بررسی تجمع زیستی جیوه کل در بافت‌های عضله سفید، عضله قرمز و کبد ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) دریاچه سد قشلاق سنندج

مهدی خوشنامون[۱] و شهرام کبودوندپور[۲]*
s.kaboodvandpour@uok.ac.ir
۱- گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی سرایان، دانشگاه بیرجند، کد پستی: ۹۷۷۷۱-۳٦٦۹۳
۲-گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، صندوق پستی: ٤١٦

تاریخ دریافت: اردیبهشت ۱۳۹۰ تاریخ پذیرش: اردیبهشت ۱۳۹۱

چکیده

مطالعه‌ی کیفیت آب در سد قشلاق سنندج حاکی از غلظت بیش از حد مجاز جیوه در این منبع آبی بوده و از آنجائی‌که این سد مهمترین منبع شیلاتی شهر سنندج است، احتمال آلوده بودن ماهی کپور معمولی به عنوان پر مصرف‌ترین ماهی منطقه به فلز جیوه مورد بررسی قرار گرفت. در این مطالعه برای اولین بار تجمع زیستی جیوه در بافت عضله قرمز بررسی و با جیوه موجود در عضله سفید و کبد ماهی مورد مقایسه قرار گرفت. تعداد ۲۴ نمونه ماهی کپور معمولی در طول ماه‌های تیر تا آذر سال ۱۳۸۸، از دریاچه سد قشلاق سنندج صید گردید و غلظت جیوه کل تجمع یافته در بافت‌های عضله سفید، عضله قرمز و کبد توسط دستگاه اندازه‌گیری شد. دامنه‌ی مقادیر جیوه تجمع یافته در بافت‌های عضله سفید، عضله قرمز و کبد بترتیب بین (۴۵۸-۱۲۳)، (۴۵۵-۱۱۵) و (۳۰۳- ۱۰۷) برحسب نانوگرم در گرم وزن خشک بود. مقایسه غلظت جیوه کل تجمع یافته در بافت‌های مذکور نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌داری بین این سه بافت بود. مقایسه تغییرات میانگین‌های ماهانه جیوه تجمع یافته تنها در بافت کبد دارای اختلاف معنی‌دار بود. وزن ماهی‌های صید شده در این تحقیق بین ۳۳۰/۱ تا ۷۵۳ گرم متغیر بود. غلظت جیوه تجمع یافته در بافت‌های عضله سفید و قرمز ماهیانی که وزن آنها بیشتر از ۵۰۰ گرم بود، بالاتر از استاندارد EPA بود. بنابراین انجام مطالعات تکمیلی برای بررسی تأثیرات احتمالی مصرف این ماهی بر سلامت انسان ضروری به نظر می‌رسد.

لغات کلیدی: فلزات سنگین، آلودگی، ماهی‌کپور معمولی

* نویسنده مسئول

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.1.8.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110040]

مقدمه

فلزات سنگین در غلظت‌های بالا در محیط‌های آبی مانع از رشد، مزاحمت در مبادله مواد و ایجاد اختلالاتی در بدن آبزیان می‌شوند. این فلزات سبب تغییر در عملکرد طبیعی سیستم عصبی، سیستم تنفسی و شنا، سیستم گردش خون، تولید مثل و حتی اختلالات بافتی آبزیان هم می‌گردند. به خوبی مشخص شده که فلز سنگینی مانند جیوه، هیچگونه نقش شناخته شده‌ای در سیستم‌های زیست‌شناختی ندارد، وجود جیوه در بافت‌های موجودات زنده و محیط نشان‌دهنده‌ی آلودگی آن موجودات و محیط است که باید آن را بالقوه خطرناک بشمار آورد (Canli & Atli, 2003). جیوه در سیستم‌های آب شیرین بدلیل تجمع زیستی در زنجیره‌های غذایی، ماندگاری زیاد در محیط و سمیت آن، در اولویت مطالعات محققین قرار گرفته است (Al-Majed & Preston, 2000; Houserova *et al.,* 2007; Burger & Gochfeld, 2007a; Adams & Onorato, 2005).

جیوه قابلیت تجمع در بافت‌های زنده (Bioaccumulation) را داشته و قابلیت بزرگنمایی زیستی (Biomagnifications) در زنجیره‌های غذایی را دارد و از این طریق می‌تواند سلامت انسان‌ها در معرض خطر قرار دهد. بزرگنمایی زیستی حالتی است که غلظت یک ماده آلوده‌کننده بصورت تصاعدی در خلال انتقال ماده از یک سطح غذایی به سطح غذایی بالاتر در بافت‌های زنده تجمع می‌یابد، بزرگنمایی زیستی بیشتر در محیط‌های آبی اتفاق می‌افتد (Eisler, 2006). در بین فلزات سنگین، جیوه یک فلز منحصر بفرد است که در طبیعت به اشکال متفاوت آلی و معدنی دیده می‌شود (Zalups, 2000). تحقیقات نشان داده‌اند که متیل جیوه از ترکیبات معدنی جیوه سمی‌تر است (Hempel *et al.*, 1995).

متیل جیوه بدلیل پیوستگی بالایی که با پروتئین‌هایی که دارای گروه‌های سولفیدریل (Sulfhydryl) هستند، همچون متیونین (Methionine) و سیستئین (Cysteine)، تمایل زیادی به جذب در بافت‌های موجودات زنده دارد (UNEP, 2002; Eisler, 2006)، و بسیار دیرتر از نوع معدنی آن در این بافت‌ها دفع می‌گردد (Rumengan *et al.,* 2003).

عضله ماهی بعنوان اصلی‌ترین بافت خوراکی به لحاظ سنجش جیوه تجمع یافته در آن، بارها مورد بررسی قرار گرفته است (Burger & Gochfeld, 2007a; Weis, 2004; Voegborlo & Akagi, 2007)، چرا که افزایش میزان جیوه تجمع یافته بیشتر از حد مجاز در بافت عضله ماهی می‌تواند سلامت مصرف‌کنندگان را به مخاطره بیندازد (UNEP, 2002; Eisler, 2006). کبد اندامی است که جیوه آلی به جیوه معدنی با سمیت کمتر در آن متابولیز و ذخیره می‌شود، افزایش جیوه در کبد برای سلامت ماهی مضر است (Eisler, 2006). مطالعات متعددی در نقاط مختلف جهان برای سنجش میزان جیوه تجمع‌یافته در بافت‌های گوناگون گونه‌های متفاوت ماهی و سایر آبزیان صورت گرفته است (Al-Majed & Preston, 2000; Adams & Onorato, 2005; Houserova *et al.,* 2007; Burger & Gochfeld, 2007a). ولی تاکنون تجمع‌زیستی جیوه در عضله قرمز ماهی و مقایسه آن با سایر بافت‌ها مورد بررسی قرار نگرفته است، یا گزارش نشده است.

عضلات قرمز ماهی در میلی‌متر مکعب، دارای عروق مویرگی بسیار زیادی هستند، رنگ قرمز عضلات بدلیل غلظت زیاد رنگدانه‌های قرمز متصل به اکسیژن در خون و جنس خود بافت عضله قرمز (میوگلوبین) است (ستاری، ۱۳۸۱؛ Freadman, 2006). پروتئین‌های میوگلوبین، اکسیژن را در این بافت برای زمانیکه به مقادیر زیادی از اکسیژن نیاز است (مانند؛ حرکات شنایی سریع یا شنای مداوم) ذخیره نموده و انتشار آن به بافت‌های نیازمند اکسیژن را تسهیل می‌نمایند (ستاری، ۱۳۸۱؛ Nelson & Cox, 2009 ;Freadman, 2006). عضله قرمز که فرآیندهای سوخت و ساز در آنها به صورت هوازی صورت می‌گیرد، ضمن تأمین اکسیژن لازم برای میتوکندری سلول‌ها، امکان شنای مداوم ماهی را فراهم می‌سازد (ستاری، ۱۳۸۱؛ Freadman, 2006). بدلیل وجود تراکم زیاد مویرگ‌ها و مقادیر قابل توجه پروتئین‌های میوگلوبین در بافت عضلات قرمز (Nelson & Cox, 2009 ;Freadman, 2006)، به نظر می‌آید که این بافت بیشتر از سایر بافت‌های مأکول ماهی (عضله سفید) در معرض تجمع زیستی جیوه قرار بگیرد. از آنجایی که ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) یک ماهی همه‌چیز خوار است (Tempro *et al.,* 2006)، به نظر می‌رسد که بافت‌های بدنش در آب‌های آلوده به فلز جیوه حاوی مقادیر بالایی از جیوه باشند.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.1.8.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110040]

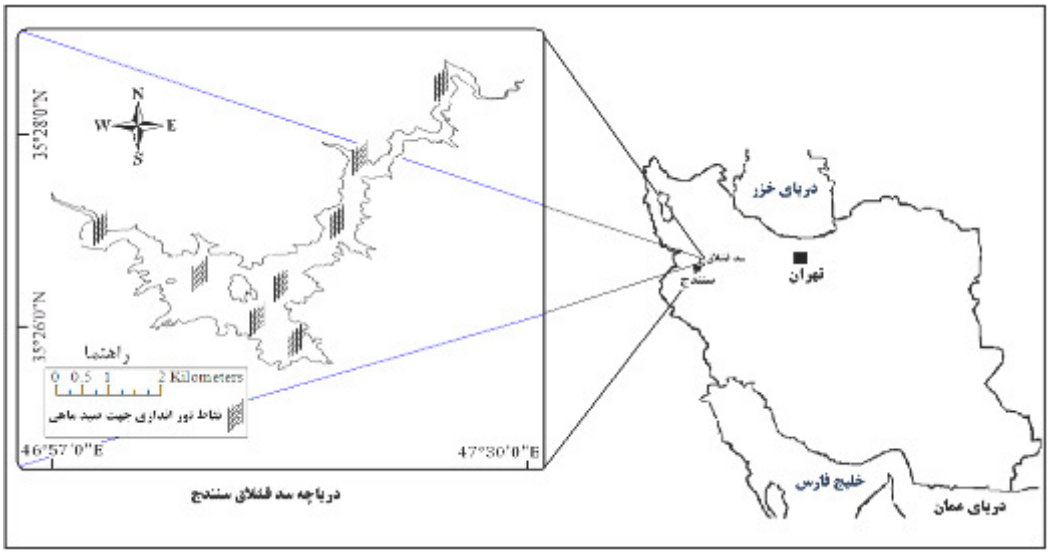
با توجه به مطالب اشاره شده از یک سو و از سوی دیگر اهمیتی که ماهی کپور معمولی در سبد غذایی مردم منطقه بعنوان گونه پر مصرف و فراوان دارد و نیز گزارش حد غیر مجاز جیوه موجود در آب سد قشلاق سنندج توسط امانی (۱۳۸۷)، مطالعه و سنجش میزان جیوه تجمع یافته در اندام‌های مختلف ماهیان این سد بخصوص ماهی کپور معمولی ضروری بوده و در این راستا سعی شد تا مقادیر جیوه تجمع یافته در سه بافت عضله سفید، عضله قرمز و کبد این ماهی مورد سنجش قرار گرفته و نتایج بدست آمده برای بررسی سلامتی گوشت این ماهی و رعایت ملاحظات بهداشتی در مصرف گوشت آن با سایر استانداردهای جهانی مقایسه شوند.

مواد و روش کار

این مطالعه در سد قشلاق سنندج (مختصات جغرافیایی مرکز "۵۸ '۲۶ °۳۵ عرض شمالی و "۱۰ '۵۹ °۴۶ طول شرقی) و مساحت ۸/۵ کیلومترمربع با ظرفیت ۲۲۴ میلیون مترمکعب آب، در ۱۲ کیلومتری شمال شرقی شهرستان سنندج واقع در استان کردستان انجام گرفت (شکل ۱). این سد بعنوان مهمترین منبع تأمین آب شرب و همچنین تولید محصولات شیلاتی پر جمعیت‌ترین شهر استان کردستان یعنی شهر سنندج محسوب می‌شود.

در مجموع تعداد ۲۴ نمونه ماهی کپور معمولی (بصورت ماهانه و هر ماه چهار نمونه بصورت کاملاً تصادفی، در خلال ماه‌های تیر تا آذر سال ۱۳۸۸ از نقاط مختلف دریاچه سد با استفاده از تور گوشگیر با چشمه ۵×۵ سانتیمتری) صید شد. نمونه‌های صید شده با استفاده از کلید شناسایی عبدلی (۱۳۷۸) تا حد گونه شناسایی شدند و بصورت زنده به آزمایشگاه زیست‌شناسی ماهی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه کردستان برای مطالعات زیست‌سنجی، تعیین جنسیت از روی گنادهای جنسی و تهیه نمونه بافت و آماده‌سازی نمونه‌ها برای سنجش غلظت جیوه کل در سه بافت عضله سفید، عضله قرمز و کبد انتقال داده شدند. در مطالعات زیست‌سنجی برخی خصوصیات ریختی و زیستی نظیر؛ وزن کل، طول کل، طول استاندارد، سن و جنسیت نمونه‌ها تعیین شدند.

برای تهیه نمونه‌های بافت، پوست ماهی از ناحیه خلفی آبشش‌ها تا انتهای ساقه دمی بطور کامل جدا شد و ابتدا مقدار ۱۰ گرم بافت عضله قرمز که در امتداد خط جانبی و روی بافت عضله سفید قرار دارد، برداشته شده و سپس به همان مقدار از بافت عضله سفید نیز نمونه تهیه شده و سپس نمونه‌ها در کیسه‌های پلاستیکی زیپ‌دار کوچک، تا زمان اندازه‌گیری جیوه کل در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد منجمد شدند (Voegborlo & Akagi, 2007). برای تهیه بافت کبد پس از شکافتن ناحیه شکم ماهی، کل بافت کبد از ناحیه سینه‌ای و شکمی جدا شده و به روش فوق تا زمان اندازه‌گیری جیوه کل نگه‌داری گردید.



شکل ۱ : موقعیت سد قشلاق سنندج

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.1.8.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110040]

از آنجایی که متیل جیوه ترکیبی فرار است برای جلوگیری از تبخیر متیل جیوه موجود در نمونه‌های تهیه شده، فرآیند خشک کردن نمونه برای اندازه‌گیری مقادیر جیوه تجمع یافته، با استفاده از دستگاه فریز درایر (Freeze Dryer; Model, OPERON, FDCF – 12012) در دمای ۵۴- درجه سانتیگراد به مدت ۲۴ ساعت انجام شد. سپس از هر نمونه‌ی بافت خشک شده، مقدار ۵۰ میلی‌گرم بافت، جدا و غلظت جیوه کل تجمع یافته در آن بوسیله دستگاه اندازه‌گیری جیوه (Advanced Mercury Analyzer Model; Leco 254 AMA) ساخت کشور آمریکا، در آزمایشگاه محیط‌زیست دانشگاه تربیت مدرس با استفاده از استاندارد ASTM, D-6722 برحسب نانوگرم در گرم یا ppb وزن خشک اندازه‌گیری شد (Houserova *et al.*, 2007). نتایج درصد بازیابی برای تعیین دقت اندازه‌گیری‌های انجام شده با استانداردهای استفاده شده در جدول ۱ در بخش نتایج آورده شده است.

در این مطالعه بترتیب از نرم‌افزارهای SAS (Ver., 9.1) و Excel برای تجزیه و تحلیل نتایج و رسم نمودارها استفاده شد. آزمون‌های کولموگروف - اسمیرنوف و Leven بترتیب برای مشخص شدن تابعیت داده‌ها از توزیع نرمال و همگنی واریانس داده‌های بدست آمده انجام شد. پس از اطمینان یافتن از نرمال بودن داده‌ها، میانگین‌های غلظت جیوه تجمع یافته در بافت‌های عضله سفید و قرمز و کبد ماهی بعنوان تیمار و با در نظر گرفتن عامل ماه، بعنوان بلوک (تکرار)، با استفاده از طرح بلوک‌های کامل تصادفی چند مشاهده‌ای مقایسه شدند. و در صورت وجود اختلاف معنی‌دار، میانگین‌های ماهانه با استفاده از آزمون دانکن (Duncan) برای بررسی روند تغییرات ماهانه جیوه در طول نیز با استفاده از آزمون همبستگی پیرسون (correlation Pearson) صورت گرفت. همچنین جهت مقایسه میانگین غلظت جیوه تجمع یافته بین دو جنس نر و ماده در سه بافت، از آزمون Un paired t-test استفاده شد.

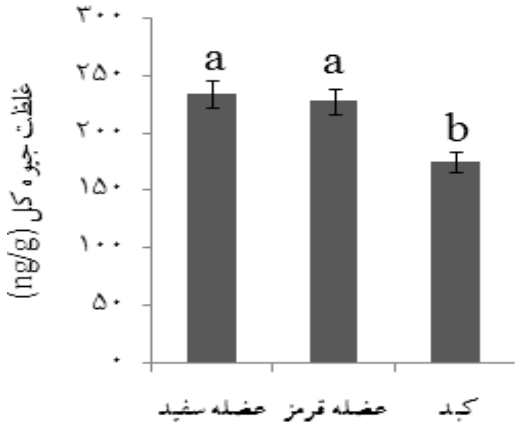
نتایج

ماهیان کپور معمولی صید شده در این مطالعه وزن کلی بین ۳۳۰/۱ تا ۷۵۳ با میانگین (± خطای استاندارد) ۴۷۵/۷۱±۲۵/۷۰ گرم و طول کلی بین ۲۶/۵ تا ۳۷ با میانگین (± خطای استاندارد) ۳۰/۶۴±۰/۶۰ سانتیمتر داشتند. مقادیر جیوه تجمع یافته در بافت‌های عضله سفید، عضله قرمز و کبد بترتیب بین مقادیر ۴۵۸-۱۲۳، ۴۵۵-۱۱۵ و ۳۰۳-۱۰۷ نانوگرم در گرم به ازای وزن خشک متغیر بودند. نتایج نشان داد که تجمع زیستی جیوه در بافت عضله سفید با میانگین (± خطای استاندارد) ۲۳۳±۲۰/۶۷ نانوگرم در گرم بیش از بافت عضله قرمز ۲۲۷±۲۱/۰۳ نانوگرم در گرم و بافت کبد ۱۷۴±۱۲/۷۶ نانوگرم در گرم بود. جدول ۱ دقت مقادیر اندازه‌گیری شده جیوه را در این تحقیق براساس استانداردهای استفاده شده نشان می‌دهد. مقایسه غلظت جیوه کل تجمع یافته در بافت‌های عضله سفید، عضله قرمز و کبد، نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌داری بین این سه بافت بود ($F_{۲, ۵۴}$ = ۳/۱۷, P = ۰/۰۵). همچنین نتیجه آزمون دانکن بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار (P≤۰/۰۵) بین میانگین‌های ماهانه جیوه تجمع یافته در سه بافت عضله سفید، عضله قرمز و کبد بود (نمودار ۱).

جدول ۱: نتایج درصد بازیابی برای تعیین دقت اندازه‌گیری‌های انجام شده با استانداردهای استفاده شده در این تحقیق

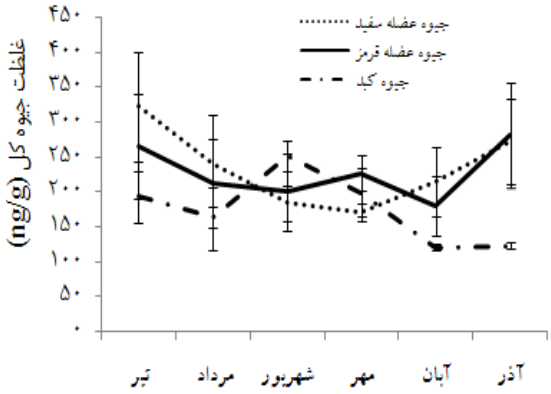
مواد استاندارد مرجع استفاده شده	تعداد دفعات داده شده به دستگاه	مقدار مشخص شده (نانوگرم در گرم)	مقدار بدست آمده (نانوگرم در گرم)	انحراف معیار	بازیابی (درصد)
NIST-۱۶۳۳ b	۹	۱٤۱	۱۳٤	۰/۰٤۲	۹٤/۸
NIST-۲۷۰۹	۹	۱٤۰۰	۱٤۷۰	۰/۱۳۱	۱۰۵
NIST-۲۷۱۱	٤	٦۲۵۰	٦٤٦۸	۰/۱۹۷	۱۰۳

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.1.8.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110040]



نمودار ۱: مقایسه میانگین (± خطای‌استاندارد) جیوه کل تجمع یافته در بافت‌های عضله سفید، عضله قرمز و کبد ماهی کپور معمولی سد قشلاق سنندج ($P \leq ۰/۰۵$)، طی ماه‌های تیر تا آذر سال ۱۳۸۸

تغییرات میانگین‌های ماهانه جیوه تجمع یافته تنها در بافت کبد طی ماههای نمونه‌برداری اختلاف معنی‌دار بود ($F_{۵,۱۸} = ۴/۴۵, P = ۰/۰۰۸۲$) و این مقادیر برای دو عضله سفید ($F_{۵,۱۸} = ۱/۷۳, P = ۰/۲۸۲۷$) و عضله قرمز ($P= ۰/۷۶۲۸$,$F_{۵\text{ و }۱۸} = ۰/۵۱$) فاقد اختلاف معنی‌دار بودند (نمودار ۲).



نمودار ۲: تغییرات میانگین‌های(± خطای استاندارد) ماهانه جیوه کل تجمع یافته در سه بافت عضله سفید، عضله قرمز و کبد ماهی کپور معمولی سد قشلاق سنندج طی ماه‌های تیر تا آذر سال ۱۳۸۸

غلظت جیوه تجمع یافته در بافت‌های عضله سفید، عضله قرمز و کبد با متغییرهای زیستی وزن کل، طول کل و طول استاندارد همبستگی معنی‌دار و مثبتی از خود نشان دادند ($P<۰/۰۵$). مقایسه دو به دوی میانگین غلظت جیوه تجمع یافته در سه بافت عضله سفید، عضله قرمز و کبد در بین دو جنس نر و ماده ماهی کپور معمولی سد قشلاق سنندج با یکدیگر اختلاف معنی‌داری را نشان ندادند ($t_{۲۲}= -۰/۸۶$, $P= ۰/۳۹۸۱$)، ($P =۰/۸۴۱۲$, $t_{۲۲} = ۰/۲۰$) و ($P = ۰/۳۰۵۱$, $t_{۲۲} = -۱/۰۵$).

بحث

مطالعات زیادی نشان داده‌اند که بافت کبد در مقایسه با بافت عضله به علت فعالیت زیاد و وجود پروتئین‌های متالوتیونین (Metallothionein) فراوانی، که جاذب جیوه هستند (Canli & Atli 2003; Heath, 1987)، میزان بیشتری جیوه را در خود جمع می‌کنند (Regine *et al.*, 2006 ;Storelli *et al.*, 2005 ;Bebianno *et al.*, 2007). اما نتایج این تحقیق نشان داد که میانگین جیوه کل تجمع یافته در بافت کبد ماهی کپور معمولی سد قشلاق سنندج کمتر از دو بافت عضله سفید و عضله قرمز است. شاید دلیل این امر تجمع کمتر جیوه آلی در بافت کبد بدلیل فرآیند مداوم دمتیلاسیون (Demthylation) در این بافت و تبدیل شدن دائمی شکل آلی جیوه (متیل جیوه) به شکل معدنی با هدف کاهش سمیت جیوه باشد (Young, 1992). همچنین Kannan و همکاران (۱۹۹۸) بیان کرده‌اند که در بافت‌های ماهیچه‌ای گاهی نسبت متیل جیوه به جیوه کل تا بالای ۸۰ درصد در این بافت‌ها هم افزایش می‌یابد. بنابراین، جیوه در بافت ماهیچه بر خلاف بافت کبد، عمدتاً به شکل آلی وجود دارد (Kannan *et al.*, 1998). با توجه به عدم رشد صنعت و زراعت عمده در اطراف حوضه آبریز سد قشلاق سنندج، به نظر می‌رسد عمده جیوه موجود در آب این سد ناشی از متیلاسیون جیوه معدنی توسط باکتری‌های موجود در رسوبات این سد بوده و لذا بخش اعظم جیوه کل در این سد مربوط می‌شود به جیوه آلی که قابلیت بیشتری برای تجمع در بافت ماهیچه دارد. همچنین برخی از مطالعات انجام شده، تجمع بیشتر جیوه در بافت عضله را نسبت به بافت کبد گزارش کرده‌اند (Burger & Gochfeld, 2007a; Farkas *et al.*, 2003).

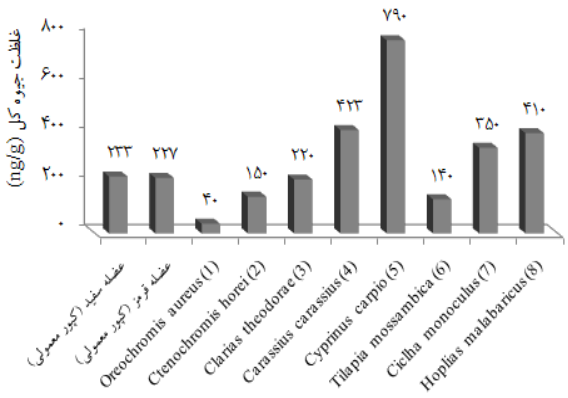
چنانچه در بخش مقدمه ذکر شد، بافت عضله قرمز در هر میلیمترمکعب، دارای عروق مویرگی بسیار زیادی است و حاوی مقادیر زیاد هموگلوبین و پروتئین‌های میوگلوبین بوده و بصورت هوازی فعالیت می‌کند، انتظار می‌رفت که این بافت در مقایسه با بافت عضله سفید حاوی مقادیر بیشتری از جیوه باشد، ولی نتایج این تحقیق خلاف این انتظار را نشان داد، هر چند مقدار این اختلاف زیاد نبود. شاید علت این امر اکسیداسیون ترکیبات آلی جیوه در این بافت بدلیل وفور اکسیژن باشد (Freadman,

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.1.8.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110040]

2006). اگر چه عوامل دیگری مثل تفاوت در عملکرد فیزیولوژیک و متابولیسم سلولی هر یک از بافت‌ها در تجمع فلزات سنگین می‌تواند موثر باشد (Canli & Atli, 2003)، ولی این مطلب باید در مقیاسی وسیع‌تر و در مورد گونه‌های مختلف ماهی بررسی شود.

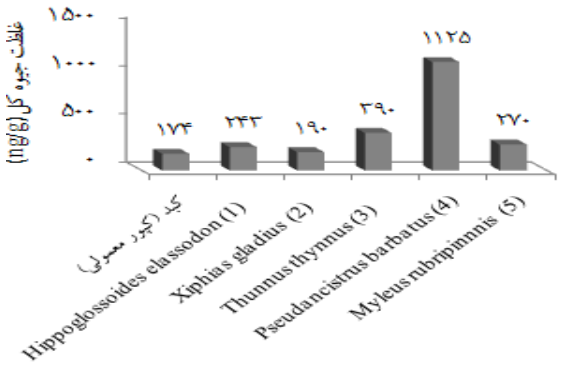
این مطالعه نشان داد که با افزایش وزن و طول و به تبع آن بلوغ، مقدار جیوه تجمع یافته در بافت‌های مختلف ماهی کپور معمولی سد قشلاق سنندج افزایش می‌یافت. نتایج مشابهی توسط Romeo و همکاران (۱۹۹۹)؛ Farkas و همکاران (۲۰۰۳) و Burger و Gochfeld (۲۰۰۷) در زمینه افزایش میزان فلز جیوه در راستای افزایش سن، طول و وزن گزارش شده است. تجمع زیستی، بالابودن نیمه‌ی عمر و ماندگاری طولانی مدت جیوه در بدن از دلایل عمده افزایش مقادیر آن به موازات افزایش وزن، سن و طول بدن می‌باشد (Eisler,;McCoy *et al.*, 1995; 2006). این رابطه مثبت بین طول و وزن ماهی با غلظت جیوه، مخصوص تمام دریاچه‌ها و ذخایر آبی دنیاست و نشانه تجمع زیستی است (Weis, 2004). لذا این نتایج نشان می‌دهد که ماهی کپور معمولی سد قشلاق را می‌توان بعنوان یک تجمع دهنده جیوه بشمار آورد و به نظر می‌رسد که می‌شود از آن بعنوان یک شاخص زیستی آلودگی جیوه برای سد استفاده کرد.

نتایج این تحقیق نشان داد که جنسیت تأثیری بر تجمع جیوه در سه بافت عضله سفید، عضله قرمز و کبد ماهی کپور معمولی سد قشلاق سنندج ندارد ($P>0/05$). بنابراین به نظر می‌رسد که غلظت جیوه تجمع یافته در بافت‌های ماهی بیشتر تابع وزن، اندازه و سن ماهی است و ارتباطی به جنسیت ندارد (Jewett *et al.*, 2003). در نمودارهای ۳ و ۴ بترتیب مقایسه‌ای بین میانگین غلظت جیوه تجمع یافته در بافت‌های عضله‌ای سفید و قرمز ماهی کپور معمولی دریاچه سد قشلاق سنندج (نمودار ۳) و کبد این ماهی (نمودار ۴) با میانگین‌های جیوه اندازه‌گیری شده در بافت عضله و کبد ماهیان چند مطالعه مشابه در سایر نقاط دنیا آورده شده است.



۱- دریاچه Mead در آمریکا (Cizdziel *et al.*, 2002).
۲ و ۳- دریاچه Tanganyika در تانزانیا (Campbell *et al.*, 2008).
۴ و ۵ - دریاچه Ya-Er در چین (Jin *et al.*, 2006).
۶ - دره Mexicali در مکزیک (Gutierrez-Galindo *et al.*, 1988).
۷ و ۸ - منطقه آمازون در برزیل (Farias *et al.*, 2005).

نمودار ۳ : مقایسه بین میانگین غلظت جیوه تجمع‌یافته در بافت‌های عضله‌ای سفید و قرمز ماهی کپور معمولی دریاچه سد قشلاق سنندج با میانگین‌های جیوه اندازه‌گیری شده در بافت عضله ماهیان در سایر نقاط دنیا



۱- منطقه Adak Island در آلاسکا (Burger *et al.*, 2007b).
۲ و ۳- دریای مدیترانه (Storelli *et al.*, 2005).
۴ و ۵- رودخانه Maroni در French Guiana (Regine *et al.*, 2006).

نمودار ٤ : مقایسه بین میانگین غلظت جیوه تجمع یافته در بافت کبد ماهی کپور معمولی دریاچه سد قشلاق سنندج با میانگین‌های جیوه اندازه‌گیری شده در بافت کبد ماهیان در سایر نقاط دنیا

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.1.8.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110040]

با توجه به مشاهدات میدانی بعمل آمده در حوزه‌های آبریز منتهی به دریاچه سد قشلاق مشخص شد در منطقه هیچ نوع فعالیت صنعتی خاصی صورت نمی‌گیرد و عمده 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 رودخانه اصلی (چهل‌گزی و قشلاق) تغذیه کننده دریاچه سد قشلاق سنندج و نیز گزارشاتی مبنی بر وجود مقادیر فراوان جیوه در ترکیب سنگ‌های مادرین حوزه‌های آبریز منتهی به سد قشلاق (اکبرپور و نصری، ۱۳۸۲) و بافت خاک زیر حوزه‌های این سد (سوری، ۱۳۸۸)، به نظر می‌رسد که آلودگی آب دریاچه سد قشلاق سنندج به فلز سنگین جیوه، منشأ طبیعی داشته باشد.

طبق استانداردهای اعلام شده از سوی WHO و FAO برای حد مجاز غلظت جیوه در بافت‌های مختلف ماهی بدون توجه به نوع گونه آن که ۵۰۰ نانوگرم در گرم بیان شده است (Voegborlo & Akagi, 2007)، میانگین غلظت جیوه تجمع یافته در گوشت ماهی کپور معمولی سد قشلاق سنندج کمتر از حد مجاز است. ولی با توجه به خصوصیت تجمع‌زیستی و بروز پدیده بزرگنمایی جیوه در زنجیره‌های غذایی، مصرف گوشت این ماهی با رعایت ملاحظات بهداشتی و مصرف سرانه محدودی با توجه به محاسبه فاکتور بزرگنمایی زیستی باید همراه باشد. از آنجایی که حد مجاز جیوه اعلام شده توسط EPA، ۳۰۰ نانوگرم در گرم اعلام شده است (Jewett & Duffy, 2007)، میانگین غلظت جیوه تجمع یافته در بافت‌های عضله سفید و قرمز همه کپورهای با وزن بیشتر از ۵۰۰ گرم، از استاندارد EPA بالاتر بود. چنانچه ذکر شد، وزن ماهی‌های صید شده در این تحقیق بین ۳۳۰/۱ تا ۷۵۳ گرم متغیر بود، ولی در دریاچه سد قشلاق سنندج ماهیانی با وزن و سن خیلی بیشتر هم وجود دارد که با اطمینان می‌توان گفت که غلظت جیوه موجود در بافت عضلات آنها بیشتر از ۳ استاندارد ذکر شده است. بنابراین انجام مطالعات تکمیلی برای بررسی تأثیرات احتمالی مصرف این ماهی بر سلامت انسان ضروری به نظر می‌رسد.

تشکر و قدردانی

بدینوسیله از همکاری‌های دکتر قربانی، خانم دکتر بدخشان بدلیل راهنمایی در تجزیه و تحلیل‌های آماری، مهندس الماسیه، مهندس گویلیان (کارشناس آزمایشگاه محیط‌زیست دانشگاه کردستان)، خانم مهندس حق‌دوست (مسئول آزمایشگاه محیط زیست دانشگاه تربیت مدرس)، مهندس جهانگیری و همچنین گروه محیط زیست دانشگاه تربیت مدرس و دانشگاه کردستان که در انجام این تحقیق همکاری لازم را با ما مبذول داشته‌اند، تشکر و قدردانی می‌نماییم.

منابع

اکبرپور، ا. و نصری، ف.، ۱۳۸۲. بررسی آلودگی فلزات سنگین در حوزه‌های آبریز ورودی به دریاچه سد قشلاق سنندج. بیست و دومین گردهمایی علوم زمین، ایران، ۲۰ بهمن، تهران.

امانی، ک.، ۱۳۸۷. بررسی و تعیین غلظت آلاینده‌های سد قشلاق سنندج. انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست کردستان، سنندج، ۱۲۷ صفحه.

ستاری، م.، ۱۳۸۱. ماهی شناسی ۱ (تشریح و فیزیولوژی). چاپ اول، انتشارات نقش مهر با همکاری دانشگاه گیلان، تهران، ۶۵۹ صفحه.

سوری، ب.، ۱۳۸۸. مطالعات جامع وضعیت بافت خاک حوزه‌های آبریز سد قشلاق سنندج. گزارش ابتدایی طرح پژوهشی گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، معاونت پژوهشی دانشگاه کردستان.

عبدلی، ا.، ۱۳۷۸. ماهیان آبهای داخلی ایران. انتشارات موزه طبیعت و حیات وحش ایران، تهران، ۳۷۸ صفحه.

Adams D.H. and Onorato G.V., 2005. Mercury concentrations in red drum, *Sciaenops ocellatus*, from estuarine and offshore waters of Florida. Marine Pollution Bulletin, 50:291–300.

Al-Majed, N.B. and Preston, M.R., 2000. An assessment of the total and methyl mercury content of zooplankton and fish tissue collected from Kuwait territorial waters. Marine Pollution Bulletin, 40:298-307.

Bebianno M.J., Santos C., Canario J., Gouveia N., Sena-Carvalho D. and Vale C., 2007. Hg and metallothionein-like proteins in the black scabbardfish *Aphanopus carbo*. Food and Chemical Toxicology, 45:1443–1452.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.1.8.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110040]

Burger J. and Gochfeld, M., 2007a. Risk to consumers from mercury in Pacific cod (*Gadus macrocephalus*) from the Aleutians: Fish age and size effects. Environmental Research, 105: 276–284.

Burger J., Gochfeld M., Jeitner Ch., Burke S. and Stamm T., 2007b. Metal levels in flathead sole (*Hippoglossoides elassodon*) and great sculpin (*Myoxocephalus polyacanthocephalus*) from Adak Island, Alaska: Potential risk to predators and fishermen. Environmental Research, 103: 62–69.

Campbell L., Verburg P., Dixon D.G. and Hecky R.E., 2008. Mercury biomagnification in the food web of Lake Tanganyika (Tanzania, East Africa). Science of the Total Environment, 402:184-191.

Canli M. and Atli G., 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the siz of six Mediterranean fish species. Environmental Pollution, 121:129-136.

Cizdziel J.V., Hinners T.A., Pollard J.E., Heithmar E.M. and Cross C.L., 2002. Mercury concentrations in fish from Lake Mead, USA, related to fish size, condition, trophic level, location, and consumption risk. Archives of Environment Contamination Toxicology, 43:309–317.

Eisler R., 2006. Mercury hazards to living organisms. CRC Press. 312P.

Farias R.A., Hacon S., Campos R.C. and Argento R., 2005. Mercury contamination in farmed fish setup on former garimpo mining areas in the Northern Mato Grosso State, Amazonian region, Brazilian Science of the Total Environment, 348:128–134.

Farkas A., Salanki J. and Specziar A., 2003. Age- and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site. Water Research, 37:959-964.

Freadman M.A., 2006. Role partitioning of swimming musculature of striped Bass *Morone saxatilis* Walbaum and Bluefish, *Pomatomus saltatrix* L. Journal of Fish Biology, 15:417-423.

Gutierrez-Galindo E.A., Flores-Munoz G. and Aguilar-Flores A., 1988. Mercury in freshwater fish and clams from the Cerro Prieto geothermal field of Baja California, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 41:201–207.

Heath A.G., 1987. Water pollution and fish physiology. Florida: CRC press, 245P.

Hempel M., Chau Y.K., Dutka B.J., McInnis R., Kwan K.K. and Liu D., 1995. Toxicity of organomercury compounds: Bioassay results as a basis for risk assessment. Analyst, 120:721–724.

Houserova P., Kuban V., Kracmar S. and Sitko J., 2007. Total mercury and mercury species in birds and fish in an aquatic ecosystem in the Czech Republic. Environmental Pollution, 145: 185-194.

Jewett, S.C. and Duffy, L.K. , 2007. Mercury in fishes of Alaska, with emphasis on subsistence species. Science of the Total Environment, 387:3–27.

Jewett S.C., Zhang X., Naidu A.S., Kelly J.J., Dasher D. and Duffy L.K., 2003. Comparison of mercury and methyl mercury in northern pike and Arctic gray ling from western Alaska Rivers. Chemosphere, 50:383-392.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.1.8.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110040]

Jin L., Liang L., Jiang G. and Xu Y., 2006. Methylmercury, total mercury and total selenium in four common freshwater fish species from Ya-Er Lake, China. Environmental Geochemistry and Health, 28:401–407.

Kannan K., Smith R.G., Lee R.F., Windom H.L., Heitmuller P.T., Macauley J.M. and Summers J.K., 1998. Distribution of total mercury and methyl mercury in water, sediment, and fish from South Florida Estuaries. Archives of Environmenr Contamination Toxicology, 34:109-118.

McCoy C.P., Hara, T.M., Bennett L.W., Boyle C.R. and Lynn B.C., 1995. Liver and kidney concentrations of zinc, copper and cadmium in channel catfish (*Ictalurus punctatus*): Variation due to size, season and health status. Veterinary and Human Toxicology, 37:11–15.

Nelson D.L. and Cox M.M., 2009. Lehninger Principles of Biochemistry. 5th Edition. 1100P.

Regine M.B., Gilles D., Yannick D. and 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.

Romeo M., Siau Y., Sidoumou Z. and Gnassia-Barelli M., 1999. Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. Science of the Total Environment, 232: 169–175.

Rumengan I.F.M., Rumampuk D., Limbong D., Arai T. and Miyazaki N., 2003. Total mercury contents in plankton collected from Talawaan watershed, north Sulawesi, Indonesia. Otsuchi Marine Science, 28:80–83.

Storelli M.M., Giacominelli-Stuffler R., Storelli A. and Marcotrigiano G.O., 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: A comparative study. Marine Pollution Bulletin, 50:1004–1007.

Tempro G.W., Ling N., Hicks B.J. and Osborne M.W., 2006. Age composition, growth, and reproduction of koi carp (*Cyprinus carpio*) in the lower Waikato region, New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 40:571–583.

UNEP (United Nations Environment Program), 2002. Global Mercury Assessment, UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland. 258P.

Voegborlo R.B. and Akagi H., 2007. Determination of mercury in fish by cold vapour atomic absorption spectrometry using an automatic mercury analyzer. Food Chemistry, 100:853–858.

Weis I.M., 2004. Mercury concentrations in fish from Canadian Great Lakes areas of concern: An analysis of data from the Canadian Department of Environment database. Environmental Research, 95:341-350.

Young R.A., 1992. Toxicity summary for methyl mercury. Oak Ridge Reservation Environmental Restoration Program (RAIS: Methyl Mercury), (2269-92-6), http//risk.lsd. ornl.gov/ tox/profiles/methyl–mercury-f-V1. shtml.

Zalups R.K., 2000. Molecular interactions with mercury in the kidney. Pharmacology Review, 52:113–143.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.1.8.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110040]

Assessment of total mercury bioaccumulation in white and red muscle and liver tissues of *Cyprinus carpio* collected from Sanandaj Gheshlagh Reservoir

Khoshnamvand M.[(1)] and Kaboodvandpour Sh.*[(2)]

s.kaboodvandpour@uok.ac.ir

1-Department of Environmental Sciences, Sarayan Agriculture Faculty, University of Birjand, P.O.Box: 97175-615 Birjand, Iran

2- Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Kurdistan, P.O.Box: 416, Sanandaj, Iran

Received: May 2011 Accepted: May 2012

Keywords: Heavy metal, Pollution, Common carp

Abstract

Previous studies showed that the level of mercury in Sanandaj Gheshlagh Reservoir (SGR) was higher than limits established by the World Health Organization. Total Mercury (T-Hg) concentrations in white muscle, red muscle and liver tissues of Common carp as the most consumed fish in the region were investigated. For the first time the content of mercury in red muscle tissue was measured and compared with white muscle and liver tissues. During the July to December 2009, 24 Common carp were caught from SGR (4 samples per month). T-Hg concentrations in above mentioned tissues were measured, using Mercury Analyzer. T-Hg concentrations variations in white muscle, red muscle and liver tissues were (123-458), (115-455) and (107-303) ng g^{-1}, respectively. Statically significant differences were found between three tissues. A significant monthly variations of T-Hg concentrations were observed within liver tissue samples. Fish weights in this ranged between 330.1 to 753 grams. T-Hg in white and red muscle tissues in all samples weighted above 500 grams were higher than the limits established by the EPA. Therefore, additional researches are needed to evaluate any potential effluence of this fish consumption on people health.

*Corresponding author

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-19]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.1.8.0]

[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110040]