

بررسی آلودگی ترکیبات PAHs در نوار سواحل شهرستان بوشهر در فصل تابستان

معصومه محمودی^{۱*}، علیرضا صفاهیه^۲، کمال غانمی^۳، یدالله نیکپور^۴، امیر مهدویانی^۵

- ۱- مدرس دانشگاه آزاد اسلامی واحد دورود، استان لرستان، دورود، پست الکترونیکی: mahmoodimasoomeh@gmail.com
۲- عضو هیئت علمی گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، استان خوزستان، خرمشهر، پست الکترونیکی: safahieh@hotmail.com
۳- عضو هیئت علمی گروه شیمی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، استان خوزستان، خرمشهر، پست الکترونیکی: kamalghanemi@gmail.com
۴- عضو هیئت علمی گروه شیمی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، استان خوزستان، خرمشهر، پست الکترونیکی: nikpour1342@yahoo.com
۵- کارشناس محیط زیست، اداره حفاظت محیط زیست بوشهر، استان بوشهر، بوشهر، پست الکترونیکی: mahdaviani_amir@yahoo.com

تاریخ پذیرش: ۹۲/۳/۲۰

* نویسنده مسوول

تاریخ دریافت: ۹۰/۱۰/۲۸

© نشریه علمی - پژوهشی اقیانوس‌شناسی ۱۳۹۲، تمامی حقوق این اثر متعلق به نشریه اقیانوس‌شناسی است.

چکیده

به منظور بررسی غلظت هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) در منطقه ساحلی شهرستان بوشهر، نمونه‌برداری از آب دریا و رسوبات در ۵ ایستگاه در طول ساحل بوشهر در مرداد ماه ۱۳۸۷ انجام شد. غلظت کل هیدروکربن‌های آروماتیک (tPAHs) در آب ایستگاه‌های مورد مطالعه ۳۱/۰-۴/۰ میکروگرم بر لیتر بوده است. همچنین غلظت این ترکیبات در رسوبات از ۸۴۵/۰ تا ۴۷۹۰/۰ نانوگرم بر گرم متغیر بوده است. نتایج نشان داد که تفاوت معنی‌دار آماری بین محتوای tPAHs آب دریا و همچنین رسوبات در ایستگاه‌های مختلف وجود دارد ($P < 0.05$). بیشترین غلظت tPAHs در آب و رسوب ایستگاه شماره یک (رافائل) و کمترین غلظت این ترکیبات در آب و رسوب ایستگاه شماره سه (آب شیرین کن) بوده است. میانگین غلظت ترکیبات آنتراسن، فنانترن، فلورانتن و پایرن در آب ساحل بوشهر از مقدار رهنمودی استاندارد محیط زیست کانادا بیشتر بوده است. ترکیب ساختاری tPAHs در آب و رسوبات منطقه مورد مطالعه متفاوت بوده است، بدین ترتیب که در آب دریا ترکیبات ۳ حلقه‌ای بیشترین غلظت و در رسوبات ترکیبات ۵ و ۶ حلقه‌ای حداکثر مقدار tPAHs را به خود اختصاص داده‌اند. مقایسه غلظت tPAHs در آب دریا و رسوبات ساحلی بوشهر نسبت به مطالعات انجام شده در سایر نقاط دنیا نشان داد که میزان ترکیبات مذکور در سواحل بوشهر نسبتاً بالا است.

کلمات کلیدی: آلودگی، PAHs، رسوب، سواحل بوشهر.

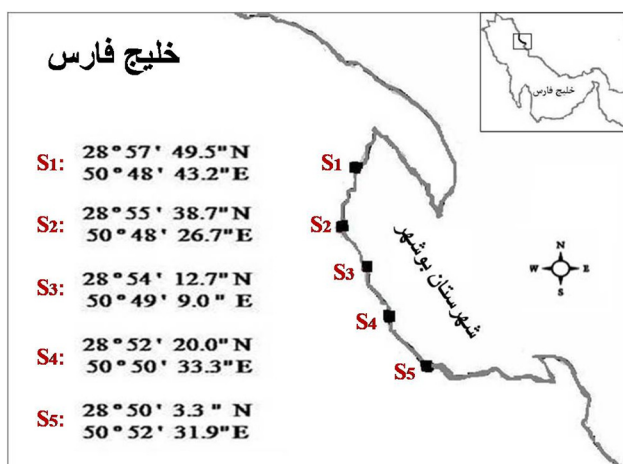
۱. مقدمه

به منظور اطلاع از میزان هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در آب و رسوبات سواحل شهرستان بوشهر و مقایسه غلظت این ترکیبات با استانداردهای جهانی و سایر مطالعات انجام شده است.

۲. مواد و روش‌ها

۲-۱. منطقه‌ی مورد مطالعه

نمونه‌برداری در مرداد ماه ۱۳۸۷ از پنج ایستگاه مختلف در طول ساحل شهرستان بوشهر صورت گرفت. ایستگاه شماره ۱ در نزدیکی اسکله حمل و نقل دریایی و صیادی، ایستگاه شماره ۲ همجوار با اسکله حمل و نقل دریایی، ایستگاه ۴ و ایستگاه ۵ در نزدیکی اسکله صیادی قرار داشتند. ایستگاه شماره ۳ برخلاف سایر ایستگاه‌ها از اسکله‌ها دور بوده است. شکل ۱ موقعیت ایستگاه‌های مورد مطالعه را روی نقشه نشان می‌دهد.



شکل ۱: موقعیت منطقه و ایستگاه‌های مورد مطالعه (ساحل شهرستان بوشهر)

۲-۲. نمونه‌برداری

در هر ایستگاه سه نمونه آب از نیم متری زیرسطح دریا (Zhou and Maskaoui, 2003) به وسیله‌ی بطری‌های شیشه‌ای تیره جمع‌آوری گردید (González et al., 2006). تعداد سه نمونه‌ی رسوب از هر ایستگاه از لایه صفر تا دو سانتی‌متری سطحی رسوبات (Baumard et al., 1998) به‌هنگام جزر و با

بندر بوشهر در شمال خلیج فارس یکی از نقاط مهم و راهبردی دریایی است که در مجاورت پایانه‌ی نفتی خارک از بزرگترین پایانه‌های نفتی کشور قرار دارد. نشت و ریزش نفت در پایانه‌ها و اسکله‌ها و از کشتی‌ها و شناورهای صیادی و از جمله منابع ترکیبات نفتی و آلاینده‌های مربوط به آن مانند هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) در سواحل این استان هستند که قادرند آب‌های ساحلی این منطقه را در معرض آلودگی قرار دهند. به‌علاوه، این اسکله‌های صیادی و حمل و نقل دریایی و فاضلاب‌ها از منابع ورود PAHs به سواحل مذکور محسوب می‌شوند. هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در فهرست ترکیبات خطرناک زیست‌محیطی قرار دارند (Roose and Brinkman, 2005) و دارای اثرات نامطلوبی مانند سرطان‌زایی و جهش‌زایی بر موجودات هستند (Nebert, 1980; Koganti et al., 2000).

آب و رسوب دو محیط مهم برای زیست موجودات در بوم‌سامانه‌های دریایی به شمار می‌روند که در صورت آلوده بودن امکان انتقال آلاینده‌ها از آنها به موجودات زنده وجود دارد. از آنجا که ترکیبات PAHs انحلال کمی در آب دارند و تمایل به ته‌نشست در رسوبات دارند (ATSDR, 1995)، سنجش ترکیبات مذکور در آب دریا به تنهایی تصویر روشنی از وضعیت آلودگی محیط ارائه نمی‌دهد. لذا سنجش همزمان این ترکیبات در رسوبات نیز اطلاعات ارزشمندی در این خصوص فراهم می‌سازد. مطالعات متعددی در مورد سنجش PAHs در رسوبات سواحل خلیج فارس انجام شده است (Al-Madani, 1994; Tolosa et al., 2005) که بیشتر آنان بر آلودگی مناطق جنوبی دلالت دارند. در منطقه‌ی شمالی خلیج فارس مطالعات کمتری صورت گرفته است. Mirza و همکاران (۲۰۱۱) میزان آلودگی رسوبات ساحلی استان بوشهر را نسبت به ترکیبات PAHs مورد مطالعه قرار دادند و دریافتند که میزان PAHs رسوبات استان بوشهر نسبت به رسوبات سایر مناطق دنیا پایین‌تر است.

در مطالعه مذکور به شهر بوشهر به‌عنوان پرجمعیت‌ترین ناحیه استان کمتر توجه شده و فقط یک ایستگاه در این شهر مورد بررسی قرار گرفته است که کافی به‌نظر نمی‌رسد. مطالعه‌ی حاضر

۲-۴. استخراج PAHs از رسوب

استخراج PAHs از رسوب توسط سیستم سوکسله^۶ (EPA, 1996b) انجام شد. حدود ۱۰ گرم رسوب خشک همراه با ۱ میلی-لیتر محلول دکاکلروبی فنیل (۱۶ میکروگرم بر میلی‌لیتر) و ۲۵۰ میلی لیتر حلال هگزان-دی کلرومتان (۵۰:۵۰) به مدت ۱۶ ساعت در سوکسله قرار داده شد. سپس حلال توسط دستگاه تبخیر کننده چرخان به حجم ۱۵ میلی‌لیتر رسانده شد. ۲-۳ گرم مس فعال جهت حذف گوگرد و ترکیبات آن به عصاره اضافه نموده و پس از ۲۴ ساعت به وسیله کاغذ صافی فیلتر شده و از ستون پاک کننده^۷ (حاوی ۱۰ میلی‌گرم پودر سیلیکا، ۱۰ میلی‌گرم پودر آلومینای آب زده و ۱۰ میلی‌گرم سدیم سولفات بدون آب که با هگزان نرمال شستشو گردید) عبور داده شد. بعد از عبور نمونه از ستون ۳۰ میلی‌لیتر هگزان - دی کلرومتان ۱:۹ از ستون عبور داده شد. مجدداً نمونه به وسیله دستگاه تبخیر کننده چرخان به حجم ۵ میلی‌لیتر رسانده شده و درون ویال‌های درجه‌بندی قرار داده شد. پس از تبخیر شدن کل حلال، مواد باقی مانده در ۱ میلی‌لیتر استونیتریل حل گردید (MOOPAM, 1999).

۲-۵. سنجش PAHs

جهت سنجش و تعیین غلظت PAHs از دستگاه HPLC^۸ مدل Knauer (Berlin, Germany) مستقر در آزمایشگاه تحقیقاتی دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر مجهز به آشکارساز UV^۹، ستون نوکلئوسیل (ابعاد ۴/۶ mm × ۲۵۰ mm، قطر ذرات داخلی ۵ μm) و نرم افزار Ezchrom نسخه 3.1.7 استفاده شد. ستون مورد استفاده فاز معکوس C18 به طول ۲۵۰ میلی‌متر و قطر ۴/۵ میلی‌متر و قطر ذرات داخلی ۵ میکرون متر بود. در روش استفاده شده جهت سنجش ۱۶ ترکیب PAHs فاز متحرک اولیه آب و استونیتریل به نسبت ۶۰٪ آب و ۴۰٪ استونیتریل با سرعت جریان ۲ میلی‌لیتر بر دقیقه بوده است. برنامه شویس گرادینانی فاز متحرک در جدول ۱ آورده شده است. محلول‌های استاندارد استفاده شده جهت کالیبراسیون، محلول استاندارد 47940-U (PAH Calibration Mix) دارای شماره کاتالوگ

استفاده از کاردک فولادی (Cortazar et al., 2008) به ابعاد ۲۰×۲۰ سانتی‌متر برداشته شد. نمونه‌های رسوب در پوشش آلومینیومی قرار داده شده و به همراه نمونه‌های آب توسط یخدان محتوی یخ به آزمایشگاه منتقل شدند. در آزمایشگاه، ابتدا قطعات درشت توسط الک نیم‌میلی‌متر از رسوبات جدا شدند، سپس رسوبات درون دستگاه خشک‌کن انجمادی^۱ (ZIRBUS مدل Vaco5II) به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۴۲- تا ۵۴- درجه سانتی‌گراد کاملاً خشک گردیدند (Cortazar et al., 2008). نمونه‌های آب دریا قبل از استخراج PAHs در آزمایشگاه با کاغذ صافی (واتمن ۴۲ میکرون) فیلتر شدند (Zhou and Maskaoui, 2003).

۲-۳. استخراج PAHs از آب دریا

استخراج PAHs از آب توسط روش مایع-مایع^۲ انجام شد (EPA, 1996a). برای این کار ۲۰ میلی‌لیتر نمونه آب همراه با ۱ میلی‌لیتر محلول دکاکلروبی فنیل (۱۶ میکروگرم بر میلی-لیتر) به عنوان استاندارد درونی^۳ یا جانشین^۴ جهت محاسبه درصد بازیابی PAHs (EPA, 1986) توسط کاغذ صافی فیلتر گردید. پس از آن نمونه وارد قیف جداکننده گردید و ۷ میلی‌لیتر هگزان نرمال به مخلوط فوق اضافه شد و به مدت چند دقیقه به شدت تکان داده شد. قیف روی پایه قرار داده شد و بعد از ۱۰ دقیقه دو فاز آلی و آبی از هم جدا شدند. حجم آلی جمع‌آوری شده و عمل فوق برای لایه آبی دو مرحله دیگر تکرار گردید (Tsapakis et al., 2003) فاز آلی استخراج شده توسط سدیم سولفات بدون آب، آگیری شد و درون دستگاه تبخیر کننده چرخان^۵ (Heidolph 4011) به حجم ۵ میلی‌لیتر رسانده شد. سپس جهت حذف مواد آلی قطبی از پودر فلورسیل عبور داده شد (EPA, 2007) پس از آن مایع درون ویال درجه بندی قرار داده شد و پس از تبخیر شدن حلال به طور کامل با حلال استونیتریل به حجم ۱ میلی‌لیتر رسانده شد.

¹ Freeze Dryer

² Liquid-Liquid Extraction

³ Internal Standard

⁴ Surrogate

⁵ Rotary evaporator

⁶ Soxhlet Apparatus

⁷ Column Clean up

⁸ High Performance Liquid Chromatograph

⁹ Ultraviolet Detector

شد. به دلیل وجود اختلاف معنی دار بین ایستگاه‌های مختلف از نظر غلظت PAHs، از پس آزمون توکی^۳ جهت تعیین گروه‌های مشابه و متفاوت استفاده گردید. همچنین مقایسه PAHs بر اساس تعداد حلقه در آب و رسوب توسط آزمون آنالیز واریانس یک طرفه انجام شد. از آزمون همبستگی پیرسون و رگرسیون خطی جهت تعیین ضریب همبستگی بین غلظت PAHs در رسوب و آب استفاده شد.

۳. نتایج

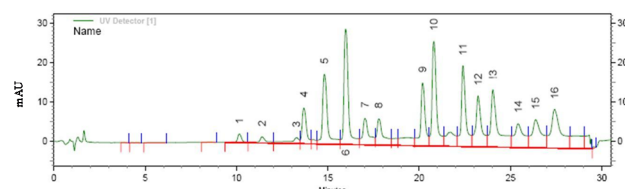
نتایج نشان داد غلظت tPAHs در آب ایستگاه‌های مختلف ۴/۰ تا ۳۱/۰ میکروگرم بر لیتر بوده است. جدول ۲ غلظت PAHs را در آب ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد. اختلاف معنی دار آماری بین غلظت tPAHs در آب ایستگاه‌های مورد مطالعه مشاهده شد ($P < 0.05$)، بدین ترتیب که آب ایستگاه ۱ از بقیه ایستگاه‌ها آلوده‌تر و ایستگاه ۳ کم‌ترین آلودگی را در مقایسه با سایر ایستگاه‌ها داشته است. بر اساس نتایج به دست آمده از میان ۱۶ ترکیب PAHs فقط تعداد محدودی از این ترکیبات در آب سنجش گردید و غلظت سایر ترکیبات پایین‌تر از حد تشخیص دستگاه بوده و قابل اندازه‌گیری نبود. ترکیبات بنزو (a) آنتراسن، کرایسن، بنزو (a) پیرن، دی بنزو (ah) آنتراسن، بنزو (ghi) پرین و ایندینوپایرن در آب هیچ‌کدام از ایستگاه‌ها مشاهده نشد. در حالی که بنزو (b) فلورانتن و بنزو (k) فلورانتن به مقدار نسبتاً ناچیزی به ترتیب در ایستگاه‌های ۵ و ۴ اندازه‌گیری شدند. غلظت tPAHs در رسوبات از ۸۴۵ تا ۴۷۹۰ نانوگرم بر گرم وزن خشک متغیر بوده است. بین ایستگاه‌های مختلف از نظر غلظت tPAHs اختلاف معنی داری وجود داشته است ($P < 0.05$) و همانند آنچه در مورد آب مشاهده گردید، حداکثر آلودگی tPAHs در ایستگاه ۱ و حداقل آن در رسوبات ایستگاه ۳ بوده است. غلظت نفتالن در رسوب تمامی ایستگاه‌ها پایین‌تر از حد تشخیص دستگاه بوده است. در ایستگاه ۱ بنزو (k) فلورانتن و دی بنزو (a,h) آنتراسن نسبت به سایر ترکیبات غلظت قابل توجهی داشتند. در ایستگاه ۲ دی بنزو (a,h) آنتراسن، در ایستگاه ۳ پیرن، در ایستگاه ۴ بنزو (k) فلورانتن و در ایستگاه ۵ بنزو (a) آنتراسن نسبت به سایر ترکیبات غلظت بالاتری داشته‌اند (جدول ۲).

محصول شرکت SUPELCO و محلول Decachlorobiphenyl به عنوان استاندارد درونی (جانشین) با شماره کاتالوگ 48318 محصول شرکت SUPELCO بوده است.

جدول ۱: برنامه شویس گرادپانی مورد استفاده جهت آنالیز و اندازه‌گیری ترکیبات

زمان (دقیقه)	سرعت جریان (ml/min)	درصد آب	درصد استونیتریل
۰	۲	۶۰	۴۰
۲۰/۵۰	۲	۰	۱۰۰
۲۷/۵۰	۲	۰	۱۰۰
۳۱	۲	۶۰	۴۰

شکل ۲ کروماتوگرام مربوط به محلول استاندارد را نشان می‌دهد. کالیبراسیون دستگاه توسط محلول استاندارد در ۵ غلظت مختلف به همراه محلول استاندارد درونی در غلظت ثابت انجام شد. همچنین استاندارد درونی در غلظت ثابت به تمامی نمونه‌های آب و رسوب قبل از انجام عمل هضم یا استخراج اضافه شد. تعیین دقت دستگاه (Limit of Detection) توسط آنالیز محلول‌های استاندارد رقیق شده انجام شد، میزان آن $0.07-0.48 \mu\text{g/L}$ بوده است. تکرار آنالیز (۸ مرتبه) محلول PAHs با غلظت $5 \mu\text{g/L}$ نشان داد که RSD در تمام موارد کمتر از ۷ درصد است.



شکل ۲: منحنی محلول استاندارد دستگاه HPLC توسط ترکیب استاندارد ($0.1 \mu\text{g/mL}$)

۱- نفتالن، ۲- آسفتن، ۳- آسفتیلن، ۴- فلورن، ۵- فنانترن، ۶- آنتراسن، ۷- فلورانتن، ۸- پیرن، ۹- بنزو (a) آنتراسن، ۱۰- کرایسن، ۱۱- بنزو (b) فلورانتن، ۱۲- بنزو (k) فلورانتن، ۱۳- بنزو (a) پیرن، ۱۴- دی بنزو (a,h) آنتراسن، ۱۵- بنزو (g,h,i) پرین و ۱۶- ایندینوپایرن

۳-۶. روش آماری

تجزیه و تحلیل آماری توسط نرم افزار SPSS 14 انجام شد. نرمال بودن داده‌ها توسط تست شپرو ویلک^۱ بررسی شد. به منظور مقایسه غلظت PAHs در رسوب و همچنین آب دریا در ایستگاه‌های مختلف از آزمون واریانس یک طرفه^۲ استفاده

^۱ Shapiro-Wilk
^۲ ANOVA

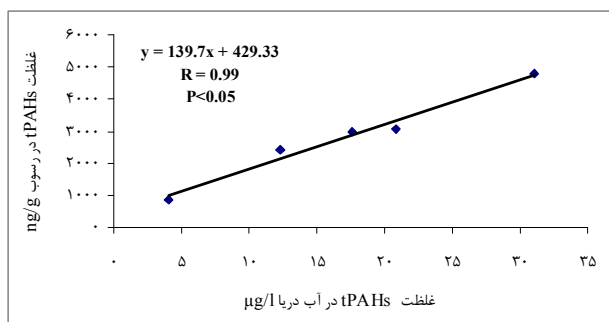
^۳ Tukey test

جدول ۲: میانگین غلظت ترکیبات PAHs در آب دریا (میکروگرم بر لیتر) و رسوبات (نانوگرم بر گرم) در ایستگاه‌های مورد مطالعه (n=۳)

نام ترکیب	ایستگاه ۱		ایستگاه ۲		ایستگاه ۳		ایستگاه ۴		ایستگاه ۵	
	رسوب	آب	رسوب	آب	رسوب	آب	رسوب	آب	رسوب	آب
فتالن	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
آسفتیلن	۷/۵±۱۰۴/۵	۰/۰±۰/۳۶	۰/۰±۰/۲۲	ND	۰/۰±۰/۰۳	ND	۴/۸±۱۰۸/۶	۰/۸±۱/۰	۰/۴±۸/۳	۰/۰±۰/۸
آسفتن	۲۵/۶±۳۳۴/۰	۰/۶±۵/۴۵	ND	۴/۸±۹۶/۷	۰/۳±۱/۸	۲/۳±۵۴/۳	۰/۳±۲/۲	۱۹/۲±۴۲۸/۸	۰/۷±۲/۰	۴/۶±۸۳/۷
فلورن	۱۲/۹±۱۸۴/۰	۰/۲±۲/۴	۰/۷±۳/۸	۲/۹±۷/۰/۲	۰/۸±۰/۶	۰/۹±۲۰/۷	۰/۲±۲/۴	۹/۰±۲۰/۵	۰/۳±۱/۹	۰/۶±۵/۶
فنانترن	۲۳/۶±۳۴۴/۷	۱/۲±۱۴/۴	۱/۰±۲۶/۲	۱۱/۰±۲۷۶/۴	۰/۵±۱/۶	۲/۴±۶۱/۰	۰/۵±۱/۶	۱۰/۰±۲۳۳/۹	۰/۸±۲/۳	۲۴/۵±۴۹۰/۳
آنترانس	۹/۸±۱۴۵/۹	۰/۳±۲/۵	۰/۶±۲/۸	۲/۴±۶/۰/۸	۰/۰۷±۰/۲	۰/۷±۱۷/۹	۰/۲±۱/۶	۱۰/۴±۲۵۵/۰	۰/۳±۱/۰	۱/۴±۲۱/۰
فلورانتن	۱۵/۳±۲۷۷/۸	ND	۰/۳±۱/۸	۵/۹±۱۵۱/۲	ND	۳/۸±۷۸/۸	۰/۲±۱/۳	۷/۹±۱۹۱/۸	ND	۶/۹±۱۰۰/۳
پایرن	۴۱/۷±۸۶۵/۳	۰/۷±۵/۹	۰/۹±۶/۶	۱۱/۷±۳۰۹/۸	۰/۸±۰/۴	۷/۰±۱۸۰/۴	۰/۳±۱/۵	۲۱/۴±۵۱۵/۰	۰/۶±۳/۵	۱۲/۸±۲۹۱/۰
بنزو(a)آنترانس	۲۴/۲±۳۴۴/۶	ND	ND	۸/۷±۲۳۴/۶	ND	۲/۸±۵۲/۸	ND	۴/۰±۹۹/۳	ND	۳۲/۴±۷۲۲/۹
کرایسن	۹/۳±۱۳۶/۷	ND	ND	۶/۲±۱۹۰/۰	ND	۱/۲±۳۲/۴	ND	۱/۴±۳۳/۶	ND	۹/۹±۱۸۶/۳
بنزو(b)فلورانتن	ND	ND	ND	ND	ND	۱/۵±۳۷/۶	ND	ND	ND	۰/۳±۵/۸
بنزو(k)فلورانتن	۵/۸±۱۰۶۱/۹	ND	ND	۱/۸±۴۶/۰	ND	۱/۸±۴۵/۵	۰/۲±۱/۵	۲۴/۲±۶۱۸/۰	ND	۱۴/۳±۳۰۶/۵
بنزو(a)پایرن	ND	ND	ND	۱۱/۷±۳۰۷/۴	ND	۵/۴±۱۳۸/۴	ND	۱۴/۶±۴۰۵/۸	ND	۷/۷±۱۶۱/۸
دی بنزو(ah)آنترانس	۴۸/۴±۸۹۶/۷	ND	ND	۲۴/۵±۶۶۶/۸	ND	۰/۷±۱۷/۰	ND	ND	ND	ND
بنزو(ghi)پریلن	ND	ND	ND	۱۰/۸±۲۶۴/۴	ND	ND	ND	ND	ND	ND
ایندنوپایرن	۶/۵±۸۴/۴	ND	ND	۱۶/۸±۴۳۴/۸	ND	ND	ND	ND	ND	۳/۴±۴۶/۷
tPAHs	۲۸۷/۳±۴۷۹۰/۳	۲/۰±۳۱/۰	۳/۶±۲۰/۸	۱۱۸/۳±۰۷۸/۴	۱/۸±۴/۰	۳۳/۳±۸۴۵/۰	۲/۳±۱۷/۶	۱۲۲/۵±۲۹۸۸/۰	۳/۰±۱۲/۳	۱۱۹/۷±۲۴۳۰/۶

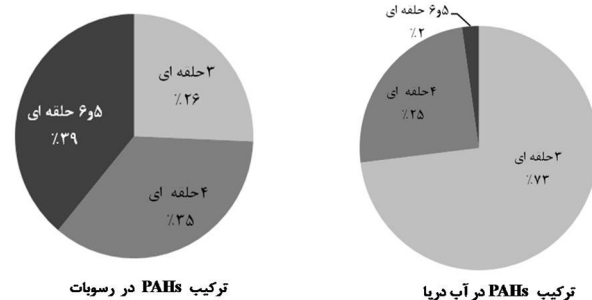
بازایی استاندارد درونی در نمونه‌های آب ۹۵ درصد بوده است.
بازایی استاندارد درونی در نمونه‌های رسوب ۸۷ درصد بوده است.
ND - پایین‌تر از حد تشخیص روش (Not Detected)

نتایج نشان داد همبستگی مثبت و معنی‌داری ($P < 0.05$) بین غلظت tPAHs در آب و غلظت این ترکیبات در رسوبات ایستگاه‌های مورد مطالعه وجود داشته است (شکل ۴). همچنین همبستگی مستقیم و معنی‌داری بین غلظت ترکیبات ۳ حلقه‌ای PAHs در آب و رسوب منطقه مورد مطالعه مشاهده شد ($P < 0.05$). چنین رابطه‌ای در مورد ترکیبات ۴ حلقه‌ای PAHs نیز مشاهده شد ($P < 0.05$). که در دو مورد اخیر ضریب همبستگی کمتر از tPAHs بوده است. شکل‌های ۵ و ۶ معادله رگرسیون و همبستگی ترکیبات ۳ حلقه‌ای و ۴ حلقه‌ای PAHs را در آب و رسوب ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهند. بین غلظت ترکیبات ۵ و ۶ حلقه‌ای در آب و رسوب همبستگی مشاهده نگردید.



شکل ۴: همبستگی میان غلظت tPAHs در رسوبات و آب دریا در ایستگاه‌های مورد مطالعه

با توجه به نتایج به دست آمده، ترکیب tPAHs بر اساس تعداد حلقه موجود در ساختار این ترکیبات در آب ($P < 0.05$) و همچنین در رسوبات ($P < 0.05$) متفاوت بوده است. در شکل ۳ فراوانی نسبی ترکیبات ۳ حلقه‌ای، ۴ حلقه‌ای و همچنین ۵ و ۶ حلقه‌ای در آب و رسوبات منطقه مورد مطالعه مقایسه شده است. ترکیبات ۳ حلقه‌ای و پس از آن ۴ حلقه‌ای بیشترین فراوانی را از کل PAHs به خود اختصاص داده‌اند و مقدار ترکیبات ۵ و ۶ حلقه‌ای در آب ناچیز بوده است. برخلاف آب، در رسوبات حداکثر مقدار tPAHs مربوط به ترکیبات ۵ و ۶ حلقه‌ای و پس از آن ۴ حلقه‌ای بوده است. حال آن که ترکیبات ۳ حلقه‌ای کمترین مقادیر را در tPAHs رسوب داشته‌اند.



شکل ۳: فراوانی نسبی ترکیبات PAHs بر اساس تعداد حلقه در tPAHs اندازه‌گیری شده در آب و رسوبات ساحل پوشهر

جدول ۳: مقایسه غلظت tPAHs در آب دریا در سواحل بوشهر با سایر آب‌های دنیا

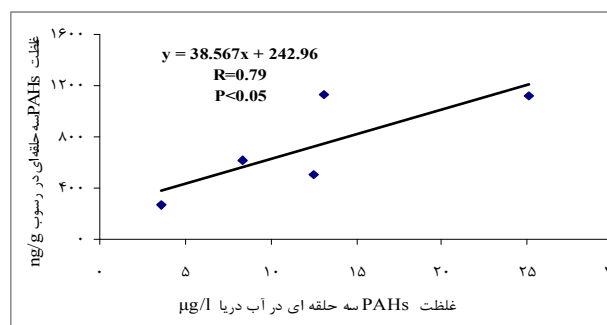
منبع	غلظت (μg/L) tPAHs	منطقه مورد مطالعه
مطالعه حاضر	۴/۰-۳۷/۰	خلیج فارس، سواحل بوشهر
Al-Madani, 1994	۱۶-۸۹	خلیج فارس، بحرین
Zhu et al., 2004	۴/۷۰-۶۷/۷۰	چین، آب‌های ساحلی
Zhou and Maskaoui, 2003	۴/۲۲-۲۹/۳۲	چین، خلیج دایا
El Nemr and Abd-Allah, 2003	۰/۱-۰/۵۲	مصر، ساحل اسکندریه
Anyakora and Coker, 2006	۱/۹۵-۱۰/۹۰	آفریقا، دلتای نیجر
Gustafson and Dickhut, 1997	۰/۰۲-۰/۰۶	آمریکا، خلیج چیسایک
Maldonado et al., 1999	۰/۰۳-۰/۰۵	شمال غربی دریای بالتیک

بر اساس نتایج به دست آمده تعدادی از ترکیبات PAHs در آب قابل تشخیص نبوده است. عدم حضور این ترکیبات صرفاً به این دلیل نیست که این ترکیبات در آب منطقه وجود ندارد، چرا که برخی از این ترکیبات غلظت‌های بالایی در رسوب داشتند. علت پایین بودن غلظت ترکیبات مذکور در آب دریا خصوصیات فیزیکوشیمیایی این ترکیبات و تمایل آنها برای خروج از بدنه‌ی آبی توسط تن‌نشست، تجزیه و تبخیر است. برای مثال ترکیبات ۵ و ۶ حلقه‌ای به دلیل وزن مولکولی زیاد تمایل به تن‌نشست در رسوبات دارند (IPCS, 1998). علاوه بر این عوامل فیزیکوشیمیایی آب نیز مانند دما، pH، شوری و کدورت بر غلظت PAHs در آب تاثیرگذار است (ATSDR, 1995).

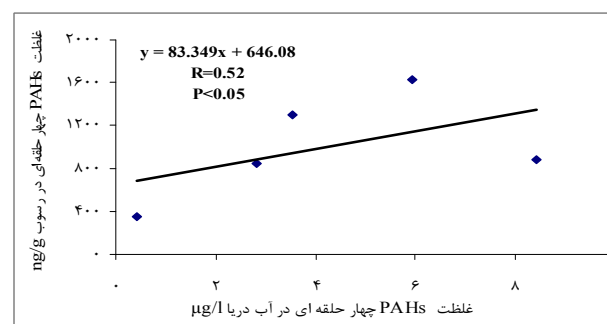
با توجه به نتایج میانگین غلظت ترکیبات آنتراسن، فنانترن، پیرن و فلورانتن در آب ساحل بوشهر از مقدار رهنمودی تعیین شده برای سلامت آبزیان (استاندارد محیط زیست کانادا) بیشتر است (Environment Canada, 1998).

در جدول ۴ غلظت PAHs در رسوبات منطقه مورد مطالعه با استانداردهای جهانی (Interim marine sediment quality guidelines) مقایسه شده است. با توجه به این جدول میانگین ترکیبات آسفنتن و دی بنزو (ah) آنتراسن غلظتی بیش از حد احتمالی اثر گذار داشته و کیفیت رسوب منطقه از نظر غلظت این ترکیبات نامطلوب است. با توجه به اینکه دی بنزو (ah) آنتراسن یک ترکیب سرطان‌زا است و احتمال انتقال آن به انسان به واسطه مصرف آبزیان منطقه وجود دارد، اقدامات کنترلی در مورد کاهش ورود این ترکیب به منطقه ضروری به نظر می‌رسد. نفتالن، فلورانتن، کرایسن، بنزو (b) فلورانتن، بنزو (ghi) پرین و ایندنونپایرن غلظتشان کمتر از حد آستانه اثرگذار بوده است. سایر ترکیبات PAHs غلظتی بیش از حد آستانه و کمتر از حد احتمالی اثرگذار داشته‌اند.

غلظت tPAHs در رسوبات منطقه مورد مطالعه ۴۷۹۰-۸۴۵ نانوگرم بر گرم وزن خشک بوده است که از غلظت این ترکیبات



شکل ۵: همبستگی میان غلظت PAHs ۳ حلقه‌ای در رسوبات و آب دریا در ایستگاه‌های مورد مطالعه.



شکل ۶: همبستگی میان غلظت PAHs ۴ حلقه‌ای در رسوبات و آب دریا در ایستگاه‌های مورد مطالعه.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

بر اساس نتایج به دست آمده، غلظت tPAHs در آب سواحل مورد مطالعه ۴/۰ تا ۳۷/۰ میکروگرم بر لیتر بوده است. این مقادیر با مقادیر اندازه‌گیری شده در سایر آب‌های جهان در جدول ۳ مقایسه شده است. مقادیر tPAHs در مطالعه حاضر نسبت به غلظت tPAHs در آب‌های جنوب خلیج فارس در منطقه‌ی بحرین و همچنین از آب‌های ساحلی چین کمتر بوده است، در حالی که از غلظت‌های گزارش شده از آب‌های ساحلی دلتای نیجر، خلیج چیسایک، خلیج دایا در چین و ساحل اسکندریه در مصر بالاتر بوده است. به نظر می‌رسد آلودگی PAHs در آب منطقه مورد مطالعه نسبت به سایر مطالعات در حد نسبتاً آلوده است. فعالیت‌های کشتیرانی و حمل‌ونقل دریایی، حضور اسکله‌های متعدد صیادی و حمل‌ونقل دریایی و همچنین نزدیکی به سکوه‌های نفتی از عوامل احتمالی آلودگی PAHs در این منطقه هستند که به طور مداوم این ترکیبات را وارد آب می‌کنند.

در ساحل شهر و تحت تاثیر قرار گرفتن با فعالیت‌های حمل و نقل اسکله‌ها و همچنین ورود فاضلاب شهری، نسبت به سایر ایستگاه‌ها آلودگی PAHs بالاتری داشتند. کمترین مقدار PAHs در آب ایستگاه شماره ۳ سنجیده شد که احتمالا به دلیل دور بودن این منطقه از اسکله‌ها و عدم ورود فاضلاب بوده است. علاوه بر تفاوت در مقدار و نوع آلودگی وارد شونده به هر ایستگاه، تفاوت در عوامل فیزیکوشیمیایی منحصر به هر ایستگاه نیز در تعادل میان میزان آلودگی در آب و رسوبات هر ایستگاه موثر است (Cailleaud et al., 2007). برای مثال ایستگاه شماره ۱ در معرض حجم زیادی فاضلاب شهری است و به نظر می‌رسد بار مواد آلی در این ساحل بالا باشد. از آنجا که مواد آلی واسطه حرکت PAHs از آب به رسوب هستند (Nelson et al., 1998; Gustafsson et al., 2001) احتمال می‌رود یکی از عوامل غلظت‌های زیاد PAHs در رسوبات این ساحل حضور مواد آلی باشد.

نتایج نشان داد که همبستگی مثبت و معنی‌داری بین غلظت tPAHs در آب و رسوبات وجود دارد، با توجه به اینکه رسوبات آلاینده‌ها را از آب دریافت می‌کنند، این مسئله چندان هم دور از انتظار نیست. در مورد ترکیبات ۳ حلقه‌ای و ۴ حلقه‌ای ضریب همبستگی با مقادیری کمتر از ضریب همبستگی tPAHs مشاهده شد. عدم پایداری این ترکیبات در آب با توجه به مواردی که پیش از این ذکر گردید باعث می‌شود غلظت‌های سنجیده شده در آب با مقدار وارد شونده این ترکیبات به آب منطقه متفاوت باشد و به نظر می‌رسد این مسئله یکی از عوامل پایین آمدن ضریب رگرسیون در آب و رسوب با افزایش تعداد حلقه در این ترکیبات باشد. به هر حال با توجه به نتایج به دست آمده به نظر می‌رسد که در محیط آب مطالعه شده، موجودات بیشتر در معرض بخش PAHs سبک (۳ و ۴ حلقه‌ای) باشند. حال آن‌که در رسوبات منطقه مورد مطالعه خطر جدی‌تر بوده و آبیانی که در تماس با این رسوبات هستند در معرض اغلب ترکیبات PAHs و به خصوص ترکیبات سنگین PAHs مانند ترکیبات ۵ و ۶ حلقه‌ای هستند. از آنجا که ترکیبات PAHs دارای وزن مولکولی کم دارای خاصیت سرطان‌زایی کمتری بوده، اما سمی‌تر هستند و ترکیبات با وزن مولکولی بالا سرطان‌زا و جهش‌زا بوده و باعث ایجاد ناهنجاری می‌شوند (ATSDR, 1995) بنابراین در منطقه مورد مطالعه، برای آبیانی که در محیط آب زیست می‌کنند خطر مسمومیت و در مورد زیست‌مندان رسوب ریسک ایجاد سرطان و ناهنجاری پیش‌بینی می‌گردد.

در رسوبات خلیج کارتاژنا کلمبیا (Restrepo et al., 2008)، دریای عمان (۳۵۳۹-۱۲۷۱) (Awad et al., 1990)، خلیج موبیل (۲۲۳۰-۵۵) (Peachey, 2003) و دریای سیاه (۶۳۵-۷/۲) (Readman et al., 2002) بیشتر بوده و از غلظت این ترکیبات در خلیج ایزمیت (۸۹۳۷-۱۱۸) (Tolun et al., 2006)، تورنتو (۵۱۹۳-۳۳۵) (Storelli and Marcotrigiano, 2000) و سانتاندر (۲۵۸۰۰-۲۰) (Viguri et al., 2002) و رسوبات سواحل بحرین (۶۶۰۰-۱۳) (Tolosa et al., 2005) کمتر بوده است. به نظر می‌رسد آلودگی PAHs در رسوبات ساحل بوشهر نسبت به سایر مطالعات در حد میانه تا زیاد باشد.

جدول ۴: مقایسه غلظت PAHs در رسوبات منطقه‌ی مورد مطالعه با استانداردهای جهانی (Smith et al., 1996)

نام ترکیب	میانگین در رسوبات مورد مطالعه	^۱ PEL	^۲ TEL
فتالین	ND	۵۶۱	۱۷۶
آسفتیلین	۴۶/۹۲	۱۲۸	۵/۹
آسفتن	۲۰۱/۳۸	۸۹	۶/۷
فلورن	۹۶/۲	۵۳۶	۷۷/۴
فتاترن	۲۸۱/۳	۱۱۷۰	۲۰۴
آنتراسن	۱۰۰/۸	۸۴۵	۵۷/۲
فلورانتن	۱۵۹/۷	۲۲۳۰	۴۲۳
پایرن	۴۲۲/۲	۱۵۲۰	۱۹۵
بنزو (a) آنتراسن	۲۹/۸	۱۰۵۰	۱۰۸
کرایسن	۱۱۳/۶	۱۲۹۰	۱۶۶
بنزو (b) فلورانتن a	۸/۶	۱۳۴۰۰	۲۴۰
بنزو (k) فلورانتن a	۴۱۵/۶	۱۳۴۰۰	۲۴۰
بنزو (a) پایرن	۲۰۲/۵	۱۴۵۰	۱۵۰
دی بنزو (a,h) آنتراسن	۳۱۲/۸	۱۳۵	۳۳
بنزو (g,h,i) پرین b	۵۲/۹	۳۲۰۰	۱۷۰
اینونوپایرن b	۱۱۰/۸	۳۲۰۰	۲۰۰
tPAHs	۲۸۲۶/۵	۲۲۸۰۰	۱۶۱۰

Persaud et al., 1993 - a
MacDonald et al., 2000 - b
ND - پایین تر از حد تشخیص دستگاه

ترکیبات ۵ و ۶ حلقه‌ای مانند بنزو (k) فلورانتن و دی بنزو (ah) آنتراسن و بنزو (k) فلورانتن غلظت قابل توجهی در رسوبات داشته‌اند. به طور کلی غلظت هیدروکربن‌های آروماتیک ۵ و ۶ حلقه‌ای در رسوبات بیشتر از ترکیبات دارای تعداد حلقه کمتر است. وزن مولکولی بالا و ساختار مولکولی خوشه‌ای در برخی از آن‌ها باعث ته‌نشست سریع این ترکیبات در رسوبات می‌شود (IPCS, 1998).

نتایج نشان داد که از نظر غلظت tPAHs در آب و رسوب میان ایستگاه‌های مختلف تفاوت معنی‌داری وجود دارد. ایستگاه شماره ۱ و پس از آن ایستگاه شماره ۲ احتمالا به دلیل قرار گرفتن

¹ Threshold effect levels
² Probable effect levels

- Mussul and Sediment Records, Estuarin. Coastal and Shelf Science, 47: 77-90.
- Cailleaud, K.; Forget-Leray, J.; Souissi, S.; Hilde, D.; LeMenach, K.; Budzinski, H., 2007. Seasonal variations of hydrophobic organic contaminant concentrations in the water-column of the Seine Estuary and their transfer to a planktonic species *Eurytemora affinis* (Calanoïda copepoda). Part 1: PCBs and PAHs. *Chemosphere*, 70: 270–280.
- Cortazar, E.; Bartolomé, L.; Arrasate, S.; Usobiaga, A.; Raposo, J.C.; Zuloaga, O.; Etxebarria, N., 2008. Distribution and bioaccumulation of PAHs in the UNESCO protected natural reserve of Urdaibai, Bay of Biscay. *Chemosphere*, 72: 1467–1474.
- El Nemr, A.; Abd-Allah, A.M.A., 2003. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in microlayer and subsurface waters along Alexandria coast, Egypt. *Chemosphere*, 52: 1711-1716.
- Environment Canada., 1998. Canadian water quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons. Supporting document. Environment Canada, Environmental Quality Branch, Ottawa. Unpub.
- EPA, US Environmental Protection Agency., 1986. Method 8310, Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. 13pp.
- EPA, US Environmental Protection Agency., 1996a. Method 3510C, Separatory Funnel Liquid-Liquid Extraction. 8pp.
- EPA, US Environmental Protection Agency., 1996b. Method 3540C, Soxhlet Extraction. 8pp.
- EPA, US Environmental Protection Agency., 2007. Method 3620C, Florsil Cleanup
- Gonza'lez, J.J.; Vin'as, L.; Franco, M.A.; Fumega, J.; Soriano, J.A.; Grueiro, G.; Muniategui, S.; Lo'pez-Mahí'a, P.; Prada, D.; Bayona, J.M.; Alzaga, R.; Albaige's, J., 2006. Spatial and temporal distribution of dissolved/dispersed aromatic hydrocarbons in seawater
- بر اساس نتایج به دست آمده غلظت PAHs در سواحل بوشهر در حد نسبتاً آلوده بوده است. بیشترین غلظت PAHs در آب و رسوبات ایستگاه شماره ۱ و پس از آن ایستگاه ۲ و کمترین مقادیر PAHs در آب و رسوبات ایستگاه ۳ بوده است. غلظت ترکیبات آنتراسن، فناترن، پایرن و فلورانتن در آب از استاندارد محیط زیست کانادا بیشتر بوده است و سایر ترکیبات کمتر از استاندارد بوده است. ترکیب ساختاری tPAHs در آب و رسوبات منطقه مورد مطالعه متفاوت بوده است، در آب دریا ترکیبات ۳ حلقه‌ای بیشترین غلظت و در رسوبات ترکیبات ۵ و ۶ حلقه‌ای کمترین مقدار tPAHs را به خود اختصاص داده‌اند. صید آبزیان شیلاتی برای تغذیه انسان یکی از فعالیت‌های متداول در سواحل بوشهر است. با توجه به غلظت نسبتاً بالای برخی از ترکیبات در آب و رسوب منطقه، تجمع‌پذیری این مواد در آبزیان و اثرات سوء این ترکیبات بر سلامتی انسان و همچنین تداوم فعالیت‌های انسانی که منجر به ناپاکی مناطق ساحلی با ترکیبات PAHs می‌گردد مطالعه آبزیان منطقه نیز از حیث آلودگی به این هیدروکربن‌ها ضروری به نظر می‌رسد.

منابع

- Al-Madani I., 1994. Industrial effluents and Bahrain coastal pollution by oil hydrocarbons, *Industrial Cooperation*, 15: 41-52.
- Anyakora, C.; Coker, H., 2006. Determination of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in selected water bodies in the Niger Delta. *African Journal of Biotechnology*, 21: 2024-2031.
- ATSDR- Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1995. Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), Department of Health and Human Services. Atlanta.
- Awad, H.; Al eissa, S.A.; Al moharamy, M.A., 1990. Oil pollution in waters, fish and sediments in Gulf of Oman environment. *Marine Science*, 1: 9-16.
- Baumard, P.; Buzinski, H.; Michon, Q.; Garrigues, P.; Burgeot Tand Bellocq, J., 1998. Origin and Bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from

- MOOPAM., 1999. Standard Methods for Chemical Analysis of Petroleum Hydrocarbons, Regional Organization for the Protection of Marine Environment. third addition. Kuwait.
- Nebert, D.W.; Jensen, N.M.; Levitt, R.C.; Felton, J.S., 1980. Toxic chemical depression of the bone marrow and possible aplastic anemia explainable on a genetic basis. *Clinical Toxicology*, 16: 99-122.
- Nelson, E.D.; McConell, L.L.; Baker, J.E., 1998. Diffusive exchange of gaseous polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls across the air - water interface of the Chesapeake Bay. *Environmental Science and Technology*, 32: 912- 919.
- Peachey, R.B.G., 2003. Tributyltin and polycyclic aromatic hydrocarbon levels in Mobile Bay, Alabama: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1365-1371.
- Persaud, D.R.; Jaagumagi, R.; Hayton, A., 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediments in Ontario. Standards Development Branch. Ontario Ministry of Environment and Energy. Toronto, Canada.
- Readman, J.W.; Fillmann, G.; Tolosa, I.; Bartocci, J.; Villeneuve, J.P.; Catinni, C.; Mee, L.D., 2002. Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 48-62.
- Restrepo, B.J.; Verbel, J.V.; Lu, Sh.; Fernandez, J.G.; Avila, R.B.; Hoyos, I.O.; Aldous, K.M.; Addink, R.; Kannan, K., 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons and their hydroxylated metabolites in fish bile and sediments from coastal waters of Colombia. *Environmental Pollution*, 151: 452-459.
- Roose, P.; Brinkman, U.A.Th., 2005. Monitoring organic microcontaminants in the marine environment: principles, programmes and progress. *Trends Anal. Chem*, 24: 897-926.
- Smith, S.L.; MacDonald, D.D.; Keenleyside, K.A.; Ingersoll, C.G.; Field, L.J., 1996. A preliminary study of polycyclic aromatic hydrocarbons in the area affected by the Prestige oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 250-259.
- Gustafson, K.E.; Dickhut, R.M., 1997. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in Southern Chesapeake Bay surface water: evaluation of three methods for determining freely dissolved water concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 452-461.
- Gustafsson, O.; Nilsson, N.; Bucheli, T.D., 2001. Dynamic colloid water partitioning of pyrene through a coastal Baltic Spring Bloom. *Environmental Science and Technology*, 35: 4001- 4006.
- IPCS- International Programme on Chemical Safety., 1998. Selected Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. World Health Organization, Geneva. *Environmental Health Criteria* 202.
- Koganti, A.; Singh, R.; Rozett, K.; Modi, N.; Goldstein, L.S.; Roy, A.; Zhang F.; Harvey, R.G.; Weyand, E.H., 2000. 7H-benzo[c]fluorene: a major DNA adduct-forming component of coal tar. *Carcinogenesis*, 21: 1601-1609.
- MacDonald, D.D.; Ingersoll, C.G.; Berger, T.A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives Environmental Contamination and Toxicology*, 39: 20-31.
- Maldonado, C.; Bayona, J.M.; Bodineau, L., 1999. Sources, distribution, and water column processes of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in the Northwestern Black Sea water, *Environmental Science and Technology*, 33: 2693-2702.
- Mirza, R.; Mohammadi, M.; Dadolahi Sohrab, A.; Safahieh, A.; Savari, A.; Hajeb, P., 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons in seawater, sediment and rock oyster (*Saccostrea cucullata*) from the northern part of the Persian Gulf (Bushehr Province). *Water, Air and Soil Pollution*.

- Environment International, 32: 758–765.
- Tsapakis, M.; Stephanou, E.G.; Karakassis, I., 2003. Evaluation of atmospheric transport as a nonpoint source of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments of the Eastern Mediterranean. *Marine Chemistry*, 80: 283–298.
- Viguri, J.; Verde, J.; Irabien, A., 2002. Environmental assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Santander Bay, Northern Spain. *Chemosphere*, 48: 157–165.
- Zhou, J.L.; Maskaoui, K., 2003. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and surface sediments from Daya Bay, China. *Environmental Pollution*, 121: 269–281.
- Zhu, L.; Chen, B.; Wang, J.; Shen, H., 2004. Pollution survey of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface water of Hangzhou, China. *Chemosphere*, 56: 1085–1095.
- evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *Great Lakes Research*, 22(3): 624-638.
- Storelli, M.M.; Marcotrigiano, G.O., 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbon distributions in sediments from the Mar Piccol, Ionian Sea, Italy. *B. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 65: 537–544.
- Tolosa, I.; Mora, S.I.; Fowler, S.w.; Villeneuve, J.P.; Bartocci, J.; Cattini, C., 2005. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in marine biota and coastal sediments from Persian Gulf and the Gulf of Oman. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1619-1633.
- Tolun, L.; Martens, D.; Okay, O.S.; Schramm, K.W., 2006. Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in coastal sediments of the Izmit Bay (Marmara Sea): Case studies before and after the Izmit Earthquake.