

تعیین سموم ارگانوکلره در رسوبات دریای خزر در سواحل استان مازندران و بررسی امکان تأثیر آن بر ماهیان کفزی خوار

*شعبان نجفپور^۱ و احسان حیدری سیدمحل^۲

^۱پژوهشکده اکولوژی آبریزان دریای خزر، ساری، ایران،

^۲دانش آموخته کارشناسی ارشد گروه شیلات، واحد قائمشهر، دانشگاه آزاد اسلامی، قائمشهر، ایران

تاریخ دریافت: ۹۱/۲/۲۱؛ تاریخ پذیرش: ۹۱/۳/۲۱

چکیده

تعیین و اندازه‌گیری آفت‌کش‌های ارگانوکلره در رسوبات مناطق جنوبی دریای خزر (سواحل مازندران) با توجه به اهمیت تغذیه ماهیان کفزی خوار طی دو فصل بهار و تابستان سال ۱۳۸۷ در اعماق ۱۰ متری در چهار منطقه تنکابن، نوشهر، بابلسر و امیرآباد صورت پذیرفت. نتایج حاصله از بررسی ترکیبات ارگانوکلره نشان داد، حداکثر غلظت ترکیبات لیندان، د.د.ت، د.د.ای، دیلدرین، هپتاکلر، بتا- بنزن هگزاکلراید، بتا- اندوسولفان، اندرین به ترتیب ۴/۴۳، ۰/۷۶، ۰/۷۴، ۰/۲۲، ۰/۱۱، ۰/۱۰ و ۰/۰۴ بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم (وزن خشک) بوده است. حداقل غلظت مشاهده شده مربوط به ترکیبات د.د.ت، د.د.ای، دیلدرین، بتا- بنزن هگزاکلراید، لیندان، بتا- اندوسولفان و هپتاکلر به ترتیب ۰/۰۶، ۰/۰۳، ۰/۰۴، ۰/۰۵، ۰/۰۳، ۰/۰۶ بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم (وزن خشک) بوده است. بررسی آماری نشان داد که رابطه معنی‌داری بین غلظت ترکیبات سموم ارگانوکلره و ایستگاه‌های مختلف برقرار نبوده است ($P > 0/05$). اما سموم د.د.ت و دیلدرین و د.د.ای دارای ضریب همبستگی قوی در فصل‌های مختلف را دارا بوده است. در این مطالعه، بیش‌ترین درصد ترکیبات شیمیایی و حداکثر غلظتی سموم پایدار در فصل کشاورزی مشاهده گردید.

واژه‌های کلیدی: آفت‌کش‌های آلی ارگانوکلره، دریای خزر، رسوبات، سواحل مازندران

مقدمه

بخش اعظم آب دریای خزر از طریق رودخانه‌ها تامین می‌گردد. مهم‌ترین رودخانه‌های حوضه آبریز جنوبی دریای خزر عبارتند از: سفیدرود، گرگانرود، تجن می‌باشند. استان مازندران یکی از قطب‌های مهم کشاورزی در کشور و در حوضه جنوبی دریای خزر محسوب می‌شود که با استفاده زیاد از کود و سم در مزارع و باغ‌ها از طرق مختلف مانند شستشوی خاک مزارع بر اثر بارش باران، نشت پساب و وزش باد وارد رودخانه‌های استان شده و در نتیجه آلوده

شدن آب دریای خزر را در پی خواهد داشت. با تخلیه ترکیبات آلاینده‌های آلی پایدار به محیط‌های آبی، معمولاً این ترکیبات در سه فاز آب، رسوبات و موجودات آبی پراکنده می‌شوند (Najafpour و همکاران، ۲۰۱۰؛ UNEP/MAP، ۲۰۰۳). آفت‌کش‌های ارگانوکلره مانند د.د.ت، د.د.ای، هپتاکلر، دیلدرین، اندرین، بتا- اندوسولفان، لیندان و بتا- بنزن هگزاکلراید و دیگر آلوده‌کننده‌های آلی دارای نیمه‌عمر طولانی ۱۵۰-۳ سال (UBA، ۱۹۹۳)، پایداری بالا و ظرفیت تجمع زیستی بالقوه به دلیل چربی دوست بودن آن‌ها می‌توانند خسارات قابل توجهی را به اکوسیستم

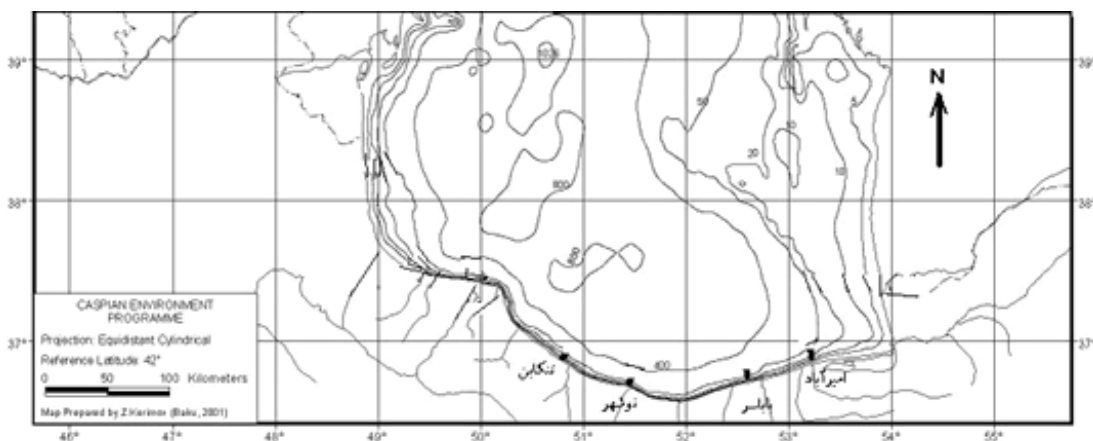
* مسئول مکاتبه: najfpour_s@yahoo.com

محیط آبی، کنترل و جلوگیری از استفاده بی‌رویه سم و کود در امر کشاورزی ضروری است. چرا که خطرات و خسارات ناشی از ورود سموم به اکوسیستم‌های آبی مانند رودخانه‌ها و دریاها سبب آلودگی آب، میکروارگانیزم‌ها، بتوزها و ماهی‌ها شده که با توجه به نقش مصرفی ماهی در جیره غذایی انسان‌ها و خساراتی که از این طریق به انسان وارد می‌شود می‌تواند مضرات غیرقابل جبرانی را در پی داشته باشد. بنابراین، این گونه به نظر می‌رسد که مصرف بیش از حد سموم در درجه نخست در نهایت سلامت انسان‌ها را تهدید می‌نماید. بنابراین، تعیین میزان سموم ارگانوکلره و میزان مخاطره‌آمیز بودن آن‌ها در رسوبات بستر دریای خزر در سواحل استان مازندران از اهداف این پژوهش می‌باشد.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش، ۴ ایستگاه (تنکابن، نوشهر، بابلسر و امیرآباد) در بخش میانی سواحل جنوبی دریای مازندران تعیین شد. در هر یک از ۴ ایستگاه عمق ۱۰ متر برای نمونه‌برداری انتخاب گردید. نمونه‌برداری از رسوبات سطحی در دو فصل (بهار و تابستان) و از هر ایستگاه ۲ نمونه (با ۳ تکرار) به‌وسیله نمونه‌بردار گرب (Van veen Grab) با سطح یک‌دهم مترمربع صورت پذیرفت. فواصل ایستگاه‌ها به ترتیب تنکابن تا نوشهر ۵۵ کیلومتر، نوشهر تا بابلسر ۹۳ کیلومتر و بابلسر تا امیرآباد ۵۷ کیلومتر بوده است (شکل ۱). طول و عرض جغرافیایی ایستگاه‌ها نیز به ترتیب برای تنکابن ۵۰ درجه و ۵۳ دقیقه و ۵۹۶ ثانیه و ۳۶ درجه و ۴۹ دقیقه و ۶۱۰ ثانیه، نوشهر ۵۱ درجه و ۳۱ دقیقه و ۲۴۹ ثانیه و ۳۶ درجه و ۴۰ دقیقه و ۲۵۵ ثانیه، بابلسر ۵۲ درجه و ۳۸ دقیقه و ۹۶۱ ثانیه و ۳۶ درجه و ۴۳ دقیقه و ۵۶۷ ثانیه، امیرآباد ۵۲ درجه و ۳۸ دقیقه و ۹۶۱ ثانیه و ۳۶ دقیقه و ۵۳ دقیقه و ۷۷۸ ثانیه می‌باشند.

دریای خزر و سلامت انسان وارد نمایند (Ritter و همکاران، ۱۹۹۵). آلودگی محیط‌های دریایی به‌وسیله ترکیبات ارگانوکلره از طریق اتمسفر مهم‌تر از تخلیه رودخانه‌ها است (GESAMP، ۱۹۹۳). همچنین تنوع گونه‌ای حوضه جنوبی دریای خزر با مد نظر قرار دادن ماهیان غیربومی حدود ۵۳ جنس و ۷۹ گونه که متعلق به ۱۸ خانواده و ۱۰ راسته می‌باشند (عبدلی و نادری، ۱۳۸۷). رسوبات یکی از مهم‌ترین مکان‌ها برای ته‌نشست این سموم در محیط‌های آبی هستند (Zhang و همکاران، ۱۹۹۹). از این‌رو رسوبات یک ماتریکس مناسب برای مطالعه و پایش این ترکیبات در محیط‌های دریایی را تشکیل می‌دهند (Larsen و Jensen، ۱۹۸۹؛ Tolosa و همکاران، ۱۹۹۷). با توجه به چربی‌دوست بودن این ترکیبات و گرایش ترکیبات ارگانوکلره پایدار به تجمع در رسوبات، جذب آن‌ها به‌وسیله میکروارگانیزم‌ها سبب ورود این ترکیبات به زنجیره غذایی دریایی که در راس آن ماهی قرار دارد شده و می‌تواند خطرناک باشد (Marth و همکاران، ۱۹۹۷؛ Streit و Winter، ۱۹۹۲). این ترکیبات آب‌گریز به‌طور اساسی در بافت‌های چربی ذخیره می‌شوند و در فرآیند متابولیسم چربی‌ها (سوخت‌وساز چربی‌ها) این مواد دوباره وارد سیستم گردش شده و فیزیولوژی نرمال بدن ارگانیزم‌ها را مختل می‌سازند (Svobodova و همکاران، ۱۹۹۳). از آنجایی که گونه‌های اقتصادی مانند ماهی سفید، کفال، و ماهیان خاویاری از میکروارگانیزم‌ها، نرم‌تنان، سخت‌پوستان و دتریتوس موجود در بستر دریا تغذیه می‌کنند بنابراین تجمع آلودگی در بافت، نسوخ و حتی تخم این ماهیان اجتناب‌ناپذیر است (Seodergren و همکاران، ۱۹۷۸). مصرف ماهیان آلوده توسط انسان می‌تواند مخاطراتی را برای او به همراه داشته باشد، از این‌رو برای حفظ اکوسیستم‌های آبی و ادامه حیات آبزیان و سلامت ماندن آن‌ها از خطرات و مضرات آلاینده‌های



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های مطالعاتی در کرانه جنوبی دریای خزر (استان مازندران).

US-EPA-508 نمونه‌های سموم ارگانوکلره قرائت گردید (EPA، ۱۹۹۵). دستگاه‌های گاز کروماتوگرافی از مدل A-14 Shimadzu (ژاپن) بوده است. گاز حامل شامل هلیوم و Make up آن نیز گاز ازت با خلوص ۹۹/۹۹۹ بوده است. حساسیت دستگاه ۱۰ به توان یک می‌باشد. جریان در دستگاه ۰/۰۵ نانوامپر است. دستگاه دارای Flow-rate برابر با ۵۰ میلی‌لیتر در دقیقه است. ستون به‌کار رفته در این دستگاه از نوع کاپیلاری و به طول ۲۵ متر با ضخامت فیلم ستون ۰/۲۵ میکرون، قطر داخلی آن ۰/۲۲ میلی‌متر و دارای قطر خارجی آن ۰/۳۳ میلی‌متر است. نوع ستون از phase-Bonded، مواد ستون از Fused silica و نوع فاز آن غیرقطبی و CBP1 بوده است. لازم به یادآوری است که مشابه نمونه‌های اصلی یک لیتر آب بدون یون را انتخاب نموده و با افزودن استاندارد به آن به‌عنوان نمونه Spike همانند نمونه اصلی مراحل آماده‌سازی تا قرائت را طی نموده و در خاتمه برای کنترل و چک نمودن مراحل کاری به دستگاه یاد شده تزریق و با مقدار به‌دست آمده از نمونه Spike با نمودارهای استاندارد مورد مقایسه و سپس مقدار آن محاسبه گردید.

تهیه و آماده‌سازی نمونه‌ها: نمونه‌های رسوب توسط نمونه‌بردار گرب از بستر دریای خزر تهیه و سپس در محل نمونه‌برداری در کیسه‌های نایلونی بسته‌بندی و به فریزرهای آزمایشگاه مرکزی منتقل گردید. سپس، به‌میزان ۱۰۰ گرم از نمونه رسوب را برای عمل فریزدرای (دستگاه فریزدرایر- کره جنوبی) کاملاً خشک و آماده بهره‌برداری گردیده و در آزمایشگاه مرکزی نمونه‌های فریزدرای شده به مقدار ۱۰ گرم را به فیلتر مخصوص منتقل و در خاتمه نمونه‌ها در سیستم سوکسله شامل مواد حلال آلی (ان-هگزان و دای کلرومتان) به مدت بیش از ۲۴ ساعت برای جداسازی فاز سموم احتمالی در رسوب با عمل چرخشی (Circulation) صورت می‌پذیرد (EPA، ۱۹۹۵).

مرحله تغلیظ و آماده‌سازی نهایی: در این مرحله، با استفاده از دستگاه روتاری اوپوراتور (آلمان) عمل تغلیظ صورت گرفته و نمونه تا حد ۲ سی‌سی تقلیل یافته و در ظروف مخصوص جمع‌آوری گردیده و برای قرائت نهایی به آنالیز دستگاهی تحویل و با استفاده از دستگاه گاز کروماتوگراف (GC) به همراه دتکتور ECD (Electron Capture Detector)

نتایج

حداکثر، حداقل و میانگین غلظت به همراه انحراف معیار ترکیبات ارگانوکلره بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم (وزن خشک) در رسوبات بستر در عمق ۱۰ متر سواحل دریای خزر طی فصل‌های بهار و تابستان در جدول ۱ آمده است. ترکیبات شیمیایی د.د.ت، د.د.ای، دیلدترین، بتا- بنزن هگزاکلراید، بتا- اندوسولفان و هپتاکلر در فصل بهار مشاهده گردید.

آنالیز آماری: تجزیه و تحلیل آماری تعیین میانگین داده‌ها و انحراف معیار با نرم‌افزار SPSS 11.5 انجام پذیرفت. برای مقایسه داده‌هایی که امکان نرمال ساختن آن‌ها وجود نداشت از آزمون غیرپارامتریک کروسکال- والیس استفاده شد. برای تعیین ضریب همبستگی از بررسی آماری با روش پیرسون (Pearson Correlations) در خصوص داده‌های سموم ارگانوکلره به دست آمده از رسوبات استفاده گردید (Alvin و Rencher, ۲۰۰۲).

جدول ۱- حداکثر، حداقل و میانگین غلظت ترکیبات ارگانوکلره در فصل‌های بهار و تابستان.

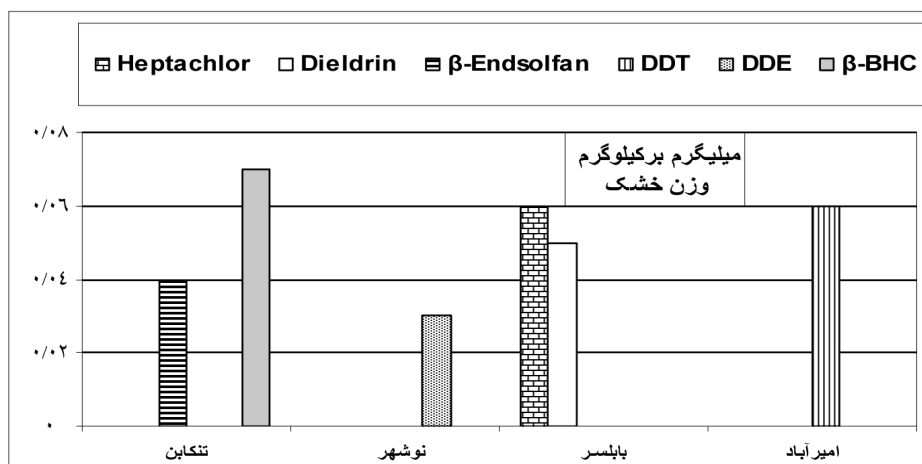
ترکیبات	حداقل مشاهده شده	حداکثر	میانگین
لیندان	۰/۰۵	۴/۴۳	۰/۶
د.د.ت	۰/۰۶	۰/۷۶	۰/۱۳
د.د.ای	۰/۰۳	۰/۷۴	۰/۱
دیلدترین	۰/۰۵	۰/۷۴	۰/۱۲
هپتاکلر	۰/۰۶	۰/۲۲	۰/۰۴
بتا- بنزن هگزاکلراید	۰/۰۴	۰/۱۱	۰/۰۳
بتا- اندوسولفان	۰/۰۳	۰/۱۰	۰/۰۳
اندرین	n.d.	۰/۰۴	۰/۰۱

n.d. (Not Detectable)

روند تغییرات و نوسانات غلظتی سموم مشاهده شده فصل بهار از حداکثر به حداقل در ایستگاه‌های مختلف به شرح زیر بود:

> بابلسر و امیرآباد, DDT, Heptachlor, تنکابن, β -BHC نوشهر, DDE, تنکابن, β -endosulfan, بابلسر, Dieldrin نتایج نشان داد که بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۰/۰۷ تا حداقل مقدار ۰/۰۳ میلی گرم بر کیلوگرم (وزن خشک) در غرب مازندران از ایستگاه تنکابن تا ایستگاه نوشهر در نوسان بوده است. بار آلودگی و روند تغییرات غلظتی سموم ارگانوکلره فصل بهار در بیشترین ایستگاه‌های چهارگانه به هم نزدیک بوده و تغییرات قابل ملاحظه‌ای در بین آن‌ها مشاهده نگردیده است.

غلظت سم ارگانوکلره بتا- بنزن هگزاکلراید در بین ترکیبات مشاهده شده بیشترین مقدار را در حد ۰/۰۷ میلی گرم بر کیلوگرم (وزن خشک) در نمونه‌های رسوب فصل بهار به خود اختصاص داده است (شکل ۲). در این مطالعه، مقدار درصد سموم و باقی‌مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه‌های رسوب ۴ ایستگاه با عمق ۱۰ متر فصل بهار از حداکثر به حداقل در ایستگاه‌های تنکابن دو ترکیب، بابلسر دو ترکیب، نوشهر یک ترکیب و امیرآباد یک ترکیب به ترتیب ۲۵، ۲۵، ۱۲/۵ و ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاه‌ها ۶ ترکیب (۷۵ درصد) از ۸ ترکیب قابل اندازه‌گیری مشاهده شده است.



شکل ۲- تغییرات غلظتی سموم ارگانوکلره در رسوبات ۴ ایستگاه سواحل جنوبی دریای خزر در استان مازندران (بهار- ۱۳۸۷).

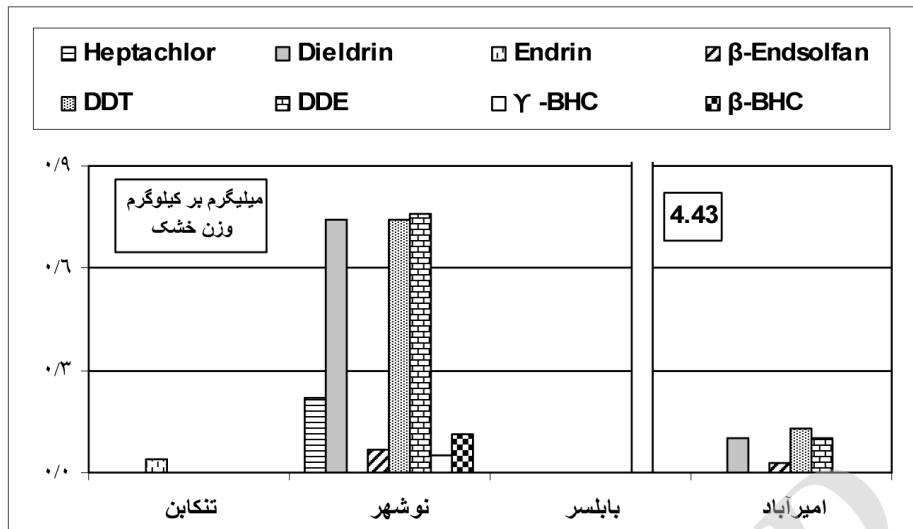
> تنکابن, Endrin, > نوشهر, β -endosulfan,

امیرآباد, β -endosulfan, > نوشهر, DDE,

نتایج نشان داد که بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۴/۴۳ تا حداقل مقدار ۰/۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم (وزن خشک) در مناطق میانی، غرب و شرق استان مازندران (ایستگاه‌های بابلسر و امیرآباد) در نوسان بوده است. ترکیب لیندان در مقایسه با سایر ترکیبات مشاهده شده در فصل تابستان در ایستگاه‌های چهارگانه حدود ۵ برابر بوده است (شکل ۳). مقایسه ترکیبات شیمیایی مشاهده شده در فصل تابستان (به غیر از سم لیندان یا گاما بنزن هگزاکلراید) روند افزایش حدود ۱۰ برابر را نسبت به ترکیبات اندازه‌گیری شده در فصل بهار (شکل ۲) نشان داد. علت اختلاف در دو فصل یاد شده احتمالاً مربوط به انتقال سموم به واسطه ورود پساب‌های مزارع کشاورزی و شالیزارهای به حوضه آبریز دریای خزر بود که به مرور در رسوبات انباشته گردیده است.

در بین ترکیبات، غلظت سم ارگانوکلره لیندان (گاما- بنزن هگزاکلراید) بیشترین مقدار را در حد ۴/۴۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم (وزن خشک) در نمونه‌های رسوب فصل تابستان به خود اختصاص داده است (شکل ۳). در این مطالعه، مقدار درصد سموم و باقی‌مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه‌های رسوب ۴ ایستگاه با عمق ۱۰ متر (تابستان) از حداکثر به حداقل در ایستگاه‌های نوشهر ۷ ترکیب، امیرآباد ۴ ترکیب، تنکابن و بابلسر هر کدام یک ترکیب به ترتیب ۸۷/۵، ۵۰، ۱۲/۵ و ۱۲/۵ درصد از مجموع سموم مشاهده شده بود. در این ایستگاه‌ها، ۸ ترکیب (۱۰۰ درصد) از تمامی ترکیبات قابل اندازه‌گیری مشاهده شده است. روند تغییرات و نوسانات غلظتی سموم مشاهده شده در فصل تابستان از حداکثر به حداقل در ایستگاه‌های مختلف به شرح زیر بود.

DDE, DDT, > بابلسر, Lindane (γ -BHC),
 امیرآباد, DDT, > نوشهر, Dieldrin, Heptachlor,
 > امیرآباد, DDE, > نوشهر, β -BHC, >



شکل ۳- تغییرات غلظت سموم ارگانوکلره در رسوبات ۴ ایستگاه سواحل جنوبی دریای خزر در استان مازندران (تابستان-۱۳۸۷).

مختلف رابطه خطی در سطح ۵ درصد مشاهده نگردید. ولی نسبت به فصل‌ها در ۴ ایستگاه با سموم ۸ گانه، تعداد ۳ ترکیب ارگانوکلره شامل د.د.ت، دیلدترین و د.د.ای دارای اختلاف معنی‌دار بوده است (جدول ۲).

آزمایش‌های غیرپارامتریک برای تعیین ضریب همبستگی و ارتباط میانگین رتبه‌بندی سموم ارگانوکلره از ۴ ایستگاه در دو فصل بهار و تابستان به شرح زیر مورد ارزیابی قرار گرفت: در بررسی ارتباط میانگین سموم ارگانوکلره و ایستگاه‌های

جدول ۲- مقایسه سموم ارگانوکلره نمونه رسوبات دریایی در ۴ ایستگاه و در دو فصل در سال ۱۳۸۷.

DDT	β -Endo	Enrin	Dieldri	DDE	Heptachlor	(Linda) γ -BHC	β -BHC	Comps
۹/۲۹	۳/۲۲	۴/۵۷	۱۱/۱۵	۱۱/۷۱	۳/۲۲	۴/۷۶	۳/۶۶	Chi-square
۰/۰۲۶	۰/۳۴۴	۰/۲۰۶	۰/۰۱۱	۰/۰۰۸	۰/۳۵۹	۰/۱۹۰	۰/۳	Asy. Sig.

Grouping Variable: Seasons

β -BHC و β -endosulfan همگی دارای ضریب همبستگی قوی ($P < 0.05$) و مثبت دارد. در بین تمامی ۸ ترکیب شیمیایی اندازه‌گیری شده، سموم heptachlor و γ -BHC (lindane) با هیچ‌یک از ترکیبات با توجه به دامنه نوسانات غلظتی و نبود یکنواختی در پراکنش داده‌ها در هر دو حالت رابطه خطی معنی‌داری نداشته است (جدول ۳).

ضریب همبستگی با روش پیرسون در خصوص رابطه خطی داده‌های سموم ارگانوکلره از رسوبات دریایی در فصل‌های بهار و تابستان ۱۳۸۷ به شرح زیر بوده است: نتایج نشان داد که ترکیب β -BHC با سم β -endosulfan، سم dieldrin با ترکیب DDE، ترکیب DDT با سموم ارگانوکلره DDE و dieldrin با یکدیگر دارای ضریب همبستگی قوی ($P < 0.01$) و مثبت بوده است (جدول ۳). سم DDT با ترکیبات

جدول ۳- ضریب همبستگی پیرسون سموم ارگانوکلرہ در ۴ ایستگاه در بهار و تابستان رسوبات دریایی در سال ۱۳۸۷.

DDT	β -End	Dieldrin	DDE	Heptachlor	Lindan	β -BHC	Compond
						۱	β -BHC
					۱	-۰/۱۱	Lindane
				۱	-۰/۰۹	۰/۳۱	Heptachlor
			۱	۰/۱۲	-۰/۰۹	۰/۱۴	DDE
		۱	۰/۹۹**	۰/۱۱	-۰/۰۹	۰/۲۲	Dieldrin
	۱	۰/۱۹	۰/۱۵	۰/۳۱	-۰/۱۲	۰/۵۵**	β -Endosulfan
۱	۰/۳۵*	۰/۵۸**	۰/۵۶**	۰/۲۵	-۰/۰۹	۰/۴۱*	DDT

بحث و نتیجه گیری

ترکیبات باشد. ترکیب لیندان به طور استثناء افزایش قابل توجهی را نشان داد که احتمالاً می تواند به دلیل یک بارندگی شدید در منطقه باشد. همچنین بار آلودگی در ایستگاه های غربی بیش تر از مناطق مرکزی و شرقی بود که که احتمالاً به خاطر نزدیکی دریا به رشته کوه های البرز و شیب زیاد منطقه می باشد که شست و شوی خاک را افزایش می دهد و همچنین تعداد رودخانه های منطقه غرب بیش تر مناطق دیگر است.

از آن جایی که بستر دریاها محل زندگی بسیاری از ارگانیزم ها (میکرو و ماکرو) می باشد و بیش تر این موجودات سطوح اولیه زنجیره های غذایی را در محیط های آبی تشکیل می دهند از این رو این محیط ها محل تغذیه بسیاری از ماهیانی است که از موجودات کفزی و دتریتوس تغذیه می کنند (نظامی و خارا، ۱۳۸۴). آفت کش های ارگانوکلر مانند د.د.ت و مشتقات آن، کلردان، لیندان، هپتاکلر، آلدترین و دیلدرین و دیگر آلوده کننده های آلی دارای نیمه عمر طولانی ۱۵۰-۳ سال (UBA، ۱۹۹۳)، پایداری بالا و ظرفیت تجمع زیستی بالقوه به دلیل چربی دوست بودن شان می باشند از این رو می توانند خسارات قابل توجهی را به اکوسیستم دریای خزر و سلامت انسان وارد نمایند (De Mora و همکاران، ۲۰۰۴).

نتایج به دست آمده در این پژوهش به این دلیل دارای اهمیت می باشد که استفاده و تولید سموم ارگانوکلرین بعد از ۱۹۷۰ در بیش تر کشورهای توسعه یافته ممنوع شده است (UNEP/MAP، ۲۰۰۳). با وجود این اقدام، این ترکیبات در میان آلوده کننده های محیط زیست حضور دارند و می توانند در قسمت های مختلف محیط زیست و بخش زنده (از پلانکتون به انسان) و غیرزنده (هوا، آب، رسوب، خاک) یافت شوند (Zhang و همکاران، ۱۹۹۹). آلوده کننده های ارگانیک پایدار به علت خصوصیات آب گریز بودن در ستون آب و سطح رسوبات باقی می مانند (Brannon و همکاران، ۱۹۹۱؛ Lara و Ernst، ۱۹۹۰). از این جهت رسوبات یکی از مهم ترین مکان ها برای ته نشین شدن سموم در محیط های آبی هستند (Zhang و همکاران، ۱۹۹۹). در این مطالعه، افزایش غلظت ترکیبات ارگانوکلر در نمونه های رسوب از فصل بهار به تابستان مشاهده می شود که می تواند به علت شروع فعالیت کشاورزی در منطقه در فصل بهار و نیز بالا بودن بارندگی در این فصل و شسته شدن خاک توسط بارش باران باشد که منجر به انتقال آلودگی به رودخانه ها و در نهایت دریا می گردد. همچنین کاهش بارندگی در فصل تابستان می تواند دلیل دیگری برای افزایش غلظت این

مطالعه قبلی در دریای خزر، از منطقه ایران و آذربایجان بیش تر (۰/۰۸۱ و ۰/۰۸۵) (Seodergren و همکاران، ۱۹۷۸) و در مقایسه با استاندارد کانادا (۰/۰۰۳-۰/۰۰۶) (CCME، ۱۹۹۹) نیز زیادتر بوده است. همچنین در مقایسه با داده رسوبات سواحل کره ۰/۴۱ میلی گرم بر کیلوگرم کم تر بوده است (Hong و همکاران، ۲۰۰۵). حداکثر مقدار غلظتی سم بتا اندوسولفان در مطالعه اخیر در حد ۰/۱ میلی گرم بر کیلوگرم بوده است. مقایسه این سم با مطالعه قبلی در دریای خزر، از منطقه ایران، روسیه و آذربایجان بیش تر (۰/۰۱۳، ۰/۰۵۵ و ۰/۰۲۲) بوده است (De Mora و همکاران، ۲۰۰۴). همچنین در مقایسه با داده رسوبات سواحل کره ۱۲/۶ میلی گرم بر کیلوگرم نیز بسیار کم تر است (Binelli و Provini، ۲۰۰۴). حداکثر مقدار غلظتی سم بتا- بنزن هگزاکلراید در حد ۰/۱۱ میلی گرم بر کیلوگرم بوده است. مقایسه این سم با مطالعه قبلی دریای خزر، از منطقه ایران بیش تر، روسیه کم تر و از آذربایجان خیلی کم تر (۰/۴، ۰/۳۴ و ۱/۶) (De Mora و همکاران، ۲۰۰۴) است. همچنین در مقایسه با داده رسوبات سواحل کره (۰/۲۱ میلی گرم بر کیلوگرم) کم تر است (Hong و همکاران، ۲۰۰۵). مقایسه بالا نشان می دهد که آلودگی در دریای خزر با توجه به ممنوعیت استفاده از سموم غیرمجاز مانند د.د.ت همچنان پابرجاست و این امر می تواند به دلیل استفاده از این سموم در گذشته باشد که در اثر شستشوی خاک توسط باران وارد محیط های آبی می شوند (Schlummer و همکاران، ۱۹۹۸؛ Hong و همکاران، ۲۰۰۵). براساس طبقه بندی سرطان زایی آفت کش های ارگانوکلره در انسان در ۳ گروه B_۲، C و D توسط آژانس حفاظت محیط زیست امریکا (Pruell و همکاران، ۱۹۹۳)، آفت کش های مورد مطالعه در این پژوهش مانند ترکیبات د.د.ت، د.د.ای، دیلدین، هپتاکلر و بنزن هگزاکلراید در گروه B_۲ که احتمال

براساس نتایج به دست آمده حداکثر غلظت ترکیب د.د.ت در سواحل مازندران در حد ۰/۷۶ میلی گرم بر کیلوگرم مشاهده شد که در مقایسه با مطالعه انجام شده در دریای خزر در منطقه آذربایجان ۱۰ برابر کم تر ولی با ایستگاه روسیه نزدیک تر (۷/۴ و ۱/۷۹) (De Mora و همکاران، ۲۰۰۴) که در مقایسه با استاندارد کانادا (۰/۰۰۱-۰/۰۰۵) (CCME، ۱۹۹۹) نیز زیادتر بوده است. همچنین در مقایسه با داده رسوبات سواحل کره (۵۱/۷) خیلی کم تر بوده است (Hong و همکاران، ۲۰۰۵). حداکثر مقدار غلظتی ترکیب د.د.ای نیز در حد ۰/۷۴ میلی گرم بر کیلوگرم مشاهده شد که در مقایسه با مطالعه انجام شده در دریای خزر، از منطقه ایران و آذربایجان کم تر (۱/۷ و ۱/۳) (De Mora و همکاران، ۲۰۰۴) ولی در مقایسه با استاندارد کانادا (۰/۰۰۲-۰/۰۰۴) زیادتر بوده است (CCME، ۱۹۹۹). همچنین در مقایسه با داده رسوبات در سواحل کره (۴۶ میلی گرم بر کیلوگرم) نیز کم تر بوده است (Hong و همکاران، ۲۰۰۵). حداکثر مقدار غلظتی سم هپتاکلر در حد ۰/۲۲ میلی گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. مقایسه این سم با مطالعه قبلی دریای خزر، از منطقه ایران، روسیه و آذربایجان بیش تر (۰/۰۰۶، ۰/۰۸۸ و ۰/۰۱) (De Mora و همکاران، ۲۰۰۴) که در مقایسه با استاندارد کانادا (۰/۰۰۳-۰/۰۰۶) نیز زیادتر بوده است (CCME، ۱۹۹۹). حداکثر مقدار غلظتی سم دیلدین در حد ۰/۷۴ میلی گرم بر کیلوگرم مشاهده شد که در مقایسه با مطالعه قبلی در دریای خزر، از منطقه ایران، روسیه و آذربایجان بیش تر (۰/۰۲، ۰/۳۵ و ۰/۰۵) (Hong و همکاران، ۲۰۰۵) که در مقایسه با استاندارد کانادا (۰/۰۰۵-۰/۰۰۷) (CCME، ۱۹۹۹) نیز زیادتر بوده است. همچنین در مقایسه با داده رسوبات سواحل کره ۱/۱۲ کم تر می باشد (Binelli و Provini، ۲۰۰۴). حداکثر مقدار غلظتی سم اندرین نیز در حد ۰/۰۴ میلی گرم بر کیلوگرم مشاهده شد که در مقایسه با

کشور و مصرف ۶۰ درصد کل آفت‌کش‌های کشور به‌نظر می‌رسد پایش و ارزیابی اکوسیستم‌های این ناحیه برای مشخص شدن درجه سلامتی و بررسی خطر آلودگی در موجودات آن‌ها ضروری است (Heidari, ۲۰۰۳).

سیاسگزاری

بدین‌وسیله از ریاست محترم، معاونین محترم، مسئول محترم بخش پژوهشکده اکولوژی آبریان دریای خزر که همواره مشوق ما در انجام کارهای تحقیقاتی بوده‌اند کمال تشکر را دارم. در خاتمه از دیگر همکارانی که اینجانب را در تهیه نمونه‌ها، آماده‌سازی و کارشناس‌ارشد قرائت دستگاهی یاری نموده‌اند سپاسگزاری می‌نمایم.

سرطان‌زایی در انسان را به همراه دارند و ترکیب اندرین در گروه D که برای انسان سرطان‌زا نیست، قرار می‌گیرند. همچنین براساس این طبقه‌بندی، ترکیب اندوسولفان به احتمال زیاد سرطان‌زا نیست ولی در مورد ترکیب لیندان، مدارک و شواهد مطرح‌کننده سرطان‌زایی است ولی برای ارزیابی توانایی‌های بالقوه سرطان‌زایی در انسان کافی بنابراین بالا بودن این ترکیبات در رسوبات و ورود آن‌ها به زنجیره غذایی و در نهایت ماهی‌ها و مصرف آن توسط انسان می‌تواند باعث بروز مشکلات جبران‌ناپذیری گردد. بنابراین مطالعه رسوبات به‌عنوان یکی از مهم‌ترین راه‌ها برای ورود این سموم به بدن ارگانیزم‌های آبی، به‌خصوص برای موجوداتی که در رسوبات زندگی می‌کنند و به آن وابسته‌اند اجتناب‌ناپذیر است (Pruell و همکاران، ۱۹۹۳). با توجه به حجم بالای فعالیت‌های کشاورزی در شمال

منابع

- ۱- عبدلی، ا. و نادری، م.، ۱۳۸۷. تنوع زیستی ماهیان حوضه جنوبی دریای خزر. تهران انتشارات علمی آبریان، در ۲۳۸ ص. شابک: ۱-۲۶-۹۹۸۴-۹۶۴-۹۷۸، چاپ اول.
- ۲- نظامی، ش.ع. و خارا، ح.، ۱۳۸۴. ارزیابی اثرات خشکسالی بر تنوع، تراکم، فراوانی و پراکنش موجودات کفزی تالاب امیرکلاهی لاهیجان. مجله علمی شیلات ایران. سال چهاردهم. شماره سوم. صفحه ۱۵۳-۱۴۱.
3. Binelli, A., and Provini, A., 2004. Risk for human health of some POP due to fish from lake isoe: S Ecotoxicology and Environmental Safety. 58, 139-145.
4. Brannon, J.M., Myers, T.E., Gunnison, D., and Price, C.B., 1991. Nonconstant polychlorinated biphenyl partitioning in New Bedford harbor sediment during sequential batch leaching. Environmental Science and Technology. 25, 1082-1087.
5. CCME, 1999. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers for the Environment, Winnipeg.
6. De Mora, S., Villeneuve, J.P., Sheikholeslami, M.R., Cattini C., and Tolosa, I., 2004. Organochlorinated compounds in Caspian Sea sediments. Marine Pollution Bulletin. 48, 30-43.
7. EPA, 1995. US Environmental Protection Agency. Pesticides Module Method. 508p.
8. GESAMP, 1993. Impact of Oil and Related Chemicals and Wastes on the Marine Quensen, J.F.; S.A. Muller; M.K. Jain and Environment. Rep. Stud. 50, 180.
9. Heidari, H., 2003. Farmer Field Schools (FFs) slash pesticide use and exposure in Islamic Republic of Iran. Agro-Chemical Report. 3, 23-26.
10. Hong, S.H., Yim, U.H., Shim, W.J., Li, D.H., and Oh, J.R., 2005. Nationwide monitoring of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sediments from coastal environment of Korea. Chemosphere; 64, 1479-1488.

11. Lara, R., and Ernst, W., 1990. Sorption of polychlorinated biphenyls on marine sediments. The role of the organic carbon content. *Environmental Tech.* 11, 83-92.
12. Larsen, B., and Jensen, A., 1989. Evaluation of the sensitivity of sediment stations in pollution monitoring. *Marine Pollution Bulletin.* 20, 556-560.
13. Marth, P., Oxynos, K., Schmitzer, J., Schramm, K.W., and Kettrup, A., 1997. Levels of chlorinated hydrocarbons (CHC) in Breams *Abramis brama* from the river Elbe. *Chemosphere.* 34, 2183-92.
14. Najafpour, Sh., Farabi, S.M.V., Yousefian, M., Abbas Alkarkhi, F.M., and Ganjian, A., 2010. The Determination of Organo-chlorine Pesticides Residues in Chalus River Water by Multivariate Analysis. *Iran. J. Ener. Environ.* 1 (3), 222-227. Guelph ON: The International Programme on Chemical Safety (IPCS); PCS/95.39.
15. Pruell, R.J., Rubinstein, N.I., Taplin, B.K., Livolsi, J.A., and Bowen, R.D., 1993. Accumulation of polychlorinated organic contaminants from sediment by benthic marine species. *Arch Environ Contam Toxicol.* 24, 290-297.
16. Rencher, A., 2002. *Methods of Multivariate Analysis.* Second Edition, John Wiley & Sons, INC, publication.
17. Ritter, L., Solomon, K.R., Forget, J., Stemeroff, M., and O'Leary, C., 1995. A Review of the Persistent Organic Pollutants: DDT, aldrin, dieldrin, endrin, chlordane, heptachlor, hexachlorobenzene, mirex, toxaphene, polychlorinated biphenyls, dioxins and furans.
18. Schlummer, M., Moser, G.A., and McLachlan, M., 1998. Digestive trace absorption of PCDD/Fs, PCBs, HCB in humans: mass balance and mechanistic consideration: *Toxicology Applied Pharmacology.* 152, 128-137.
19. Seodergren, A., Djirsarai, R., Gharibzadeh, M., and Moinpour, A., 1978. Organochlorine residues in aquatic environments in Iran, 1974. *Pesticides Monitor. J.* 12, 81-86.
20. Svobodova, Z., Lloyd, R., Machova, J., and Vykusova, B., 1993. Water quality and fish health. EIFAC technical paper, No. 54.
21. Tolosa, I., Readman, J.W., Fowler, S.W., Villeneuve, J.P., Dachs, J., Bayona, J.M., and Albaiges, J., 1997. PCBs in the western Mediterranean. Temporal trends and mass balance assessment. *Deep-Sea Research II.* 44, 907-928.
22. UBA. Umweltbundesamt, 1993. *Date our Umbel.* Erich Schmidt Vela, Berlin. pp. 439-442.
23. UNEP/MAP, 2003. Riverine transport of water, sediments and pollutants to the Mediterranean Sea, MAP technical reports series, vol. 141. Athens, Greece: UNEP.
24. Winter, S., and Streit, B., 1992. Organochlorine compounds in a three-step terrestrial food chain. *Chemosphere.* 24, 1765-1774.
25. Zhang, G., Min, Y.S., Mai, B.X., Sheng, G., Fu, J.M., and Wang, Z.S., 1999. Time trend of BHCs and DDTs in a sedimentary core in Macao estuary, Southern China. *Mar. Poll. Bull.* 39 (1-12), 326-30.