



ارزشیابی فصلی بقایای آلاینده‌های آلی پایدار در آبهای تالاب بین‌المللی انزلی، ایران

اسلام جاودان خرد

دانش آموخته کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی دانشگاه تربیت مدرس

عباس اسماعیلی ساری

استاد دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی دانشگاه تربیت مدرس

نادر بهرامی فر

استادیار گروه شیمی دانشگاه پیام نور واحد ساری

تاریخ پذیرش: ۹۰/۱۱/۱۰

تاریخ ارسال: ۸۸/۱۱/۲۰

چکیده

آلاینده‌های آلی پایدار مانند آفت‌کش‌های آلی کلره و بی‌فنیل‌های پلی‌کلرینه یکسری مواد هستند که در همه اجزای محیط زیست یافت می‌شوند. بطور کلی این ترکیبات به وسیله فعالیت‌های انسانی، از راه‌های متفاوتی تولید می‌شوند. این مواد بخاطر ویژگی‌های جهش‌زایی، سرطان‌زایی و سمیت بالایی که دارند برای محیط زیست و موجودات زنده خطرناک هستند. در این مطالعه غلظت ۷ ایزومر HCB، HCHs، DDTs، PCBs، هپتاکلر، آلدین، دیلدین و آندوسولفان در آب تالاب بین‌المللی انزلی در استان گیلان در دو فصل (زمستان و بهار) بوسیله دستگاه کروماتوگرافی گازی مجهز به آشکارساز رباینده الکترون انجام شد. در میان ترکیبات بی‌فنیل‌های پلی‌کلره، ایزومرهای ۲۸ و ۱۳۸ به ترتیب بیشترین و کمترین میزان را داشتند. همچنین ایزومر β -HCH در میان HCHs، هپتاکلر اپوکسید در میان ترکیبات سیکلودین‌ها و p,p' -DDE در میان DDTs، آفت‌کش‌های آلی کلره‌ی غالب موجود در نمونه‌های آب بودند. در تمام نمونه‌ها متوسط غلظت آفت‌کش‌های آلی کلره بیشتر از بی‌فنیل‌های پلی‌کلره بود، که این نشان از غالب بودن فعالیت‌های کشاورزی نسبت به صنعتی در منطقه دارد.

در تمام نمونه‌ها غلظت‌های OCPs و PCBs در بهار بیشتر از زمستان بود. همچنین تفاوت معنی‌داری بین سه منطقه تالاب پیدا شد ($P < 0.05$). غلظت‌های OCPs و PCBs در تمام نمونه‌های شرق بیشتر از مرکز و غرب بود.

واژه‌های کلیدی: آلاینده‌های آلی پایدار، آفت‌کش‌های آلی کلره، بی‌فنیل‌های پلی‌کلره، تالاب انزلی

مقدمه

آلاینده‌های آلی پایدار که به اختصار POPs خوانده می‌شوند ترکیباتی با گسترش وسیع در محیط زیست می‌باشند که به عنوان یکی از مشکلات آلودگی جهانی شناخته می‌شوند، آفت کش‌های آلی کلره و ترکیبات بی‌فنیل‌های پلی‌کلره دو نوع از آلاینده‌های آلی پایدار هستند که در این تحقیق مورد مطالعه قرار می‌گیرند.

آفت‌کش‌های آلی کلره (OCPs)^۱ شامل ددت و متابولیت‌های آن، هگزاکلروسیکلوپنتان و ایزومرهای آن (آلفا، بتا و گاما)، هگزا کلرو بنزن و حشره‌کش‌های سیکلودین (دیلدرین و آلدین و غیره) می‌باشند (واکر، ۲۰۰۱). این مواد یکی از مهمترین آلاینده‌های آلی پایدار و دست‌ساز انسانی هستند که به خاطر سمیت خیلی زیاد، پایداری و تجمع آنها در زنجیره غذایی باعث زیان‌هایی به اکوسیستم و سلامتی انسان‌ها شده‌اند (Nakata و همکاران، ۱۹۹۸). از اثرات این مواد سمی بر روی موجودات زنده می‌توان تأثیر مخرب بر زایمان (Edwards، ۱۹۸۷) اختلال در غدد درون ریز، تخریب سیستم ایمنی بدن و ایجاد سرطان (WWF، ۱۹۹۹) تأثیر مستقیم بر روی موجودات غیر هدف مثل پرندگان و ماهی‌ها و تأثیرات غیرمستقیم مانند حذف دشمنان طبیعی (Gitahi و همکاران، ۲۰۰۲) و کم خونی مزمن، بیماری‌های استخوانی، بیماری‌های embryologic و teratogenic (Castilho) و همکاران، ۲۰۰۰) را نام برد. مهمترین راه ورود این مواد به محیط زیست شامل منابع غیر نقطه‌ای، فاضلاب‌های صنعتی، رسوبات خشک و تر از اتمسفر است. بنابراین بقایای آفت‌کش‌های آلی کلردار ممکن است سرانجام از طریق مصرف آب آشامیدنی، مصرف ماهی یا مواد غذایی کشاورزی وارد بدن انسان‌ها شوند (Iwata و همکاران، ۱۹۹۳).

ترکیبات بی‌فنیل‌های پلی‌کلره، گروهی از مواد شیمیایی آلی سنتزی هستند که توسط کلردار کردن بی‌فنیل تولید می‌شوند. در حالت خالص، سفید رنگ و کریستاله می‌باشند و ترکیبات صنعتی آنها، به صورت مایع بی‌رنگ است. PCBs در صنایعی مانند کارخانه‌های تولید لامپ‌های فلورسانت، پلاستیک، تولید چسب، کاغذهای کپی بدون

کربن، لوازم آرایشی، منسوجات، ترانسفورماتورها و خازن‌ها کاربرد دارند، که پساب این کارخانه‌ها سبب آلودگی محیط زیست می‌شوند (Roos، ۲۰۰۴). در میان ۲۰۹ ترکیب PCBs، هفت ترکیب آن با شماره‌های (۲۸، ۵۲، ۱۰۱، ۱۱۸، ۱۳۸، ۱۵۳، ۱۸۰) به‌عنوان شاخص آلودگی PCBs در دریاها، تالاب‌ها و مناطق ساحلی مورد مطالعه قرار می‌گیرند (Coelhan و همکاران، ۲۰۰۶). این ترکیبات در زنجیره غذایی آبی موثرتر از خاکی منتقل می‌شوند. غلظت PCBs در ماهی‌ها می‌تواند تا ۱۰۰۰۰۰ برابر بیشتر از غلظت آنها در آبهای احاطه‌کننده ماهی برسد (مخیر، ۱۳۸۱).

مواد خوراکی دریایی مهمترین منبع برای ورود PCBs به بدن انسان‌ها هستند (Fattore و همکاران، ۲۰۰۶). این سموم اثرات مخربی مانند، عدم ترشح غدد درون ریز، اثرات استروژنی (Munoz-de-Toro و همکاران، ۲۰۰۶)، اثر بر سلولهای نورونی، کاهش سطح انتقال دهنده عصبی دوپامین، اختلال در هموستازی کلسیم (Tilson و همکاران، ۱۹۹۸) و تغییر رفتارهای عصبی (Scf، ۲۰۰۱) بر موجودات زنده دارند. تجمع این سموم در بافتهای ماهی در نتیجه جذب مستقیم آنها از آب (تغلیظ زیستی)^۳ یا از طریق مواد غذایی (بزرگنمایی زیستی)^۴ است و این دو فرایند سرانجام بستگی به ضریب آبگریزی هر یک از این سموم دارد (Fisk و همکاران، ۱۹۹۸).

با توجه به حجم بالای فعالیت های کشاورزی در شمال کشور و مصرف ۶۰ درصد کل آفت کش‌های کشور بنظر می‌رسد، پایش و ارزیابی اکوسیستم‌های این ناحیه جهت مشخص شدن درجه سلامتی و بررسی خطر آلودگی در موجودات آنها امری ضروری است (Heidari, 2003).

هدف از این تحقیق: ۱- بررسی میزان آفت‌کش‌های آلی کلره (HCHs, cyclodiene, DDTs و HCB) و بی‌فنیل‌های پلی‌کلره (PCBs) در آب تالاب ۲- مقایسه بخش‌های مختلف تالاب از نظر میزان این آلاینده‌ها است ۳- مقایسه مقادیر اندازه‌گیری شده با استاندارد های بین المللی.

تفاوت این تحقیق با کارهای انجام شده داخلی و خارجی این است که، در ایران تا زمان انجام این تحقیق طبق بررسی‌های انجام گرفته کار مشابهی یا انجام نشده و

³ - Bioconcentration

⁴ - Biomagnification

¹ - Persistent Organic Pollutants

² - Organochlorine pesticides

مورد استفاده قرار گرفت و برای مقایسه میانگین‌ها و فواصل اطمینان از آزمون من‌ویتنی یو استفاده و برای مقایسه تفاوت آلودگی در دو فصل از آزمون t-جفتی استفاده شد.

مواد و روش‌ها

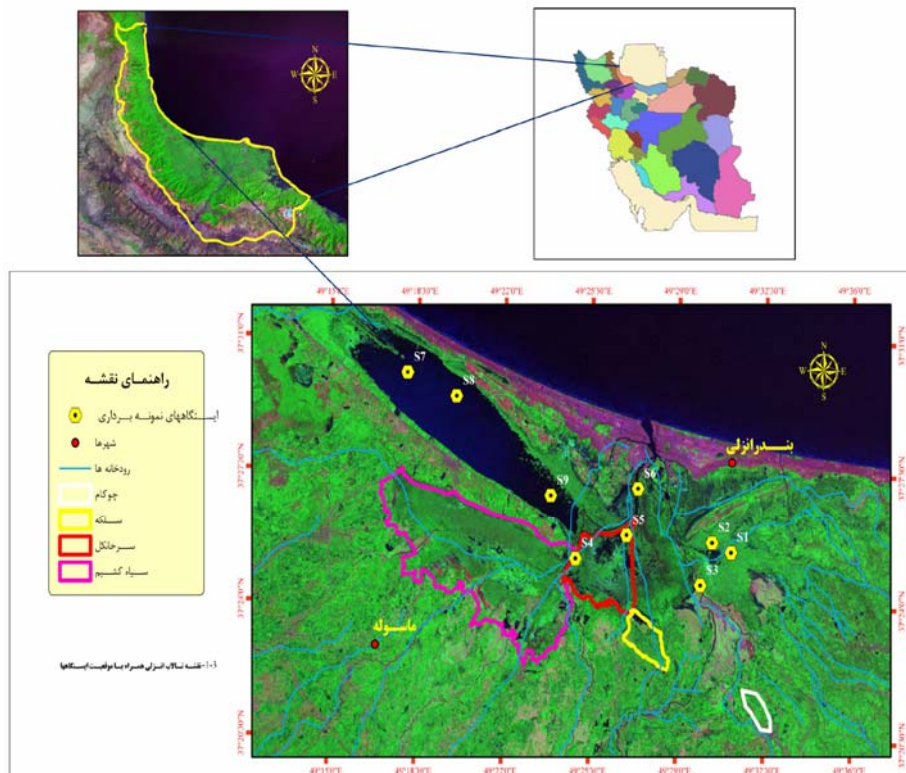
روش نمونه‌برداری

در این تحقیق ۹ ایستگاه (شماره‌های ۱ تا ۳ در منطقه شرق، ۳ تا ۶ در مرکز و ۶ تا ۹ در منطقه غرب) را در کل تالاب مشخص کردیم (انتخاب ایستگاه‌ها جهت پایش کامل تالاب به این صورت بود که هر یک از مناطق شرق، مرکز و غرب تالاب با استفاده از GPS به سه قسمت تقسیم و در هر یک از قسمت‌ها یک ایستگاه بطور تصادفی انتخاب شد همچنین موقعیت ایستگاه‌ها نسبت به منابع آلاینده انسانی و صنعتی هم در این انتخاب موثر بوده است). نمونه‌برداری آب از عمق ۵۰ cm با استفاده از دستگاه روتتر انجام شد و از هر ایستگاه ۳ نمونه آب برداشته و داخل ظرف شیشه به آزمایشگاه منتقل شدند. (موقعیت ایستگاه‌ها در شکل ۱ نشان داده شده است)

اگر هم احياناً انجام شده بر روی تالابها انجام نشده و اینکه این کار تقریباً مشابه چند کار خارجی انجام شده است که ما آنها را با هم ادغام کرده و در قالب یک مطالعه انجام داده-ایم از جمله: بررسی سموم OCPs و PCBs با همدیگر، مقایسه فصلی سموم، مقایسه مناطق مختلف تالاب با همدیگر که هر یک از این موارد در کارهای خارجی جدا بررسی شده است ولی ما در این تحقیق این موارد و موارد دیگر را در قالب یک تحقیق انجام داده‌ایم.

روش آنالیز آماری

آنالیز آماری توسط نرم افزار SPSS (version ۱۱/۵) انجام شد. بررسی تبعیت داده‌ها از توزیع نرمال توسط آزمون Kolmogrov-Smirnov انجام شد. برای مقایسه تفاوت آلودگی ایستگاه‌ها در صورت نرمال بودن داده‌ها از آنالیز واریانس یکطرفه (One-way ANOVA) استفاده شد، در این حالت چنانچه واریانس داده‌ها همگن بود، از آزمون Duncan و در غیر اینصورت آزمون Dunnet-T3 استفاده شد. در مواردی که داده‌ها نرمال نبودند یا امکان نرمال کردن آنها وجود نداشت، برای مقایسه کلی داده‌ها آزمون ناپارامتریک Kruskal-Wallis



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری در تالاب انزلی

آماده سازی نمونه‌ها

نمونه‌ها ابتدا با استفاده از صافی فیبر شیشه ای با منافذ ۰/۵ میکرو متری صاف شدند. جهت استخراج و پیش تغلیظ PCBs و سموم آلی کلره از کارتریج های فاز جامد (۱۲ ml) Oasis HLB Waters و حاوی یک گرم فاز پرکننده، تولید شرکت (Varian) استفاده شد. کارتریج ابتدا با ۱۰ ml متانول آماده سازی شده، سپس ۵۰۰ ml نمونه آب را که به آن ۷۵ µl استاندارد داخلی PCB۱۴۳ اضافه شده از داخل کارتریج با سرعت جریان ۱۰ ml/min عبور داده شد که در نتیجه آن ترکیبات PCBs و سموم آلی کلره موجود در داخل نمونه بر روی فاز ساکن جذب شدند پس از عبور نمونه، کارتریج با ۱۰ ml آب یون زدایی شده شسته شده و بدنبال آن با مکش هوا از داخل کارتریج به مدت ۵ دقیقه خشک شد. سپس ترکیبات جذب شده با دی کلرو متان شسته و جمع‌آوری شدند. سپس حلال دی کلرو متان جهت حذف آب موجود در آن با دو گرم نمک سولفات سدیم مخلوط شده بعد توسط جریان ملایمی از گاز نیتروژن تبخیر شده و در نهایت نمونه استخراج شده را به حجم ۵۰۰ µl رساندیم و در نهایت یک میکرولیتر از این محلول را به دستگاه کروماتوگرافی گازی (GC)^۵ تزریق کردیم (Zhang et. al. 2003).

آنالیز نمونه‌ها

شناسایی و اندازه‌گیری بقایای آفت‌کش‌ها و ترکیبات بی‌فیل‌های پلی کلره در نمونه‌ها به وسیله دستگاه GC مدل ۱۰۰۰ ساخت شرکت DANI (ایتالیا) مجهز به ستون کاپیلاری ۵ optima به طول ۶۰ متر، قطر داخلی ۰/۲۵ mm و ضخامت فیلم ۰/۲۵ µm و آشکار ساز بسیار حساس ECD انجام شد. دمای محل تزریق^۶ و آشکار ساز^۷ به ترتیب بر روی ۲۵۰ و ۳۰۰ درجه سانتیگراد تنظیم شد. شناسایی سموم و ترکیبات آلی کلره و PCBs موجود در نمونه‌ها از طریق مقایسه زمان بازداری پیک-های مشاهده شده در کروماتوگرام حاصل از نمونه با کروماتوگرام حاصل از تزریق محلولهای استاندارد انجام شد. غلظت هر کدام از سموم نیز با استفاده از عدد سطح زیر پیک نمونه‌ها و قرار دادن آن در معادله منحنی کالیبراسیون استاندارد سموم محاسبه شد و از نسبت سطح زیر پیک نمونه به سطح زیر پیک استاندارد داخلی به عنوان پاسخ تجزیه‌ای برای محاسبه غلظت استفاده شد (Eichelberger et. al. 1991).

نتایج

بررسی ترکیبات آلی کلردار (OCPs) در

نمونه‌ها

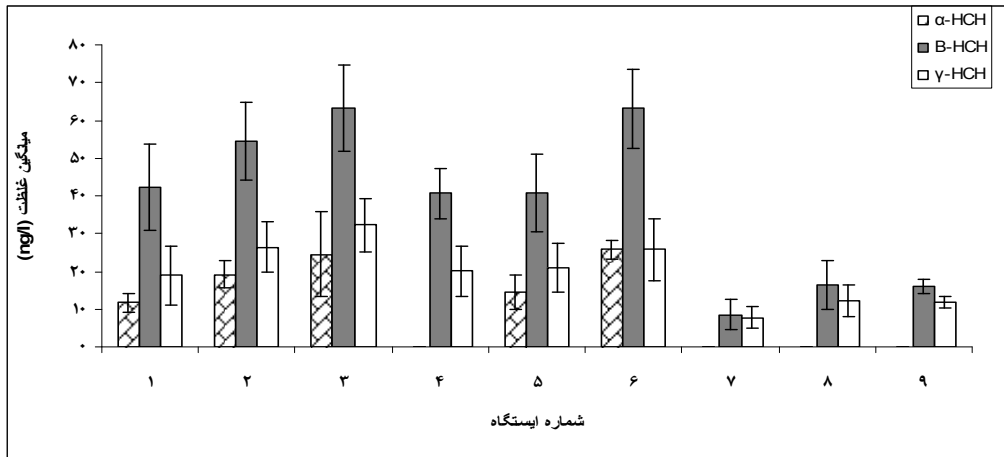
شکل‌های ۱ تا ۴ و همچنین ۶ تا ۹ میزان غلظت هر یک ترکیبات آلی کلردار را نشان می‌دهند. بطور کلی میزان HCHs, ΣCyclodiene, DDTs و HCB به ترتیب، ۱۱۹/۴۵ - ۲۴/۱۴ ng/l، ۱۴۷/۳۳ - ۲۴/۸۳ ng/l، ۱۶۳/۸۱ - ۵۵/۴۰ ng/l و ۲۸/۰۴ - ND^۸ در زمستان و ۱۵۰/۰۲ - ۴۵/۳۸ ng/l، ۱۹۲/۸۶ - ۴۸/۹۵ ng/l، ۲۰۶/۲۸ - ۶۰/۲۷ ng/l و ۴۰/۵۴ - ۱۰/۶۴ در بهار می‌باشند. در بین متابولیت‌های HCHs در نمونه‌ها β-HCH با محدوده غلظت ۳۱/۲۴ - ۸/۵۴ ng/l در زمستان و ۲۹/۲۹ - ۶۹/۲۹ ng/l در بهار بیشترین میزان و متابولیت α-HCH با غلظت ۲۴/۵۱ - ND ng/l در زمستان و ۳۸/۲۶ - ۸/۲۹ ng/l در بهار کمترین غلظت را دارند. و در بین سیکلودین‌ها ایزومرهای هپتاکلر اپوکسید و اندوسولفان، بترتیب با محدوده غلظت ۴۳/۵۰ - ۱۴/۹۷ ng/l و ۳۴/۰۴ - ۹/۸۸ ng/l در زمستان و ۴۸/۰۴ - ۱۶/۷۳ ng/l در بهار بیشترین میزان را دارند و آلدین هم با محدوده غلظت ۱۶/۲۱ - ND ng/l در زمستان و ۱۸/۰۶ - ND ng/l در بهار کمترین میزان را دارا هستند. همچنین در بین ۵ ایزومر DDTs، ایزومر p,p'-DDE با غلظت ۸۸/۶۳ - ۴۳/۵۹ ng/l در زمستان و ۶۸/۲۳ - ۲/۷۴ ng/l در بهار ترکیبی است که بیشترین میزان را دارند و کمترین میزان را هم ایزومر o,p'-DDE با غلظت ۱۷/۰۲ - ND ng/l در زمستان و o,p'-DDT با غلظت ۲۲/۶۱ - ND ng/l در بهار شامل می‌شوند.

^۵ - Gas - chromatography

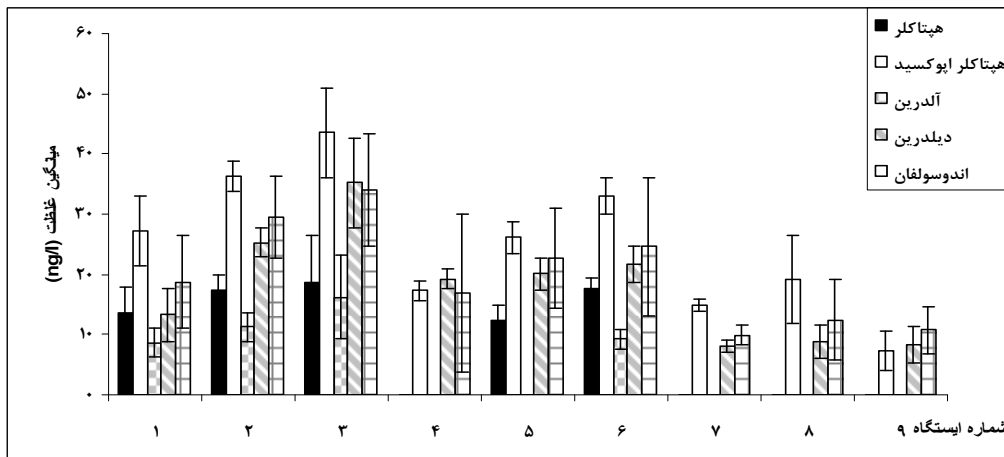
^۶ - Injector

^۷ - Detector

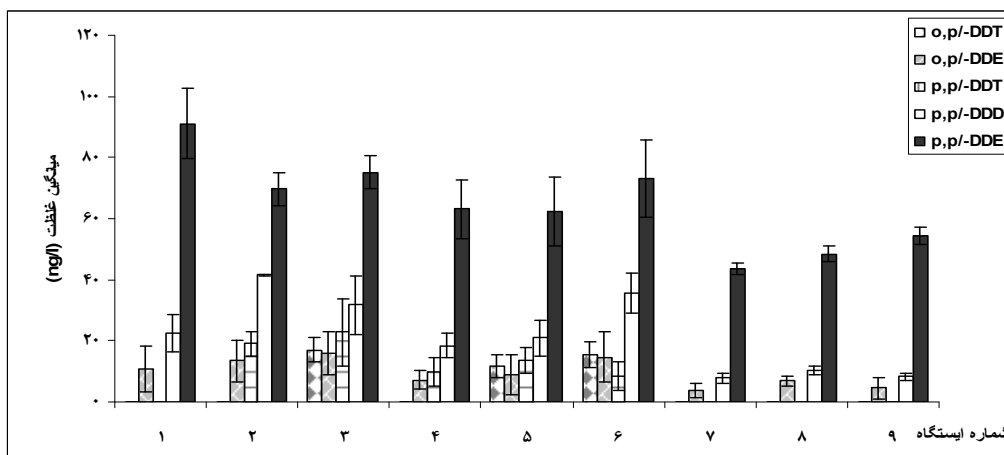
^۸ - Non Detect



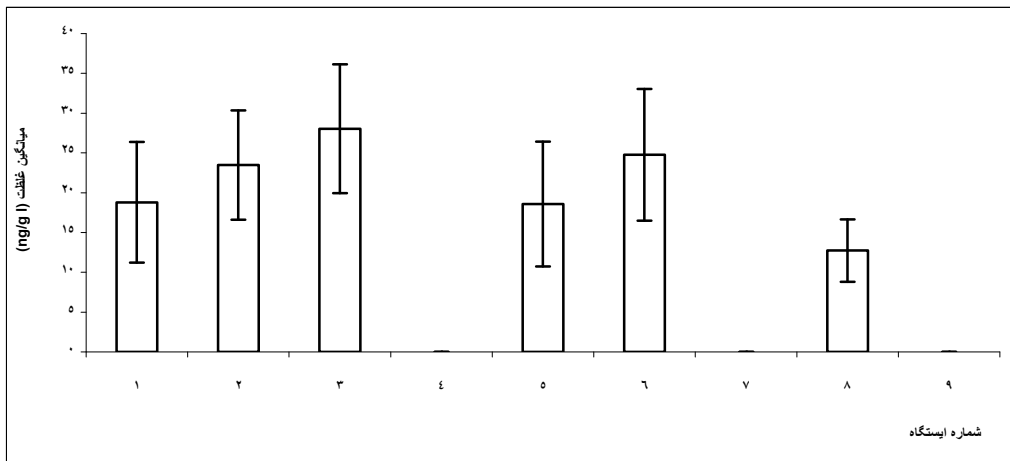
شکل ۱- غلظت ایزومرهای HCHs در نمونه‌های آب تالاب انزلی در فصل زمستان (انحراف معیار ± میانگین)



شکل ۲- غلظت ایزومرهای Σ cyclodiene در نمونه‌های آب تالاب انزلی در فصل زمستان (انحراف معیار ± میانگین)



شکل ۳- غلظت ایزومرهای DDTs در نمونه‌های آب تالاب انزلی در فصل زمستان (انحراف معیار ± میانگین)

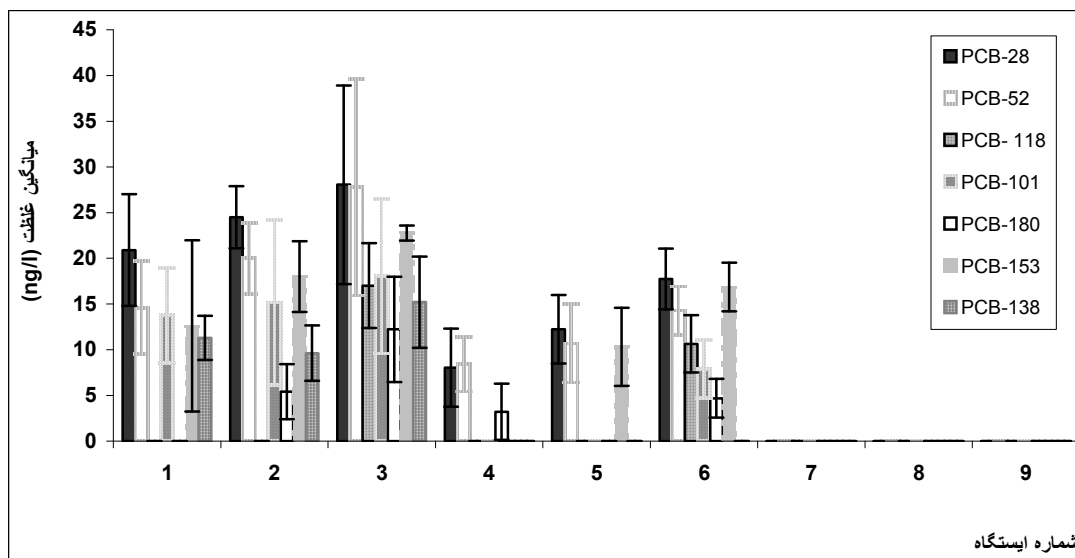


شکل ۴- غلظت ایزومرهای HCB در نمونه‌های آب تالاب انزلی در فصل زمستان (انحراف معیار ± میانگین)

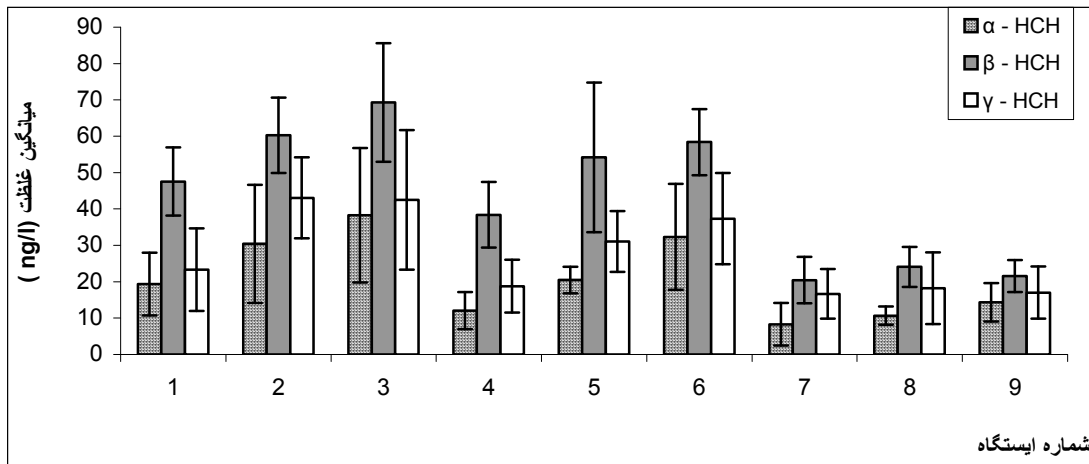
ND، ۱۲/۲۳ ng/l ، ND - ۱۸/۰۴ ng/l ، ND ، ۲۲/۷۷ ng/l ، ND - ۱۵/۲۱ ng/l در زمستان و ۲۶/۰۶ ng/l ، ND - ۳۳/۰۶ ng/l و ND - ۴۳/۰۶ ng/l ، ND - ۱۸/۰۷ ng/l ، ND - ۲۱/۰۵ ng/l ، ND ، ۲۶/۶۱ ، ND - ۱۸/۰۴ ng/l ، ND در بهار می‌باشند. در بین ایزومرهای PCBs در نمونه‌های دو فصل شماره‌های ۲۸ و ۱۳۸ به ترتیب بیشترین و کمترین میزان را دارا می‌باشند.

بررسی ترکیبات بی‌فنیل‌های پلی‌کلره (PCBs) در نمونه‌ها

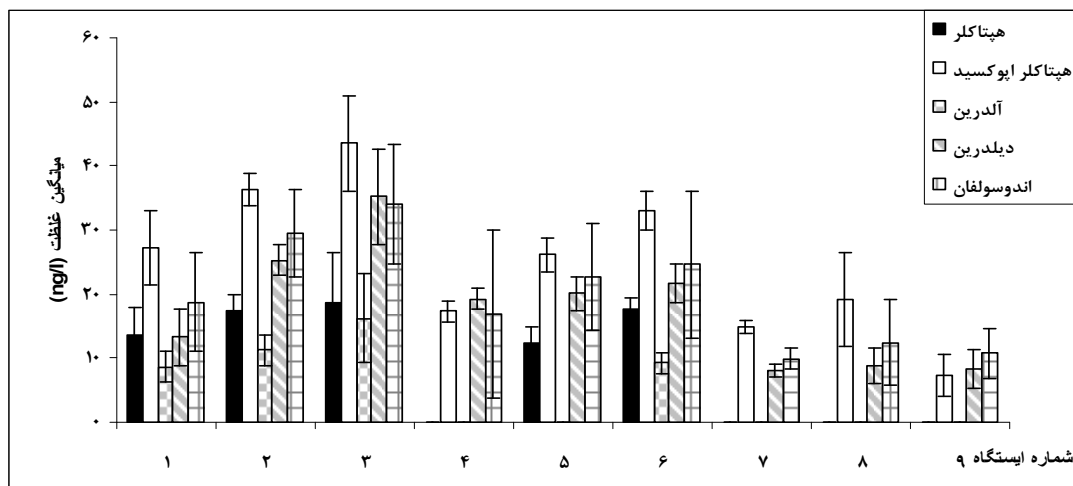
شکل‌های ۵ و ۱۰ میزان غلظت هر یک ترکیبات ایزومرهای بی‌فنیل‌های پلی‌کلره را نشان می‌دهند. بطور کلی میزان ایزومرهای PCB-۲۸ ، PCB-۵۲ ، PCB-۱۱۸ ، PCB-۱۰۱ ، PCB-۱۸۰ ، PCB-۱۵۳ ، PCB-۱۳۸ ، PCB-۱۷۰/۲ ، ND - ۲۷/۷۷ ng/l و ND - ۲۸/۰۵ ng/l به ترتیب با محدودهای غلظت ، ng/l ،



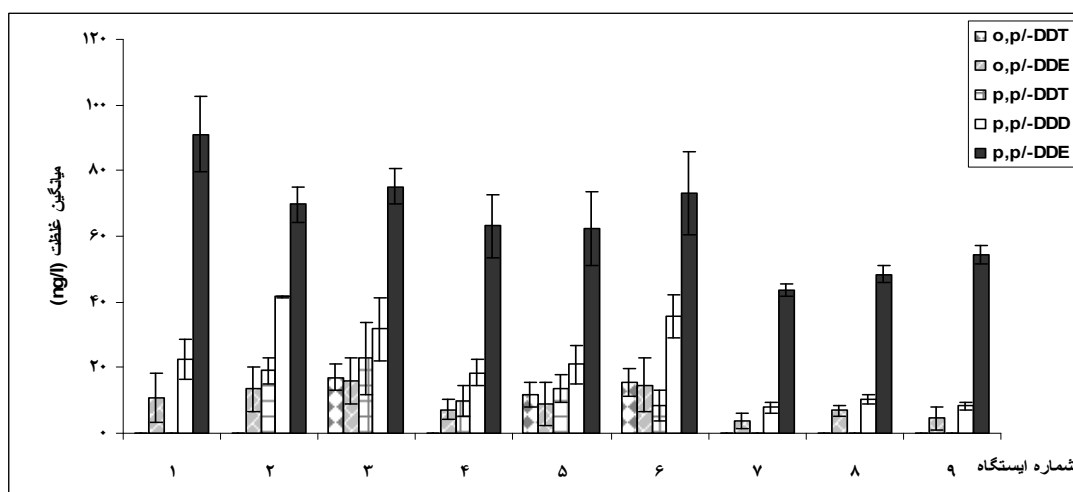
شکل ۵- غلظت ایزومرهای PCBs در نمونه‌های آب تالاب انزلی در فصل زمستان ، (انحراف معیار ± میانگین)



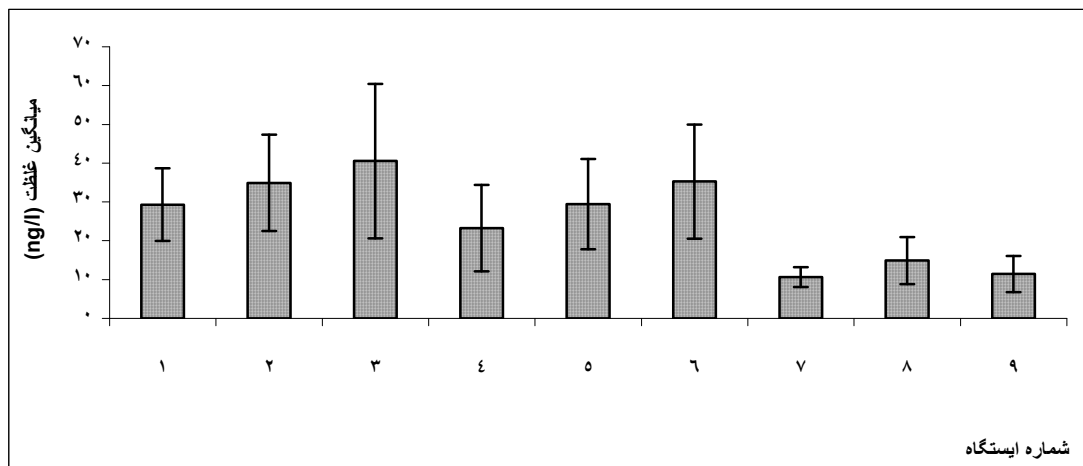
شکل ۶- غلظت ایزومرهای HCHs در نمونه‌های آب تالاب انزلی در فصل بهار (انحراف معیار ± میانگین)



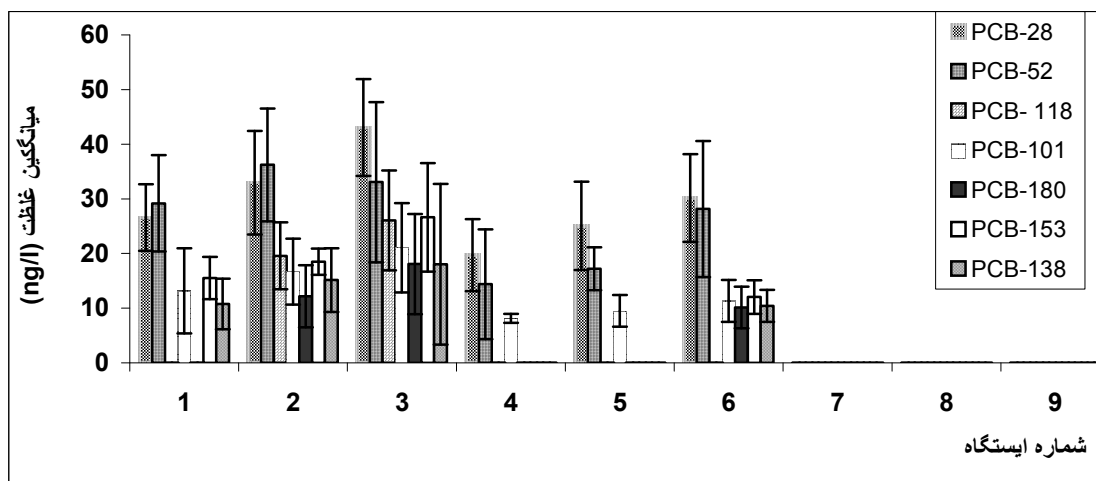
شکل ۷- غلظت ایزومرهای Σ cyclodiene در نمونه‌های آب تالاب انزلی در فصل بهار (انحراف معیار ± میانگین)



شکل ۸- غلظت ایزومرهای DDTs در نمونه‌های آب تالاب انزلی در فصل بهار (انحراف معیار ± میانگین)



شکل ۹- غلظت ایزومرهای HCB در نمونه‌های آب تالاب انزلی در فصل بهار (انحراف معیار ± میانگین)



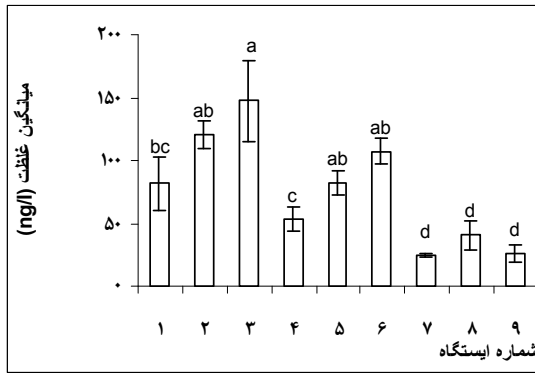
شکل ۱۰- غلظت ایزومرهای PCBs موجود در نمونه‌های آب تالاب انزلی، در فصل بهار (انحراف معیار ± میانگین)

واقع در منطقه شرق و بعد از این دو، ایستگاه ۶ در مرکز دارای بیشترین میزان و ایستگاه‌های شماره ۷ و ۹ در غرب دارای کمترین میزان از آلاینده‌های HCHs، DDTs، cyclodiene و HCB و PCBs بودند.

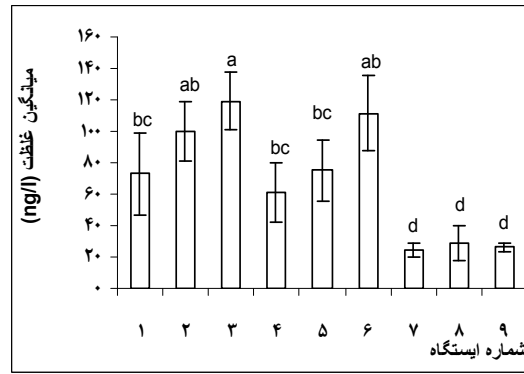
مقایسه ترکیبات OCPs و PCBs در بین

ایستگاه‌ها

با توجه به شکل‌های شماره ۱۱ تا ۱۵ تفاوت معنی داری بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده در تالاب از نظر آلاینده‌های مورد بررسی وجود دارد و ایستگاه‌های شماره ۲ و ۳

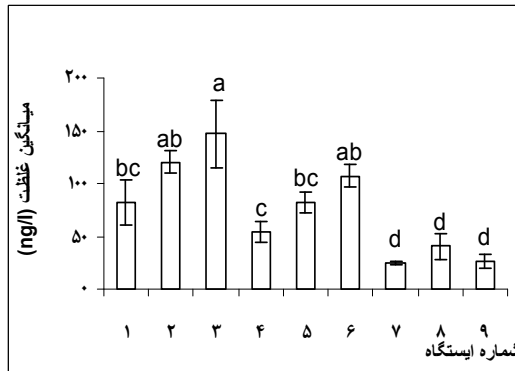


(a)

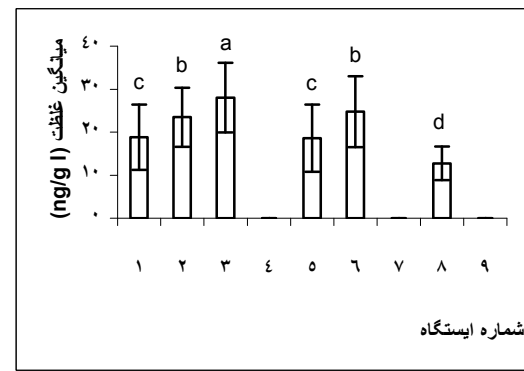


(b)

شکل ۱۱- تفاوت بین ایستگاه‌ها از نظر آلاینده‌های موجود در نمونه‌های آب در فصل زمستان، HCHs (a)،
 Σcyclodiene (b) (حروف غیر یکسان نشان دهنده تفاوت معنی‌دار بین ایستگاه‌هاست) ($P < 0.05$)

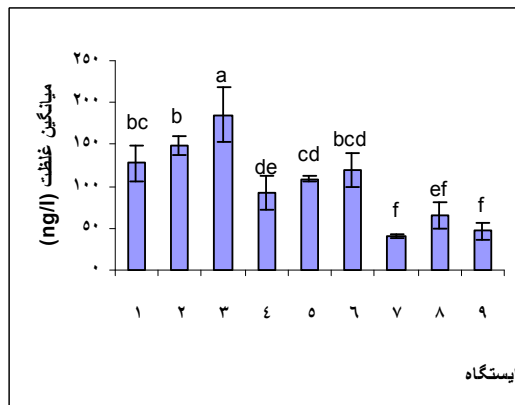


(c)

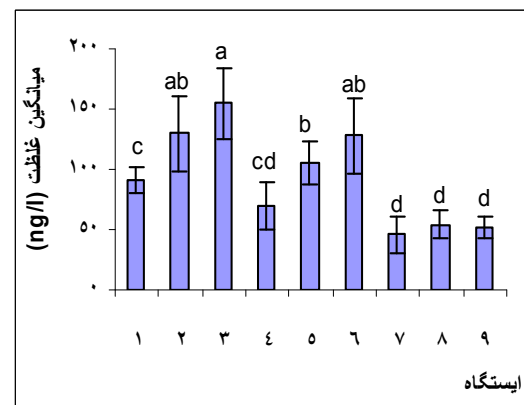


(d)

شکل ۱۲- تفاوت بین ایستگاه‌ها از نظر آلاینده‌های موجود در نمونه‌های آب در فصل زمستان، DDTs (c) و
 HCB (d) (حروف غیر یکسان نشان دهنده تفاوت معنی‌دار بین ایستگاه‌هاست) ($P < 0.05$)

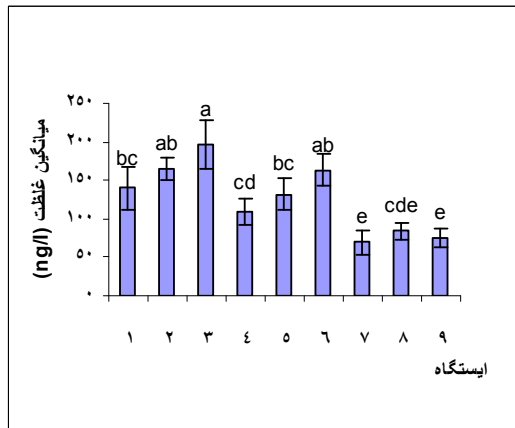


(b)

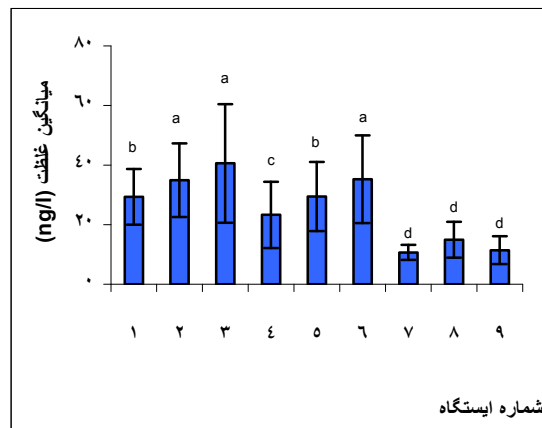


(a)

شکل ۱۳- تفاوت بین ایستگاه‌ها از نظر آلاینده‌های موجود در نمونه‌های آب در فصل بهار، HCHs (a)،
 Σcyclodiene (b) (حروف غیر یکسان نشان دهنده تفاوت معنی‌دار بین ایستگاه‌هاست) ($P < 0.05$)

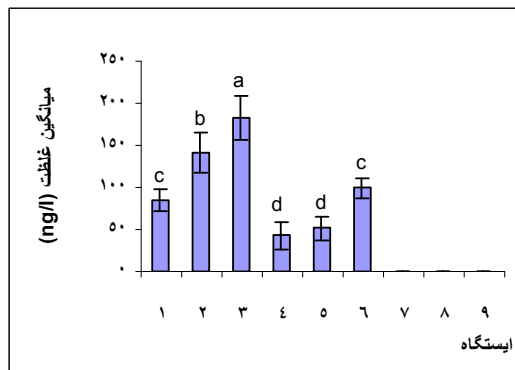


(d)

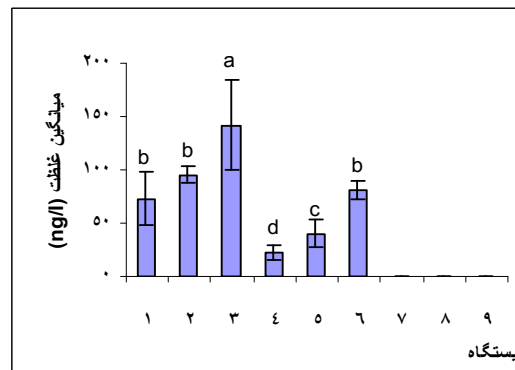


(c)

شکل ۱۴- تفاوت بین ایستگاه‌ها از نظر آلاینده‌های موجود در نمونه‌های آب در فصل بهار DDTs (c) و HCB (d) (حروف غیر یکسان نشان دهنده تفاوت معنی‌دار بین ایستگاه‌هاست) ($P < 0.05$)



(b)



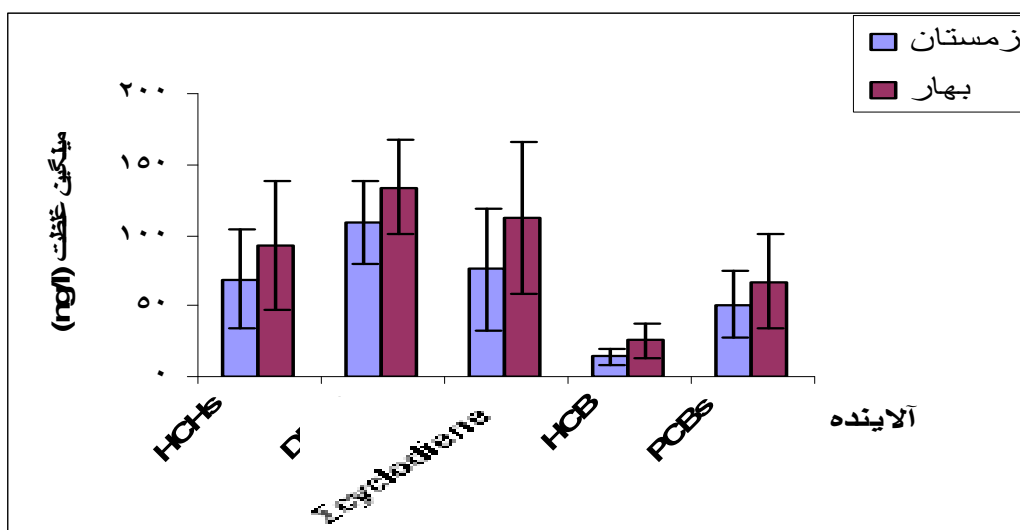
(a)

شکل ۱۵- تفاوت بین ایستگاه‌ها از نظر PCBs موجود در نمونه‌های آب در فصل زمستان (a) و بهار (b)، (حروف غیر یکسان نشان دهنده تفاوت معنی‌دار بین ایستگاه‌هاست) ($P < 0.05$)

فصل زمستان افزایش پیدا کرده‌اند و اینکه سموم PCBs نسبت به OCPs (HCHs, DDTs, Cyclodiene) و HCB از میزان کمتری برخوردار هستند.

مقایسه فصلی ترکیبات OCPs و PCBs در نمونه‌های آب

با نگاهی به شکل ۱۶ مشاهده می‌شود که بطور کلی در نمونه‌های آب تالاب همه آلاینده‌ها در فصل بهار نسبت به



شکل ۱۶- مقایسه آلاینده‌های موجود در آب تالاب انزلی در دو فصل زمستان و بهار

سازمان تحقیقات آفات و بیماری‌های گیاهی کشور (بی نام، ۱۳۸۷) و البته تحقیق de Mora و همکاران (۲۰۰۴) بر روی رسوبات دریای خزر مبنی بر مصرف سالانه مقدار زیادی از سم اندوسولفان با نام تجاری تیودان در استانهای شمالی در مزارع و درختان میوه و صیفی جات این موضوع را تأیید می‌کند و از طرفی هپتاکلر که یک آلاینده آلی پایدار است و توانایی بزرگنمایی زیستی در زنجیره غذایی را دارد (Perez-Ruzaffa و همکاران، ۲۰۰۰) در طبیعت به دلیل تجزیه، بیشتر به شکل اپوکسید دیده می‌شود، بنابراین به نظر می‌رسد بالا بودن میزان هپتاکلر اپوکسید نسبت به هپتاکلر به این دلیل باشد، البته یکی دیگر از دلایل وجود میزان بالای این سم در تالاب را می‌توان ورود آن از طریق خاک‌های آلوده و مصارف خانگی جهت مقابله با حشرات دانست (Leong و همکاران، ۲۰۰۷)

با مقایسه آلدین و دیلدین در نمونه‌ها مشخص می‌شود که در هر دو فصل مقدار دیلدین بیشتر از آلدین بوده است. می‌دانیم که آلدین در محیط خیلی سریع تغییر شکل داده و به دیلدین که خیلی سمیت بیشتری دارد تبدیل می‌شود (Falandyz و همکاران، ۱۹۹۸)، به نظر می‌رسد بالاتر بودن ایزومر دیلدین در نمونه‌ها بدلیل مصرف آلدین در گذشته بوده که تبدیل به دیلدین شده است.

با نگاهی به نمودارها می‌بینیم در تمام نمونه‌های آب میزان ایزومرهای o,p' -DDT کمتر از ایزومرهای p,p' -DDT است در توجیه این مطلب می‌توان گفت که، در

بحث

بر اساس این مطالعه ایزومر بتا (β -HCH) در بین سه ایزومر HCHs بیشترین میزان را در نمونه‌های هر دو فصل داشت که در توضیح این مطلب می‌توان گفت، بطور کلی توزیع ایزومرها درهگزاکلروسیکلوهگزان صنعتی که بعنوان کشنده طیف وسیعی از آفت‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد به صورت: (α -HCH (۷۰-۵۵ درصد)، β -HCH (۱۴-۱۲ درصد) و γ -HCH (۶-۵ درصد) است در حالیکه میزان ایزومر گاما در لیندان بیش از ۹۹ درصد می‌باشد (Zhang و همکاران، ۲۰۰۳). بنابراین بالا بودن میزان ایزومر β -HCH یا بدلیل فشار بخار پایین و تجزیه پذیری پایین آن در مقایسه با دیگر ایزومرها است (Willet و همکاران، ۱۹۹۸)، یا تبدیل ایزومرهای آلفا و گاما به ایزومر بتا می‌باشد (Wu و همکاران، ۱۹۹۷).

از دیگر دلایل وجود میزان بالای ایزومر β -HCH آب تالاب را می‌توان ورود این سم به بدنه آب از طریق رسوبات نام برد به این صورت که در رسوبات ایزومرهای α و γ به β تبدیل شده را و از طریق سوسپانسیون، دوباره از رسوبات به بدنه آب وارد می‌شوند (Wurl و همکاران، ۲۰۰۶)

اما علت زیاد بودن میزان دو سم اندوسولفان و هپتاکلر اپوکسید در بین سیکلودین‌ها می‌تواند بخاطر مصرف زیاد دو سم اندوسولفان و هپتاکلر در منطقه باشد، بطوریکه گزارش

مجموع نسبت ایزومر o,p' -DDT به p,p' -DDT می-تواند برای ارزیابی منابع DDT بکار روند (Li و همکاران، ۲۰۰۷)، پایین بودن این نسبت، نشان می‌دهد که منشأ DDT در این منطقه یا مصرف DDT صنعتی است، یا این سم همراه دیگر تولیدات وارد محیط شده است (Wei و همکاران، ۲۰۰۸).

بطور کلی هنگامیکه p,p' -DDT بوسیله میکروارگانیزمها تحت شرایط هوایی تجزیه می‌شوند ایزومر p,p' -DDE و وقتی تحت شرایط بی‌هوایی تجزیه می‌شود ایزومر p,p' -DDD مهمترین ترکیبی است که بدست می‌آید بطوریکه نسبت DDE/ DDD می‌تواند بعنوان شاخصی برای تغییر شکل DDT تحت شرایط اکسایش- کاهش متفاوت بکار رود (Zhang و همکاران، ۱۹۹۹؛ Wurl و Obbard، ۲۰۰۵). در این تحقیق این میزان برای نمونه‌های آب ۲/۴۴-۵/۶۳ می‌باشد، پس وجود شرایط هوایی جهت تجزیه DDT می‌تواند دلیل زیاد بودن ایزومر p,p' -DDE در این تالاب باشد.

مطلب دیگری را که در توجیه زیاد بودن ایزومر p,p' -DDE می‌توان گفت این است که وجود تنوع گونه‌ای زیاد و متفاوت کفزی عامل مهمی است که می‌تواند فرایند تجزیه زیستی را سرعت ببخشد (Pandiet و همکاران، ۲۰۰۱) و در نتیجه میزان ایزومر p,p' -DDE زیادتر شود. همچنین در توجیه این مطلب می‌توان گفت که مهمترین ترکیبی که از کلرزادایی p,p' -DDT بدست می‌آید ایزومر p,p' -DDE می‌باشد که به سختی تجزیه شده و به ترکیب دیگری تبدیل می‌شود (Pereira و همکاران، ۱۹۹۶؛ Dannenberg و همکاران، ۱۹۹۶).

نمونه‌های ۵ و ۱۰ الگوی متفاوتی از میزان تجمع ۷ ترکیب شاخص PCBs در آب تالاب انزلی را در فصول زمستان و بهار نشان می‌دهند. همانطور که مشاهده می‌شود در نمونه‌های آب ایزومرهای ۲۸ و ۵۲ بیشترین میزان را دارا هستند، بطوریکه این دو ایزومر بیش از ۵۰ درصد از کل PCBs را شامل می‌شوند که در بیان دلیل این موضوع می‌توان گفت که بطور کلی PCBs با درصد کلر پایین در مقایسه با PCBs با درصد کلر بالا حلالیت بیشتری در آب دارند، در نتیجه ممکن است به میزان بیشتری در آب یافت شوند (Covaci و همکاران، ۲۰۰۶)، همچنین این ایزومرها دارای حرکت و جابجایی بیشتری از بستر تالاب و دریاچه‌ها به داخل محیط آبی می‌باشند (Voorspoels و همکاران، ۲۰۰۴)، از طرفی بالاتر بودن غلظت ترکیبات

PCB با میزان کلر کمتر، می‌تواند نشان دهنده وجود منبع PCB در نزدیکی منطقه مورد مطالعه باشد (Fu و Wu، ۲۰۰۵).

بطور کلی در این مطالعه میزان سم HCB از دیگر سموم آلی کمتر می‌باشد ولی بنظر می‌رسد وجود این سم در منطقه نه تنها به خاطر خاصیت قارچ‌کشی آن بعنوان آفت-کش می‌باشد، بلکه این سم همراه محصولات شیمیایی و صنعتی دیگر بعنوان محصول همراه، و همچنین از طریق سوختن زباله‌ها و ته‌نشینی به منابع آبی، وارد محیط زیست می‌شود (Van-Birgele، 1998; Baily، 2001).

نکته دیگر اینکه این سم ممکن است به‌عنوان ناخالصی همراه آفت‌کش‌های کلره باشد و به احتمال بیشتر اینکه از مناطق با آلودگی بیشتر توسط اتمسفر به محیط‌های با آلودگی کمتر منتقل شود (Jaward et. al، 2004).

اما در شکل‌های ۱۱ تا ۱۵ می‌توان مشاهده کرد که بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده تفاوت معنی‌داری از نظر میزان آلاینده‌های مورد بررسی وجود دارد که درباره علت این تفاوت می‌توان گفت که طبق گزارش سازمان کشاورزی استان گیلان، حدود ۳۲ درصد از کل محصولات کشاورزی استان گیلان در سه شهرستان رشت، صومعه سرا و انزلی که در اطراف تالاب انزلی (مرکز و شرق تالاب)، قرار گرفته‌اند واقع شده است و از این مقدار حدود ۲۱ درصد، متعلق به شهرستان رشت است (بی‌نام، ۱۳۸۷). از طرف دیگر طبق آمار سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی استان گیلان، این سه شهرستان حدود ۵۳ درصد از کل جمعیت استان را شامل می‌شوند و از این میزان شهرستان رشت بیش از ۴۱ درصد جمعیت استان را دارا می‌باشد (بی‌نام، ۱۳۸۵) و از آنجائیکه این شهرستان در حوزه بخش شرقی تالاب قرار گرفته است و اینکه فاضلاب‌های این شهر و انزلی از طریق رودخانه‌های بخش شرقی، مخصوصاً رودخانه پیربازار (ایستگاه شماره ۳) به این بخش می‌ریزند، بنابراین بنظر می‌رسد بالا بودن میزان غلظت سموم در این بخش می‌تواند بدلیل فعالیت‌های کشاورزی زیاد و فاضلاب‌های تصفیه نشده انسانی باشد. اما در تالاب انزلی، آب قسمتهای شرق و غرب تالاب وارد بخش مرکزی شده و نهایتاً از این منطقه و مخصوصاً ایستگاه شماره ۶ واقع در مرکز تالاب، وارد دریای خزر می‌شوند، بنابراین از آنجائیکه ایستگاه‌های شماره ۵ و ۶ واقع در مرکز تالاب جایگاه نهایی آلاینده‌ها قبل از ورود به دریا هستند بنظر می‌رسد بالا بودن غلظت سموم در این دو ایستگاه به این دلیل باشد، ولی در

۰/۵۲ برای هپتاکلر، ۰/۵۲ $\mu\text{g/l}$ برای هپتاکلر اپوکسید، ۲ $\mu\text{g/l}$ برای لیندان و ۱/۱ $\mu\text{g/l}$ در آب برای p,p' - DDT جهت اثرات حاد بر ارگانیزم‌های آب شیرین معرفی شده است (Hamilton et. al. 2003)، که در این مطالعه غلظت سموم ذکر شده در آب کمتر از این حدود است.

منابع

- ۱- بی‌نام، ۱۳۸۵: گزارش سازمان مدیریت و برنامه ریزی کشور، سرشماری نفوس و مسکن.
- ۲- بی‌نام، ۱۳۸۷: گزارش سازمان تحقیقات دفع آفات و نباتات گیاهی کشور، سازمان جهاد کشاورزی.
- ۳- مخیر، ب.، ۱۳۸۱: بیماری‌های ماهیان پرورشی. چاپ چهارم، انتشارات دانشگاه تهران، ۵۹۹ ص
- ۴- واکر، سی. اچ.، ۲۰۰۱: آلاینده‌های آلی از دیدگاه سم شناسی محیطی، مترجم: دبیری م.، انتشارات دانشگاه شهید بهشتی، ۴۰۰ ص.

5- Bailey, R.E., 2001: Global hexachlorobenzene Emissions. Chemosphere, Vol 43: 167-82.

Castilho, J.A.A., N. Fenzlb., S.M. Guillenc, and F.S. Nascimento. 2000: Organochlorine and organophosphorus pesticide residues in the Atoya river basin, Chinandega, Nicaragua. Environmental Pollution, Vol. 110: 523-533

6- Coelhan, M., J. Strohmeier, and H. Barlas. 2006: Organochlorine Levels in Edible Fish from the Marmara Sea, Turkey, Environment International, Vol 32 : 775-780.

7- Corsolini, S., N. Ademollo., T. Romeo., S. Greco, and S. Focardi. 2005: Persistent Organic Pollutants in Edible Fish: a Human and Environmental Health Problem: Microchemical Journal, Vol. 79: 115-123.

8- Covaci, A., A. Gheorghe., O. Hulea, and P. Schepens. 2006: Levels and Distribution of Organochlorine Pesticides, Polychlorinated Biphenyls and Polybrominated Diphenyl ethers in Sediments and Biota from the Danube Delta, Romania, Environmental Pollution, Vol. 140 :136-14.

9- Dannenberger, D., and A. Lerz. 1996: Polychlorinated Biphenyls (PCB) and Organochlorine Pesticides in Sediments of the Baltic and coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, German Journal of Hydrography, Vol 48: 5-26.

10- De Mora, S., J.P. Villeneuve., M.R. Sheikholeslami., C. Cattini, and I. Tolosa. 2004: Organochlorinated Compounds in Caspian Sea

قسمت غرب که مرکز اصلی صید ماهی در این تالاب است احتمالاً بدلیل عدم وجود زمین‌های کشاورزی زیاد در این منطقه و محصور نبودن در مناطق پر جمعیت و شهری علت اصلی کم بودن غلظت سموم در این منطقه است. از طرفی تجمع اصلی شهرک‌های صنعتی و مراکز تجاری شهرهای رشت و انزلی مانند واحدهای چینی سازی، لامپ مهتابی، باطری سازی، کارخانه‌های رنگ‌سازی، پلاستیک‌سازی، کارخانه‌های لبنیات و کشتارگاه‌های شهرهای رشت و انزلی که همه این صنایع از منابع تولید PCBs هستند در ناحیه شرق قرار دارند و فاضلاب این صنایع و شهرها وارد بخش شرقی تالاب (مخصوصاً ایستگاه شماره ۳ در این مطالعه) می‌شوند، بنابراین، بالا بودن میزان غلظت PCBs در ناحیه شرق و ایستگاه شماره ۳ می‌تواند به این دلیل باشد.

اما در مورد مقایسه فصلی OCPS و PCBs باید گفت که با توجه به شروع فعالیت‌های کشاورزی در منطقه از اوایل فصل بهار و اینکه نمونه‌برداری این تحقیق در اواخر خردادماه انجام گرفت بنظر می‌رسد یکی از دلایل زیاد بودن آلاینده‌ها در فصل بهار نسبت به زمستان می‌تواند مصرف سموم بخاطر فعالیت‌های زیاد کشاورزی و همچنین بالا بودن درجه حرارت در این فصل و در نتیجه حلالیت بیشتر این مواد باشد. از طرف دیگر با توجه به وجود بارش‌های زیاد در فصل زمستان نسبت به فصول دیگر، رقیق شدن غلظت آلاینده‌ها در محیط‌های آبی در این فصل می‌تواند از دلایل دیگر کمتر بودن غلظت آلاینده‌ها در فصل زمستان نسبت به بهار باشد (Covaci و همکاران، ۲۰۰۶).

اما با توجه به نمودار شماره ۱۶ مشاهده می‌شود که در بین آلاینده‌ها، سموم DDTs نسبت به دیگر سموم بیشترین میزان را دارا هستند که این موضوع نشان از مصرف زیاد این سموم در منطقه دارد و اینکه بنظر می‌رسد بدلیل غالب بودن فعالیت‌های کشاورزی نسبت به فعالیت‌های صنعتی در منطقه، غلظت آفت‌کش‌های آلی کلره در این تحقیق بیشتر از بی‌فنیل‌های پلی کلره بوده است.

اما براساس استاندارد کشور چین، حدود آستانه $5 \mu\text{g/l}$ برای HCHs و $1 \mu\text{g/l}$ برای DDTs جهت اثرات مزمن بر سلامتی انسان‌ها و آبزیان معرفی شده است (Zhou et. al. 2006) که در مطالعه حاضر، غلظت این آلاینده کمتر از استاندارد ذکر شده است.

براساس استاندارد EPA حدود آستانه $\mu\text{g/l}$

۰/۳۶ در آب برای دیلدین، ۰/۲۲ برای اندوسولفان، $\mu\text{g/l}$

- Global Transport and Fate. Environ. Sci. Technol. Vol 27: 1080–1098.
- 21- Jaward, F.M., N.J. Farrar., T. Harner., A.J. Sweetman, and K.C. Jones. 2004: Passive air sampling of PCBs, PBDEs, and organochlorine pesticides across Europe. Environ Sci Technol, Vol 38: 34 – 41.
- 22- Leong, K.H., L.L.B. Tan, and A.M. Mustafa. 2007: Contamination Levels of selected organochlorine and Organophosphate Pesticides in the Selangor River, Malaysia between 2002 and 2003, Chemosphere, Vol 66: 1153–1159
- 23- Li, J., G. Zhang., L. Guo., W. Xu., X. Li., C.S.L Lee., A. Ding, and T. Wang. 2007: Organochlorine Pesticides in the Atmosphere of Guangzhou and Hong Kong, Regional Sources and Long-Range Atmospheric Transport. Atmospheric Environment Vol 41: 889–3903.
- 24- Munoz-de-Toro, M.M., M. Durando., P.M. Beldomenico., H.R Beldomenico., L. Kass, and S.R. Garcia. 2006: Estrogenic Microenvironment Generated by Organochlorine Residues in Adipose Mammary Tissue Modulates Biomarkers Expression in ERalphapositive Breast Carcinomas, Breast Cancer Research, Vol. 8(4): 247-252.
- 25- Nakata, H., K. Kannan., L. Jing., N. Thomas., S. Tanabe, and J.P. Giesy. 1998: Accumulation Pattern of Organochlorine Pesticide Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in Southern Sea Otter (*Enhydralutris nereis*) Found Stranded along Coastal California, Environmental Pollution, Vol 103: 45-83.
- 26- Pandit, G.G., S.K. Sahu., S. Sharma, and V.D. Puranik. 2006: Distribution and Fate of Persistent Organochlorine Pesticide in Coastal Marine Environment of Mumbai: Environmental International, Vol. 32: 240-243.
- 27- Pereira, W.E., F.D. Hostettler, and J.B. Rapp. 1996: Distributions and Fate of Chlorinated Pesticides, Biomarkers and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments along a Contamination Gradient from a Point- Source in San Francisco Bay, California. Marine Environmental Research, Vol 41: 299-314.
- 28- Perez, R.A., S. Navarro., A. Barba., C. Marcos., M.A. Camara., F. Salas, and J.M. Gutierrez. 2000: Presence of Pesticides Throughout Trophic Compartments of the Food Web in the Mar Menor Lagoon (SE Spain). Marine Pollution Bulletin, Vol 40 (2): 140-151.
- 29- Roos, G. 2004: The Puplic Health Implication of Polychlorinated Biphenyls Sediments, Marine Pollution Bulletin, Vol 48 : 30–43
- 11- Edwards, C.A. 1987: the Environmental Impact of Pesticides, Parassitis, Vol 86: 309-329.
- 12- Eichelberger, J.W., T.D., Behymer, and W.L. Budde. 1991: Determination of Compounds in Drinking Water by Liquid – Solid Extraction and Capillary Column Gas Chromatography/ Mass Spectrometry . Method 525.1. Revision 2.2 – EPA EMSL – Ci.
- 13- Falandysz, J., B. Strandberg., L. Strandberg., P.A. Bergqvist, and C. Rappe. 1998: Concentrations and Spatial Distribution of Chlordanes and Some other Cyclodiene Pesticides in Baltic plankton. Sci. Total Environ. Vol 215: 253–258.
- 14- Fattore, E., R. Fanelli., A. Turrini, and A. Di Domenico. 2006: Current Dietary Exposure to Polychlorodibenzo-P- Dioxins, Polychlorodibenzofurans and Dioxin-like Polychloro Biphenyls in Italy, Molecular Nutrition and Food Reserch, Vol. 50: 915–921.
- 15- Fisk, A.T., R.J. Norstrom., C.D. Cymbalisty, and D.C.G. Muir. 1998: Dietary Accumulation and Depuration of Hydrophpbiotic Organochlorines: Bioaccumulation Parameters and their Relationships with the Octanol/Water Partition Coefficient, Environmental toxicology and chemistry., Vol. 17: 951-961.
- 16- Fu, C.Te., and S.C. Wu. 2005: Bioaccumulation of Polychlorinated Biphenyls in Mullet Fish in a Former Ship Dismantling Harbour, a Contaminated Estuary, and Nearby Coastal Fish Farms: Marine Pollution Bulletin, Vol. 51: 932-939.
- 17- Gitahi, S.M., D.M. Harper., S.M Muchiri., M.P. Tole, and R.N. Nganga. 2002: Organochlorine and Organophosphorus Pesticide Concentrations in Water, Sediment, and Selected Organisms in Lake Naivasha (Kenya), Hydrobiologia, Vol 488: 123–128
- 18- Hamilton, D.J., A. Ambrus., R.M Diterle., A.S Felsot., C.A. Harris, and P.T. Holland. 2003: Regulatory Limits for Pesticides in Water-IUPAC Technical Report. Pure Applied Chemistry, vol 75: 1123–1155.
- 19- Heidari, H. 2003: Farmer Field Schools (FFS) Slash Pesticide Use and Exposure in Islamic Republic of Iran. Agro-Chemical Report. Vol.3: 23-26.
- 20- Iwata, H., S. Tanabe., N. Sakai, and R. Tatsukawa. 1993: Distribution of Persistent Organochlorines in the Oceanic air and Surface Seawater and the Role of Ocean on Their

Biphenyls and Polybrominated Diphenyl Ethers in Singapore's Coastal Marine Sediments. *Chemosphere*, Vol 58 (7): 925-933.

37- Wurl, O., and J.P. Obbard. 2006: Distribution of organochlorine compounds in the sea-surface microlayer, water column and sediment of Singapore's coastal environment. *Chemosphere*, Vol. 62: 1105-1115.

38- WWF (World Wildlife Found). 1999: Hazards and Exposures Associated with DDT and Synthetics Pyrethroids Use for Vector Control, Washington, DC

39- Yang, R.Q., A.H. Lv., J.B. Shi, and G.B. Jiang. 2005: The Levels and Distribution of Organochlorine Pesticides (OCPs) in Sediments from the Haihe River, China. *Chemosphere*, Vol 61: 347-354.

40- Yuan, Y.C., Y.K. Yuan, and H.C. Chen. 2004: Accumulation of Organochlorine Pesticide in Marine Fish from Coast of Taotyuan in Taiwan: Environmental Contamination and Toxicology, Vol. 73: 306-311

Zhang, Z.L., H.S. Hong., J.L. Zhou., J. Huang, and G. Yu. 2003: Fate and Assessment of Persistent Organic Pollutants in Water and Sediment from Minjiang River Estuary, *Chemosphere*, Vol 52: 1423- 1430

41- Zhang, Z.L., H.S. Hong., J.L. Zhou., G. Huang, and G. Yu. 2003: Fate and Assessment of Persistent Organic Pollutants in Water and Sediment from Minjiang River Estuary, *Chemosphere*, Vol 52: 1423- 1430.

42- Zhou, R., L. Zhu., K. Yang, and Y. Chen. 2006: Distribution of Organochlorine Pesticides in Surface Water and Sediments from Qiantang River, East China, *Hazardous Materials*, Vol A137: 68-75

(PCBs) in the Environment, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 59: 275-291.

30- SCF, 2001: Scientific Committee on Food, Health and Consumer Protection Directorate-General, European Commission (Brussels). Opinion of the Scientific Committee on Food on the Risk Assessment of Dioxins and dioxin-Like PCBs in food, *Chemosphere*, Vol. 38: 823-853

31- Tilson, H.A., P.R. Kodavanti., W.R. Mundy, and P.J. Bushnell. 1998: Neurotoxicity of Environmental Chemicals and their Mechanism of Action, *Toxicol. Lett*: 631-635.

32- Van-Birgelen, A.P.J.M. 1998: Hexachlorobenzene as A possible major Contributor to the Dioxin Activity of Human milk. *Environ Health Perspect*, Vol 106: 683-8.

33- Voorspoels, S., I. Covaci., A. Maervoet., J. Meester, and P. Schepens. 2004: levels and Profiles of PCBs and OCPs in Marine Benthic Species from the Belgian Sea and the Western Scheldt Estuary: *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 49: 393-404.

34- Wei, S., Y. Wang., J.C.W. Lam., G.J. Zheng., M.K. So., L.W.Y. Yueng., Y. Horii., L.Q. Chen., H. Yu., N. Yamashita, and P.K.S. Lam. 2008: Historical Trends of Organic Pollutants in Sediment Cores from Hong Kong, *Marine Pollution Bulletin*, Vol 57 : 758-766.

Willet, K.L., E.M. Ulrich, and R.A. Hites. 1998: Differential Toxicity and Environmental Fate of Hexachlorocyclohexane Isomers. *Environmental Science and Technology*, Vol 32: 2197-2207

35- Wu, W.Z., Y. Xu., K.W. Schramm, and A. Kettrup. 1997: Study of sorption, biodegradation and isomerization of HCH in stimulated sediment/water system. *Chemosphere* 35, 1887-1894.

36- Wurl, O., and J.P. Obbard. 2005: Organochlorine Pesticides, Polychlorinated