

مطالعه امکان استفاده از دو کفه‌ای *Barbatia helblingii* به عنوان پایشگر زیستی ترکیبات PAHs در سواحل بوشهر

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

۱-دانش آموخته کارشناسی ارشد آلودگی دریا دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، masoome.mahmodi@yahoo.com

۲-استادیار، گروه بیولوژی دریا و معاونت آموزشی دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر،

۳-استادیار گروه شیمی دریا دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، nikpour1342@yahoo.com

۴-استادیار، گروه شیمی دریا دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، kamalghanemi@gmail.com

تاریخ دریافت: ۸۹/۳/۷ تاریخ پذیرش: ۸۹/۸/۱۹

چکیده

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) گروه بزرگی از آلاینده‌های آلی هستند. بسیاری از این ترکیبات، بالقوه سمی بوده و نتیجه تماس جانداران با این ترکیبات موضوع تحقیقات بسیاری را به خود اختصاص داده است. سواحل استان بوشهر محل انجام بسیاری از فعالیت‌های استخراج و حمل و نقل مواد نفتی در شمال خلیج فارس است و احتمال می‌رود مقادیر چشمگیری از این ترکیبات در آب و آبریزان این منطقه وجود داشته باشد. به منظور آگاهی از غلظت PAHs در آب دریا و دو کفه‌ای *Barbatia helblingii* و بررسی امکان پایش این ترکیبات توسط دو کفه‌ای مذکور، نمونه‌برداری از آب و دو کفه‌ای در ۵ ایستگاه مختلف در منطقه جزر و مدی ساحل بوشهر انجام شد. پس از هضم و استخراج PAHs با حلال‌های آلی، این ترکیبات به وسیله دستگاه کروماتوگرافی مایع با کارایی بالا (HPLC) تفکیک و سنجش شدند. نتایج نشان داد غلظت PAHs کل در آب ایستگاه‌های مورد مطالعه از ۴/۰۴ تا ۳۱/۰۳ میکروگرم در لیتر متغیر بوده است. غلظت این ترکیبات در بافت نرم دو کفه‌ای *B. helblingii* در ایستگاه‌های مورد مطالعه، ۱۲۹/۵۴ تا ۶۳۴/۷۵ نانوگرم بر گرم وزن خشک بوده است. غلظت PAHs در آب و صدف جمع‌آوری شده از ایستگاه‌های مختلف تفاوت معنی‌داری با یکدیگر داشت ($P < 0.05$). رافائل آلوده‌ترین و آب شیرین کن تمیزترین ایستگاه بود. نتایج نشان داد همبستگی مستقیم و معنی‌داری میان غلظت ترکیبات PAHs در آب و دو کفه‌ای وجود دارد ($P < 0.05$). با توجه به نتایج حاصل، دو کفه‌ای *B. helblingii* به‌عنوان گونه مناسبی برای پایش زیستی ترکیبات PAHs در سواحل بوشهر معرفی می‌شود.

کلید واژه

پایش زیستی، PAHs، دو کفه‌ای *B. helblingii*، سواحل بوشهر، خلیج فارس

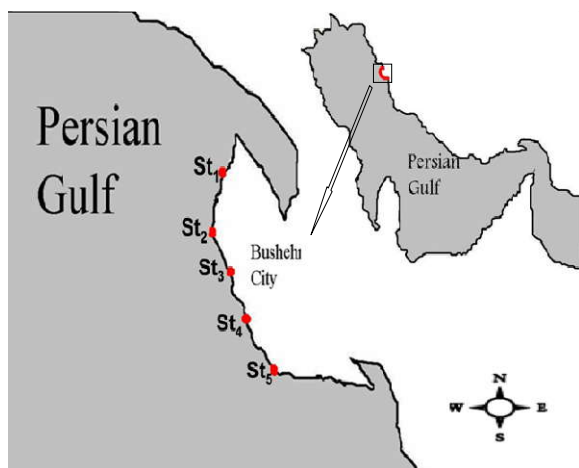
سر آغاز

سواحل استان بوشهر علاوه بر این که محل انجام بسیاری از فعالیت‌های استخراج و حمل و نقل مواد نفتی در شمال خلیج فارس است، تحت تأثیر فاضلاب‌های صنعتی و شهری نیز است. با توجه به این که فعالیت‌های مربوط به بخش نفت از عوامل عمده ورود PAHs به محیط‌های دریایی است (Albers, 2003)، احتمال می‌رود مقادیر چشمگیری از این ترکیبات در آب و آبریزان این منطقه وجود داشته باشد. با توجه به ناکارآمدی سیستم آنزیمی متابولیزیم PAHs در دو کفه‌ای‌ها (Schlenk and Buhler, 1989; Akcha, et al., 2000) و همچنین تحرک اندک و تغذیه صافی خوار، این موجودات در مطالعات پایش زیستی آلودگی PAHs سواحل استفاده وسیعی دارند (Hass and Murphy, 2003). دو کفه‌ای

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) گروه بزرگی از آلاینده‌های آلی هستند که از دو، یا تعداد بیشتری حلقه‌های بنزنی تشکیل شده‌اند. تفاوت این ترکیبات به تعداد یا موقعیت حلقه بنزن مربوط می‌شود. از نظر خصوصیات شیمیایی حلالیت کمی در آب داشته، نقطه ذوب و جوش بالا و فشار بخار کم دارند (1995). (ATSDR). این ترکیبات برای موجودات سمی هستند، اما در انسان معمولاً باعث بیماری می‌شوند (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۲). بسیاری از ترکیبات PAHs سرطان‌زا بوده و نتیجه تماس انسان با این ترکیبات موضوع تحقیقات بسیاری را به خود اختصاص داده است (Manoli, et al., 2000).

شیشه‌ای تیره و برای حمل نمونه‌های صدف و رسوب از ورقه آلومینیوم استفاده شد.

به منظور سنجش PAHs در صدف *B. helblinii*، از هر ایستگاه ۳۰ نمونه صدف هم اندازه (35 ± 5 mm) برداشت شد. برای جدا کردن صدف‌ها از صخره از قلم و چکش استفاده شد.



شکل شماره (۱): موقعیت منطقه و ایستگاههای مورد مطالعه

B. helblingii علاوه بر چسبیده بودن به بستر و صافی‌خواری، از پراکندگی نسبتاً خوبی در سواحل بوشهر برخوردار است (حسین‌زاده صحافی و همکاران، ۱۳۷۹). بنابراین به نظر می‌رسد گونه مناسبی برای پایش زیستی ترکیبات PAHs در این منطقه باشد. از آنجا که اطلاعات کافی درباره وضعیت آلاینده‌های مذکور در سواحل بوشهر وجود ندارد، مطالعه حاضر به منظور آگاهی از میزان هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در آب و دوکفه‌ای *B. helblingii* و بررسی امکان پایش این ترکیبات توسط دوکفه‌ای مذکور در سواحل شهرستان بوشهر انجام شد.

مواد و روشها

در طول ساحل شهرستان بوشهر با توجه به مناطق پراکنش صدف *B. helblingii* و احتمال وجود آلودگی PAHs، پنج ایستگاه شامل رافائل، اسکله شغاب، آب شیرین کن، ناحیه صنعتی و هلیله انتخاب شد (شکل شماره ۱).

نام وعمده فعالیت‌های انسانی جاری در هر ایستگاه در جدول شماره (۱) نشان داده شده است. نمونه‌برداری در مرداد ماه ۱۳۸۷ صورت گرفت. برای برداشت و حمل نمونه‌های آب از ظروف

جدول شماره (۱): مختصات جغرافیایی ایستگاههای نمونه‌برداری رسوبات و دوکفه‌ای در منطقه

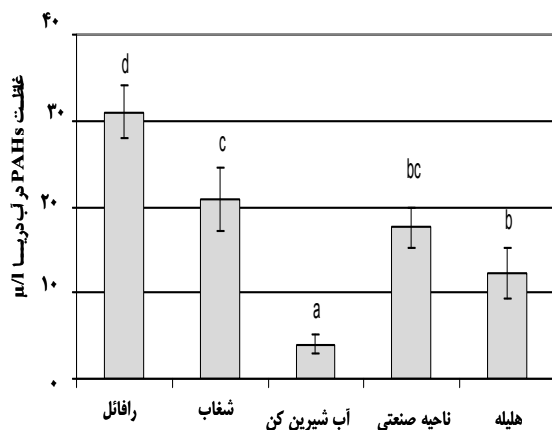
شماره	ایستگاه	مختصات جغرافیایی	منابع آلاینده
St ₁	رافائل	۲۸° ۵۷' ۴۵/۹" شمالی ۵۰° ۴۸' ۴۳/۲" شرقی	اسکله باربری و صیادی، فاضلاب شهری و رستوران
St ₂	اسکله شغاب	۲۸° ۵۵' ۳۷/۷" شمالی ۵۰° ۴۸' ۲۶/۷" شرقی	احداث اسکله، فاضلاب مجتمع‌های مسکونی و تعمیرات هواپیما
St ₃	آب شیرین کن	۲۸° ۵۴' ۱۲/۷" شمالی ۵۰° ۴۹' ۹" شرقی	زباله‌های شهری
St ₄	ناحیه صنعتی	۲۸° ۵۲' ۲۰" شمالی ۵۰° ۳۳/۳" شرقی	اسکله صیادی، فعالیت‌های صنعتی شخصی
St ₅	هلیله	۲۸° ۵۰' ۳/۳" شمالی ۵۰° ۵۲' ۳۱/۹" شرقی	اسکله صیادی، زباله‌های خانگی

همچنین محلول‌های استاندارد کالیبراسیون، ۱ میلی‌لیتر محلول دکاکرو بی‌فیل (۱۶ میکروگرم بر میلی‌لیتر) به عنوان استاندارد درونی^۲ یا جانشین^۳ برای محاسبه درصد بازیابی PAHs (EPA 8310, 1986 US) اضافه شد. برای استخراج ترکیبات PAHs از آب دریا ۲۰ میلی‌لیتر نمونه آب فیلتر شده درون قیف جداکننده ریخته شد. سپس ۷ میلی‌لیتر هگزان نرمال به مخلوط فوق اضافه کرده و به مدت چند دقیقه بشدت تکان داده شد. قیف روی پایه قرارداده شد و بعد از ۱۰ دقیقه دو فاز آلی و غیر آلی از هم جدا شدند.

نمونه‌های آب از نیم متری سطح دریا به وسیله بطری‌های شیشه‌ای تیره برداشت شد (Zhou and Maskaoui, 2003). نمونه‌های آب و صدف درون یخدان محتوی یخ خرد شده قرار داده شده و به آزمایشگاه منتقل شدند و تا زمان تجزیه و تحلیل در فریزر -۲۰ درجه سانتیگراد نگهداری شدند (Cortazar, et al., 2008). نمونه‌های بافت نرم صدف به وسیله دستگاه خشک‌کن انجمادی^۱ خشک شدند. قبل از انجام فرایند هضم، استخراج و سنجش، به تمامی نمونه‌های آب و صدف (مقدار برداشته شده برای استخراج) و

نتایج

نتایج نشان داد غلظت tPAHs در آب ایستگاههای رافائل ۳/۱۰۳، شغاب ۲۰/۸۵، آب شیرین کن ۴/۰۴، ناحیه صنعتی ۱۷/۵۸ و هلیله ۱۲/۲۹ میکروگرم بر لیتر بوده است. مقایسه غلظت tPAHs در آب ایستگاههای مذکور تفاوت معنی‌دار آماری بین غلظت این ترکیبات در ایستگاههای مختلف نشان داد ($P < 0.05$)، بیشترین مقدار tPAHs در آب ایستگاه رافائل و کمترین میزان آن در آب ساحل آب شیرین کن بوده است (شکل شماره ۲).



شکل شماره (۲): غلظت tPAHs در آب دریا ایستگاههای نمونه برداری

غلظت tPAHs در بافت نرم صدف‌های جمع‌آوری شده از ایستگاههای مذکور به ترتیب برابر ۶۳۴/۷۵، ۴۷۶/۶۶، ۱۲۹/۵۴، ۴۵۲/۴۷ و ۴۱۴/۹۶ نانوگرم بر گرم وزن خشک بوده است. مقایسه غلظت tPAHs در بافت نرم صدف *B. helblingii*، اختلاف معنی‌دار آماری بین مقادیر این ترکیبات در ایستگاههای مورد مطالعه نشان داد ($P < 0.05$).

بدین ترتیب که صدف‌های جمع‌آوری شده از ایستگاه رافائل بیشترین غلظت و صدف‌های مربوط به ایستگاه آب شیرین کن کمترین مقدار tPAHs را دارا بودند (شکل شماره ۳). غلظت ترکیبات PAHs در آب و بافت نرم صدف بر اساس تعداد حلقه در جدول شماره (۲) ذکر شده است.

در آب همه ایستگاهها PAHs سه حلقه‌ای بیشتر از چهار حلقه‌ای و چهار بیشتر از پنج و شش حلقه‌ای بوده است.

حجم آلی، جمع‌آوری شده و عمل فوق برای لایه آبی دو مرحله دیگر تکرار شد (Tsapakis, et al., 2003) عصاره آلی به دست آمده با کاغذ صافی و سولفات سدیم بدون آب فیلتر شده و سپس برای حذف مواد قطبی از ستون فلورسیل عبور داده شد (US EPA, 2007).

به منظور هضم و استخراج PAHs از نمونه‌های بافت، ۵ گرم بافت خشک شده همراه با ۲۰۰ میلی لیتر حلال متانول و ۲۰ میلی لیتر ۲ KOH مولار به مدت ۱۶ ساعت در سیستم سوکسله قرار داده شد.

پس از سرد شدن مخلوط را درون قیف جداکننده ریخته و ۳۰ میلی لیتر آب مقطر و ۹۰ میلی لیتر هگزان نرمال به آن اضافه شد و پس از تکان دادن و مخلوط کردن کامل، قیف روی پایه قرار داده شد تا دو فاز آلی و آبی از هم جدا شوند.

عمل استخراج با دو حجم ۵۰ میلی لیتری هگزان تکرار گشت. تمامی فاز آلی جمع‌آوری شده پس از تغلیظ، از ستون شست‌وشو^۴ حاوی ۱۰ میلی گرم پودر سیلیکا، ۱۰ میلی گرم پودر آلومینای آب زده و ۱۰ میلی‌گرم سدیم سولفات بدون آب عبور داده شد (MOOPAM, 1999; US EPA, 1996).

طی فرایند هضم و استخراج PAHs از نمونه‌های آب و صدف، در تمامی مراحل برای تبخیر حلال از دستگاه تبخیرکننده چرخان^۵ استفاده شد و در نهایت قبل از تزریق به دستگاه، نمونه در یک میلی لیتر استونیتریل حل شد.

برای سنجش و تعیین غلظت PAHs از دستگاه HPLC^۶ مجهز آشکارساز UV^۷ استفاده شد. ستون مورد استفاده فاز معکوس C₁₈ به طول ۲۵۰ و قطر ۴/۵ میلی‌متر و قطر ذرات داخلی ۵ میکرون متر بوده است. به منظور کاربری دستگاه از نرم افزار ChromGate نسخه 3.1.7 استفاده شد.

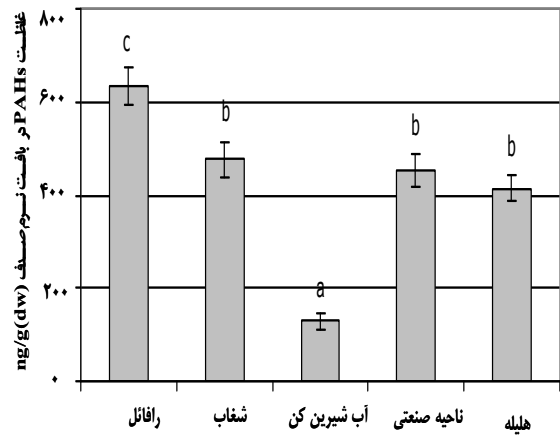
روش استفاده شده برای سنجش ۱۶ ترکیب PAHs فاز متحرک اولیه آب و استونیتریل به نسبت ۶۰٪ آب و ۴۰٪ استونیتریل با سرعت جریان ۲ میلی لیتر بر دقیقه بوده که طی زمان ۳۰ دقیقه به ۱۰۰٪ استونیتریل تبدیل می‌شود.

به منظور مقایسه غلظت PAHs در ایستگاههای مختلف در آب و دوکفه‌ای از تجزیه و تحلیل واریانس یکطرفه استفاده شد.

بررسی میزان همبستگی غلظت PAHs بین آب و دوکفه‌ای توسط آزمون همبستگی پیرسون انجام شد. تجزیه و تحلیل آماری با نرم افزار SPSS 14 انجام شد.

در صدف نیز بجز ایستگاه هلیله همین وضعیت وجود داشته است. در صدف‌های ایستگاه هلیله غلظت PAHs چهار حلقه‌ای بیشتر سایر ترکیبات PAHs بوده است. در ایستگاه شغاب، غلظت PAHs سه حلقه‌ای و چهار حلقه‌ای در صدف تفاوت چندانی ندارند. با توجه به جدول اختلاف غلظت، PAHs سه حلقه‌ای با چهار حلقه‌ای در آب دو ایستگاه شغاب و هلیله نسبت به سایر ایستگاهها کمتر است.

بر اساس نتایج به دست آمده همبستگی مستقیم و معنی داری میان غلظت tPAHs در آب و غلظت این ترکیبات در صدف وجود داشته است ($P < 0.05$). ضریب این همبستگی ۰/۹۵ بوده است (شکل شماره ۴- الف).



شکل شماره (۳): غلظت tPAHs در بافت نرم صدف *B. helblingii* در ایستگاههای نمونه برداری

جدول شماره (۲): غلظت PAHs در بافت نرم صدف *B. helblingii* و آب در ایستگاههای نمونه برداری.

هلیله	ناحیه صنعتی	آب شیرین کن	شغاب	رافائل	آب/μg
۱۲/۲۹ ± ۳/۰۵	۱۷/۵۸ ± ۲/۲۹	۴/۰۴ ± ۱/۱۶	۲۰/۸۵ ± ۳/۵۹	۳۱/۰۳ ± ۲/۹۹	tPAHs
۸/۳۴ ± ۲/۳۰	۱۳/۱۲ ± ۱/۶۰	۳/۶۰ ± ۰/۹۹	۱۲/۴۵ ± ۲/۳۳	۲۵/۰۹ ± ۲/۳۳	۳ حلقه‌ای PAHs
۳/۵۴ ± ۰/۶۰	۲/۸۱ ± ۰/۴۹	۰/۴۸ ± ۰/۱۷	۸/۴۰ ± ۱/۲۶	۵/۹۴ ± ۰/۶۶	۴ حلقه‌ای PAHs
۰/۴۱ ± ۰/۰۸	۱/۵۴ ± ۰/۱۸	-	-	-	۵ و ۶ حلقه‌ای PAHs
۴۱۴/۹۶ ± ۲۵/۳۰	۴۵۲/۴۷ ± ۳۳/۱۴	۱۲۹/۵۴ ± ۱۸/۱۱	۴۷۶/۶۶ ± ۳۷/۷۴	۶۳۴/۷۵ ± ۴۲/۴۳	صدف ng/g(dw)
۱۵۳/۳۷ ± ۱۰/۳۷	۲۴۷/۹۶ ± ۲۰/۳۸	۶۸/۲۴ ± ۸/۲۷	۲۲۴/۵۶ ± ۱۶/۱۹	۳۵۲/۲۴ ± ۲۳/۷۸	tPAHs
۲۶۱/۵۹ ± ۱۴/۹۲	۱۳۶/۵۴ ± ۱۰/۰۲	۴۴/۰۱ ± ۸/۱۵	۲۲۳/۵۴ ± ۱۷/۰۷	۲۴۳/۷۷ ± ۱۶/۶۲	۳ حلقه‌ای PAHs
-	۶۷/۹۷ ± ۲/۸۰	۱۷/۲۸ ± ۱/۶۹	۲۸/۵۶ ± ۴/۴۷	۳۸/۷۴ ± ۳/۰۲	۴ حلقه‌ای PAHs
					۵ و ۶ حلقه‌ای PAHs

(- پایین تر از حد تشخیص دستگاه)

۳ حلقه‌ای شامل آسنتیلین، آسفتن، فلورن، فناترن و آنتراسن، ۴ حلقه‌ای شامل فلورانتن، پیرن، بنزو (a) آنتراسن و کرایسن و ۵ و ۶ حلقه‌ای شامل بنزو (b) فلورانتن، بنزو (k) فلورانتن، بنزو (a) پیرن، دی بنزو (a,h) آنتراسن، بنزو (ghi) پرین و ایندینو پیرن است)

شماره ۴- ج). در مورد ترکیبات پنج و شش حلقه‌ای PAHs نیز ارتباط مثبت معنی‌داری در آب و صدف مشاهده شد ($P < 0.05$). شکل شماره (۴- د) همبستگی و معادله رگرسیون رابطه مذکور را نشان می‌دهد. این همبستگی از همبستگی موجود میان ترکیبات سه حلقه‌ای، چهار حلقه‌ای و tPAHs در آب و صدف کمتر بوده است

همچنین ارتباط مستقیم و معنی‌داری بین غلظت ترکیبات سه حلقه‌ای PAHs در آب و صدف مشاهده شد ($P < 0.05$). میزان این همبستگی ($r^2 = 0.97$) از همبستگی tPAHs در آب دریا و صدف نیز بیشتر بوده است (شکل شماره ۴- ب). ارتباط میان PAHs چهار حلقه‌ای در آب و صدف نیز معنی‌دار بوده است ($P < 0.05$). ضریب این همبستگی کمتر از tPAHs و PAHs سه حلقه‌ای بوده است (شکل

بحث

نتایج نشان داد در سواحل بوشهر غلظت tPAHs در آب ۳۸/۳۷ تا ۴/۰۴ میکروگرم بر لیتر است. با توجه به جدول شماره (۳) این مقدار کمتر از غلظت این ترکیبات در آب تالاب انزلی و خلیج فارس آبهای ساحلی بحرین بوده است.

همچنین کمتر از آبهای ساحلی چین است. در مقایسه با سایر آبهای دنیا در ساحل بوشهر غلظت tPAHs در آب بیشتر بوده است. نتایج نشان داد از نظر غلظت tPAHs در آب و همچنین بافت نرم صدف میان ایستگاههای مختلف تفاوت معنی داری وجود دارد. ایستگاه رافائل و پس از آن شغاب نسبت به سایر ایستگاهها به دلیل قرار گرفتن در ساحل شهر و تحت تأثیر فعالیت‌های حمل و نقل اسکله‌ها و اضافه بر آن ورود فاضلاب شهری، آلودگی tPAHs بالاتری داشتند.

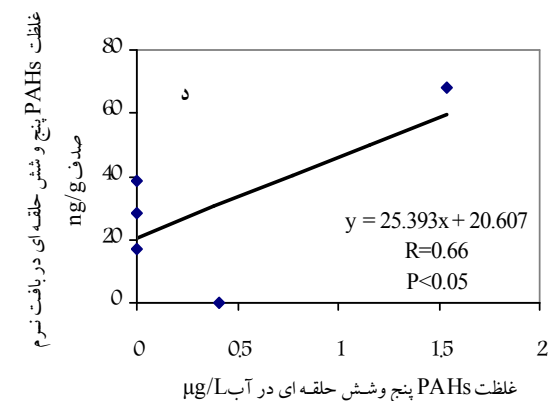
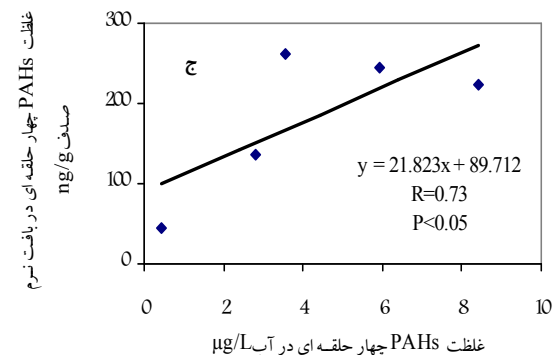
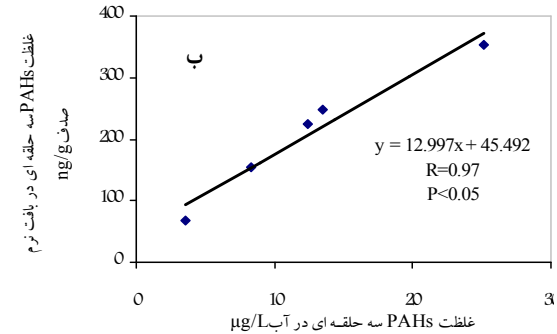
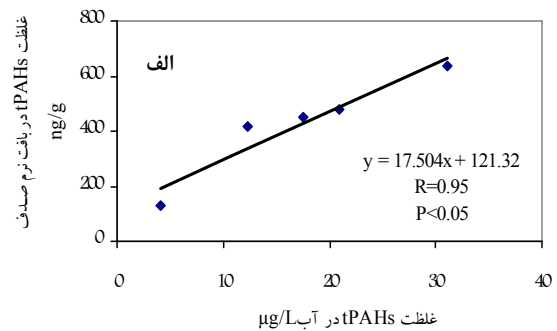
کمترین مقدار tPAHs در آب ایستگاه آب شیرین کن سنجیده شد که احتمالاً به دلیل دور بودن این منطقه از اسکله‌ها و عدم ورود فاضلاب بوده است.

با توجه به نتایج، بیشترین غلظت tPAHs مربوط به PAHs سه حلقه‌ای بوده است. به طور کلی غلظت هیدروکربن‌های آروماتیک سه حلقه‌ای و چهار حلقه‌ای در موجودات بمراتب بیشتر از هیدروکربن‌های پنج و شش حلقه‌ای است (Bumard, et al., 1998).

در مطالعه‌ای که Perugini و همکاران در ۲۰۰۷ انجام دادند توالی PAHs بر اساس تعداد حلقه در خرچنگ *Nephrops norvegicus* و دو گونه ماهی *Scomber scomberus* و *Micromesistius poutassou* مشابه صدف *B. helblingii* بوده است. در دو ایستگاه شغاب و هلیله توالی ترکیبات PAHs در صدف مشابه سایر ایستگاه نبوده است.

بدین ترتیب که غلظت PAHs چهار حلقه‌ای در هلیله بیشتر از سایر ترکیبات PAHs بوده و در ایستگاه شغاب تفاوت چندانی بین غلظت ترکیبات چهار حلقه‌ای و سه حلقه‌ای وجود نداشته است. به نظر می‌رسد دلیل آن تفاوت در منابع آلودگی این دو ایستگاه نسبت به سایر ایستگاهها باشد.

مصادق این مسئله در مورد دو گونه صدف *Mytilus* است که در دو مکان متفاوت مشاهده شده است. توالی ترکیبات PAHs در صدف *Mytilus Chilensis* در شیلی (Fleming, et al., 2004) مشابه صدف *B. helblingii* بوده است. و غلظت ترکیبات سه



شکل شماره (۴): ارتباط میان غلظت PAHs در آب/µg و بافت نرم صدف (ng/g(dw)). الف: tPAHs، ب: PAHs سه حلقه‌ای، ج: PAHs چهار حلقه‌ای، د: PAHs پنج و شش حلقه‌ای

غلظت ترکیبات چهار حلقه‌ای بیشتر از ترکیبات سه حلقه‌ای بوده است (Bummard, et al., 1998).

حلقه‌ای بیشتر از چهار حلقه‌ای و چهار حلقه‌ای بیشتر از پنج و شش حلقه‌ای بوده است در صورتی که در صدف *Mytilus galloprovincialis* در اقیانوس اطلس، سواحل اسپانیا و فرانسه

جدول شماره (۳): مقایسه غلظت tPAHs در آب منطقه مورد مطالعه با سایر نقاط دنیا

منطقه مورد مطالعه	غلظت tPAHs (g/l μ)	منبع
چین، خلیج دایا	۴/۲۲-۲۹/۳۲	Zhou and Maskaoui, 2003
افریقا، دلتای نیجر	۱/۹۵-۱۰/۹۰	Anyakora and Coker, 2006
چین، آبهای ساحلی	۴/۷۰-۶۷/۷۰	Zhu et al, 2004
شمال غربی دریای بالتیک	۰/۰۳-۰/۰۵	Maldonado et al, 1999
امریکا، خلیج چیسایک	۰/۰۲-۰/۰۶	Gustafson and Dickhut, 1997
خلیج فارس، بحرین	۱۶-۸۹	Al-Madani, 1994
تالاب انزلی	۱۱۶/۵	اسماعیلی ساری و همکاران، ۱۳۸۱
خلیج فارس، سواحل بوشهر	۴/۰۴-۳۸/۳۷	مطالعه حاضر

ترکیبات پنج و شش حلقه‌ای، حلالیت کمی در آب داشته و تمایل به ته نشین شدن در رسوبات دارند. با توجه به وزن مولکولی بالا، احتمال بازگشت این ترکیبات از رسوب به آب کم است (Restrepo, et al., 2008)، بنابراین غلظت‌های سنجش شده این ترکیبات در آب نسبت به مقدار واقعی این ترکیبات در محیط کمتر است و این مسئله می‌تواند در کاهش همبستگی بین غلظت این ترکیبات در آب و صدف مؤثر باشد.

با توجه به نتایج به دست آمده همبستگی بین غلظت ترکیبات PAHs در آب و بافت نرم صدف با کاهش تعداد حلقه بیشتر می‌شود، لیکن همبستگی غلظت tPAHs در آب و بافت نرم صدف همبستگی معنی‌دار و قوی است.

صدف *B. helblingii* در منطقه بین جزر و مدی سواحل شمالی خلیج فارس گسترش چشمگیری دارد و نمونه‌برداری آن نسبتاً آسان است و بافت کافی برای مطالعات پایش زیستی فراهم می‌سازد.

بر اساس یافته‌های این تحقیق همبستگی مثبت و معنی‌داری بین غلظت tPAHs در صدف و غلظت آن در آب وجود داشته است. بنابراین با توجه به مزایای فوق می‌توان استنباط کرد که این گونه موجود مناسبی برای پایش آلودگی PAHs در سواحل بوشهر است.

ارتباط مثبت و معنی‌داری میان غلظت tPAHs در بافت نرم صدف و آب ایستگاههای مورد مطالعه مشاهده شد. با توجه به این رابطه و نوع تغذیه صدف تابوت موجدار، به نظر می‌رسد افزایش غلظت tPAHs در آب منجر به افزایش آن در صدف مورد مطالعه شود.

در بررسی همبستگی میان غلظت PAHs در آب و بافت نرم صدف بیشترین ضریب رگرسیون و همبستگی مربوط به ترکیبات سه حلقه‌ای بوده است. با توجه به این که با کاهش وزن مولکولی و تعداد حلقه، حلالیت ترکیبات PAHs در آب بیشتر می‌شود (ATSDR, 1995)، ترکیبات سه حلقه‌ای نسبت به سایر ترکیبات PAHs در آب محلول‌تر بوده و بیشتر در دسترس صدف قرار می‌گیرند. از طرفی این ترکیبات همواره در آب محلول بوده و بیشترین تعادل غلظت را میان آب و بافت نرم صدف در منطقه مورد مطالعه دارند.

همبستگی میان غلظت ترکیبات چهار حلقه‌ای و پس از آن ترکیبات پنج و شش حلقه‌ای در آب و بافت نرم صدف کمتر از مقدار همبستگی رابطه مذکور در مورد ترکیبات سه حلقه‌ای بوده است. احتمال می‌رود علت آن پایداری کمتر این ترکیبات نسبت به ترکیبات سه حلقه‌ای در آب باشد.

4-Column Clean up

5- Rotary evaporator

6- High Performance Liquid Chromatograph

7- Detector

یادداشت‌ها

1- Freeze Dryer

2- Internal Standard

3- Surrogate

منابع مورد استفاده

اسماعیلی ساری، ع. ۱۳۸۲، آلاینده‌ها، بهداشت و استاندارد در محیط زیست، نشر نقش مهر، تهران، صفحات ۷۷ تا ۷۹.

حسین زاده صحافی، ه.، دقوقی، ب.، رامشی، ح. ۱۳۷۹. اطلس نرم‌تنان خلیج فارس. مؤسسه تحقیقات شیلات ایران، مرکز تحقیقات شیلات دریای عمان.

Akcha, F., et al. 2000. Enzymatic biomarker measurement and study of DNA adduct formation in benzo. Aquatic Toxicology. V. 49, Pp.269– 287.

Albers, P.H. 2003. Petroleum and Individual Polycyclic Aromatic Hydrocarbons In: Hoffman, D.J., Rattner, B.A. Burton, G.A., Cairns, J. (Eds). Handbook Of Ecotoxicology, Pp.342-360.

Al-Madani, I. 1994. Industrial effluents and Bahrain coastal pollution by oil hydrocarbons, Industrial Cooperation. V. 15, Pp.41-52.

Anyakora, C., H., Coker. 2006. Determination of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in selected water bodies in the Niger Delta. African Journal of Biotechnology, 21, Pp.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.

Baumard, P., et al. 1998. Concentration of PAH in Various Marine Organisms in Relation to those in Sediments to Trophic Level, Marine Pollution Bulletin, V. 36, Pp.951-960.

Cortazar, E., et al. 2008. Distribution and bioaccumulation of PAHs in the UNESCO protected natural reserve of Urdaibai, Bay of Biscay. Chemosphere. V. 72, Pp.1467–1474.

Fleming, H.P., et al. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of Corral Bay, south central Chile. Environmental Monitoring, 6, 229 – 223.

Gustafson, K.E., R.M., Dickhut. 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. V. 16, Pp.452–461.

Hass, G., L., Murphy. 2003. Massachusetts Monitoring Program, Massachusetts Water Resources Authority, permit number MA0103284, Pp.1-5.

Maldonado, C., J.M., Bayona, L., Bodineau. 1999. Sources, distribution, and water column processes of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in the Northwestern Black Sea water, Environmental Science and Technology, V. 33, Pp.2693–2702.

Manoli, E., et al. 2000. Pollution survey of polycyclic aromatic hydrocarbons in the bulk precipitation and surface waters of northern Greece, Chemosphere. V. 41, 1845- 1855.

MOOPAM. 1999. Standard Methods for Chemical Analysis of Petroleum Hydrocarbons, Regional Organization for the Protection of Marine Environment. third addition. Kuwait.

- Perugini, M., et al .2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine organisms from the Adriatic Sea, Italy, *Chemosphere*. V. 66, Pp.1904-1910.
- Restrepo, B.J., et al .2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons and their hydroxylated metabolites in fish bile and sediments from coastal waters of Colombia, *Environmental Pollution*, 151, 452-459.
- Schlenk, D., D.R., Buhler .1989. Xenobiotic biotransformation in the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part C*. 94, 476– 480.
- Tsapakis, M., E.G., Stephanou, I., Karakassis .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.
- US Environmental Protection Agency. 1986. Method 8310, Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. 13pp.
- US Environmental Protection Agency. 1996. Method 3540C, Soxhlet Extraction. 8pp.
- US Environmental Protection Agency. 2007. Method 3620C, Florsil Cleanup. 27pp.
- Zhou, J.L., K., Maskaoui .2003. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and surface sediments from Daya Bay, China, *Environmental Pollution*, 121, 269–281.
- Zhu, L., et al .2004. Pollution survey of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface water of Hangzhou, China, *Chemosphere*. 56, 1085–1095.