

نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ۶۸، شماره ۱، بهار ۱۳۹۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۲/۲۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۲/۲۱

ص ۲۷-۳۹

نحوه توزیع جیوه در بافت‌های مختلف ماهی شانک زرد باله

(Acanthopagrus latus) خور موسی، خلیج فارس

- ❖ **صدیقه بابادی***: کارشناس ارشد آلودگی دریا، گروه بیولوژی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، ایران
- ❖ **علیرضا صفاهیبه**: استادیار گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، ایران
- ❖ **سید محمدباقر نبوی**: استادیار گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، ایران
- ❖ **کمال غانمی**: استادیار گروه شیمی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، ایران
- ❖ **محمد تقی رونق**: استادیار گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، ایران

چکیده

در این مطالعه غلظت جیوه در بافت‌های مختلف ماهی شانک زرد باله (*Acanthopagrus latus*) صیدشده از پنج یک از خوریات خور موسی (زنگی، جعفری، پتروشیمی، غزاله و مجیدیه) اندازه‌گیری شد. نمونه‌های بافتی در اسید هضم و با استفاده از روش جذب اتمی ارزیابی شدند. به طور کلی الگوی پراکنش جیوه در خوریات مورد مطالعه به شکل مجیدیه \approx غزاله $<$ پتروشیمی \approx جعفری $<$ زنگی بود. مشاهده بیشترین غلظت جیوه در خورهای مجیدیه و غزاله را می‌توان ناشی از قرارگیری این دو خور در بخش انتهایی خور موسی، تبادلات کمتر با آب‌های آزاد، انتقال آلاینده‌ها از طریق جریان جزر و مدی، وجود اسکله صادرات نفت و ریزش‌های نفتی، و احتمالاً وجود بستر مناسب برای متیلاسیون بیشتر جیوه بیان کرد. محاسبه نسبت عضله به کبد نیز نشان داد که فقط وضعیت خور زنگی به شرایط ثابت محیطی نزدیک است. در نهایت الگوی تجمع جیوه در بافت‌های ماهی شانک زرد باله به صورت کبد $<$ عضله $<$ پوست \approx استخوان \leq باله \approx فلس بود و نشان می‌داد که تجمع بالای جیوه در بافت‌های کبد و عضله رخ می‌دهد که دلیل آن گستردگی بالای رگ‌های خونی، درصد بالای آب، و خصوصیات بیوشیمیایی و عملکردی این بافت‌هاست. همچنین، مشاهده شد که با افزایش بار آلودگی در خوریات، تفاضل میان میزان جیوه تجمع‌یافته در بافت‌های کبد و عضله بیشتر شد.

واژگان کلیدی: جیوه، شانک زرد باله، آلودگی، شاخص عضله/کبد، نسبت کبد/عضله.

۱. مقدمه

خور موسی یکی از مهم ترین آبراهه های طبیعی در استان خوزستان است که به علت وجود صنایع مهمی نظیر پتروشیمی و فعالیت های کشتیرانی در این منطقه، نقطه ای استراتژیک برای اقتصاد استان و کشور محسوب می شود، اما متأسفانه به دلیل نبود توجه کافی به وضعیت زیست محیطی آن، این خور در سال های اخیر به شدت تحت تأثیر تخلیه پساب های صنعتی، کشاورزی و خانگی قرار گرفته است. مطالعات پیشین در این منطقه حاکی از آلودگی خور موسی به جیوه بوده و منبع آن تخلیه پساب واحد کلرآلکالی پتروشیمی معرفی شده است (Assar, 2009; Dehghan Madiseh et al., 2009; Haghigat, 2009).

کارخانه ها کلرآلکالی جیوه معدنی را به منزله پسماند وارد محیط های آبی می کنند. جیوه معدنی حلالیت کمی در آب دارد و به سرعت در رسوبات ته نشین می شود (Arribère et al., 2003). پس از ورود جیوه به اکوسیستم های آبی، برخی میکروارگانیسم های احیاکننده سولفات نظیر باکتری ها و قارچ ها می توانند آن را در ستون آب و رسوبات کف به متیل جیوه احیا کنند (Boening, 2000; USEPA, 2001). فیتوپلانکتون ها از طریق فرایند انتشار هر دو فرم جیوه را جذب می کنند. متیل جیوه به علت میل ترکیبی زیاد با چربی ها به راحتی از غشای سلولی عبور می کند و وارد سیتوپلاسم می شود و پس از اتصال به مولکول های حاوی سولفیدریل از قبیل پروتئین ها و آمینواسیدها در فاز آبی سلول جابه جا می شود. جیوه معدنی نیز اساساً به غشای سلول متصل می شود. در سطوح بالاتر نیز فقط مواد سیتوپلاسمی محلول را شکارچیان هضم می کنند و

مواد غشایی دفع می شود (Mason et al., 1995; Braeckman et al., 1998). بدین ترتیب فرم متیل جیوه که بسیار سمی تر است به سرعت جذب بدن می شود و از آن جا که سرعت جذب آن نسبت به نرخ دفع بسیار بالاست در بدن موجودات زنده تجمع می یابد (Laarman, et al., 1975; De Pinho et al., 2002). به همین دلیل، انجام برنامه های پایش برای آگاهی از غلظت جیوه و نحوه توزیع آن در محیط و نیز بدن موجودات زنده امری ضروری است.

عموماً برنامه های پایش بر اساس شاخص های زیستی صورت می گیرد و انتخاب گونه مناسب به منزله شاخص زیستی از اهمیت ویژه ای برخوردار است، زیرا هر شاخص زیستی دارای امتیازات ویژه ای است که آن را از سایر گونه های شاخص متمایز می کند (Zhou et al., 2008). در میان انواع گونه های شاخص اکوسیستم های آبی برای پایش آلودگی فلزات سنگین، ماهی ها به علت اشغال کردن سطوح بالایی زنجیره های غذایی، داشتن عمرهای طولانی و اندازه های بزرگ، قادر به تجمع مقادیر بالایی از جیوه اند (Burger et al., 2002; Tawari-Fufeyin & Ekaye, 2007; Mieiro et al., 2009). ماهی ها خصوصیات مثبت دیگری نیز دارند (از قبیل فراوانی، تنوع بالا، پراکنش گسترده و سهولت نمونه برداری) که باعث شده توجه بسیاری از محققان را، به منزله شاخص زیستی مناسبی برای مطالعه آلاینده ها، به خود جلب کنند (Karadede-Akin & Ünlü, 2007; Zhou et al., 2008). علاوه بر این، مطالعه ماهیان هم از نظر اکولوژیکی و هم از نظر سلامت عمومی حائز اهمیت است (Cid et al., 2001; Mieiro et al., 2009).

بنابراین، این مطالعه برای تعیین غلظت جیوه

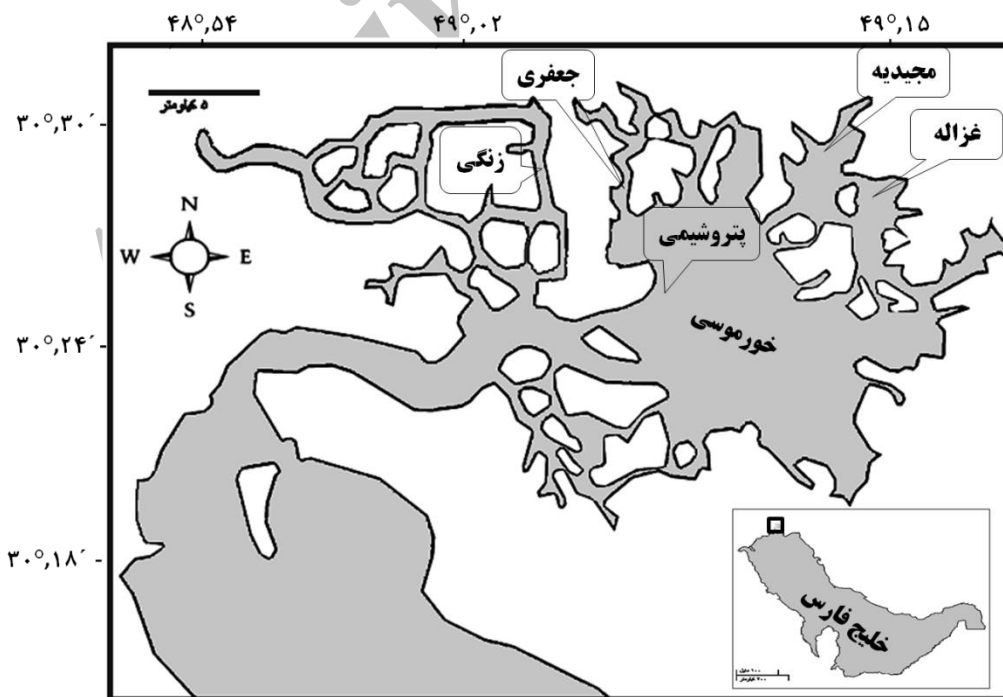
در بافت‌های مختلف ماهی شانک زرد باله (*Acanthopagrus latus*) انجام شد که یکی از گونه‌های ارزشمند تجاری در ایران و سایر کشورهای منطقه خلیج فارس است. برخلاف بررسی‌های پیشین که عموماً بر تجمع جیوه در بافت‌های عضله و کبد متمرکز شده است، پژوهش حاضر با مطالعه بافت‌های بیشتر (فلس، باله، استخوان، پوست، عضله و کبد) قصد ارائه اطلاعاتی جامع‌تر را در این زمینه دارد. این نتایج علاوه بر روشن کردن شدت آلودگی منطقه، می‌تواند به پیش‌بینی توزیع فیزیولوژیکی جیوه در بدن ماهی، همچنین شناسایی بافت‌ها و اندام‌های هدف در مواجهه با آلودگی جیوه کمک کند.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. منطقه مورد مطالعه و عملیات نمونه‌برداری

خور موسی اکوسیستم آبی نیمه‌بسته‌ای است که به صورت آبراه‌های مثلثی شکل در منتهی‌الیه شمال غربی

تعداد ۱۰ قطعه ماهی با قلاب صید شد. ماهیان صیدشده در کیسه‌های پلاستیکی مجزا قرار داده شدند و درون یخدان حاوی یخ به آزمایشگاه منتقل شدند. در آزمایشگاه طول و وزن ماهی‌ها اندازه‌گیری شد. سپس سطح بدن آن‌ها با آب مقطر شسته شد و تا زمان آنالیز در فریزر 20°C - نگهداری شد.



شکل ۱. نقشه منطقه مورد مطالعه

۲.۲. هضم نمونه‌ها

به منظور هضم و آنالیز بافت‌های ماهی شانک، ابتدا نمونه‌ها از فریزر خارج شدند. ماهی‌ها در حالی که هنوز یخ آن‌ها ذوب نشده بود، تشریح شدند و بافت‌های مختلف آن‌ها شامل فلس، باله، استخوان، پوست، عضله و کبد جداسازی شد. نمونه‌های جداسازی‌شده به مدت ۲۴ ساعت در دستگاه خشک‌کننده انجماد خشک شدند و درصد آب بافت‌ها محاسبه شد. سپس بافت‌های خشک‌شده به کمک هاون چینی به شکل پودر همگن درآمدند. به منظور هضم نمونه‌ها، ۱ گرم از هر نمونه خشک‌شده و همگن‌شده به همراه ۴۵ میلی‌گرم وانادیوم پنتا اکسید و ۵ میلی‌لیتر نیتریک اسید غلیظ درون لوله‌های هضم ریخته شد. پس از پوشاندن درب لوله‌ها، نمونه‌ها یک ساعت در دمای اتاق و ۳ ساعت در دمای ۹۰ °C روی دستگاه هضم قرار داده شدند. پس از سردشدن نمونه‌های هضم‌شده، ۰/۵ میلی‌لیتر محلول ۱۰ درصد پتاسیم دی کرومات به آن‌ها افزوده شد. سپس نمونه‌ها از کاغذ صافی عبور داده شدند و به حجم ۲۵ میلی‌لیتر رسانده شدند. به موازات آماده‌سازی هر دسته از نمونه‌ها برای هضم، ۳ نمونه شاهد نیز در همان شرایط و با همان نسبت اسید و آب مقطر تهیه شد. در نهایت به منظور تبدیل جیوه کاتیونی به جیوه فلزی، به هر یک از نمونه‌ها ۱۰ میلی‌لیتر محلول ۲۰ درصد قلع

کلرید (حل‌شده در هیدروکلریک اسید غلیظ به نسبت ۱:۱) افزوده شد و غلظت جیوه با استفاده از دستگاه جذب اتمی Unicam مدل ۹۱۹ و تکنیک بخار سرد اندازه‌گیری شد (MOOPAM, 1999).

۳.۲. پردازش داده‌ها

آنالیزهای آماری مطالعه حاضر با نرم‌افزار SPSS 11.5 انجام شد. نرمال‌بودن داده‌ها با استفاده از آزمون Shapiro-Wilk بررسی شد. برای مقایسه غلظت جیوه بافت‌های مختلف و نیز خوریات مورد مطالعه از آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه و برای تفکیک گروه‌های دارای اختلاف از پس‌آزمون توکی استفاده شد. سطح معنی‌داری ۰/۰۵ در نظر گرفته شد.

۳. نتایج

۱.۳. نتایج زیست‌سنجی ماهی‌ها و محاسبه

محتوای آب بافت‌ها

نتایج زیست‌سنجی ماهیان صیدشده از خوریات مورد مطالعه در جدول ۱ ارائه شده است. این نشان می‌دهد طول و وزن کل ماهی‌ها به ترتیب در محدوده ۲۱/۰-۱۹/۴ سانتی‌متر و ۱۸۰/۱-۱۵۰/۵ گرم قرار داشت. طول ($F_{4,45}=1/12$, $P=0/37$) و وزن ($F_{4,45}=0/51$, $P=0/85$) ماهیان در خوریات مورد مطالعه اختلاف معناداری را نشان نداد.

جدول ۱. خصوصیات زیست‌سنجی ماهیان صیدشده از خوریات مختلف

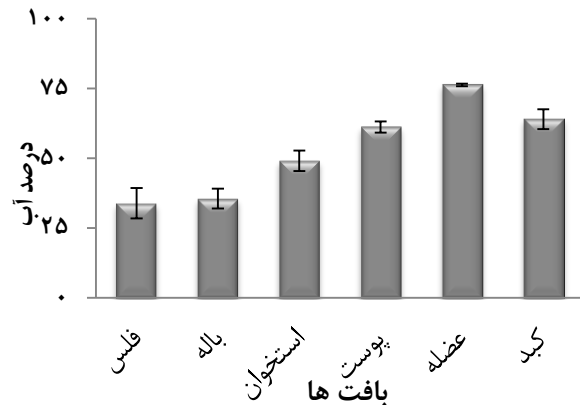
مجدیه	غزاله	پتروشیمی	جعفری	زنگی	میانگین	طول (سانتی‌متر)
۲۰/۴	۲۱/۰	۲۰/۴	۱۹/۹	۱۹/۴	میانگین	طول (سانتی‌متر)
۱/۰	۱/۸	۱/۵	۱/۵	۱/۷	انحراف معیار	انحراف معیار
۱۷۵/۳	۱۸۰/۱	۱۷۲/۸	۱۵۸/۸	۱۵۰/۵	میانگین	وزن (گرم)
۳۵/۶	۱۹/۸	۲۳/۶	۲۸/۱	۲۰/۴	انحراف معیار	انحراف معیار

کمترین و بیشترین غلظت جیوه را در باله نشان دادند (شکل ۳ ب). مقدار جیوه تجمع یافته در استخوان ماهیان شانک صیدشده از خورهای یادشده به ترتیب ۰/۴۶، ۱/۰۴، ۰/۷۹، ۱/۴۰ و ۱/۴۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک اندازه گیری شد (شکل ۳ ج). مقدار این فلز در پوست به ترتیب ۰/۶۰، ۰/۹۴، ۱/۰۳، ۱/۳۵ و ۱/۵۲ میکروگرم بر گرم وزن خشک بود (شکل ۳ د). بافت عضله نیز به ترتیب ۱/۶۵، ۲/۵۱، ۲/۵۹، ۳/۰۵ و ۳/۱۰ میکروگرم بر گرم وزن خشک جیوه را در خورهای مورد مطالعه نشان داد (شکل ۳ ه). کمترین غلظت یافت شده در بافت‌های استخوان، پوست و عضله نیز در خور زنگی و بیشترین آن‌ها در خورهای غزاله و مجیدیه مشاهده شد. در نهایت غلظت جیوه تجمع یافته در کبد ماهیان خورهای یادشده به ترتیب ۴/۱۳، ۱۹/۸۱، ۱۸/۳۲، ۲۰/۵۲ و ۲۶/۴۲ میکروگرم بر گرم وزن خشک به دست آمد که در این میان خورهای زنگی و مجیدیه به ترتیب دارای کمترین و بیشترین غلظت بودند (شکل ۳).

۳.۳. مقایسه تجمع جیوه در بافت‌های مختلف ماهی شانک

بررسی مقدار جیوه تجمع یافته در بافت‌های مورد بررسی در خورهای زنگی ($F_{\text{E},\text{E}}=72/08, P=0/00$)، جعفری ($F_{\text{E},\text{E}}=2122/25, P=0/00$)، پتروشیمی ($F_{\text{E},\text{E}}=505/51, P=0/00$)، غزاله ($F_{\text{E},\text{E}}=323/96, P=0/00$) و مجیدیه ($F_{\text{E},\text{E}}=3265/73, P=0/00$) اختلاف معنی داری را نشان داد. غلظت جیوه در ماهیان صیدشده از خور زنگی بیانگر نبود اختلاف معنی دار میان فلس، باله، استخوان و پوست است و کمترین میزان جیوه را نشان می‌داد.

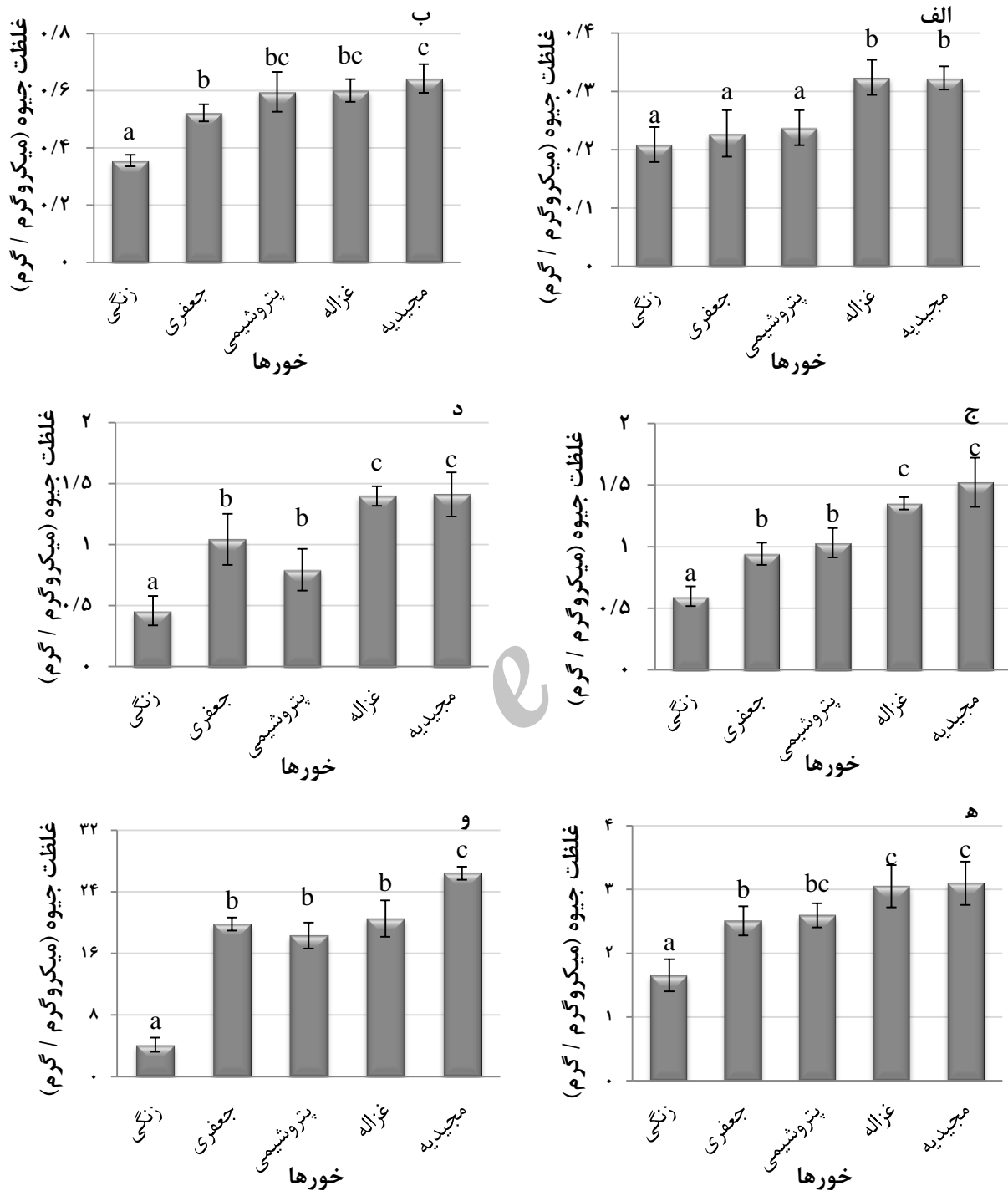
محاسبه محتوای آب بافت‌های مختلف نشان می‌دهد که فلس، باله، استخوان، پوست، عضله و کبد به ترتیب دارای ۳۴، ۳۵، ۴۹، ۶۱، ۷۶ و ۶۲ درصد آب است (شکل ۲).



شکل ۲. میانگین (±SD) درصد آب بافت‌های مختلف

۲.۳. غلظت جیوه در خوریات موسی

نتایج اندازه‌گیری غلظت جیوه نشان داد که مقدار جیوه بافت‌های فلس ($F_{\text{E},\text{E}}=15/42, P=0/00$)، باله ($F_{\text{E},\text{E}}=0/00$)، استخوان ($F_{\text{E},\text{E}}=32/28, P=0/00$)، پوست ($F_{\text{E},\text{E}}=45/61, P=0/00$)، عضله ($F_{\text{E},\text{E}}=156/91, P=0/00$) در خوریات مختلف دارای اختلاف معنی داری است (شکل ۳). میزان جیوه در فلس ماهیان صیدشده از خورهای زنگی، جعفری، پتروشیمی، غزاله و مجیدیه به ترتیب ۰/۲۱، ۰/۲۳، ۰/۲۴، ۰/۳۲ و ۰/۳۲ میکروگرم بر گرم وزن خشک به دست آمد. در میان خورهای نام‌برده، اختلاف میان زنگی، جعفری و پتروشیمی معنادار نبود. غزاله و مجیدیه نیز تفاوت معنی داری را نشان ندادند و نسبت به سایر خورها حاوی غلظت‌های بالاتری بودند (شکل ۳ الف). محتوی جیوه در باله ماهیان خورهای نام‌برده به ترتیب ۰/۵۲، ۰/۶۰، ۰/۶۰ و ۰/۶۴ میکروگرم بر گرم وزن خشک بود. ماهیان صیدشده از خور زنگی و مجیدیه به ترتیب



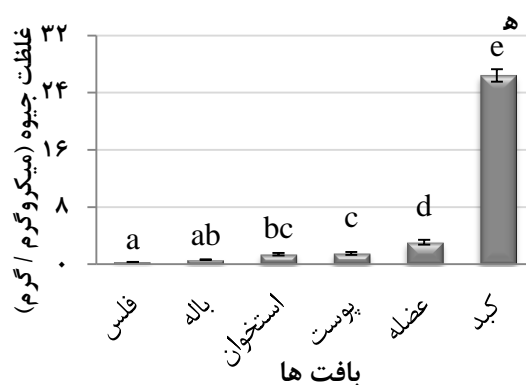
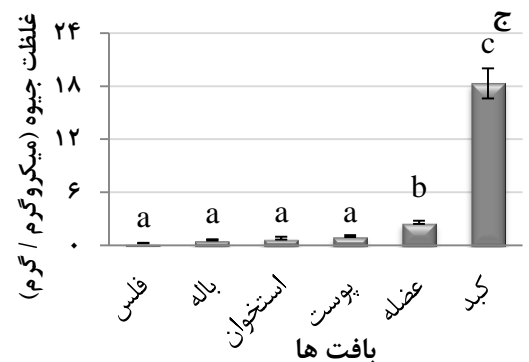
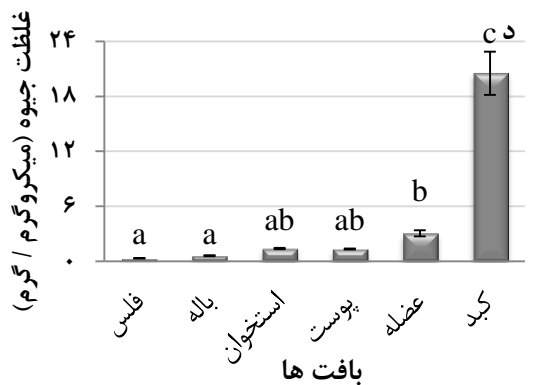
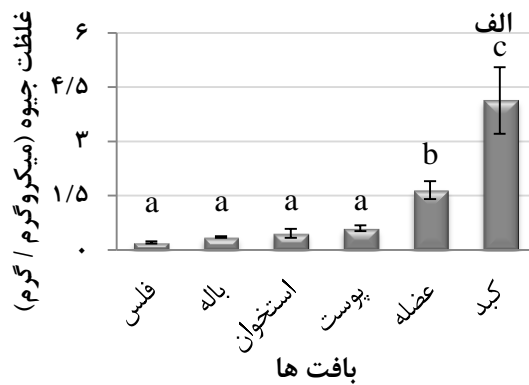
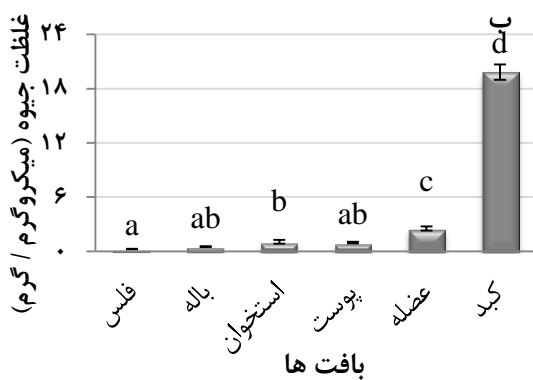
شکل ۳. میانگین (\pm SD) تجمع جیوه در هر یک از بافت‌های ماهیان خوریات موسی (الف) فلس، (ب) باله، (ج) استخوان، (د) پوست، (ه) عضله، (و) کبد (حروف متفاوت نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار است)

بیشترین میزان جیوه را دارا بود و کمترین میزان جیوه به بافت‌های فلس، باله و پوست اختصاص داشت

بیشترین میزان تجمع جیوه نیز در کبد مشاهده شد (شکل ۴ الف). در خور جعفری بافت کبد

بافت‌های فلس، باله، پوست و استخوان اختصاص داشت (شکل ۴ د). در نهایت، بررسی غلظت جیوه در خور مجیدیه نیز نشان داد که کمترین غلظت این فلز به فلس‌ها و بیشترین آن به کبد تعلق دارد (شکل ۴ ه).

(شکل ۴ ب). در خور پتروشیمی، در میان بافت‌های مورد بررسی اختلاف میان فلس، باله، استخوان و پوست معنی‌دار نبود و کمترین میزان جیوه را نشان می‌داد و بافت کبد بیشترین تجمع جیوه را دارا بود (شکل ۴ ج). در خور غزاله نیز بیشترین جیوه تجمع یافته در کبد یافت شد و کمترین غلظت به



شکل ۴. میانگین (\pm SD) تجمع بافتی جیوه در هر یک از خوریات مورد مطالعه در منطقه خور موسی (الف) زنگی، (ب) جعفری، (ج) پتروشیمی، (د) غزاله، (ه) مجیدیه (حروف متفاوت نشان‌دهنده وجود اختلاف معنادار است)

۴. بحث و نتیجه گیری

۱.۴. غلظت جیوه در خوریات

نتایج بررسی غلظت جیوه در بافت‌های ماهیان نشان داد که الگوی پراکنش جیوه در خورهای مورد مطالعه به صورت مجیدیه \approx غزاله $<$ پتروشیمی \approx جعفری $<$ زنگی، است. تشابه میان غلظت جیوه یافت‌شده در ماهیان خورهای مجیدیه و غزاله همچنین، پتروشیمی و جعفری را می‌توان ناشی از نزدیکی این خورها به یکدیگر دانست، اما با در نظر گرفتن واحد کلرآلکالی پتروشیمی کیمیا به منزله منبع اصلی نشر جیوه در خور موسی انتظار می‌رفت بیشترین غلظت در خور پتروشیمی مشاهده شود؛ با وجود این، مقادیر یافت‌شده در خورهای مجیدیه و غزاله بیشترین مقدار را به خود اختصاص می‌داد. یکی از دلایل بالا بودن غلظت جیوه در خورهای مجیدیه و غزاله را می‌توان به قرارگیری موقعیت این دو خور در بخش انتهایی خور موسی و تبادلات کمتر با آب‌های آزاد نسبت داد. در ضمن از آن‌جا که عمده جریانات آبی خور موسی تحت تأثیر نوسانات جزر و مدی در خلیج فارس و شکل هندسی این خور است (Sabbagh- Yazdi & Sadeghi-Gooya, 2010)، جریانات جزر و مدی در این منطقه می‌تواند آب و مواد آلاینده را به سمت خورهای انتهایی جابه‌جا کند. دلیل دیگر بالاتر بودن غلظت جیوه در خورهای مجیدیه و غزاله را می‌توان وجود اسکله صادرات نفت در خور مجیدیه و تردد وسایل حمل و نقل دریایی و ریزش‌های نفتی حاصل از آن به منزله منبع دیگری برای ورود جیوه به این خور بیان کرد، زیرا نفت خام و گاز طبیعی به طور معمول حاوی ۰/۵ نانوگرم بر گرم تا ۱۰ میکروگرم بر گرم جیوه‌اند (Liang et al., 2000; Wilhelm & Bloom, 2000; Stathopoulou

et al., 2001). علاوه بر این، وجود نفت و افزایش بار آلی در این خورها می‌تواند منجر به بالارفتن فعالیت‌های باکتریایی و فرایند متیلاسیون شود و از آن‌جا که متیل جیوه به شدت متحرک و پایدار است، می‌تواند به راحتی از غشاهای بدن موجودات زنده عبور کند (Ullrich et al., 2001; Agah et al., 2009) و از این طریق جذب جیوه را بیشتر کند.

شایان ذکر است که غلظت جیوه در ۸۴ درصد از نمونه‌های عضله، به منزله بافتی خوراکی، از حد ایمن مشخص شده سازمان جهانی بهداشت (۲/۵ میکروگرم/گرم وزن خشک) (WHO, 1990) بیشتر بود که زنگ خطر برای منطقه محسوب می‌شود.

۲.۴. شاخص عضله: کبد

میزان غلظت جیوه عضله نسبت به مقادیر تجمع یافته در کبد (عضله: کبد) شاخص مورد اطمینانی برای تعیین میزان آلودگی محیط به جیوه است. اگر میزان شاخص در محدوده ۰/۵ باشد، حاکی از شرایط ثابت محیطی است و اگر مقدار آن در محدوده ۱/۴ به دست آید، نشان‌دهنده رو به بهبود بودن محیط خواهد بود (Koli et al., 1977). مقدار عددی شاخص عضله به کبد در خورهای زنگی، جعفری، پتروشیمی، غزاله و مجیدیه به ترتیب ۰/۴۱، ۰/۱۳، ۰/۱۴، ۰/۱۵ و ۰/۱۲ به دست آمد که نشان می‌دهد وضعیت خوریات مورد مطالعه نه تنها رو به بهبود نیست، بلکه فقط خور زنگی به شرایط ثابت محیطی نزدیک است.

۳.۴. تجمع زیستی جیوه در بافت‌های مختلف ماهی

نتایج بررسی غلظت جیوه در ماهیان شانک زرد باله صید شده از خوریات موسی نشان داد که بافت‌های

بالاتر آن در بافت‌های کبد و عضله یافت می‌شود (Koli *et al.*, 1977).

بافت‌های کبد و عضله همواره به‌منزله دو بافت هدف اصلی برای تجمع جیوه مطرح بوده‌اند. البته با وجود تجمع بالای جیوه در این دو بافت، مشاهده می‌شود که در برخی از گونه‌های مورد بررسی کبد دارای بیشترین میزان جیوه بوده (Assar, 2009; Haghghat, 2009; Agah *et al.*, 2010; Guilherme *et al.*, 2010) و در برخی دیگر بافت عضله بیشترین تجمع جیوه را به خود اختصاص می‌دهد (Burger & Gochfeld, 2007; Hajeb *et al.*, 2009; Coelho *et al.*, 2010).

برخی محققان معتقدند که نحوه پراکنش جیوه در بافت‌های ماهی تحت تأثیر شدت آلودگی است و در اکوسیستم‌های کمتر آلوده و مناطق آلوده متفاوت است (Abreu *et al.*, 2000; Berg *et al.*, 2000). به منظور بررسی این مسئله Havelková و همکاران (۲۰۰۸) طی ۵ سال ۱۱۱۷ قطعه ماهی صیدشده از ۱۳ ایستگاه در رودخانه‌ی البه (کشور چک) را مطالعه کردند و از نسبت میان مقدار جیوه تجمع یافته در کبد به عضله به‌منزله شاخص استفاده کردند. نتایج مطالعه این محققان نشان داد که در ایستگاه‌های آلوده‌تر نسبت جیوه کبد به عضله افزایش می‌یابد. به عبارتی در محیط‌هایی با آلودگی بالا، تجمع جیوه در بافت کبد بیشتر است و بافت هدف برای این مناطق، کبد است. در حالی که در مناطقی با آلودگی کم، تجمع جیوه در عضله بیشتر است و بافت هدف، عضله خواهد بود.

در مطالعه حاضر غلظت جیوه تجمع یافته در کبد بیشتر از عضله به دست آمد و با افزایش بار آلودگی از سمت خور زنگی به سمت خور مجیدیه نیز تفاضل میان میزان جیوه تجمع یافته در بافت‌های

گوناگون مقادیر مختلفی از جیوه را در خود ذخیره می‌کنند و الگوی تجمع جیوه در بافت‌های این ماهی به شکل کبد < عضله < پوست \approx استخوان \leq باله \approx فلس است.

بافت کبد به دلیل فعالیت سمیت‌زدایی، عموماً مقادیر بالایی از جیوه را تجمع می‌دهد (Kasper *et al.*, 2009; Mieiro *et al.*, 2009; Hosseinkhezri & Tashkhourian, 2011). بافت عضله نیز به علت دارا بودن پروتئین‌های غنی از سیستئین و متیونین، و تمایل زیاد جیوه به گروه‌های سولفیدریل آن‌ها، می‌تواند از بافت‌های هدف اصلی برای جیوه محسوب شود (Boening, 2000; USEPA, 2001; Jahed Khaniki *et al.*, 2005; Havelková *et al.*, 2008). تجمع جیوه در عضله به‌منزله مکانیسمی حفاظتی در ماهی نیز مطرح است، زیرا توقف جیوه در بافت عضله مواجهه سیستم عصبی مرکزی را به این فلز کاهش می‌دهد (Wiener *et al.*, 2003).

اتصال جیوه به گروه‌های سولفیدریل، منجر به تشکیل کمپلکس‌هایی محلول در آب می‌شود که می‌تواند به راحتی در فاز آبی سلول جابه‌جا شوند (Clarkson, 2002; Kasper *et al.*, 2009). بنابراین شاید بتوان اظهار کرد که بالا بودن مقدار آب بافت‌های کبد و عضله می‌تواند نقش مهمی در افزایش غلظت جیوه این بافت‌ها داشته باشد. الگوی پراکنش جیوه در بافت‌های مورد بررسی در پژوهش حاضر نیز با محتوای آب بافت‌ها همخوانی دارد.

علاوه بر این، از آن‌جا که سیستم گردش خون مسئول توزیع جیوه در بدن است (Wang and Wong, 2003; Havelková *et al.*, 2008; Kasper *et al.*, 2009)، بافت‌های دارای رگ‌های خونی فراوان جیوه بیشتری نسبت به سایر بافت‌ها دارند. به همین دلیل، تجمع جیوه در بافت‌هایی مانند فلس، باله، پوست و استخوان نسبتاً کم است، در حالی که مقادیر

کبد و عضله بیشتر شد، به طوری که غلظت جیوه در کبد ماهیان صیدشده از خور زنگی ۲/۵ برابر عضله بوده و در خور مجیدیه به دلیل آلودگی بیشتر به ۸/۵ برابر رسیده است.

در باره سایر بافت‌ها نیز، یگانه مطالعه‌ای که تمامی بافت‌های مورد بررسی در پژوهش حاضر را پوشش می‌دهد، تحقیقات Koli و همکاران (۱۹۷۷) درباره دو گونه اردک ماهی و لجن ماهی است که با الگوی توزیع بافتی مطالعه حاضر مطابقت دارد. نتایج بررسی توزیع جیوه در بافت‌های کبد، عضله، پوست و استخوان در مطالعه Kovekovdova و Simokon (۲۰۰۲) در دریای ژاپن نیز در گونه *Liopsetta pinnifasciata* با نتایج پژوهش حاضر همخوانی دارد. با وجود این، می‌بایست یادآور شد که عوامل مختلفی از قبیل فرم شیمیایی (جیوه معدنی یا آلی) (Régine et al., 2006; Kasper et al., 2009)، غلظت جیوه (Kovekovdova & Simokon, 2002)، نحوه مواجهه با جیوه (رژیم غذایی یا محلول در آب) (Pickhardt et al., 2006)، مدت زمان مواجهه (Qian et al., 2001)، فاکتورهای محیطی اثرگذار در دسترسی زیستی جیوه (شوری، دما، pH و سختی آب) (Osibona & Kusemiju, 2006)، خصوصیات گونه (رژیم غذایی، اندازه، سن، جنسیت، فیزیولوژی و توانایی تنظیمی) (Régine et al., 2006; Kasper

شیلات، مجله منابع طبیعی ایران، دوره ۶۸، شماره ۱، بهار ۱۳۹۴

et al., 2009) و نوع بافت یا اندام مورد بررسی (خصوصیات بیوشیمیایی، نوع عملکرد، میزان توانایی تجمع و دفع) (Chattopadhyay et al., 2002) می‌توانند بر توزیع جیوه و غلظت آن در بافت‌های مختلف ماهیان اثرگذار باشند. برای مثال در ماهی *Eleginus gracilis* مقدار تجمع جیوه در عضله بیشتر از کبد بود و در گونه *Clupea pallasi pallasi* الگوی پراکنش جیوه به صورت: کبد < پوست < عضله < استخوان به دست آمد (Kovekovdova & Simokon, 2002). Houserova و همکاران (۲۰۰۶) با مطالعه بافت‌های مختلف ماهی سفید رودخانه‌ای *Leuciscus cephalus* صیدشده از چهار رودخانه مورای در چک، الگوی توزیع جیوه بافتی را در این منطقه به شکل عضله < کبد < پوست گزارش کردند. این شیوه پراکنش بافتی در مطالعه Pethybridge و همکاران (۲۰۱۰) نیز طی بررسی ۱۶ گونه کوسه‌ماهی صیدشده از آب‌های قاره‌ای استرالیا مشاهده شد. در مطالعه Storelli و همکاران (۱۹۹۸) درباره گربه کوسه (*Galeus melastomus*) در سواحل دریای آدریاتیک و نیز پژوهش Osibona و Kusemiju (۲۰۰۶) درباره کوسه سر چکشی باله سفید (*Sphyrna couardi*) در سواحل نیجریه نحوه توزیع بافتی جیوه به صورت عضله - پوست < کبد یافت شد.

References

- [1]. Abreu, S.N., Pereira, E., Vale, C., Duarte, A.C., 2000. Accumulation of mercury in sea bass from a contaminated lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Marine Pollution Bulletin* 40, 293-297.
- [2]. Agah, H., Elskens, M., Fatemi, S.M.R., Owfi, F., Baeyens, W., Leermakers, M., 2009. Mercury speciation in the Persian Gulf sediments. *Environmental Monitoring and Assessment* 157, 363-373.
- [3]. Agah, H., Leermakers, M., Gao, Y., Fatemi, S.M.R., Mohseni Katal, M., Baeyens, W., Elskens, M., 2010. Mercury accumulation in fish species from the Persian Gulf and in human hair from fishermen. *Environmental Monitoring and Assessment* 169, 203-216.
- [4]. Arribére, M.A., Ribeiro Guevara, S., Sanchez, R.S., Gil, M.I., Román Ross, G., Daurade, L.E., Fajon, V., Horvat, M., Alcalde, R., Kestelman, A.J., 2003. Heavy metals in the vicinity of a chlor-alkali factory in the upper Negro River ecosystem, Northern Patagonia, Argentina. *Science of Total Environment* 301, 187-203.
- [5]. Assar, M., 2009. bioaccumulation of mercury and methylmercury in *Pennahia macrophthalmus* from Musa Estuary. M.SC thesis. Khorramshahr University of Marine Science and Technology, 97p. (in Persian)
- [6]. Berg, V., Ugland, K.I., Hareide, N.R., Groenningen, D., Skaare, J.U., 2000. Mercury, cadmium, lead, and selenium in fish from a Norwegian fjord and off the coast, the importance of sampling locality. *Journal of Environmental Monitoring* 2, 375-377.
- [7]. Boening, D.W., 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: A general review. *Chemosphere* 40, 1335-1351.
- [8]. Braeckman, B., Cornelis, R., Rzeznik, U., Raes, H., 1998. Uptake of HgCl₂ and MeHgCl in an insect cell line (*Aedes albopictus* C6/36). *Environmental Research* 79(1), 33-40.
- [9]. Burger, J., Gaines, K.F., Boring, C.S., Stephens, W.L., Snodgrass, J., Dixon, C., McMahon, M., Shukla, S., Shukla, T., Gochfeld, M., 2002. Metal levels in fish from the Savannah River: Potential hazards to fish and other receptors. *Environmental Research* 89, 85-97.
- [10]. Burger, J., Gochfeld, M., 2007. Risk to consumers from mercury in Pacific cod (*Gadus macrocephalus*) from the Aleutians: Fish age and size effects. *Environmental Research* 105, 276-284.
- [11]. Chattopadhyay, B., Chatterjee, A., Mukhopadhyay, S.K., 2002. Bioaccumulation of metals in the East Calcutta wetland ecosystem. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 5, 191-203.
- [12]. Cid, B.P., Boia, C., Pombo, L., Rebelo, E., 2001. Determination of trace metals in fish species of the Ria de Aveiro (Portugal) by electro thermal atomic absorption spectrometry. *Food Chemistry* 75(1), 93-100.
- [13]. Clarkson, T.W., 2002. The three modern faces of mercury. *Environmental Health Perspectives* 10(1), 11-23.
- [14]. Coelho, J.P., Santos, H., Reis, A.T., Falcão, J., Rodrigues, E.T., Pereira, M.E., Duarte, A.C., Pardal, M.A., 2010. Mercury bioaccumulation in the spotted dogfish (*Scyliorhinus canicula*) from the Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1372-1375.
- [15]. De Pinho, A.P., Guimaraes, J.R.D., Martins, A.S., Costa, P.A.S., Olavo, G., Valentin, J., 2002. Total mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: effects of feeding habit, sex, and length. *Environmental Research* 89, 250-258.
- [16]. Dehghan Madiseh, S., Savary, A., Parham, H., Sabzalizadeh, S., 2009. Determination of the level of contamination in Khuzestan coastal waters (Northern Persian Gulf) by using an ecological risk index. *Environmental Monitoring and Assessment* 159, 521-530.
- [17]. Guilherme, S., Pereira, M.E., Santos, M.A., Pacheco, M., 2010. Mercury distribution in key tissues of Caged Fish (*Liza aurata*) along an environmental mercury contamination gradient. *Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry* 3, 165-173.
- [18]. Haghghat, M., 2009. Mercury bioaccumulation in *Euryglossa orientalis* from Musa Estuary. M.SC thesis. Khorramshahr University of Marine Science and Technology, 90p. (in Persian)
- [19]. Hajeb, P., Jinap, S., Ismail, A., Fatimah, A.B., Jamilah, B., Abdul Rahim, M., 2009. Assessment of mercury level in commonly consumed marine fishes in Malaysia. *Food Control* 20, 79-84.
- [20]. Havelková, M., Dušek, L., Némethová, D., Poleszczuk, G. and Svobodová, Z., 2008. Comparison of mercury distribution between liver and muscle— a biomonitoring of fish from lightly and heavily contaminated localities. *Sensors* 8, 4095-4109.

- [21]. Hosseinkhezri, P., Tashkhourian, J., 2011. Determination of heavy metals in *Acanthopagrus latus* (Yellowfin seabream) from the Bushehr seaport (coastal of Persian Gulf), Iran. *International Food Research Journal* 18, 766-769.
- [22]. Houserova, P., Kuban, V., Spurny, P., Habarta, P., 2006. Determination of total mercury and mercury species in fish and aquatic ecosystems of Moravian rivers. *Veterinarni Medicina* 51(3), 101-110.
- [23]. Jahed Khaniki, G.R., Alli, I., Nowroozi, E., Nabizadeh, R., 2005. Mercury contamination in fish and public health aspects: a review. *Pakistan Journal of Nutrition* 4(5), 276-281.
- [24]. Karadede-Akin, H., Ünlü, E., 2007. Heavy metal concentrations in water, sediment, fish and some benthic organisms from Tigris River, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 131, 323-337.
- [25]. Kasper, D., Palermo, E.F.A., Iozzi Dias, A.C.M., Ferreira, G.L., Leitão, R.P., Branco, C.W.C., Malm, O., 2009. Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fish from a tropical reservoir, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7(4), 751-758.
- [26]. Koli, A.K., Williams, W.R., McClary, E.B., Wright, E.L., Burrell, T.M., 1977. Mercury levels in freshwater fish of the state of South Carolina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 17, 82-89.
- [27]. Kovekovdova, L.T., Simokon, M.V., 2002. Heavy metals in the tissues of commercially important fish of Amurskii Bay, Sea of Japan. *Russian Journal of Marine Biology* 28(2), 113-119.
- [28]. Laarman, P.W., Willford, W.A., Olsen, J.R. 1975. Retention of mercury in the muscle of yellow perch (*Perca flavescens*) and rock bass (*Ambloplites rupestris*). *Transactions of the American Fisheries Society* 105, 296-300.
- [29]. Liang, L., Lazoff, S., Horvat, M., Swain, E., Gilkeson, J., 2000. Determination of mercury in crude oil by in-situ thermal decomposition using a simple lab built system. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 367, 8-11.
- [30]. Mason, R.P., Reinfelder, J.R., Morel, F.M.M., 1995. Bioaccumulation of mercury and methylmercury. *Water Air and Soil Pollution* 80, 915-921.
- [31]. Mieiro, C.L., Pacheco, M., Pereira, M.E., Duarte, A.C., 2009. Mercury distribution in key tissues of fish (*Liza aurata*) inhabiting a contaminated estuary-implications for human and ecosystem health risk assessment. *Journal of Environmental Monitoring* 11, 1004-1012.
- [32]. MOOPAM, 1999. Manual of Oceanographic Observations and Pollutant Analyses Methods. *Regional Organization for the Protection of the Marine environment*, Kuwait.
- [33]. Osibona, A.O. and Kusemiju, K., 2006. Distribution of Mercury in Tissues of the Hammerhead Shark *Sphyrna couardi* from Off Lagos Coast, Nigeria. *Journal of Scientific Research and Development* 10, 39-50.
- [34]. Pethybridge, H., Cossa, D., Butler, E.C.V., 2010. Mercury in 16 demersal sharks from southeast Australia: Biotic and abiotic sources of variation and consumer health implications. *Marine Environmental Research* 69, 18-26.
- [35]. Pickhardt, P.C., Stepanova, M., Fisher, N.S., 2006. contrasting uptake routes and tissue distributions of inorganic and methylmercury in Mosquitofish (*Gambusia affinis*) and Redear Sunfish (*Lepomis microlophus*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(8), 2132-2142.
- [36]. Qian, S.S., Warren-Hicks, W., Ketaing, J., Moore, D.R.J. and Teed, R.S., 2001. A predictive model of mercury fish tissue concentrations for the southeastern United States. *Environmental Science and Technology* 35, 941-947.
- [37]. Régine, M.B., Gilles, D., Yannick, D., Alain, B., 2006. Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). *Science of the Total Environment* 368, 262-270.
- [38]. Sabbagh-Yazdi, S.R., Sadeghi-Gooya, A., 2010. Modeling Khowr-e Musa Multi-Branch Estuary Currents due to the Persian Gulf Tides Using NASIR Depth Average Flow Solver. *Journal of the Persian Gulf (Marine Science)* 1(1), 45-50.
- [39]. Stathopoulou, E., Dassenakis, M., Scoullou, M., 2001. Levels of mercury concentration in sediments of Saronikos Gulf. *7th International Conference on Environmental Science and Technology Ermoupolis, Greece*, 7pp.
- [40]. Storelli, M.M., Ceci, E., Marcotrigiano, G.O., 1998. Comparative study of heavy metal residues in some tissues of the fish *Galeus melastomus* caught along the Italian and Albanian coasts. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 35 288-289.

- [41]. Tawari-Fufeyin, P., Ekaye, S. A. 2007. Fish species diversity as indicator of pollution in Ikpoba river, Benin City, Nigeria. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 17, 21-30.
- [42]. Ullrich, S.M., Tanton, T.W., Abrdashitova, S.A., 2001. Mercury in aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Environmental Science and Technology* 31, 241-293.
- [43]. USEPA, 2001. Mercury update: Impact on fish advisories. *United States Environmental Protection Agency*, 10pp.
- [44]. Wang, W.X., Wong, R.S.K., 2003. Bioaccumulation kinetics and exposure pathways of inorganic mercury and methylmercury in a marine fish, the sweetlips *Plectorhinchus gibbosus*. *Marine Ecology Progress Series* 261, 257-268.
- [45]. WHO. 1990. World Health Organization. Environmental Health Criteria No. 101. Methylmercury. Geneva, Switzerland.
- [46]. Wilhelm, S.M., Bloom, N., 2000. Mercury in Petroleum. *Fuel Processing Technology* 63, 1-27.
- [47]. Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Jiang, G., 2008. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *analytica chimica acta* 606, 135-150.

Archive of SID