

## بررسی تجمع زیستی جیوه و ارتباط آن با سلیوم در بافت عضله و کبد کوسه چاک لب (*Rhizoprionodon acutus*)

احمد ترسلی<sup>۱\*</sup>، عباس اسماعیلی ساری<sup>۲</sup>، تورج ولی نسب<sup>۳</sup>

۱- کارشناس ارشد محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

۲- استاد گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس esmaili@modares.ac.ir

۳- دانشیار مؤسسه تحقیقات شیلات ایران t\_valinassab@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۹۰/۷/۲۳ تاریخ پذیرش: ۹۰/۱۰/۱۷

### چکیده

غلظت جیوه و سلیوم در بافت‌های عضله و کبد کوسه چاک لب (*Rhizoprionodon acutus*) به عنوان یکی از کوسه ماهیان غالب خلیج فارس در سواحل بندرعباس ارزیابی شد تا ضمن مطالعه غلظت جیوه تجمع یافته در این کوسه ماهی، ریسک بهداشتی جیوه در تقابل با فلز ضروری سلیوم نیز بررسی شود. غلظت جیوه با دستگاه پیشرفته Mercury Analyzer (LECO, AMA 254) و غلظت سلیوم با دستگاه جذب اتمی کوره گرافیتی (GF-AAS, Perkin Elmer 3030) تعیین شد. میانگین ( $\pm$ SD) غلظت جیوه و سلیوم در بافت عضله (به ترتیب  $0.07 \pm 0.02$  و  $0.09 \pm 0.02$  میکروگرم بر گرم وزن تر) و در بافت کبد (به ترتیب  $0.53 \pm 0.16$  و  $0.31 \pm 0.05$  میکروگرم بر گرم وزن تر) به دست آمد. غلظت جیوه و سلیوم در بافت‌های عضله و کبد با متغیرهای زیستی طول و وزن، همبستگی مثبت و معنی‌داری از خود نشان داد ( $p < 0.05$ ). میانگین غلظت جیوه و سلیوم در بافت کبد به صورت معنی‌داری بیشتر از بافت عضله بود ( $p < 0.05$ ). در این مطالعه غلظت جیوه در ۴۵٪ از نمونه‌های بافت کبد بالاتر از حد استانداردهای WHO و FAO بودند. از طرفی تجمع سلیوم در عضله و کبد کوسه چاک لب همبستگی مثبت و معنی‌داری با غلظت جیوه نشان داد ( $p < 0.01$ ) به گونه‌ای که نسبت مولی سلیوم به جیوه (Se:Hg) در هر دو بافت بالاتر از یک بود. این نتیجه نشان دهنده کاهش اثر سمی جیوه از طریق تشکیل کمپلکس Se-Hg است. همچنین در این تحقیق، میانگین شاخص ارزش بهداشتی سلیوم (Se-HBV) در نمونه‌های بافت عضله مثبت بود، بنابراین میزان سلیوم برای رفع مسمومیت ناشی از حضور جیوه کفایت می‌کند. در حالی که این شاخص در ۲۷٪ از نمونه‌های بافت کبد منفی به دست آمد.

### کلید واژه

جیوه، سلیوم، کوسه چاک لب، خلیج فارس

### سر آغاز

(al, 2004). بیشترین نگرانی از جیوه مربوط به اکوسیستم‌های آبی است. جیوه فلزی و معدنی در محیط آبی توسط باکتری‌های موجود در گلها و لجن‌ها به متیل جیوه تغییر شکل می‌یابند و از طریق جلبک‌ها و گیاهان آبی جذب و وارد زنجیره غذایی می‌شود (WHO, 2003). متیل جیوه به دلیل سرعت تجزیه پذیری زیستی<sup>۳</sup> پایین و حلالیت در چربی‌ها، قادر به بزرگ‌نمایی<sup>۴</sup> و انتقال زیستی<sup>۵</sup> در موجودات زنده بوده و در پایان در گونه‌های رأس هرم غذایی تغلیظ<sup>۶</sup> می‌یابد (Streets, et al., 2005). جیوه و ترکیبات آن باعث اختلال در عملکرد طبیعی سیستم عصبی، تولید مثل، گردش خون و دستگاه گوارش موجودات زنده می‌شوند (Tominack, et al., 2002). برخلاف جیوه که هیچ نقش بیولوژیک مفیدی در بدن

جیوه آلاینده‌ای در مقیاس جهانی<sup>۱</sup> است که به واسطه چرخه اقیانوسی و اتمسفری تا مسافت‌های زیادی انتقال می‌یابد (De Pinho, et al., 2002) انتشار جیوه در محیط زیست از طریق فرایندهای طبیعی (فعالیت آتشفشان‌ها، فرسایش و آبشویی سنگ‌های حاوی کربونیت، سینابر و لیونگستونیت<sup>۲</sup>) و فعالیت‌های انسانی (صنایع کلرآلکالی، استخراج طلا و نقره، مکان‌های دفن زباله) صورت می‌گیرد (Li, et al., 2009). جیوه در محیط زیست به اشکال فلزی ( $Hg^0$ )، معدنی ( $Hg^{++}$ ,  $Hg^{+}$ ) و آلی (فنیل- اتیل- فنیل) یافت می‌شود که خصوصیت هر کدام از آنها از نظر حلالیت، واکنش و سمی بودن در محیط زیست متفاوت است (Seigneur et

$$\text{Se-HBV} = [\text{molar ratio (Se/Hg)} \times \text{total Se}] - [\text{molar ratio (Hg/Se)} \times \text{total Hg}]$$

بیشتر مطالعات همکنشی سلیوم و جیوه در پستانداران و پرندگان دریایی انجام شده و کمتر به ماهیان رأس هرم غذایی نظیر کوسه ماهیان پرداخته شده است (Branco, et al., 2007). کوسه ماهیان شکارچیان رأس هرم غذایی<sup>۱۲</sup> با طول عمر بالا و نرخ متابولیک پایین هستند که میزان تجمع فلزات سنگین بویژه جیوه در آنها اغلب فراتر از حد آستانه غلظت تعیین شده است (Adams, 2004). با توجه به این که منابع شیلاتی بعد از منابع عظیم نفت و گاز، دومین منبع طبیعی ارزشمند و همچنین تجدید شندی بوم سازگان خلیج فارس به شمار می رود (Valinassab, 2008)، بررسی ریسک مخاطرات ناشی از مصرف فرآورده های دریایی این بوم سازگان بر اساس رابطه Se:Hg و تعیین شاخص ارزش بهداشتی سلیوم ضروری است.

کوسه ماهیان شاخه ای از ماهیان غضروفی هستند که در خلیج فارس و دریای عمان از تنوع گونه ای چشمگیری (۱۲ خانواده و ۲۲ جنس) برخوردارند (اسدی، ۱۳۷۵).

با توجه به این که کوسه چاک لب (*Rhizoprionodon acutus*) از کوسه ماهیان غالب و شکارچی رأس هرم غذایی خلیج فارس محسوب می شود، مطالعه جیوه و نسبت مولی Se:Hg می تواند افزون بر تعیین وضعیت غلظت جیوه تجمع یافته در رأس هرم غذایی بوم سازگان خلیج فارس، ارزش بهداشتی این گونه را نیز مشخص کند.

کوسه ماهیان با داشتن حدود ۱۶/۷٪ ترکیبات پروتئینی و ۳۶٪ چربی سهم بسزایی در بهداشت و سلامت غذایی دارد (معینی و فرزانه، ۱۳۸۴).

### مواد و روشها

#### الف: معرفی منطقه، روش نمونه برداری و مطالعات

##### زیست سنجی

محل اجرای این مطالعه سواحل استان هرمزگان و در محدوده جغرافیایی (N ۲۶°۵۴'۱۳" و E ۵۶°۳۴'۲۰") تا (N ۲۶°۵۷'۱۷" و E ۵۳°۰۲'۴۲") بود (شکل شماره ۱). این استان با دارا بودن بیشترین مرز ساحلی و وجود صنایع مهم و مختلفی نظیر پالایشگاه هشتم نفت بندرعباس، مجتمع آلومینیوم المهدی، فولاد هرمزگان،

موجودات زنده ندارد، سلیوم نوعی ریزمغذی<sup>۷</sup> و آنتی اکسیدان ضروری است که آنتاگونیسم<sup>۸</sup> متقابل این دو در بدن موجودات زنده به عنوان یکی از نمونه های مؤثر از همکنشی بین فلزات سنگین و ریزمغذی ها شناخته می شود (Lourdes, et al., 1991).

به گونه ای که سنجش میزان جیوه در محیط زیست، یا منابع غذایی بدون ملاحظه آثار حفاظتی سلیوم، انعکاس صحیحی از مخاطرات آن نیست. مطالعات گسترده ای از همکنشی بین این دو فلز در گونه های مختلف خشکزی، آبیان و حتی باکتری ها و یاخته ها صورت گرفته است (Belzile, et al., 2005).

با توجه به مطالعات گسترده در رابطه با نقش سلیوم در سم زدایی فلز سمی جیوه، امروزه از شاخص نسبت مولی<sup>۹</sup> سلیوم به جیوه (Se:Hg) به عنوان شاخصی مناسب برای پیش بینی میزان در دسترس بودن این دو عنصر در موجودات زنده استفاده می شود. برای برآورد نسبت مولی از رابطه زیر استفاده می شود. وزن اتمی سلیوم (۷۸/۹۶g/mol) و وزن اتمی جیوه (۲۰۰/۵۹ g/mol) است (Dietz, et al., 2000).

$$\text{غلظت فلز} (\mu\text{g/g wt}) \times \text{غلظت مولی} (\text{nmol/g wet wt}) = \text{وزن اتمی} (\text{g/mol}) \div 1000$$

هر چند سازوکار دقیق اثر حفاظتی سلیوم بر فلز سمی جیوه در بدن موجودات زنده کاملاً مشخص نشده، اما سه سازوکار مهم پیشنهاد شده است:

الف) تشکیل کمپلکس ساکن Hg-Se

ب) تشکیل کمپلکس GSH-Se-Hg

ج) رقابت بازدارنده<sup>۱۰</sup>

در گذشته ارزیابی ریسک مخاطرات ناشی از مصرف ماهیان فقط بر پایه سنجش جیوه بوده است. اما شواهد تجربی نشان می دهد سنجش میزان سلیوم می تواند معیار مناسبی از سلامت فرآورده های دریایی در تقابل با فلزات سنگین نظیر جیوه، کادمیوم و نقره باشد. به همین دلیل امروزه از شاخص ارزش بهداشتی سلیوم<sup>۱۱</sup> (Se-HBV) به عنوان معیاری مناسب از سلامت فرآورده های دریایی (با توجه به نسبت مولی جیوه و سلیوم) استفاده می شود که بر اساس فرمول ذیل محاسبه می شود (Raymond & Ralston, 2009).

سانتیگراد خشک شدند. این نمونه‌ها پس از توزین مجدد با آسیاب برقی به صورت پودر درآورده شد.

برای سنجش جیوه در نمونه‌ها، ۰/۰۵ گرم نمونه آماده شده در ظرف نیکلی<sup>۱۵</sup> مخصوص دستگاه را توزین کرده و با استفاده از دستگاه Mercury Analyzer مدل LECO-AMA 254 با شماره استاندارد ASTM D 6722 با کالیبراسیون Auto Select، میزان جیوه کل اندازه گیری می‌شود.

زمان لازم برای هر اندازه‌گیری تقریباً ۳۰۰ ثانیه ( زمان خشک کردن ۶۰ ثانیه، زمان تجزیه ۲۰۰ ثانیه و زمان انتظار ۴۰ ثانیه) است. در مرحله اول تجزیه نمونه در حضور اکسیژن انجام می‌شود و در مرحله جمع‌آوری، جیوه موجود در نمونه در یک آمالگاتور جمع‌آوری و تا ۹۰۰ درجه گرم می‌شود. در مرحله آشکارسازی بخار جیوه در معرض طول موج ۲۵۳/۱nm قرار گرفته توسط دستگاه Quicksilver به نمایش در می‌آید.

برای جلوگیری از آسیب دستگاه و نیز به دست آوردن حداکثر دقت، پس از هر ۲۰ بار اندازه‌گیری یک بار برنامه clean و یک بار نمونه شاهد<sup>۱۶</sup> در دستگاه قرار داده شد. از آنجایی که در این روش از هضم اسیدی استفاده نمی‌شود، نیاز به بازیابی نیست (Gerstenberger, et al., 2006).

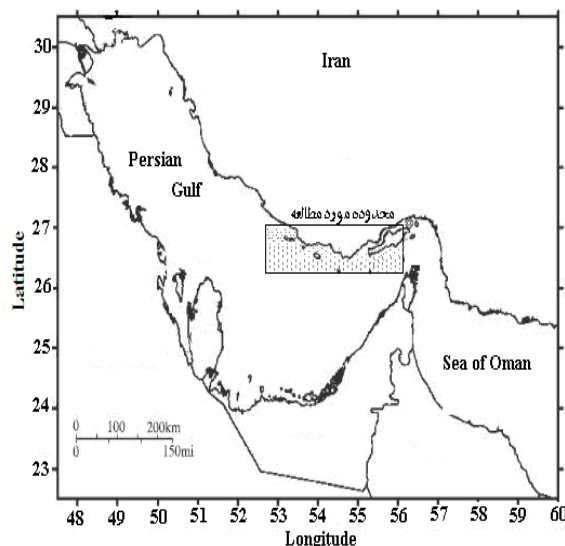
برای تجزیه و تحلیل سلینیوم، از هر نمونه به میزان ۱ گرم از بافت پودر شده در ظروف پلی‌اتیلنی قرار گرفت. پس از اضافه کردن نسبت ۳ به ۱ مخلوط اسید نیتریک و اسید پرکلریک [HNO<sub>3</sub>] ۳:۱ (HClO<sub>4</sub>) [۱] (Endo, et al., 2008; Ducros, 1994) در حمام بن ماری با دمای ۱۰۰ درجه سانتیگراد قرار داده شد تا زمانی که نمونه‌ها حالت ژله‌ای پیدا کردند.

سپس محلول حاصل با استفاده از کیف پلی‌اتیلنی و کاغذ صافی در بالن ژوژه ۲۵ میلی لیتری با اسید نیتریک ۴٪ به حجم رسانیده شد (Roger & John, 1994).

افزون بر نمونه‌های هضم شده در هر مجموعه ۸ تایی در حمام بن ماری، ۱ نمونه شاهد نیز در کنار سایر نمونه‌ها همانند نمونه‌های مورد بررسی تهیه شد. برای اندازه‌گیری سلینیوم از دستگاه جذب اتمی کوره گرافیتی<sup>۱۷</sup> مدل Perkin Elmer 3030 مجهز به لامپ سلینیوم استفاده شد.

به منظور تهیه استاندارد و محدوده غلظت سلینیوم، تجزیه و تحلیل مقدماتی انجام و استاندارد مورد نیاز تهیه شد. برای

پالایشگاه گاز سرخون، اسکله‌های شهید رجایی و باهنر و مجتمع کشتی‌سازی خلیج فارس اهمیت دارد (خراسانی و همکاران، ۱۳۸۴).



شکل شماره (۱): موقعیت محدوده مورد مطالعه در سواحل استان هرمزگان

در طول گشت تحقیقاتی ارزیابی ذخایر آبزیان کف با استفاده از کشتی تحقیقاتی فردوس ۱ مجهز به تور ترال کف در آبهای استان هرمزگان در زمستان ۱۳۸۹، تعداد ۲۲ نمونه از کوسه چاک‌لب به صورت کاملاً تصادفی صید شدند. در مطالعات زیست‌سنجی، برخی از خصوصیات ریختی و زیستی نظیر جنسیت (از طریق ظاهری با مشاهده، یا عدم مشاهده کلاسر<sup>۱۳</sup>)، طول و وزن نمونه‌ها تعیین شدند.

سپس از عضله پستی و کبد نمونه‌برداری صورت گرفت و پس از کدگذاری در کیسه‌های پلاستیکی کوچک، تا دمای ۲۰- درجه سانتیگراد منجمد شدند (Voegborlo & Akagi, 2007) و به آزمایشگاه دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس انتقال یافت.

### ب: آماده سازی و اندازه‌گیری جیوه و سلینیوم نمونه‌های بافت عضله و کبد

هر کدام از نمونه‌ها در آزمایشگاه با همزن برقی مخلوط و مقداری از مخلوط همگن به دست آمده در پتری دیش قرار داده شد. پس از توزین، با استفاده از دستگاه فریز درایر<sup>۱۴</sup> (مدل OPERON OPR-FDU-7012) به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۵۰- درجه

همچنین رابطه همبستگی دو فلز با استفاده از آزمون همبستگی داده‌های نرمال پیرسون<sup>۱۸</sup> صورت گرفت.

### نتایج

#### الف: نتایج زیست‌سنجی و میانگین غلظت جیوه کل و سلیوم در بافت‌های عضله و کبد

نتایج حاصل از زیست‌سنجی کوسه چاک لب و همچنین اندازه‌گیری غلظت جیوه و سلیوم (بر حسب میکروگرم بر گرم وزن تر) در بافت‌های عضله و کبد به طور خلاصه در جدول شماره (۱) نشان داده شده است. ذکر این نکته ضروری است که کوسه چاک لب شامل ۱۰ قطعه ماده و ۱۲ قطعه نر بودند.

تعیین کنترل کیفی، بازیابی صورت گرفت که بر اساس آن بازیابی دستگاه در محدوده قابل قبول، ۸۵ تا ۱۱۵ درصد سنجش شد.

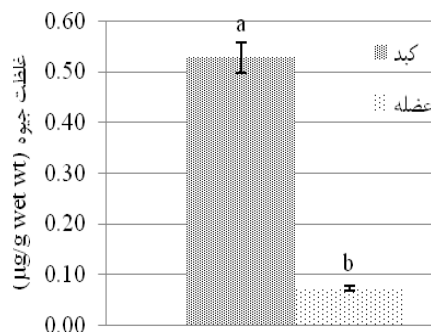
#### د: تجزیه و تحلیل آماری

در این تحقیق از نرم‌افزار SPSS16 برای تجزیه و تحلیل آماری و از نرم‌افزار Excel (Microsoft Office 2007) به منظور رسم نمودارها استفاده شد. برای مشخص شدن تابعیت داده‌ها از توزیع نرمال، از آزمون Kolmogrov-Smirnov استفاده شد. پس از اطمینان یافتن از نرمال بودن داده‌ها، برای مقایسه غلظت عناصر در بافت‌های گونه از آزمون T-Test جفتی استفاده شد. بررسی رابطه غلظت جیوه و سلیوم نمونه‌ها با متغیرهای ریختی گونه و

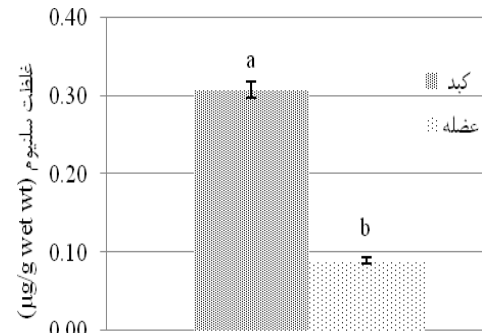
جدول شماره (۱): نتایج حاصل از زیست‌سنجی و سنجش جیوه کل و سلیوم (SD± میانگین)

کوسه چاک لب ( <i>Rhizoprionodon acutus</i> )			گونه	
نر+ماده	نر	ماده	جنس	
۲۱۸۷/۳۶±۱۱۷۸/۵۵	۱۸۸۹/۶۸±۱۰۲۶/۳۵	۲۵۴۴/۵۷±۱۳۰۱/۳۶	وزن (g)	
۷۳/۳۸±۱۱/۱۳	۷۲/۰۶±۱۰/۲۶	۷۴/۹۷±۱۲/۴۷	طول بدن (Cm)	
۰/۰۷±۰/۰۲	۰/۰۷±۰/۰۲	۰/۰۸±۰/۰۳	عضله	T-Hg (μg/g wet wt)
۰/۵۳±۰/۱۶	۰/۵۳±۰/۱۶	۰/۵۳±۰/۱۶	کبد	
۰/۰۹±۰/۰۲	۰/۰۹±۰/۰۲	۰/۰۱±۰/۰۲	عضله	Se (μg/g wet wt)
۰/۳۱±۰/۰۵	۰/۳۰±۰/۰۴	۰/۳۱±۰/۰۶	کبد	

بافت کبد به طور معنی‌داری بالاتر از میانگین غلظت این فلزات در بافت عضله بود ( $p < 0.05$ ). از طرفی اختلاف معنی‌داری بین پارامتر طول بدن در جنس نر با جنس ماده وجود نداشت ( $p > 0.05$ ). مقایسه دوبه‌دوی میانگین غلظت جیوه و سلیوم تجمع یافته در بافت‌های کبد و عضله در دو جنس نر با ماده، اختلاف معنی‌داری را نشان نداد ( $p > 0.05$ ).



همبستگی معنی‌دار و مثبتی بین متغیرهای زیست‌سنجی طول و وزن بدن در کوسه چاک لب به دست آمد ( $p < 0.01$ ). بنابراین از متغیر طول برای مقایسه غلظت جیوه و سلیوم استفاده شد. در این مطالعه بین میانگین غلظت جیوه و سلیوم بافت‌های عضله و کبد با متغیر طول بدن همبستگی مثبت و معنی‌داری حاصل شد ( $p < 0.05$ ). مطابق نمودار شماره (۱) میانگین غلظت جیوه و سلیوم در

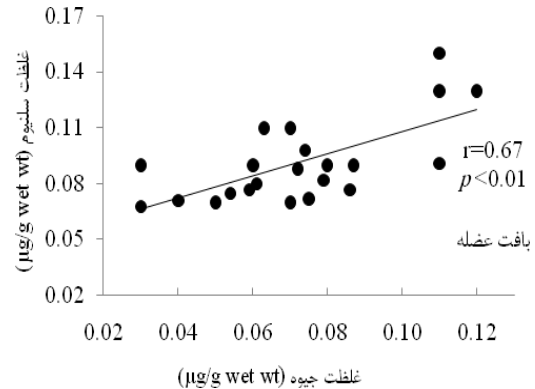
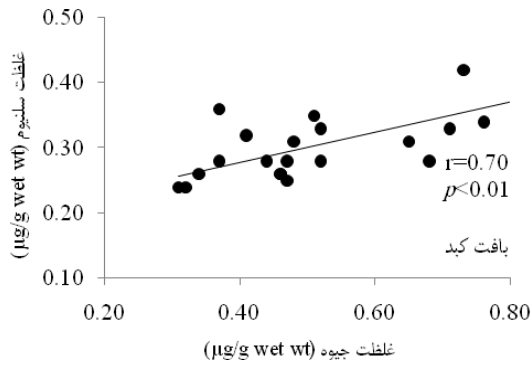


نمودار شماره (۱) مقایسه غلظت جیوه و سلیوم در بافت عضله و کبد کوسه چاک لب (SE± میانگین)

داد ( $p < 0.01$ ). همچنین مطابق با جدول شماره (۲) میانگین شاخص بهداشتی سلیوم برای هر دو بافت مثبت به دست آمد.

### ب: ارزیابی همبستگی غلظت مولی سلیوم به جیوه

در این تحقیق غلظت جیوه، همبستگی مثبت و معنی داری با غلظت سلیوم در هر دو بافت کبد و عضله کوسه چاکلب نشان



### نمودار شماره (۲) همبستگی غلظت جیوه با سلیوم در بافت عضله و کبد

#### جدول شماره (۲): میانگین غلظت مولی و شاخص بهداشتی سلیوم

گونه	بافت	میانگین غلظت مولی سلیوم nmol/g wet wt	میانگین غلظت مولی جیوه nmol/g wet wt	میانگین Se:Hg	میانگین Se:HBV
کوسه چاک لب	عضله	۱/۱۶	۰/۳۶	۳/۵۳	۰/۲۹
	کبد	۳/۹۰	۲/۶۴	۱/۵۸	۰/۱۳

کبد بالاتر از میانگین غلظت این عناصر در بافت عضله بود. اطلاعات موجود در ارتباط با میزان جیوه و سلیوم در کبد و عضله کوسه ماهیان محدود است، اما بررسی‌ها نشان داده است که تجمع فلزات سنگین در بافت کبد ماهیان (Storelli, et al., 2000؛ Branco, et al., 2007) و پستانداران آبی (Endo, et al., 2006) بیشتر از بافت عضله است.

دامنه غلظت جیوه تجمع یافته در نمونه‌های بافت کبد ( $\mu\text{g/g}$  wet wt) ۰/۸۴ - ۰/۳۱ بود که با توجه به مقایسه آن با استانداردهای مختلف دنیا مشخص شد در ۴۵٪ از نمونه‌ها، غلظت جیوه بالاتر از حد استاندارد FAO<sup>۱۶</sup> و WHO<sup>۲۰</sup> ( $0.5 \mu\text{g/g wet wt}$ ) است. بافت کبد علاوه بر این که مرکز تجمع فلزات سنگین به شمار می‌رود، در عین حال مهمترین بافت ذخیره کننده گلوپروتئین است. از طرفی کبد به مقدار فراوانی متالوتیونین<sup>۲۱</sup> سنتز می‌کند که تولید آن بستگی به توانایی در دسترس بودن عناصر ضروری مانند سلیوم، مس، روی و آمینو اسیدهای هیستیدین<sup>۲۲</sup> و سیستئین<sup>۲۳</sup> دارد. متالوتیونین‌ها از طریق ایجاد کمپلکس با فلزات سنگین (R-MT)، اثر سمی آنها را کاهش می‌دهد (Ngu & Stillman, 2006).

### بحث و نتیجه گیری

این مطالعه نشان داد که با افزایش طول و وزن نمونه‌های کوسه چاک لب، غلظت جیوه در بافت عضله و کبد افزایش می‌یابد. نتایج مشابهی در ارتباط با افزایش غلظت جیوه در بافت عضله و کبد با اندازه بدن در ماهیان تون و شمشیر ماهی (Storelli & Marcotrigiano, 2002؛ Kojadinovic, 2006) و کوسه‌ماهیان (Lacerda, et al., 2000؛ Marcovecchi, et al., 1991؛ Branco, et al., 2007) گزارش شده است. فرض اکثر محققان برای این پدیده، افزایش بار بدن ناشی از مدت زمان در معرض قرارگیری افراد به این عنصر سمی و نیمه عمر زیستی بالای جیوه (به صورت ترکیبات آلی متیل جیوه) است. به همین دلیل با افزایش سن و جثه گونه، میزان جیوه نیز افزایش پیدا می‌کند (Szefer, et al., 2003). در این مطالعه جنسیت تاثیری بر میزان جیوه تجمع یافته در بافت‌های عضله و کبد کوسه چاک لب نداشت. بنابراین غلظت جیوه تجمع یافته در بافت‌های این کوسه ماهی بیشتر تابع وزن، اندازه و سن است (Adams, 2004). در این مطالعه، میانگین غلظت جیوه تجمع یافته و سلیوم در بافت

است. این نسبت مولی، فعال شدن سازوکار سم‌زدائی سلینیوم علیه جیوه را نشان می‌دهد (Plessi, et al., 2001). در جدول شماره (۳) میانگین نسبت مولی Se:Hg در بافت عضله و کبد کوسه چاک لب با کوسه ماهیان مناطق مختلف دنیا مقایسه شده است.

میانگین نسبت مولی Se:Hg در کبد و عضله کوسه چاک لب به ترتیب  $1/58 \pm 0/42$  و  $3/53 \pm 0/16$  است. با وجود پایین بودن غلظت جیوه بافت عضله و کبد کوسه چاک لب در مقایسه با کوسه ماهیان سایر نقاط جغرافیایی دنیا، نسبت مولی Se:Hg در مطالعه حاضر نسبت به این گونه‌ها کمتر است. کمبود سلینیوم در کوسه چاک لب می‌تواند دلایل متعددی داشته باشد:

۱- کاهش نسبت مولی Se:Hg نشان‌دهنده عدم کارایی سلینیوم نیست، بلکه سلینیوم همانند همکنشی با جیوه، با سایر عناصر سنگین نظیر کادمیوم و نقره نیز همکنشی بیولوژیک دارد (Suzuki, et al., 1998).

۲- کمبود سلینیوم در گونه‌ها، انعکاس دهنده کمبود آن در اکوسیستم آبی و زنجیره غذایی منطقه مورد مطالعه است. جذب سلینیوم از طریق سلینیوم محلول در آب (از راه آبشش، پوست و دستگاه گوارش) یا رژیم غذایی صورت می‌گیرد (Hamilton, 2004). همچنین در این مطالعه مشخص شد که میانگین شاخص ارزش بهداشتی سلینیوم در نمونه‌های بافت عضله مثبت است، بنابراین میزان سلینیوم برای رفع مسمومیت ناشی از حضور جیوه کفایت می‌کند. در حالی که این شاخص در ۲۷٪ از نمونه‌های بافت کبد منفی به دست آمد.

این مطالعه مشخص شد که غلظت جیوه همبستگی مثبت و معنی‌داری ( $p < 0/01$ ) با غلظت سلینیوم در هر دو بافت عضله و کبد کوسه چاک لب دارد (نمودار شماره ۲). این همبستگی مثبت مبین تشکیل کمپلکس Hg-Se، یا نتیجه اثر غیرمستقیم سلینیوم بر جیوه در نتیجه تحریک فعالیت گلوپروتئین پروکسیداز است.

سلینیوسیتین<sup>۲۴</sup> مهم‌ترین اسید آمینه‌ای است که برای تداوم چرخه سنتز پروتئین ضروری است. جیوه با اختلال در این چرخه، به سلینیوم آزاد شده در نتیجه شکستن سلینیوپروتئین متصل می‌شود. اگر چه سلینیوم جیوه (HgSe) توانایی زیستی سلینیوم را برای سنتز پروتئین کاهش می‌دهد، ولی ترکیب Hg-Se نیز غیرفعال شده و در نتیجه مانع از آسیب رساندن جیوه به سلول‌ها می‌شود. تشکیل کمپلکس Hg-Se تنها زمانی امکان‌پذیر است که نسبت مولی سلینیوم به جیوه بالاتر از یک باشد (Gamberg, et al., 2005). همچنین افزایش فعالیت آنزیم گلوپروتئین پروکسیداز<sup>۲۵</sup> موجب تشکیل کمپلکس GSH-Se-Hg می‌شود که مانع از آسیب به بافت‌ها می‌شود (Belzile, et al., 2005). از طرفی حدود ۹۵٪ از متیل جیوه موجودات آبی در نتیجه جذب در ناحیه گاسترواینتستینال<sup>۲۶</sup> (معده- روده‌ای) است. با توجه به این که جیوه و سلینیوم هر دو توانایی اتصال به گروه‌های سولفیدریل (-SH) را دارند، اما سلینیوم در طی رقابت بازدارنده از اتصال جیوه به پروتئین در ناحیه گاسترواینتستینال جلوگیری کرده، در نتیجه سبب دفع جیوه می‌شود (Watanabe, 2002). پستانداران و پرندگان آبی و ماهیانی که غلظت سلینیوم در آنها فراتر از غلظت جیوه باشد، نسبت مولی Se:Hg از یک بیشتر

جدول شماره (۳): مقایسه میانگین نسبت مولی Se:Hg در کوسه ماهیان مناطق مختلف دنیا

منبع	نام علمی گونه	منطقه جغرافیایی	بافت	نسبت مولی Se:Hg
Storelli & Marcotrigiano (2002)	<i>Galeus melastomus</i>	دریای مدیترانه	کبد	$16/3 \pm 15/2$
(Paul, et al., 2003)	<i>Sphyrna zygaena</i>	سواحل استرالیا	عضله	$0/5 \pm 0/13$
			کبد	$17 \pm 4/1$
(Branco, et al., 2007)	<i>Prionace glauca</i>	شمال شرقی برزیل Equatorial region	کبد	$63 \pm 48$
		غرب سواحل پرتغال Azores Island		$20 \pm 14$
(McMeans, et al., 2007)	<i>Somniosus pacificus</i>	جنوب آلاسکا Prince William sound	کبد	$12/36 \pm 5/46$
	<i>Somniosus microcephalus</i>	شرق کانادا Cumberland sound		$3/26 \pm 1/45$
مطالعه حاضر	<i>Rhizoprionodon acutus</i>	خلیج فارس (سواحل بندرعباس)	عضله	$3/53 \pm 0/16$
			کبد	$1/58 \pm 0/42$

دیگری که در انجام این تحقیق ما را یاری کردند صمیمانه سپاسگزاری می‌شود.

### یادداشت‌ها

- 1 Global scale
- 2 Corderoite - Cinnabar - Livinstonite
- 3 Biodegradation
- 4 Biomagnification
- 5 Biotransformation
- 6 Bioconcentration
- 7 Micronutrient
- 8 Antagonism
- 9 Molar ratio
- 10 Competitive Inhibition
- 11 Selenium Health Benefit Value
- 12 Apex predator
- 13 Clasper
- 14 Freeze Dryer
- 15 Nickle Boat
- 16 Blank
- 17 Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrophotometer
- 18 Pearson
- 19 Food and Agriculture Organization
- 20 World Health Organization
- 21 Metallothionein
- 22 Histidine amino acid
- 23 Cysteine amino acid
- 24 Selenocysteine
- 25 Glutathione peroxidase
- 26 Gastrointestinal

چون ماهیان منابع غنی از سلینیوم بشمار می‌روند، بیشتر ماهیان از شاخص Se-HBV بالایی برخوردارند. به همین دلیل است که با وجود حضور جیوه در رژیم غذایی، آثار مضر آن در جانوران به جای افزایش، کاهش می‌یابد. از طرفی در مواقعی که شاخص Se-HBV منفی باشد توصیه اکید می‌شود که از مصرف آن فرآورده خودداری شود.

برای نمونه مصرف فرآورده‌های دریایی نظیر گوشت وال (Pilot whale) در جزایر فارو و کوسه (Mako shark) در نیوزلند با آثار نورووتوکسینی همراه بود. پس از بررسی، پایین بودن سطح بهداشتی شاخص Se-HBV ثابت شد (Raymond & Ralston, 2009).

با توجه به این که خطر مسمومیت ناشی از جیوه در مناطقی است که از نظر سلینیوم در فقر به سر می‌برند، بررسی میزان سلینیوم و تعیین شاخص ارزش بهداشتی سلینیوم در آبزیان کشور ضروری بنظر می‌رسد. اهمیت این موضوع بحدی است که برخی از کشورها نظیر سوئیس برای رفع کمبود سلینیوم و مقابله با آثار سمی فلزات سنگین در آبزیان، سلینیوم را به رودخانه‌ها و تالاب‌ها اضافه می‌کنند (Raymond & Ralston, 2004).

### تشکر و قدردانی

از گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس برای فراهم کردن امکانات آزمایشگاهی قدردانی می‌کنیم. از همکاری‌های آقایان دکتر قاسمپوری و مهندس نصیراحمدی و خانم‌ها مهندس حقدوست و مهندس اسدی شیرین و همه عزیزان

### منابع مورد استفاده

- اسدی، ه. ۱۳۷۵. بررسی زیستی کوسه ماهیان غالب در صید منطقه هرمزگان. وزارت جهاد سازندگی، مرکز تحقیقات شیلاتی دریای عمان، ص ۱۱۴
- خراسانی، ن. شایگان، ج. کریمی شهری، ن. ۱۳۸۴. بررسی غلظت فلزات سنگین (روی، مس، آهن، کرم و سرب) در رسوبات سطحی سواحل بندرعباس، مجله منابع طبیعی ایران، جلد ۵۸، شماره ۴. ص ۸۶۱ تا ۸۶۹
- معینی، س.، فرزانه، ع. ۱۳۸۴. بررسی امکان تهیه فیش برگر از کوسه ماهیان خلیج فارس، مجله علوم کشاورزی ایران، جلد ۳۶: (۵) ۱۱۵۱ تا ۱۱۴۳

Adams, D.H., 2004. Total mercury levels in tunas from offshore waters of the Florida Atlantic coast. Marine Pollution Bulletin. Vol. 49, 659–667.

Belzile, N., et al. 2005. The effect of selenium on mercury assimilation by freshwater organisms. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences. Vol. 63, 1-10

Branco,V., et al .2007. Mercury and Selenium in Blue Shark (*Prionace glauca*. L. 1758) and Swordfish (*Xiphias gladius*, L. 1758) from two Areas of the Atlantic Ocean. Environ. Poll., Vol.150, 373-380.

De Pinho,A.P., et al .2002. Total Mercury in Muscle Tissue of Five Shark Species from Brazilian Offshore Waters: Effects of Feeding Habit, Sex, and Length. Environmental Research Section A. Vol. 89, 250-258.

Dietz,R., F., Riget, E.W., Born .2000. An assessment of selenium to mercury in Greenland marine animals. Science of the Total Environment. Vol. 245, 15-24.

Ducros,V., et al .1994. Comparison of two digestion methods for the determination of selenium in biological samples. Analyst. Vol. 119, 1715 – 1717.

Endo,T., et al .2008. Contamination Levels of Mercury and Cadmium in Melon-Head Whales (*Peponocephala electra*) from a Mass Stranding on Japanese Coast, Environmental Pollution. Vol. 135, 163-170.

Endo,T., et al .2006. Distribution of total mercury, methyl mercury and selenium in pod of killer whales (*Orcinus orca*) stranded in the northern area of Japan: Comparison of mature females with calves. Environmental Pollution. Vol. 144, 145–150.

FAO/WHO., 1999. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Fifty-third meeting, Rome, 1-10 June 1999 - <http://www.who.int/pcs/jecfa/Summary53revised.pdf>.

Gamberg,M.,et al .2005. Cadmium, mercury and selenium concentrations in Mink (*Mustela vison*) from Yukon. Canada. Science Total Environment. Vol. 351, 523–529.

Gerstenberger,S.L., et al .2006. Assessment of Mercury Concentrations in Small Mammals Collected Near Las Vegas, Nevada, USA. Environmental Toxicology. Vol. 21, 583-589.

Hamilton,S.J., 2004. Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. Science of the Total Environment. Vol. 326, 1-31

Kojadinovic,J.,et al .2006. Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian Ocean.Science Total Environment.Vol. 366, 688–700.

Lacerda,L.D.,et al .2000. Mercury content in shark species from the southeastern Brazilian Coast. Revista Brasileira de Biologia, Vol. 4, 571-576.

Li,P.,et al .2009. Mercury pollution in Asia: A review of the contaminated sites. Journal of Hazardous Materials.Vol. 168, 591–601.

Lourdes,M., Aralar,A.C., R.W.,Furness .1991. Mercury and Selenium Interaction: A review, Ecotoxicology and Environmental Safety.Vol.21, 348-364.

Marcovecchi,J.E., V.J.,Moreno, A.,Perez .1991. Metal accumulation in tissues of sharks from the Bahia Balanca estuary, Argentina.Marine Environment Research.Vol. 31, 263–274.

McMeans,B.C., et al .2007. Essential and non-essential element concentrations in two sleeper shark species collected in arctic waters. Environmental Pollution, Vol. 148(1), 281–290.



Ngu, T.T., M.J., Stillman .2006. Arsenic Binding to Human Metallothionein, Journal of American Chemical Society. Vol. 26, 67-73.

Paul, M.C., R.F., Toia, E.I., Felsobuki .2003. A novel method for the determination of mercury and selenium in shark tissue using high-resolution inductively coupled plasma-mass spectrometry. Spectrochimica Acta Part B, Vol. 58, 1687–1697.

Plessi, M., D., Bertelli, A., Monzani .2001. Mercury and Selenium Content in Selected Seafood. Journal of Food Composition and Analysis. Vol. 14, 461-467.

Raymond, L.J., N.C., Ralston .2009. Selenium's importance in regulatory issues regarding mercury. Fuel Processing Technology. Vol. 90, 1333–1338.

Raymond, L.J., N.V.C., Ralston .2004. Mercury: Selenium Interactions and Health Implications, Seychelles Medical and Dental Journal (SMDJ). Vol. 7, 72-77.

Roger, N.R., D.B., John .1994. Environmental Analysis, John Wiley and Sons, N.Y. 263p.

Seigneur, C., et al .2004. Global source attribution for mercury deposition in the United States. Environmental Science Technology. Vol. 38, 555–569.

Storelli, M.M., G.O., Marcotrigiano .2002. Mercury speciation and relationship between mercury and selenium in liver of *Galeus melastomus* from the Mediterranean Sea. Bull. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 69, 516–522.

Storelli, M.M., G.O., Marcotrigiano .2000. Environmental contamination in bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*): relationship between levels of metals, methylmercury, and organochlorine compounds in an adult female, her neonate, and a calf. Environmental Contamination and Toxicology. Vol. 64, 333–340.

Streets, D., et al .2005. Anthropogenic mercury emissions in China, Atmospheric Environment. Vol. 39, 7789–7806.

Suzuki, K.T., C., Sasakura, S., Yoneda .1998. Binding sites for the (Hg-Se) complex on selenoprotein P. Biochemical et Biophysical Acta. Vol. 1429, 102-112.

Szefer, P., et al .2003. Distribution and Relationships of Mercury, Lead, Cadmium, Copper and Zinc in Perch (*Perca fluviatilis*) from the Pomeranian Bay and Szczecin Lagoon, Southern Baltic, Food Chemistry. Vol. 81, 73-83.

Tominack, R., et al .2002. Elemental mercury as an attractive nuisance: multiple exposures from a pilfered school supply with severe consequences. Pediatric Emergency Care. Vol. 18(2), 97–100.

Valinassab, T., 2008: Country Report on Status and Resources of Shark in the Persian Gulf and Oman Sea. FAO.

Voegborlo, R.B., H., Akagi .2007. Determination of mercury in fish by cold vapor atomic absorption spectrometry using an automatic mercury analyzer. Food chemistry, Vol. 100, 853-858.

Watanabe, C., 2002. Modification of Mercury Toxicity by Selenium: Practical Importance? The Tohoku Journal of Experimental Medicine 2. Vol. 196, 71-77

---

WHO. 2003. Elemental mercury and inorganic mercury compounds: human health aspects. Concise international chemical assessment document 50. World Health Organization, Geneva.