پایش سم لیندان در بافت عضلانی ماهیان کفال (*Liza aurata*)، کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) و سفید (*Rutilus frisii kutum*) در سواحل جنوبی دریای خزر

پریسا نجات‌خواه معنوی[1*]، مژگان محمدی کیادهی[2]

۱- دانشیار، گروه بیولوژی دریا، دانشکده علوم و فنون دریایی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تهران شمال، استان تهران، تهران، پست الکترونیکی: p_nejatkhah@iau-tnb.ac.ir

۲- کارشناسی ارشد، گرایش آلودگی دریا، دانشکده علوم و فنون دریایی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تهران شمال، استان تهران، تهران، پست الکترونیکی: mojgan.mohammadi87@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۹۲/۱۰/۱۳ ** نویسنده مسوول* *تاریخ پذیرش: ۹۳/۹/۱*

© نشریه علمی ـ پژوهشی اقیانوس‌شناسی ۱۳۹۴، تمامی حقوق این اثر متعلق به نشریه اقیانوس‌شناسی است.

چکیده

در مقاله حاضر، غلظت سم کشاورزی ارگانوکلره لیندان در بافت عضله سه ماهی سفید، کپور معمولی و کفال در ۸ ایستگاه در سواحل جنوبی دریای خزر (بندر ترکمن، خزرآباد ساری، فریدون‌کنار، چالوس، کیاشهر، بندر انزلی، هشتپر و آستارا) اندازه‌گیری گردید. نمونه‌های ماهی به صورت کاملا تصادفی توسط تور صیادی پره از هر منطقه صید شدند و پس از استخراج، سم لیندان به دستگاه گاز کروماتوگرافی مجهز به آشکارساز رباینده الکترون (GC-ECD) تزریق گردید. بر اساس نتایج بدست آمده، متوسط میزان سم لیندان در ماهیان سفید، کپور معمولی و کفال به ترتیب (SE± میانگین) ۱/۶۵± ۱/۸۸، ۱/۴۱± ۱/۸۳ و ۱/۶۰± ۱/۴۸ نانوگرم بر گرم وزن تر به‌دست آمد. از نظر آلودگی، آلوده‌ترین ایستگاه به سم لیندان ایستگاه چالوس با متوسط ۱/۴۳± ۳/۱۶ نانوگرم بر گرم بر پایه وزن تر بود. نتایج حاصل از مطالعه حاضر نشان می‌دهد که میزان سم لیندان در ماهیان مورد بررسی در این تحقیق طی سال‌های اخیر (۱۳۸۷ تاکنون) روندی کاهشی را طی نموده است.

کلمات کلیدی: *سم ارگانوکلره، ماهی کپور معمولی، ماهی سفید، ماهی کفال، دریای خزر.*

۱. مقدمه

دریای خزر، یک بوم سامانه آبی محصور و منحصر به فرد است که توسط کشورهای ایران، آذربایجان، قزاقستان، ترکمنستان و روسیه احاطه شده است (Ballschmiter et al., 1983). دریای خزر بزرگ‌ترین دریاچه جهان است که زیستگاه موجودات منحصر به فردی مانند فک دریای خزر، ماهی سفید و غیره است (فرزادفر و همکاران، ۱۳۹۲). در حدود ۱۳۰ رودخانه به این دریاچه می‌ریزند که رودخانه ولگا مهم‌ترین رودخانه‌ای است که به آن منتهی می‌شود و ۸۰ درصد آب آن را تأمین می‌کند (Dummont 1995, 1998)، این رودخانه‌ها بیشتر مواقع حامل انواع آلاینده‌ها از جمله سموم کلره هستند (Zhulidov et al.,

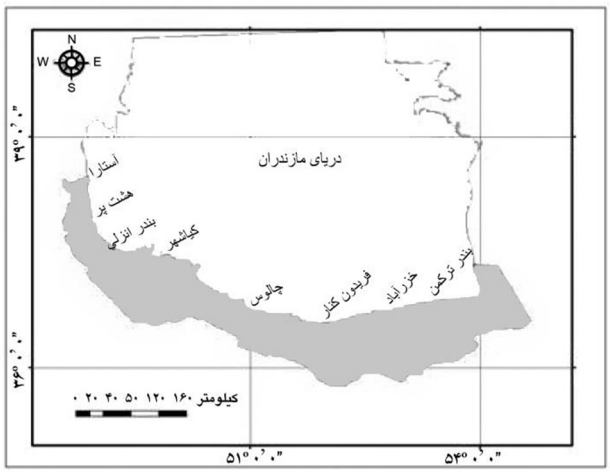
2000). سال‌های زیادی است که بشر برای دفع آفات از انواع مواد شیمیایی استفاده می‌کند. اما کاربرد بیش از حد و مداوم آفت کش‌ها سلامت بشر را به مخاطره انداخته و اثرات معکوسی بر موجودات غیر هدف داشته و موجب آلودگی منابع آب و خاک و هوا می‌گردد. کاربرد مواد شیمیایی مصنوعی به عنوان آفت‌کش از سال ۱۹۳۰میلادی آغاز و در طی دهه ۱۹۴۰ و پس از جنگ جهانی دوم به طور وسیع‌تری گسترش یافت (پاشائی جلکاسری و همکاران، ۱۳۹۱). این مواد صدمات شدید و جبران ناپذیری را به طبیعت، سلامت محیط زیست، توازن و پایداری بوم سامانه‌ها و سلامت موجودات زنده وارد کرده است. از این میان آفت‌کش-های ارگانوکلره به دلیل اثرات سرطان‌زایی و تاثیر روی سیستم عصبی مرکزی، بیشتر مورد توجه قرار گرفته‌اند. سموم ارگانوکلره نامحلول در آب و چربی دوست هستند. این ویژگی‌ها، ورود سموم کلره را به بدن میکروارگانیسم‌ها و در نتیجه راهیابی به سطوح بالای هرم زنجیره غذایی و تجمع آن را در آبزیان آسان می‌کند (کشاورزی فرد، ۱۳۸۷). به نظر می‌رسد که آلودگی‌های سمی محیطی، به ویژه ترکیبات ارگانوکلره پایدار، تاثیر بسیار زیادی در سلامت آبزیان و فعالیت بوم سامانه‌ها داشته باشد. این سموم غالبا پس از مصرف، از چند طریق نظیر شستشوی خاک مزارع در اثر بارش باران، نشت پساب‌های کشاورزی و وزش باد وارد رودخانه‌ها می‌شوند و در نتیجه به آلوده نمودن آب دریا منجر می‌گردد (واعظزاده، ۱۳۸۷).

با توجه به چرخه حیات ماهیان با ارزش اقتصادی نظیر ماهی سفید، ماهی کفال، ماهی کپور و ... در سواحل دریای خزر، این سموم در بافت ماهیان تجمع یافته و به این ترتیب خساراتی را به جوامع انسانی از طریق مصرف یا حضور آبزیان آلوده وارد می-کنند. بنابراین مضرات مصرف بیش از حد این سموم در درجه اول متوجه خود انسان است و روزانه بیماری‌های گوناگونی گریبان‌گیر مردم می‌شود (واعظزاده، ۱۳۸۷).

تاکنون چندین مطالعه روی اندازه‌گیری سموم ارگانوکلره در این گونه‌ها انجام شده است که از آن جمله می‌توان به مطالعه Shokrzadeh و Ebadi (۲۰۰۶) اشاره کرد که به بررسی و اندازه-گیری میزان سم لیندان در ۴ ماهی از ماهیان مصرفی دریای خزر پرداخته‌اند. واعظزاده و همکاران (۱۳۸۷، ۱۳۸۸) مطالعه‌ای را در زمینه بررسی سموم کشاورزی ارگانوکلره در گوشت ماهیان اقتصادی کپور، سفید، کفال و سیاه کولی در سواحل جنوب غربی خزر انجام داده‌اند. همین‌طور می‌توان به مطالعه شناسایی و اندازه‌گیری سم ارگانوکلره لیندان در ماهی کاراس تالاب انزلی توسط فرجی و همکاران (۱۳۹۰) اشاره کرد. بدین منظور این تحقیق به بررسی میزان سم ارگانوکلره (لیندان) روی ۳ ماهی سفید، کپور معمولی و کفال پرداخته که مورد مصرف اهالی منطقه است و روند تغییرات احتمالی سموم ارگانوکلره مورد بررسی را با تحقیقات قبلی ارزیابی خواهد کرد.

۲. مواد و روش‌ها

به منظور پایش سم ارگانوکلره لیندان در ماهیان کپور، کفال و سفید در بهار ۱۳۹۲، طی گشت زنی در سواحل جنوبی دریای خزر و با توجه به ورود پساب‌های صنعتی و کشاورزی به دریا و حضور نمونه‌های ماهی، ۸ ایستگاه به ترتیب در بندر ترکمن، خزر آباد ساری، فریدون‌کنار، چالوس، کیاشهر، بندرانزلی، هشتپر و آستارا منطبق بر منطقه‌های پره کشی به عنوان ایستگاه‌های نمونه‌برداری انتخاب شدند (شکل ۱). در هر ایستگاه تعداد ۵ ماهی (ماهی سفید در حدود ۴۰ سانتی‌متر، ماهی کپور و ماهی کفال در حدود ۳۰ سانتی‌متر) به صورت کاملا تصادفی توسط تور صیادی پره از منطقه گرفته شد.



شکل ۱: موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری برای پایش سم ارگانوکلره لیندان در سواحل جنوبی دریای مازندران (بهار ۱۳۹۲)

نمونه‌ها در یخدان به سرعت به آزمایشگاه انتقال یافته و بلافاصله در دمای کمتر از ۱۸°C- منجمد شدند. به منظور استخراج سم لیندان از نمونه‌های ماهی، ۵ تا ۶ گرم بافت عضلانی از هر نمونه ماهی جدا گردید و به لوله آزمایش انتقال یافت و

پس از توزین لوله‌های آزمایش، ۸ میلی‌لیتر حلال ان هگزان ۷۰ درصد و در ادامه با نسبت ۱:۱ حلال استون اضافه گردید (Moopam, 1999). درب لوله‌ها با ورقه آلومینیومی پوشیده و به مدت ۵ دقیقه روی شیکر قرار داده شد تا حلال به خوبی با نمونه مخلوط شود. سپس نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت در دستگاه اولتراسونیک قرار گرفتند و به این ترتیب مواد آلی آن کاملا جدا شده و محلول یکنواختی به‌دست آمد. سپس محلول رویی با سرنگ جدا شده و هم‌زمان با گاز هلیوم به دستگاه گاز کروماتوگرافی مجهز به آشکارساز رباینده الکترون (GC- ECD)[1] تزریق گردید. نتایج در برنامه آنلاین پایگاه داده میکروسافت[2] طبقه‌بندی شد و سپس پیک‌های حاصله بررسی و داده‌ها استاندارد و کالیبره شدند. نوع و میزان سم در بافت عضله گونه ماهی در ایستگاه‌های مختلف بر حسب نانوگرم بر گرم وزن تر اندازه گیری و گزارش گردید. در ادامه دوز قابل قبول روزانه محاسبه گردید. دوز قابل قبول روزانه (ADI) به میزانی از یک ماده یا باقی‌مانده آن در آب یا غذا گفته می‌شود که ورود آن مقدار به بدن (از طریق دهانی) مشکل سلامتی خاصی در طول حیات یک فرد برای او ایجاد نکند. پس از تعیین مقادیر ADI که به صورت میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن بدن در روز ارایه می‌شود، لازم است میزان مجاز مصرف اعلام شده از منابع معتبر با توجه به میزان مصرف غذا یا آب محتوی آن ماده در منطقه تصحیح شده و ملاک قضاوت قرار گیرد. با فرض اینکه هر وعده ماهی تقریباً شامل ۲۵۰ گرم ماهیچه است و با در نظر گرفتن وزن ۷۰ کیلوگرم به عنوان وزن متوسط افراد بالغ جامعه، میزان تصحیح شده مصرف با استفاده از فرمول ۱ محاسبه شد.

فرمول ۱: میزان تصحیح شده با وزن متوسط در یک هفته = ADI × ۷۰ kg × ۷ days

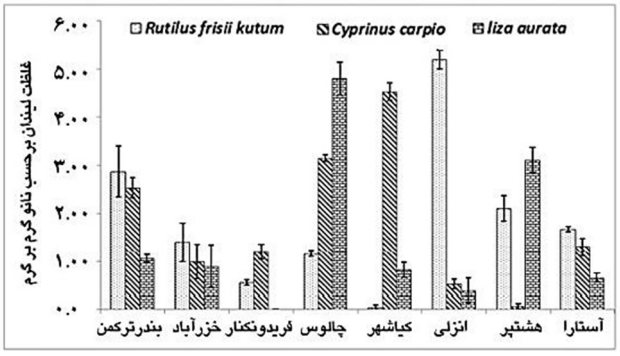
برای ترسیم نمودارها از نرم افزار Excel 2007 و برای انجام آنالیزهای آماری از نرم افزار SPSS نسخه ۱۷ استفاده گردید. پیروی داده‌ها از توزیع طبیعی توسط آزمون Kolmogorov-Smirnov مورد بررسی قرار گرفت و برای داده‌های غیر نرمال، از روش لگاریتمی جهت نرمال کردن آن‌ها استفاده شد. در ادامه به منظور بررسی اختلاف معنی‌دار در میزان سم لیندان در گونه-های مختلف ماهی در ایستگاه‌های مختلف از آنالیز واریانس دو طرفه استفاده گردید.

[1] Gas chromatographs electron capture detectors
[2] MS database

۳. نتایج

مطالعه حاضر به منظور بررسی و اندازه‌گیری سم ارگانوکلره لیندان در بافت عضله ۳ ماهی کپور، سفید و کفال در بهار ۱۳۹۲ در ۸ ایستگاه در سواحل جنوبی دریای خزر (بندر ترکمن، خزر آباد ساری، فریدونکنار، چالوس، کیاشهر، بندرانزالی، هشتپر و آستارا) انجام گرفت. مقادیر حداقل، حداکثر، میانگین و انحراف معیار میزان این سم در بافت عضله ماهیان در ۳ تکرار مورد بررسی در جدول ۱ آورده شده است. همان‌گونه که در جدول ۱ مشاهده می‌گردد، بیشترین میزان سم در ماهی سفید (±SE میانگین) (۱/۶۵± ۱/۸۸) و کمترین میزان در ماهی کفال (۱/۶۰± ۱/۴۸) مشاهده می‌شود.

همچنین میانگین مقدار سم لیندان در ایستگاه‌های مختلف (میانگین سه تکرار برای هر ماهی در هر ایستگاه) در شکل ۲ آورده شده است. بیشترین میزان سم لیندان در ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum*) در ایستگاه انزلی (±SE میانگین) (۰/۲۰± ۵/۲) و کمترین میزان سم در این ماهی در ایستگاه کیاشهر (۰/۰۱± ۰/۰۳) به‌دست آمد. بیشترین میزان سم لیندان در ماهی کپور (*Cyprinus carpio*) در ایستگاه کیاشهر (۰/۱۸± ۴/۵۳) و کمترین میزان آن در ایستگاه هشتپر (۰/۰۳± ۰/۰۷) و در نهایت بیشترین و کمترین میزان سم لیندان در ماهی کفال با مقادیر به ترتیب در ایستگاه چالوس (۰/۳۵± ۴/۸۰) و فریدونکنار (۰/۰۰۱± ۰/۰۱) اندازه‌گیری گردید.



شکل ۲: میزان سم لیندان در ماهیان سفید، کپور و کفال در ایستگاه‌های مختلف سواحل جنوبی دریای خزر بر حسب نانوگرم بر گرم وزن تر (بهار، ۱۳۹۲)

میانگین سم لیندان در مجموع ۳ گونه ماهی در ۸ ایستگاه مورد مطالعه در سواحل جنوبی خزر در جدول ۲ آورده شده است.

جدول ۱: میزان سم ارگانوکلره لیندان در بافت عضله ماهی های سفید، کپور و کفال در سواحل جنوبی دریای خزر برحسب نانوگرم بر گرم وزن تر (بهار، ۱۳۹۲)

ماهی سفید			ماهی کپور			ماهی کفال		
بیشترین	کمترین	SE± میانگین	بیشترین	کمترین	SE± میانگین	بیشترین	کمترین	SE± میانگین
۵/۴۰	۰/۱۰	۱/۸۸ ±۱/۶۵	۵/۱۰	۰/۱۰	۱/۸۳ ±۱/۴۱	۵/۰۰	<۰/۰۰۱	۱/۴۸ ±۱/۰۰

از این رو، آلوده‌ترین ایستگاه از نظر میزان سم لیندان، ایستگاه چالوس با متوسط ۱/۴۳± ۳/۱۶ گزارش گردید. همان‌گونه که در جدول ۲ مشاهده می‌گردد، هر چه که به سمت ایستگاه‌های جنوب غربی پیش می‌رویم آلودگی به سم کشاورزی ارگانوکلره لیندان بیشتر می‌گردد.

با مقایسه جذب قابل قبول روزانه[1] برای سم لیندان که ۰/۰۰۱ میلی گرم بر کیلوگرم وزن تر بدن در روز می‌باشد و با فرض اینکه هر وعده غذایی ماهی تقریباً شامل ۲۵۰ گرم ماهیچه است و با در نظر گرفتن وزن ۷۰ کیلوگرم به عنوان وزن متوسط افراد بالغ جامعه، تعداد وعده‌های غذایی مصرف بدون عوارض ماهی در هفته به‌دست آمد (جدول ۲).

به عنوان نمونه برای ایستگاه چالوس که متوسط آلودگی به لیندان در آن ۳/۱۶ ppb بود، میزان مصرف در هفته به شرح زیر به‌دست آمد:

میزان تصحیح شده با وزن متوسط در یک هفته = ADI × ۷۰ kg × ۷ days = ۴۹۰ppb

میزان ورود لیندان پس از مصرف هر وعده غذایی در منطقه آستارا ۳/۱۶×۲۵۰g = ۷۹۰ppb

میزان مصرف در هفته = ۴۹۰/۷۹۰=۰/۶

بنابراین مصرف ماهی، هر دو هفته یک‌بار در منطقه چالوس خطر سلامتی خاصی به همراه نخواهد داشت ولی مصرف بیشتر از آن در دراز مدت می‌تواند خطرساز باشد.

نتایج آزمون آنالیز واریانس دوطرفه حاکی از وجود اختلاف معنی‌دار در میزان سم لیندان در گونه‌های مختلف ماهی (سفید، کپور و کفال) (P= ۰/۰۱۶، df=۲، F= ۴/۵۶) همچنین بین میزان سم در ماهیان در ایستگاه‌های مختلف (P= ۰/۰۴۴، df= ۷، F= ۲/۲۷) بود. نتایج آزمون Tukey نشان داد که اختلاف معنی‌داری در میزان سم لیندان بین ماهی کفال با ماهی سفید (P= ۰/۰۰۱) و ماهی کپور (P= ۰/۰۰) وجود دارد. همچنین تفاوت معنی‌داری در میزان سم لیندان بین ایستگاه فریدون‌کنار با بقیه ایستگاه‌ها (P= ۰/۰۰)، ایستگاه انزلی با چالوس (P= ۰/۰۳)، ایستگاه انزلی با کیاشهر (P= ۰/۰۲)، ایستگاه انزلی با چالوس (P= ۰/۰۰۱)، ایستگاه خزرآباد با ترکمن (P= ۰/۰۰۷)، ایستگاه خزرآباد با چالوس (P= ۰/۰۰۱)، ایستگاه بندر ترکمن با هشتپر (P= ۰/۰۰۱)، ایستگاه بندر ترکمن با کیاشهر (P= ۰/۰۰)، ایستگاه بندر ترکمن با چالوس (P= ۰/۰۴) و ایستگاه بندر ترکمن با آستارا (P= ۰/۰۶) مشاهده گردید.

جدول ۲: میانگین سم لیندان در مجموع سه گونه ماهی در ۸ ایستگاه سواحل جنوبی دریای خزر بر حسب نانوگرم بر گرم وزن تر (سال ۱۳۹۲) و پیش‌بینی تعداد وعده‌های غذایی مصرف ماهی در هفته بر اساس وجود سم لیندان در بافت عضله ماهی برای مصرف بدون ایجاد عوارض مسمومیت

نام ایستگاه	میزان سم لیندان (SE± میانگین)	تعداد وعده های پیش بینی شده
بندر ترکمن	۱/۵۰ ±۰/۷۵	۱/۵ وعده در هفته
خزرآباد ساری	۱/۲۷ ±۱/۵۱	۱/۵ وعده درهفته
فریدون‌کنار	۱/۱۰ ±۰/۴۱	نزدیک به ۲ بار در هفته
چالوس	۳/۱۶ ±۱/۴۳	۱ وعده در ۲ هفته
کیاشهر	۱/۸۰ ±۱/۶۸	۱ وعده در هفته
بندر انزلی	۲/۰۴ ±۲/۱۱	۱/۵ وعده در هفته
هشتپر	۱/۸۲ ±۱/۲۳	۱ وعده در هفته
آستارا	۱/۷۸ ±۱/۸۴	۱ وعده در هفته

۴. بحث و نتیجه‌گیری

در مطالعه حاضر بافت عضله ماهی به سبب نقش مهم در تغذیه انسان و لزوم اطمینان از سلامت آن مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل مبین آن است که بیشترین مقدار سم لیندان در ماهی سفید برابر (SE± میانگین) ۱/۶۵± ۱/۸۸ نانوگرم بر گرم وزن تر و بعد از آن در ماهی کپور ۱/۴۱± ۱/۸۳ و کمترین میزان آن در ماهی کفال برابر با ۱/۶۰± ۱/۴۸ نانوگرم بر گرم وزن تر است. اختلاف در مقادیر این سم در ماهیان مورد مطالعه را می‌توان به نوع تغذیه این گونه‌ها، شرایط زیست محیطی، نوع و سن ماهی و میزان تجمع سموم در بافت چربی نسبت داد. ماهی کپور و سفید نسبت به ماهی کفال در مناطقی از دریا مانند مناطق لجنی که دارای اکسیژن محلول کمتر و توانایی جذب سموم بیشتر است، زندگی می‌کند (شهریاری و همکاران، ۱۳۸۹). همچنین

[1] ADI

ماهی کپور گونه‌ای کف‌زی و دارای رژیم غذایی همه چیزخواری است و نسبت به ماهی کفال، دارای بافت چربی بیشتری می‌باشد (شهریاری و همکاران، ۱۳۸۹). این امر می‌تواند دلیل بالا بودن میزان سم در بافت عضله ماهی کپور نسبت به ماهی کفال باشد.

در مطالعه‌ای که توسط کشاورزی فرد و همکاران (۱۳۸۷) روی میزان سم لیندان در بافت عضله ماهی اوزون برون در سواحل جنوبی دریای خزر صورت گرفت، میزان سم لیندان به طور متوسط ۲/۵ نانوگرم بر گرم وزن تر (۶۸/۶ نانوگرم بر گرم وزن چربی) گزارش شده که در مقایسه با تحقیق حاضر بیشتر است. که این امر را می‌توان به علت کف‌زی بودن ماهی اوزون برون و تغذیه از بستر و همچنین طول عمر بالای ماهیان خاویاری دانست (کشاورزی فرد و همکاران، ۱۳۸۷). در مطالعه‌ای که توسط Shingare و همکاران (۲۰۰۹) در منطقه‌ای از هند (دارای فعالیت کشاورزی) روی ماهی *Channa gachua* انجام شد، میزان سم لیندان در بافت عضله ۰/۰۳۱ نانوگرم بر گرم وزن تر به‌دست آمد که در مقایسه با تحقیق حاضر (ماهی سفید (۱/۶۵± ۱/۸۸)، کپور (۱/۴۱± ۱/۸۳) و کفال (۱/۰۰± ۱/۴۸) بسیار کمتر می‌باشد. این ماهی گونه‌ای کف‌زی است که از لحاظ شکل ظاهری شبیه به مار ماهی شکلان می‌باشد و بیشتر از حشرات، قورباغه و ماهی‌های کوچک تغذیه می‌کند و عضله آن در مقایسه با ماهیان مورد مطالعه در تحقیق حاضر دارای مقادیر کمتری چربی و در نتیجه میزان کمتری سموم حلال در چربی است (Shingare et al., 2009).

در این تحقیق بیشترین میزان سم لیندان در ماهی سفید در ایستگاه انزلی با غلظت ۲۰/ ۰± ۵/۲۰ نانوگرم بر گرم وزن تر به‌دست آمد که این امر می‌تواند به دلیل تخلیه رواناب‌ها و تجمع آن در تالاب باشد (کشاورزی فرد، ۱۳۸۷). در تحقیقی که واعظ زاده و همکاران (۱۳۸۷) روی میزان سموم ارگانوکلره در ماهیان سواحل جنوب غربی خزر انجام دادند، میزان سم لیندان در ماهی سفید ۲/۶ نانوگرم بر گرم وزن تر به‌دست آمد که در مقایسه با نتایج مطالعه حاضر (۱/۶۵± ۱/۸۸) بیشتر بوده است. این امر می‌تواند به دلیل جمعیت زیاد، فعالیت‌های کشاورزی بیشتر، تعداد رودخانه‌های زیاد و در نتیجه رواناب‌ها و انتقال سموم کشاورزی بیشتر در منطقه سواحل غربی باشد که سبب شده است میزان سم بیشتری نسبت به مطالعه حاضر (میانگین سم لیندان در سواحل جنوبی خزر از بندر ترکمن تا آستارا) گزارش شود. ولی میزان سم لیندان در تحقیق Ebadi و Shokrzadeh (۲۰۰۴) که در قسمت سواحل جنوب مرکزی دریای خزر انجام گرفته است، در حد تشخیص دستگاه نبوده و از این‌رو از تحقیق حاضر کمتر بوده است.

بیشترین میزان سم لیندان در ماهی کپور در ایستگاه کیاشهر با غلظت ۰/۱۸± ۴/۵۳ نانوگرم بر گرم وزن تر گزارش گردید. علت این تفاوت را می‌توان به دلیل وجود زمین‌های کشاورزی بیشتر در استان‌های مازندران و گیلان و در نتیجه ورود مقادیر بیشتر از فاضلاب‌های کشاورزی (به‌دلیل کشت برنج و تولید فاضلاب‌های آلوده به سموم و کودهای شیمیایی بیشتر) از ساحل به دریا دانست که سبب می‌شود در این منطقه مقادیر بیشتری سم تجمع یابد (شهریاری و همکاران، ۱۳۸۹). در مطالعه‌ای مشابه توسط واعظ زاده و همکاران (۱۳۸۷)، میزان‌های دیگر سم لیندان در ماهی کپور در سواحل جنوب غربی دریای خزر کمتر از ۰/۰۰۱ نانوگرم بر گرم وزن تر به‌دست آمده که در مقایسه با نتایج مطالعه حاضر، به مراتب کمتر است. ولی در تحقیق مشابه دیگری روی ماهی کپور در سواحل جنوب شرقی دریای خزر، ۶/۴ نانوگرم بر گرم بر پایه وزن تر گزارش گردیده که در مقایسه با نتایج مطالعه حاضر بیشتر است. که این امر را می‌توان به دلیل جمعیت بالا در منطقه و ایجاد شهرک‌های صنعتی و در نتیجه بالا رفتن میزان تولیدات کشاورزی دانست که خود عاملی در افزایش بالای این سموم در منطقه است (بینش، ۱۳۸۵).

سم لیندان در بافت عضله ماهی کفال در ایستگاه چالوس با غلظت ۰/۳۵± ۴/۸۰ نانوگرم بر گرم وزن تر، بیشترین میزان را داشته و ایستگاه هشتپر در رتبه دوم قرار دارد. کمترین مقدار در ماهی کفال در ایستگاه فریدون‌کنار (۰/۰۰۱± ۰/۰۱) به دست آمده است. در تحقیقی که توسط واعظ زاده و همکاران (۱۳۸۸) روی ماهی کفال سواحل جنوبی خزر انجام پذیرفت، متوسط سم لیندان ۳۶ نانو گرم بر گرم وزن تر (۱۰۳/۸ نانوگرم بر گرم وزن چربی) اندازه‌گیری شد که از متوسط سم لیندان در ماهی کفال مطالعه حاضر (۱/۶۰± ۱/۴۸ نانوگرم بر گرم) به مراتب بیشتر است. که این امر می تواند به دلیل ممنوعیت‌های اخیر این سموم در کشور باشد که سبب کاهش میزان مصرف این سموم در کشاورزی و کاهش میزان سم لیندان در این تحقیق نسبت به سال ۱۳۸۸ شده است (واعظزاده و همکاران، ۱۳۸۸). همچنین در مطالعات دیگری هم که توسط عبادی (۲۰۰۴) و بینش (۱۳۸۵) در سواحل مرکزی و شرقی دریای خزر انجام شده است، به ترتیب مقادیر ۳۷ و ۳/۶ نانوگرم بر گرم وزن تر به‌دست آمد که از مقادیر مطالعه حاضر بالاتر است.

روند افزایش غلظت کل سم ارگانوکلره لیندان در مجموع ۳ ماهی در ایستگاه‌های مورد مطالعه به صورت زیر مشاهده گردید. فریدون‌کنار< خزرآباد ساری< بندر ترکمن< آستارا< کیاشهر< هشتپر< بندر انزلی< چالوس.

از این‌رو آلوده‌ترین ایستگاه از نظر آلودگی به سم لیندان ایستگاه چالوس با متوسط ۱/۴۳± ۳/۱۶ نانوگرم بر گرم بر پایه وزن تر بود. در مطالعه‌ای که توسط کشاورزی فرد (۱۳۸۷) روی ماهی ازون برون در سواحل جنوبی دریای خزر صورت پذیرفت، آلوده‌ترین ایستگاه به سم لیندان در ماهی اوزون برون ایستگاه آستارا و هشتپر گزارش شد، که با نتایج مطالعه حاضر همخوانی دارد و می‌تواند به علت وجود رودخانه‌های بیشتر در بخش سواحل شمال غربی دریای خزر باشد که موجب بالا بودن غلظت این سموم در منطقه مورد نظر می‌شود. همچنین در ناحیه انزلی و هشتپر به دلیل تخلیه رواناب‌ها و تجمع آن در تالاب، میزان سم در منطقه بسیار بالا است (کشاورزی فرد، ۱۳۸۷). همچنین در تحقیق دیگری که روی ماهی کفال در سواحل جنوب غربی دریای خزر توسط واعظزاده (۱۳۸۸) انجام گرفت، ایستگاه هشتپر به عنوان آلوده‌ترین ایستگاه از نظر آلودگی به سم لیندان گزارش گردید که نتایج این تحقیق مشابه با نتایج تحقیق حاضر است.

هر چه از سمت شرق به غرب پیش می‌رویم، آلودگی به سم لیندان بیشتر می‌گردد (جدول ۲). این تغییر را می توان به علت وجود منابع آلاینده بیشتر در استان‌های گیلان و مازنداران، ورود مقادیر زیاد فاضلاب‌های شهری، صنعتی و به ویژه کشاورزی (به دلیل کشت برنج و تولید فاضلاب‌های آلوده به سموم و کودهای شیمیایی بیشتر) از ساحل به دریا، تردد بیشتر قایق‌های تفریحی، کشتی‌های تجاری و همچنین وجود رودخانه‌های بیشتر در بخش غربی نسبت به بخش شرقی و ورود مواد آلی و معدنی بیان نمود. ضمن آنکه آلودگی کمتر سواحل استان گلستان از آلودگی فاضلاب‌های شهری و صنعتی و به ویژه عدم توسعه بخش‌های توریستی و کشتیرانی در آلودگی کمتر این سواحل تأثیر گذار می‌باشد (شهریاری و همکاران، ۱۳۸۹). از این‌رو این امر می‌تواند از دلایل بالا بودن میزان سم ارگانوکلره لیندان در ایستگاه‌های این دو استان (گیلان و مازندران) نسبت به استان گلستان محسوب شود.

با مقایسه جذب قابل قبول روزانه (ADI) که ۰/۰۰۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن تر بدن در روز (mg/kg body weight/day) برای سم لیندان است، مصرف ماهی از نظر آلودگی FAO/WHO به سم لیندان در تمامی ایستگاه‌های جنوبی دریای خزر در محدوده خطر قرار دارد (WHO, 2005; ATSDR, 2013).

در این تحقیق، بیشترین میزان سم لیندان در بافت عضله ماهی سفید در ایستگاه انزلی (۰/۲۰± ۵/۲۰ نانوگرم بر گرم وزن تر)، بافت عضله ماهی کپور در ایستگاه کیاشهر (۰/۱۸± ۴/۵۳ نانوگرم بر گرم وزن تر) و در بافت عضله ماهی کفال در ایستگاه چالوس (۰/۳۵± ۴/۸۰ نانوگرم بر گرم وزن تر) به‌دست آمد. آلوده‌ترین ایستگاه از نظر آلودگی به سم لیندان ایستگاه چالوس با متوسط ۱/۴۳± ۳/۱۶ نانوگرم بر گرم بر پایه وزن تر بود. با مقایسه میزان ADI مصرف ماهیان مورد مطالعه در تمام ایستگاه‌ها از نظر آلودگی به سم لیندان، خطرناک ارزیابی می‌شوند.

منابع

بینش، آ.، ۱۳۸۵. بررسی سموم کشاورزی ارگانوکلره در بافت چهار ماهی اقتصادی (سفید- سیاه کولی- کفال – کپور) در سواحل جنوب شرقی دریای خزر. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات تهران. ۱۲۶ صفحه.

پاشائی چلکاسری، ح.؛ فرخ روز، م.؛ زمینی، ع.؛ ابراهیمیان، ی.، ۱۳۹۱. تعیین غلظت کشنده (Lc50 96h) حشره‌کش دیازینون (Diazinon) و علف‌کش ماچتی (Butachlor) بر روی بچه ماهی سیاه کولی (*Vimba vimba persa*). نشریه اقیانوس‌شناسی، سال سوم، شماره ۹، صفحات۶۸-۶۳.

شهریاری، ع.؛ گل فیروزی، ک.؛ شاهین، ن.، ۱۳۸۹. میزان تجمع کادمیوم و سرب در بافت عضلانی سه گونه از ماهیان دریایی کپور، کفال و ماهی سفید سواحل دریای خزر در حوضه خلیج گرگان در سال ۸۶ – ۱۳۸۵. فصلنامه علمی شیلات ایران. سال نوزدهم، شماره ۲، صفحات ۱۰۰-۹۵.

فرزادفر، ف.؛ حیدری، ب.؛ غفوری رحیم آبادی، ز.، ۱۳۹۲. مورفوهیستولوژی گناد نر ماهی سفید دریای خزر (*Rutilus frisii kutum*). نشریه اقیانوس‌شناسی، سال چهارم، شماره ۱۶. صفحات ۲۲- ۱۵.

کشاورزی فرد، م.، ۱۳۸۷. غلظت سموم کشاورزی ارگانوکلره در بافت عضله ماهی اوزون برون در خزر جنوبی. علوم محیطی. سال پنجم، صفحات ۶۷ – ۷۱.

واعظ زاده، و.، ۱۳۸۷. بررسی غلظت سموم کشاورزی ارگانوکلره در

گوشت دو ماهی اقتصادی کپور و سفید در سواحل جنوب غربی دریای خزر. علوم محیطی، سال پنجم، صفحات ۳۵- ۳۹.

واعظزاده، و.؛ ۱۳۸۸. بررسی غلظت سموم کشاورزی ارگانوکلره در بافت عضلانی دو ماهی اقتصادی کفال و سیاه کولی در سواحل جنوب غربی دریای خزر. علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره دهم، صفحات ۲۸۱ – ۲۸۴.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)., 2005. Toxicological profile for alpha-, beta-, Gamma-, and delta- Hexachlorocyclohegxan. U.S. Department of public Health and Human Services, Public Health Service. 377 PP.

Ballschmiter, K.; Buchert, H.; Scholz, C.; Zell, M., 1983. Baseline studies of the global pollution by chlorinated hydrocarbons in the Caspian Sea. Fresenius. Z. Analytical Chemistry, 316: 242-246.

Dummont, H.J., 1995. Ecocide in the Caspian Sea. Nature, 337: 673-674.

Dummont, H.J., 1998. The Caspian Sea Lake: History, biota, structure, and function. Limnology and Oceanography, 43: 44-52.

Ebadi, A.G.; Shokrzadeh, M., 2004. The Survey and measurement of residues of Lindane (*Organochlorine Pesticides*) in four species of the most consumed fishes in Caspian Sea (Iran). Toxicology and Industrial Health, 22(1): 8-53.

Heidari, H., 2003. Farmer field schools (FFS) slash pesticide use and exposure in Islamic Republic of Iran. Pesticides News, 59: 12-14.

MOOPAM., 1999. Manual of oceanographic observation and pollution analysis methods. Regional Organization for the Protection of the Marine Environment. Kuwait. 483 PP.

Shingare, S.M.; Gaikwad, M.V.; Pathan, T.S.; Thete, P.B.; Khillare, Y.K., 2009. Study on bioaccumulation of Lindane in various tissues of *Channa gachua* from Aurangabad district (MS) India. World Journal of Zoology, 4(2): 148-152.

World Health Organization (WHO)., 2005. The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification 2004. International Programme on Chemical Safety, 60 PP.

Zhulidov, A.V.; Headley, J.V.; Pavlov, D.F.; Robarts, R.D.; Korotova, L.G.; Vinnikov, Y.Y.; Zhulidova, O.V., 2000. Riverine fluxes of the persistent organochlorine pesticides hexachlorcyclohexane and DDT in the Russian Federation. Chemosphere, 41: 829-841.