در زیتوده بی‌مهرگان کفزی در خلال ماه‌های تابستان نسبت به ماه‌های پاییز تحت تأثیر عواملی نظیر؛ کاهش حجم آب دریاچه، تغییرات فیزیکی، شیمیایی و زیستی محیط آبی در خلال تابستان (Negrete, et al., 2008)، افزایش نرخ ته‌نشینی مواد در اثر کاهش جریان آب ورودی (Zizek, et al., 2007; Sinha, et al., 2005)، فراهم شدن شرایط بی‌هوایی برای فعالیت میکروارگانیسم‌های دخیل در فرایند متیلاسیون جیوه به دلیل کاهش غلظت اکسیژن و تغییرات آب و هوایی (Mailman, et al.,

2010; Verta, et al., 2006) و برخی خصوصیات ذاتی خاص در این محیط آبی باشد (Delongchamp, 2009). هم‌چنین نتایج نشان داد که در منطقه عمیق دریاچه سد قشلاق سنندج مقدار جیوه کل در رسوبات و بی‌مهرگان کفزی نسبت به مناطق کم عمق بیشتر است، نتایج مشابهی توسط محققان دیگر در سایر نقاط جهان نیز به دست آمده است (Wong, et al., 1997; Baeyens, et al., 1998; Voigt, 2000). چرا که با افزایش عمق و کاهش اکسیژن محلول، فعالیت باکتری‌های بی‌هوایی (باکتری‌های سولفات‌ساز) افزایش می‌یابد. این باکتری‌ها جیوه را به شکل آلی آن (متیل جیوه) تبدیل می‌کنند و دسترسی زیستی آن را افزایش می‌دهند (Mailman, et al., 2006). اما در خلال ماه‌های نمونه‌گیری مقادیر جیوه در زیتوده بی‌مهرگان کفزی، اگر چه فاقد اختلاف آماری معنی‌داری بودند، ولی تفاوت محسوسی را نشان می‌دادند جدول شماره (۱)، این امر باید در فواصل زمانی طولانی‌تر و مقیاس جغرافیایی بزرگتری مورد بررسی قرار گیرد تا از این طریق بتوان نقشه تغییرات زمانی و مکانی غلظت جیوه کل دریاچه سد قشلاق سنندج و سایر اکوسیستم‌های آب شیرین مشابه را تهیه کرد.

همان‌طور که در جدول شماره (۱) مشاهده می‌شود، با وجود غلظت بالاتر جیوه کل در زیتوده بی‌مهرگان کفزی در خلال ماه‌های تابستان نسبت به پاییز، انتقال جیوه به سطح غذایی بالاتر در تابستان کمتر از ماه‌های پاییز است که علت آن کمتر بودن زیتوده این موجودات در تابستان نسبت به پاییز است. بنابراین احتمالاً کپور معمولی که در خلال ماه‌های پاییز (ماه‌های مجاز صید این ماهی از دریاچه سد قشلاق سنندج) صید می‌شوند، می‌توانند جیوه بیشتری را از این بی‌مهرگان دریافت کنند. مقایسه نتایج به دست آمده در این مطالعه، با نتایج Wong و همکاران (1997) نشان می‌دهد که با وجود غلظت بیشتر جیوه کل تجمع یافته در زیتوده بی‌مهرگان کفزی دریاچه Ranger کانادا نسبت به مقدار جیوه تجمع یافته در زیتوده بی‌مهرگان کفزی دریاچه سد قشلاق سنندج، میزان انتقال جیوه به ماهی کفزی‌خوار^{۳۳} (کپور معمولی) در دریاچه سد قشلاق سنندج بیشتر است. علت می‌تواند احتمالاً بالاتر بودن مقدار زیتوده خشک بی‌مهرگان کفزی سد قشلاق سنندج در واحد سطح نسبت به مقدار زیتوده خشک بی‌مهرگان کفزی در مطالعه ایشان، یا تحت تأثیر برخی خصوصیات ذاتی این محیط آبی است. در این مطالعه، در مقابل هر نمونه رسوب (با عمق، مکان و زمان معین نمونه‌برداری)، یک نمونه از بی‌مهرگان کفزی نیز به

1986)، البته شاید بتوان افزون بر دلایل فوق، پایین بودن نسبی مقدار زیتوده بی‌مهرگان کفزی در واحد سطح در این دریاچه، انسان ساخت بودن این اکوسیستم و شرایط اقلیمی حاکم بر آن و امکان پوست اندازی این موجودات را نیز به لیست عوامل مؤثر در پدید آمدن چنین شرایطی اضافه کرد. برای رسیدن به قطعیت، انجام تحقیقات بیشتر ضروری است. نتایج این مطالعه حاکی از مؤثر بودن بی‌مهرگان کفزی در بزرگنمایی فلز جیوه در خلال زنجیره غذایی اکوسیستم دریاچه سد قشلاق سندج نبود، اما باید توجه داشت به دلیل راکد ماندن حجم زیادی از آب در دریاچه‌های پشت سدها، میانگین عمقی زیاد این نوع از دریاچه‌ها و شرایط بی‌هوازی در اعماق این اکوسیستم‌ها، شرایط بخوبی برای متیلاسیون جیوه و ورود آن به زنجیره غذایی فراهم می‌شود. بنابراین با توجه به ویژگی بزرگنمایی زیستی جیوه (Tom, et al., 2006; Balogh, et al., 2010) و نیز نتایج به دست آمده از مطالعه خوشناموند و همکاران (1389) که دال بر وجود مقادیر زیاد جیوه در بافت‌های عضلانی دو ماهی عمده دریاچه سد قشلاق سندج است، مصرف ماهیان این دریاچه، به خصوص ماهی‌های کفزی‌خوار باید با رعایت کامل ملاحظات بهداشتی، از جمله رعایت حد مجاز مصرف ماهانه ماهی برحسب متیل جیوه موجود در بافت خوراکی ماهی انجام شود (اسماعیلی ساری، 1381).

دست آمد. برای مقایسه اختلافات احتمالی مقدار جیوه کل تجمع یافته در دو نوع نمونه که از لحاظ زمانی و مکانی مشابهند، از آزمون T-test جفتی استفاده شد (بی‌همتا و زارع، 1387). مقادیر جیوه کل تجمع یافته در دو نوع نمونه (رسوب و زیتوده) دارای اختلاف معنی‌داری بودند ($P < 0.05$).

وجود همبستگی معنی‌دار ($P < 0.05$) میان غلظت جیوه کل تجمع یافته در رسوبات و زیتوده بی‌مهرگان کفزی، نشان داد که مقدار جیوه کل تجمع یافته در زیتوده بی‌مهرگان کفزی تحت تأثیر مقدار جیوه کل در رسوبات است. نتایج به دست آمده از غلظت جیوه تجمع یافته در رسوبات و بی‌مهرگان کفزی دریاچه سد قشلاق سندج و سایر نتایج از تحقیقات مشابه در دیگر نقاط جهان در جدول شماره (۳) نشان داده شده‌اند. شاخص تجمعی بیوتا-رسوب در کل، کمتر از عدد ۱ بود، که نشان می‌دهد، ظرفیت تجمع زیستی جیوه در بی‌مهرگان کفزی این دریاچه با توجه به مقدار جیوه کل تجمع یافته در زیتوده آنها پایین است. نتایج مشابهی نیز توسط سایر افراد در دیگر نقاط جهان به دست آمده که در جدول شماره (۳) قابل مشاهده هستند. عدم توانایی موجودات کفزی در تجمع زیستی جیوه می‌تواند به دلیل نوع ترکیبات، عمق و بافت رسوبات، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آنها و مواد آلی ریز^{۳۳} موجود در رسوبات باشد که سبب کاهش دسترسی زیستی بی‌مهرگان کفزی به جیوه می‌شود (Langston, Bryan and Langston, 1992).

جدول شماره (۳): غلظت جیوه کل تجمع یافته در رسوبات و زیتوده بی‌مهرگان کفزی نقاط مختلف جهان و مقایسه آن با

دریاچه سد قشلاق سندج بر حسب $\text{ng g}^{-1} \text{dw}$

منبع	BSAF	میانگین جیوه کل در بتوز ($\text{ng g}^{-1} \text{dw}$)	میانگین جیوه کل در رسوبات ($\text{ng g}^{-1} \text{dw}$)	منطقه مورد مطالعه
Wong, et al., 1997	>۱	۱۶۲/۷	۱۳۷/۰۱	دریاچه Ranger کانادا
Baeyens, et al., 1998	<۱	۹۷/۷۸	۴۶۲/۸۲	مصب Scheldt بلژیک
Bargagli, et al., 1998	>۱	۷۰	۱۲	خلیج Terra Nova در قطب جنوب
Green-ruiz, et al., 2005	<۱	۲۳۰	۱۰۰۰	خلیج Guaymas مکزیک
Sinha, et al., 2007	>۱	۱۱۸	۶۷	رودخانه Ganga هند
مطالعه حاضر	<۱	۹۴/۳	۱۱۷/۶۶	دریاچه سد قشلاق سندج

تشکر و قدردانی

خانم دکتر بدخشان، آقایان مهندس قربانی، گویلیان، قادری، رحمانی، خوشناموند، احمدی، موسوی، خانم‌ها مهندس گل محمدی، جهانگیری و همه کسانی که ما را در انجام این تحقیق یاری کردند تشکر و قدردانی می‌شود.

از گروه محیط زیست دانشگاه کردستان برای فراهم سازی امکانات و بودجه این طرح تحقیقاتی و همچنین همکاری‌های بی‌دریغ استادان محترم جناب آقایان دکتر کمانگر، دکتر بهرام‌نژاد و

	یادداشت‌ها
12- Amalgamator	
13- Biota-Sediment Accumulation Factor	1-Bioaccumulation
14- Kolmogorov-Smirnov test	2- Biomagnification
15- Shapiro-Wilk test	3- Neurotoxic
16- Duncan test	4- Benthic invertebrate
17- Paired T-test	5- Biogeochemical
18- Pearson correlation	6- Bioavailability
19- Standard error	7- Methyl Tertiary Butyl Ether
20- Hg pools	8- Ekman grab
21- Confidence Interval	9- Freeze drier
22- Benthivorous fish	10- Dry weight) (DW)
23- Particulate organic matter	11- Cold Vapor Atomic Absorption Spectrometer

منابع مورد استفاده

- آساراب (مهندسین مشاور). ۱۳۸۴. مطالعات لیمنولوژیکی و ارزیابی ذخایر سد قشلاق (وحدت) سنندج، انتشارات اداره کل شیلات استان کردستان، صص ۱۶۰.
- اسماعیلی ساری، ع. ۱۳۸۱. آلاینده‌ها بهداشت و استاندارد در محیط زیست، انتشارات نقش مهر، تهران.
- اکبرپور، ا.، نصری، ف. ۱۳۸۲. بررسی آلودگی فلزات سنگین در حوضه‌های آبریز ورودی به دریاچه سد قشلاق سنندج، بیست و دومین گردهمایی علوم زمین، ایران، تهران.
- امانی، ک. ۱۳۸۷. بررسی و تعیین غلظت آلاینده‌های سد قشلاق (وحدت) سنندج و محدوده آن، انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست.
- بی‌همتا، م.، زارع چاهوکی، م. ۱۳۸۷. اصول آمار در منابع طبیعی، چاپ اول، انتشارات دانشگاه تهران، تهران.
- خوشناموند، م. و همکاران. ۱۳۸۹. مقایسه تجمع زیستی جیوه کل در بافت عضله دو گونه ماهی کپور معمولی و کپور نقره‌ای سد قشلاق سنندج، محیط‌شناسی، سال سی و ششم، شماره پنجاه و شش، ۴۷ تا ۵۴.
- سوری، ب. ۱۳۸۸. مطالعات جامع وضعیت بافت خاک حوضه‌های آبریز سد قشلاق سنندج. گزارش ابتدایی طرح پژوهشی گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، معاونت پژوهشی دانشگاه کردستان.
- Agusa, T., et al. 2005. Mercury contamination in human hair and fish from Cambodia: levels, specific accumulation and risk assessment. *Environ Pollut*, 134 (1): Pp. 79–86.
- Allen-Gil, S.M., D.J., Gilroy, L.R., Curtis. 1995. An ecoregion approach to mercury bioaccumulation by fish in reservoirs. *Arch Environ Contam Toxicol*, 28: Pp. 61–68.
- APHA (American Public Health Association). 2005. Standard Method for examination of water and waste water, 25th edition, APHA, Washington, D.C.
- Baeyens, W., et al. 1998. Behavior and speciation of mercury in the Scheldt estuary (water, sediment and benthic organism). *Hydrobiologia*, 366: Pp. 63–79.
- Balogh, S.J., E.B., Swain, Y.H., Nollet. 2006. Elevated methylmercury concentrations and loadings during flooding in Minnesota Rivers. *Sci Total Environ*, 368 (1): Pp. 138–148.

- Bargagli, R., et al. 1998. Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web. *Mar Ecol Prog Ser*, 169: Pp. 65–76.
- Bouche, M.L., et al. 1999. An original decontamination process developed by the aquatic Oligochaete *Tubifex tubifex* exposed to copper and lead. *Aquat Toxicol*, 45: Pp. 9–17.
- Bryan, G.W., W.J., Langston .1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environ Pollut*, 76: Pp. 89–131.
- Burton, G.A. , P., Landrum .2003. Toxicity of sediments. In: Middleton G.V, Church M.J, Corigilo M, Hardie, L.A. and Longstaffe, F.J. (eds) *Encyclopedia of sediments and sedimentary rocks*, Kluwer Academic, Dordrecht, Pp. 748–751.
- Canário, J., et al. 2003. Mercury in contaminated sediments and pore waters enriched in sulphate (Tagus Estuary, Portugal). *Environ Pollut*, 126(3): Pp. 425–433.
- Craig, P.J. 1986. *Organometallic Compounds in the Environment, Principles and Reactions*, Longman, Leicester, UK, Pp. 65–101.
- Chapman, P.M. 2001. Utility and relevance of aquatic oligochaetes in ecological risk assessment. *Hydrobiologia*, 463: Pp. 149–169.
- Clarkson, T.W. 1990. Human health risks from methylmercury in fish. *Environ Toxicol Chem*, 9: 957–961.
- Clarkson, T.W. and Magos, L. 2006. The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Crit Rev Toxicol*, 36: Pp. 609–662.
- Cooper, J.J. 1983. Total mercury in fishes and selected biota in Lahontan Reservoir, Nevada. *Bull Environ Contam Toxicol*, 31: Pp. 9–17.
- Delongchamp, T.M., et al. 2009. Sediment mercury dynamics and historical trends of mercury deposition in the St. Lawrence River area of concern near Cornwall, Ontario, Canada. *Sci Total Environ*, 407: Pp. 4095–4104
- Ebinghaus, R., H., Hintelmann and R.D., Wilken .1994. Mercury cycling in surface waters and in the atmosphere species analysis for the investigation of transformation and transport properties of mercury. *Fresenius J Anal Chem*, 350: Pp. 21–29.
- Forbes, V.E. 1994. *Ecotoxicology in theory and practice*, Forbes VE, Forbes TL (eds), Chapman and Hall, New York, Pp. 247.
- Green–Ruiz, C., J., Ruelas–Inzunza and F., Pa’ez–Osuna .2005. Mercury in surface sediments and benthic organisms from Guaymas Bay, east coast of the Gulf of California. *Environmental Geochemistry and Health*, 27: Pp. 321–329.
- Hempel, M., et al. 1995. Toxicity of organomercury compounds: bioassay results as a basis for risk assessment. *Analyst*. 120 (3): Pp. 721–724.
- Hongmei, J., F., Xinbin and D., Qianjin .2005. Damming effect on the distribution of mercury in Wujiang River. *Chinese Journal of Geochemistry*, 24 (2): Pp. 179–183.

- Houserova, P., et al. 2007. Total mercury and mercury species in birds and fish in an aquatic ecosystem in the Czech Republic. *Environ Pollut*, 145: Pp. 185–194.
- Jackson, T.A. 1988. The mercury problem in recently formed reservoirs of northern Manitoba (Canada): effects of impoundment and other factors on the production of methyl mercury by microorganisms in Sediments. *Can J Fish Aquat Sci*, 45: Pp. 97–121.
- Klemmer, H.W., C.S., Unninayer and W.I., Ukobo. 1976. Mercury content of biota in coastal waters in Hawaii. *Bull Environ Contam Toxicol*, 15: Pp. 454–457.
- Langston, W.J. 1986. Metals in sediments and benthic organisms in the Mersey estuary. *Estuar coast Shelf Sci*, 23: Pp. 239–261.
- Lawrence, A.L. and R.P., Mason .2001. Factors controlling the bioaccumulation of mercury and methylmercury by the estuarine amphipod, *Leptocheirus plumosus*. *Environ pollut*, 111: Pp. 217–231.
- Mailman, M., et al. 2006. Strategies to lower methyl mercury concentrations in hydroelectric reservoirs and lakes: A review. *Sci Total Environ*, 368: Pp. 224–235.
- Molina, C.I., et al. 2010. Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia. *Sci Total Environ*, 408: Pp. 3382–3391.
- Negrete, M.J., L.N., Benitez and J., Olivero–Verbel .2008. Distribution of mercury in several environmental compartments in an aquatic ecosystem impacted by gold mining in northern Colombia. *Arch Environ Contam Toxicol*, 55: Pp. 305–316.
- Rumengan, I.F.M., et al. 2003. Total mercury contents in plankton collected from Talawaan watershed, north Sulawesi, Indonesia. *Otsuchi Marine Science*, 28: Pp. 80–83.
- Sinha, R.K., et al. 2007. A holistic study on mercury pollution in the Ganga River system at Varanasi, India. *Current Science*, 92 (9): Pp. 1223–1228.
- Storelli, M.M., R., Giacomini–Stuffer and G.O., Marcotrigiano .2002. Total and methylmercury residues in cartilaginous fish from Mediterranean Sea. *Mar Pollut Bull*, 44 (12): Pp. 1354–1358.
- Szefer, P., et al. 1999. Distribution and relationship of selected trace metals in molluscs and associated sediments from the Gulf of Aden. Yemen, *Environ Pollut*, 106: Pp. 299–314.
- Tempro, G.W., et al. 2006. Age composition, growth, and reproduction of koi carp (*Cyprinus carpio*) in the lower Waikato region, New Zealand. *New Zeal J Mar Freshwat Res*, 40: Pp. 571–583.
- Thorp, J.H. and C.A.P.,ovich .2001. Ecology and classification of north American freshwater invertebrates, Second edition, Academic Press, San Diego California, Pp. 1055.
- Tom, K.R., M.C., Newman and G., Schmerfeld .2010. Modeling mercury biomagnifications (Aouth River, Virginia, USA) to inform management decision making. *Environ Toxicol Chem*, 29 (4): Pp. 1013–1020.
- Tomiyasu, T., et al. 2000. Mercury contamination in the Yatsushiro Sea, south-western Japan: spatial variations of mercury in sediment. *Sci Total Environ*, 257 (2–3): Pp. 121–132.

- Tremblay, A., M., Lucotte and R., Schetagne .1998. Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in northern Qu'ebec (Canada). *Sci Total Environ*, 213: Pp. 307–315.
- Verta, M., et al. 2010. Climate induced thermocline change has an effect on the methyl mercury cycle in small boreal lakes. *Sci Total Environ*, 408: Pp. 3639–3647.
- Villares, R., X., Puente and A., Carballeira .2001. *Ulva* and *Enteromorpha* as indicators of heavy metal pollution. *Hydrobiologia*, 462: Pp. 221–232.
- Voigt, H.R. 2000. Water quality and fish in two freshwater reservoirs (Gennarby and Sysilax) on the SW coast of Finland. *Acta Univer Carolinae Environ*, 14: Pp. 31–59.
- Wong, A.H.K., et al. 1997. Transfer of mercury from benthic invertebrate to fishes in lakes with contrasting fish community structure. *Can J Fish Aquat Sci*, 54: Pp. 1320–1330.
- Zalups, R.K. 2000. Molecular interactions with mercury in the kidney. *Pharmacol Rev*, 52(1): Pp. 113–143.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*, 4th edn. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. Pp. 662.
- Zizek, S., M., Horvat and M.J., Toman .2005. Bioaccumulation of mercury in benthic communities of a river ecosystem affected by mercury mining. *Materials and Geoenvironment*, 52 (1): Pp. 165–168.