

بررسی غلظت و منشأ ایزومرهای HCH در رسوبات رودخانه سیاهرود (قائم‌شهر)

کامیار طاهری*^۱، نادر بهرامی‌فر^۲، حمیدرضا مرادی^۳

۱. کارشناس ارشد محیط‌زیست از دانشگاه تربیت مدرس، پردیس نور

nbahramifar@yahoo.com

۲. دانشیار گروه محیط‌زیست دانشگاه تربیت مدرس، پردیس نور

morady5hr@yahoo.com

۳. دانشیار گروه آبخیزداری دانشگاه تربیت مدرس، پردیس نور

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۲/۱۰/۸

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۲/۸/۳

چکیده

در این تحقیق غلظت باقیمانده آفت‌کش‌های α HCH، β HCH و γ HCH در رسوب رودخانه سیاهرود از طریق دستگاه GC/ECD اندازه‌گیری شد. نمونه‌برداری در فصل‌های تابستان (۱۵ مرداد) پاییز (۱۵ آبان) و بهار (۱۵ اردیبهشت) ۱۳۹۱ انجام گرفت. برای انتخاب ایستگاه‌ها، نقشه کاربری اراضی به کار رفت و هر ایستگاه مابین دو کاربری قرار گرفت و بر این اساس ۷ ایستگاه مشخص شد. در هر ایستگاه ۳ نمونه رسوب (۳ تکرار) از ۵ سانتی‌متری بالایی سطح رسوب برداشته و در مجموع ۶۳ نمونه بررسی شد. استخراج به روش حلال-حلال و از طریق حلال‌های نرمال هگزان و دی‌کلرومتان در حمام مافوق صوت انجام شد. برای تمیزسازی از فلوریسیل نیمه‌فعال استفاده شد. شناسایی و اندازه‌گیری مقدار غلظت از طریق دستگاه گاز کروماتوگرافی و مقایسه زمان بازداری پیک‌های مشاهده‌شده در کروماتوگرام حاصل از نمونه با کروماتوگرام حاصل از تزریق محلول‌های استاندارد انجام شد. از نسبت سطح زیرپیک نمونه به سطح زیرپیک استاندارد داخلی برای محاسبه غلظت استفاده شد. مقادیر LOD به‌دست‌آمده در این روش بین ۲ تا ng/l و درصد بازیابی این روش بین ۹۵ تا ۱۰۴ درصد بود. غلظت α HCH در کلیه ایستگاه‌ها کمتر از حد تشخیص و بالاترین غلظت برای β HCH و γ HCH به ترتیب ۰/۰۸۹ و ۰/۱۷۳ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است. بررسی تفاوت درصد ایزومرهای HCH در هر ایستگاه نشان از مصرف لیندان در کاربری کشاورزی داشته است و نبود α HCH در تمامی ایستگاه‌ها نشان از واردنشدن جدید HCH صنعتی دارد.

کلیدواژه

آلودگی، HCH صنعتی، گاز کروماتوگرافی، لیندان.

۱. سرآغاز

در چند دهه اخیر، به نگرانی در خصوص سلامت عمومی و گونه‌های غیرهدف منجر شده است (Sudo, et al., 2002).

آلاینده‌های آلی پایدار ترکیباتی با گسترش وسیع در محیط‌زیست‌اند که به‌منزله یکی از مشکلات آلودگی جهان شناخته می‌شوند. این ترکیبات به علت خواص آبگریزی می‌توانند در بدن موجودات زنده تجمع و از طریق زنجیره غذایی انتقال یابند (Corsolini, et al., 2005).

با تخلیه ترکیبات آلاینده آلی پایدار به محیط‌های آبی، معمولاً این ترکیبات در سه فاز آب، رسوب و موجودات

با افزایش روزافزون جمعیت، تکنولوژی نیز برای بالابردن راندمان تولید محصولات کشاورزی پیشرفت بالایی داشته است. کشاورزی مدرن باید محصولات خود را از خطر نابودی به وسیله آفات حفظ کند. از این رو برای حفظ محصولات از آفات هر ساله مقادیر زیادی آفت‌کش در جهان مصرف می‌شود که علاوه بر محیط‌زیست، سلامت مصرف‌کنندگان را نیز تهدید می‌کند (Lopez-Blanco, et al., 2005). آلودگی ناشی از آفت‌کش‌ها به علت آثار بلندمدت و سمیت بالا به‌منزله یک مشکل زیست‌محیطی

خصوص نوع، غلظت و منشأ آفت‌کش‌ها در آب‌های سطحی، محدودیتی برای تعیین مقادیر استاندارد است که بر اساس آن بتوان برنامه‌های کاهش استفاده از آفت‌کش‌ها را تنظیم کرد. لذا با توجه به موارد مذکور اهمیت مطالعه حاضر مشخص‌تر می‌شود.

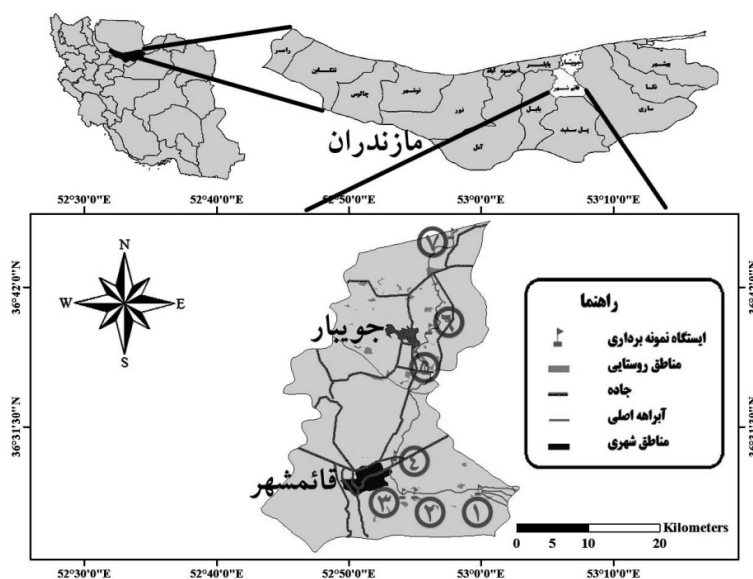
۲. مواد و روش‌ها

استانداردهای آفت‌کش‌های HCH و استاندارد داخلی پتاکلرونیتروبنزن از کشور آلمان و از شرکت زیگما آلدریج^۱، همچنین حلال‌های نرمال هگزان، دی‌کلرومتان، دی‌اتیل‌اتر، متیل ترشیو بوتیل اتر (MTBE)^۲، مس، اسید نیتریک، سولفات سدیم، فلوریسیل از شرکت مرک آلمان تهیه شدند.

حوزه رودخانه سیاهرود با مساحتی بالغ بر ۱۰۰۷۰ هکتار در استان مازندران و شهرستان قائمشهر و جویبار است (شکل ۱). طول این رودخانه ۷۵ کیلومتر است. بالادست رودخانه را جنگل‌های طبیعی و به تدریج به طرف پایین جنگل‌های دست‌خورده و کشاورزی تشکیل می‌دهد. در بخش‌های میانی بعد از عبور از قائمشهر، کاربری اطراف را مجدداً کشاورزی تشکیل می‌دهد و پس از عبور از جویبار و لاریم به دریای خزر می‌ریزد.

آبزی پراکنده می‌شوند (Pandit, et al. 2006). رسوبات از مهم‌ترین مکان‌ها برای ته‌نشست این سموم در محیط‌های آبی به شمار می‌روند (Voorspoels, et al., 2004). مطالعه رسوبات از مهم‌ترین راه‌ها برای ورود این سموم به بدن ارگانیزم‌های آبی به خصوص موجوداتی که در رسوبات زندگی می‌کنند و به آن وابسته‌اند محسوب می‌شوند (pruell, et al., 1993). علاوه بر این، تجزیه و تحلیل این سموم در رسوبات اطلاعات زیادی را درباره منابع تولید این سموم نشان می‌دهد (Guas, et al., 2001). با توجه به حجم بالای فعالیت‌های کشاورزی در شمال کشور و مصرف ۶۰ درصد کل آفت‌کش‌های کشور به نظر می‌رسد پایش و ارزیابی اکوسیستم‌های این ناحیه و بررسی خطر آلودگی ضروری است (Heidari, 2003). در رودخانه سیاهرود مطالعه اندکی روی آفت‌کش‌ها انجام شده و تاکنون در این منطقه روی HCHها مطالعه‌ای صورت نگرفته است.

نگرانی در خصوص استفاده بی‌رویه یا سوءاستفاده از آفت‌کش‌ها و تأثیرات آن در محیط‌زیست و سلامت انسان تا حدی است که نیاز به برنامه‌های کاهش استفاده از آفت‌کش‌ها به‌منزله قسمتی از راهبرد اصلی کشاورزی و دیگر کاربری‌ها ضروری است. فقدان اطلاعات پایه‌ای در



شکل ۱. نقشه منطقه تحت مطالعه و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری

بالاترین قسمت به اندازه ۱cm، سولفات سدیم فعال شده گذاشته شد (You & Lydy., 2004).

ستون قبل از عبور محلول با ۲۰ml نرمال هگزان شستشو داده، سپس محلول از آن عبور داده شد. به دنبال آن ۵۰ml از محلول حلال‌های دی‌اتیل‌اتر و نرمال هگزان به نسبت ۳:۱۰ از ستون عبور داده و در نهایت کل محلول جمع‌آوری شده با استفاده از دستگاه تبخیرکننده دوار و جریان ملایم گاز نیتروژن به حجم ۰/۵ میلی‌لیتر رسانده شد. سپس، حلال آن از طریق حلال MTBE به حلال نرمال هگزان تعویض و در نهایت حجم نهایی به ۵۰۰µl رسانده شد (You & Lydy, 2004). ۱ میکرولیتر از این محلول به دستگاه گازکروماتوگرافی تزریق شد.

شناسایی و اندازه‌گیری بقایای آفت‌کش‌ها در نمونه‌های استخراج شده به وسیله دستگاه گازکروماتوگرافی مدل ۱۰۰۰ دنی (DANI) مجهز به ستون کاپیلاری اوپتیمال^۵ - ۵ به طول ۶۰ متر، قطر داخلی ۰/۲۵mm و ضخامت فیلم ۰/۲۵µm و آشکارساز ECD انجام شد. دمای محل تزریق روی ۲۵۰ درجه سانتی‌گراد و دمای آشکارساز در ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد تنظیم شد. دمای ستون ابتدا در دمای اولیه ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱ دقیقه نگه داشته و با سرعت ۱۰ درجه سانتی‌گراد در دقیقه به دمای ۲۴۰ درجه سانتی‌گراد رسانده شد. پس از ۱ دقیقه توقف، دمای ستون با سرعت ۱ درجه سانتی‌گراد در دقیقه به دمای ۲۶۰ درجه سانتی‌گراد رسانده شد و ۱ دقیقه در این دما باقی ماند. در نهایت با سرعت ۱۰ درجه سانتی‌گراد در دقیقه به دمای ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد رسید و ۱۰ دقیقه نیز در این دما نگه داشته شد (Gulbakan, et al. 2008; Zhou, et al., 2009).

گاز هلیم با سرعت جریان ۲ml/min به‌منزله گاز حامل به کار رفت. شناسایی از طریق مقایسه زمان بازداری پیک‌های مشاهده شده در کروماتوگرام حاصل از نمونه با کروماتوگرام حاصل از تزریق محلول‌های استاندارد انجام شد. غلظت هر یک نیز با استفاده از سطح زیرپیک نمونه‌ها نسبت به استاندارد داخلی و قراردادن آن در معادله منحنی

در این تحقیق نمونه‌برداری در سه فصل تابستان (۱۵ مرداد) پاییز (۱۵ آبان) و بهار (۱۵ اردیبهشت) ۱۳۹۱ انجام گرفت. برای انتخاب ایستگاه‌ها، از نقشه کاربری اراضی استفاده شد. هر ایستگاه مابین دو کاربری قرار گرفت و بر این اساس ۷ ایستگاه مشخص شد (مرادی و همکاران، ۱۳۹۰). در شکل ۱ می‌توان موقعیت منطقه مورد مطالعه و ایستگاه‌های نمونه‌برداری را مشاهده کرد. در هر ایستگاه ۳ نمونه (۳ تکرار) رسوب با استفاده از نمونه‌بردار ستونی^۲ از ۵ سانتی‌متری بالایی سطح رسوب برداشته شد و نمونه‌ها در ظروف شیشه‌ای که از قبل با حلال استون شستشو شده بودند، قرار گرفتند و داخل یخ به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه‌ها بعد از انتقال به آزمایشگاه بلافاصله در فریزدرایر خشک، سپس با الک ۶۳µm الک شدند (EPA., 2007). ۵ گرم از نمونه همراه ۲ گرم مس فعال شده با استفاده از اسید نیتریک رقیق (۴ درصد) و ۱ گرم سولفات سدیم فعال شده با هم مخلوط شدند. سپس، به آن ۵۰µl از استاندارد داخلی PCNB با غلظت ۵ میلی‌گرم بر لیتر اضافه و در ادامه استخراج از طریق ۱۰۰ml از حلال‌های نرمال هگزان و دی‌کلرومتان به نسبت ۱:۱ به مدت ۴۰ دقیقه در دمای محیط و حمام مافوق صوت^۳ انجام شد. قسمت بالایی محلول استخراج شده با استفاده از فیلتر جدا و برای بار دوم به رسوب بر جای مانده، ۶۰ml از حلال‌های مذکور با همان نسبت اضافه و ۴۰ دقیقه دیگر داخل حمام مافوق صوت قرار داده شد. محلول استخراج شده به محلول قبلی اضافه شده و از طریق دستگاه تبخیرکننده دوار^۴ حجم آن به حدود ۱۰ml و از طریق جریان ملایمی از گاز نیتروژن حجم آن به ۰/۵ml رسانده شد (You, et al., 2004).

برای تمیزکردن از ستون‌های شیشه‌ای با قطر داخلی ۱۰ml و ارتفاع ۳۰cm استفاده و به ترتیب از پایین به بالا با مواد زیر پر شد: یک تکه کاغذ صافی، یک تکه پشم شیشه، ۱۰ گرم فلورسیل، که یک شب در دمای ۹۰ درجه سانتی‌گراد در آن قرار داده شده و به صورت فعال درآمده و با آب مقطر (۶ درصد حجم/وزن) نیمه‌فعال شده بود. در

کالیبراسیون استاندارد سموم محاسبه شد. از نسبت سطح زیرپیک نمونه به سطح زیرپیک استاندارد داخلی به‌منزله پاسخ تجزیه‌ای برای محاسبه غلظت استفاده شد. مقادیر LOD به‌دست‌آمده در این روش بین ۲ تا ۸ ng/l و درصد بازیابی این روش بین ۹۵ تا ۱۰۴ درصد بود.

۳. نتایج و بحث

غلظت α HCH در کلیه ایستگاه‌ها پایین‌تر از حد تشخیص (LOD) و میانگین غلظت β -HCH مابین ۰/۰۲۴ و ۰/۰۵۴ میکروگرم بر گرم وزن خشک و بیشترین غلظت مشاهده‌شده برای این سم در تابستان و ایستگاه ۱ به مقدار ۰/۰۸۹ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است. میانگین غلظت γ -HCH مابین LOD و ۰/۱۰۹ میکروگرم بر گرم وزن خشک و بیشترین غلظت مشاهده‌شده برای این سم در تابستان و ایستگاه ۱ به مقدار ۰/۱۷۳ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است. در مطالعه انجام‌شده در رسوبات مصب رودخانه بوه‌ای در چین مقدار به‌دست‌آمده مابین LOD تا ۱/۰۶۴ و با میانگین غلظت ۰/۰۹۲ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده که تقریباً با نتایج این تحقیق قابل مقایسه است (Hu, et al., 2010). مقادیر غلظت در تحقیق حاضر بسیار بالاتر از مقادیر به‌دست‌آمده از مطالعه‌ای است که در رسوبات رودخانه‌های جزیره رز در قطب جنوب، که برابر ۰/۰۱۵ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است، انجام شده است. می‌توان گفت علت آن استفاده‌نکردن از کلیه آفت‌کش‌ها در منطقه و مقدار باقیمانده مربوط به مناطق بسیار دورتر است (Klanova, et al., 2007). همچنین، در مطالعه بسیار گسترده‌ای که از آب، بافت‌های مختلف آبزیان و رسوبات در چندین رودخانه و تالاب در بوه‌مایا در جمهوری چک صورت‌گرفته مقادیر به‌دست‌آمده HCH برای رسوبات مابین ۰/۳۴۰ تا ۳/۹۰۰ میکروگرم بر گرم وزن خشک است (Svobodová, et al., 2003) که بسیار بالاتر از مقادیر به‌دست‌آمده برای رسوبات سیاه‌رود است. در رسوبات تالاب انزلی مقادیر HCH در حدود ۴/۷۸ نانوگرم بر گرم وزن خشک است (جاودان‌خرد و

همکاران، ۱۳۹۰) که نسبت به تحقیق حاضر مقدار به‌دست‌آمده بسیار پایین‌تر است و احتمال داده می‌شود به علت بار زیاد کربن آلی در این تالاب باشد.

غلظت HCHها در رسوب در طول رودخانه روند متفاوت بوده و تقریباً روند کاهشی داشته است. در توضیح علت کاهش غلظت این دو حشره‌کش، باید به ماهیت فیزیکوشیمیایی β -HCH و γ -HCH در رسوب توجه شود. HCHها از دیگر حشره‌کش‌های آلی کلره قطبی‌تر و بیشتر در آب حل و تقریباً سریع به محصولات قابل حل در آب متابولیزه می‌شوند (واکر، ۲۰۰۴). همچنین، با افزایش مواد آلی در رسوب، تجزیه HCHها در این فاز افزایش می‌یابد و در نتیجه هر چه مقدار ماده آلی رسوب بیشتر شود، مقدار غلظت آفت‌کش‌های HCH کاهش می‌یابد (واکر، ۲۰۰۴؛ رخشانی، ۱۳۸۱). در بخشی از تحقیق آقای بچمن و همکاران (Bachman, et al., 2010) که به بررسی رابطه میان غلظت α HCH با بار مواد آلی در خاک پرداخته است نتایجی همسو با تحقیق حاضر مشاهده می‌شود. در تحقیقی مشابه (Bhatia, et al., 2011) γ HCH در خاک‌هایی که بدون مواد آلی بودند بعد ۳۰ روز در انکوباتر حدود ۷۵ درصد و در خاک‌های مزرعه و حاوی فضولات ۸۵ تا ۹۵ درصد تجزیه شد.

تفاوت در ترکیبات ایزومرهای HCH در محیط‌زیست می‌تواند منبع آلودگی را آشکار کند (Doong, et al., 2003). HCH صنعتی تقریباً حاوی ۶۰-۷۰ درصد α -HCH، ۵-۱۲ درصد β -HCH، ۱۰-۱۵ درصد γ -HCH و ۶-۱۰ درصد δ -HCH و لیندان حاوی بیش از ۹۹ درصد γ -HCH است. ایزومرهای HCH، مشخصات و ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی متفاوتی دارند. α -HCH و γ -HCH به علت ضریب ثابت بالای قانون هنری به راحتی در رسوبات تجزیه می‌شوند، به علاوه تجزیه بیولوژیکی این آفت‌کش‌ها در رسوبات یا خاک‌هایی که بار بیولوژیکی بالایی دارند بیشتر است. همچنین، ممکن است α -HCH و γ -HCH در محیط‌زیست به β -HCH تبدیل شوند (Mishra, et al., 2011)، به همین علت β -HCH در اکثر رسوباتی که در آن

کاربرد فعلی دارند. مصرف HCH صنعتی به کاربرد گسترده آن در کشاورزی از سال ۱۹۹۶ به بعد در منطقه برمی گردد (Mishra, et al., 2011) و لیندان نیز، همانند منطقه مورد مطالعه سیاهرود، برای آفت کش در شالیزارها و مزارع استفاده گسترده ای می شود.

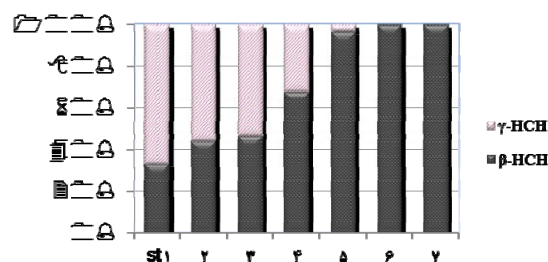
۴. بحث و نتیجه گیری

در حال حاضر در منطقه مورد مطالعه از HCH صنعتی استفاده نمی شود. با وجود ممنوعیت ایجاد شده نسبت به استفاده از آفت کش های ارگانوکلره، متأسفانه همچنان در خزانه های برنج به کار برده می شود. به علت خصوصیات فیزیکوشیمیایی β -HCH و γ -HCH، به رغم افزایش بار آلودگی در طول رودخانه از بالادست تا مصب آن به دریا، کاهش غلظت آفت کش های مذکور را شاهد بودیم.

یادداشت ها

1. Sigma Aldrich
2. Methyl tert-butyl ether
3. Sediment Core Sampler
4. Ultrasonic Bath
5. Rotary evaporator
6. Optima-5
7. Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC)

HCH صنعتی به تازگی وارد نشده باشد، ایزومر غالب است و در صورتی که γ -HCH ایزومر غالب باشد نشان از ورود جدید لیندان در محیط زیست است (Sun, et al., 2005 & Hu, et al., 2010).



شکل ۲. تفاوت در درصد ترکیبات ایزومرهای HCH در هر ایستگاه (در تمامی ایستگاه ها زیر LOD بوده است)

نبود α -HCH در تمامی ایستگاه ها نشان از وارد نشدن جدید HCH صنعتی دارد. چنانکه در شکل ۲ نیز مشاهده می شود در سه ایستگاه اول درصد بالای γ -HCH نشان از مصرف لیندان در این کاربری ها دارد که استفاده از لیندان در این کاربری ها بیشتر در خزانه های برنج است. از ایستگاه چهارم به بعد کاهش سریع این ایزومر، نشان از مصرف نکردن لیندان و تجزیه و تبدیل آن به β -HCH را دارد. در مطالعه ای که در خاک های مناطق پرادش اوتار هندوستان صورت گرفته است با استفاده از همین روش به این نتیجه رسیدند که لیندان و HCH صنعتی در این منطقه

منابع

- جاودان خرد، ا.، اسماعیلی ساری، ع.، بهرامی فر، ن. ۱۳۹۰. بررسی بقایای آفت کش های آلی پایدار در رسوبات تالاب بین المللی انزلی، ایران. مجله محیط شناسی سال ۳۷ ص ۳۵-۴۴.
- رخشانی، الف. ۱۳۸۱. اصول سم شناسی کشاورزی (آفت کش ها). انتشارات فرهنگ جامع، تهران: ص. ۳۷۴.
- مرادی، ح.، تقوی، ن.، بهرامی فر، ن. ۱۳۹۰. تاثیر کاربری های مختلف بر کیفیت آب سطحی. مجله پژوهش های فرسایش محیطی، شماره ۴ زمستان ۱۳۹۰
- واکر سی، اچ. ۲۰۰۴. آلاینده های آلی از دیدگاه سم شناسی محیطی، ترجمه: دبیری م. انتشارات دانشگاه شهید دکتر بهشتی، تهران: ص. ۴۰۰.

Bachman, A., Bruin, V., Jumelet, JC, Rijnaarts, H.H., Zehnder, A.J. 2010. Aerobic biomineralization of alpha-hexachlorocyclohexane in contaminated soil., *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 74:1 58-80

Bhatia, G, Srivastava, A, Srivastava, P.C. 2011. Degradation of Lindane (γ -HCH) in a Mollisol as Effected by Different Soil Amendments. *Journal of Environmental Protection*, 2011, 2, 1207-1210.

- Corsolini, S., Ademolloa, N., Romeo, T., Greco, S., Focardi, S. 2005. Persistent organic pollutants in edible Fish: a Human and Environmental Health Problem: *Microchemical Journal*. 79: 115-123.
- Doong, R.A., Peng, C.K., Sun, Y.C., Liao, P.L. 2002. Composition and distribution of organochlorine pesticide residues in surface sediments from the Wu-shi River estuary, Taiwan. *Mar. Pollut. Bull.*, 45, 246-253.
- EPA. 2007. Method 1699 Pesticides in Soil, water, Sediment, Biosolids and Tissue. EPA-821-R-08-001
- Gaus, C., Brunskill, G.J., Weber, R., Papke, O., Muller, J.F. 2001. Historical PCDD Inputs and Their Source Implications from Dated Sediment Cores in Queensland (Australia). *Environmental Science and Technology*, Vol. 35: 4597-4603.
- Gulbakan, B., Uzun, C., Celikbicak, O., Guven, O., Salih, B. 2008. Solid Phase Extraction of Organochlorine Pesticides with Modified Poly (Styren-Divinybenzene) Microbeads Using Home-Made Solid Phase Extraction Syringes., *Journal of Reactive & Functional Polymers*.,Vol.68:580-593
- Heidari, H. 2003. Farmer Field Schools (FFs) Slash Pesticide Use And Exposure In Islamic Republic Of Iran. *Agro-Chemical Report*. 3: 23-26 .
- Hu, W., Wang, T., Khim, J.K., Luo, W., Jiao, W., Lu, Y., Naile, J.E., Chen, C., Zhang, X., Gies, J.P. 2010. HCH and DDT in Sediments from Marine and Adjacent Riverine Areas of North Bohai Sea, China., *Jornal of Arch Environ Contam Toxicol* 59:71-79
- Klanova, J., Matykiewiczova, N., macka, Z., Prosek, P., Laska, K., Klan, P. 2007. Persistent Organic Pollutants In Soils And Sediments From James Ross Island, Antarctica., *journal of Environmental Pollution* xx 1e8
- Lopez-Blanco, C., Gomez-Alvarez, S., Rey-Garrote, M., Cancho-Grande, B., Simal-Gndara, J. 2005. Determination of Carbamates and Organophosphorus Pesticides by SDME-GC in Natural Water., *Journal of Anal Bional Chem.*, Vol 383:557-561
- Mishra, M., Kumar, B., Singh, S.K., Goel, G, Gaur, R., Prakash, D., Kumar, S., Sharma, C. S. 2011. Hexachlorohexane (HCH) & Dichlorodimethyltrichloroethane (DDT) in soils from Northern Uttar Pradesh, India. *European Journal of Experimental Biology*, 2011, 1 (3):162-168.
- Pandit, G.G., Sahu, SK., Sharma, S., Puranik, VD. 2006. Distribution And Fate of Persistent Organochlorine Pesticide In Coastal Marine Environment of Mumbai: *Environmental International*. 32: 240-243.
- Pruell, R.J., Rubinstein N. I., Taplin, B. K. 1993. Accumulation Of Polychlorinated Organic Contaminants From Sediment By Benthic Marine Species. *Arch Environ Contam Toxicol*, Vol. 24: 290-7.
- Sudo, M., Kunimatsu, T., Okubo, T. 2002. Concentration and Loading of Pesticide Residues in Lake Biwa Basin (Japan), *Jornal of Water Research*.,Vol.36:315-329
- Sun, K.N., Sharma, A.K., Sanghi, R. 2005. Organophosphorus and Organochlorine Pesticide Residue in Ground Water Surface Water of Kanpur, Uttar Pradesh, India., *Journal of Environment International*. Available from www.elsevier.com/locate/envint
- Svobodová, Z., Ílábek, V., Randák, T., Máchová, J., Ová, K., Lová, H., Suchan, P. 2003. Profiles of Persistent Organochlorine Pollutants (POPs) in Tissues of Marketable Common Carp and in Bottom Sediments of Selected Ponds of South and West Bohemia., *journal of Acta Vet. Brno*, 72: 295-309.
- Voorspoels, S., Covaci, A., Maervoet, J., De Meester, I., Schepens, P. 2004. Levels And Profiles Of Pcb's And OCPS In Marine Benthic Species From The Belgian Sea And The Western Scheldt Estuary: *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 49: 393 -404.
- You, J., Lydy, M.J. 2004. Evaluation of Desulfuration Methods for Pyrethroid, Organophosphate, and Organochlorine Pesticides in Sediment with High Sulfur Content., *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* Vol 47: 148-153.
- You, J., Weston, D. P., Lydy, M. J. 2004. A Sonication Extraction Method for the Analysis of Pyrethroid, Organophosphate, and Organochlorine Pesticides from Sediment by Gas Chromatography with Electron-Capture Detection. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol 47: 141-147.
- Zhao, Z., Huey, H. 2009. A Study of Degradation of Organophosphorus Pesticides in River Waters and Identification of Their Degradation Products by Chromatography Coupled with Mass Spectrometry., *Journal of Arch Environ Contam Toxicol.*, Vol.56:646-653