



تجمع زیستی هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در دوکفه ای *Barbatia helblingii* در

سواحل بوشهر

معصومه محمودی^{۱*}، علیرضا صفاهیه^۲

چکیده

هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای گروه بزرگی از آلاینده‌های آلی هستند که جزء لیست مواد پرخطر سازمان بهداشت جهانی می‌باشند. نشت نفت یکی از عمده راه‌های ورود هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) به اکوسیستم‌های دریایی است. کشتی‌های نفت کش، سکوها، لوله‌های انتقال نفت، صنایع گاز و پتروشیمی و فاضلاب‌های شهری و صنعتی، مهم‌ترین عوامل آلودگی نفتی در آب‌های ساحلی استان بوشهر هستند. در این مطالعه غلظت و تجمع هیدروکربن‌های آروماتیک حلقوی در صدف *Barbatia helblingii* و رسوبات در سواحل بوشهر در ۵ ایستگاه در طول ساحل بوشهر اندازه گیری و محاسبه شد. غلظت tPAHs ۴۹۷۲-۹۳۵ نانوگرم بر گرم در رسوبات و ۱۴۰-۶۳۸ نانوگرم بر گرم در صدف بوده است. در مقایسه با سایر نقاط دنیا آلودگی PAHs در منطقه مورد مطالعه در حد میانه تا آلوده بوده است. تجمع زیستی ترکیبات PAHs در صدف مورد مطالعه از رسوبات بالا نبوده و به نظر می‌رسد این ترکیبات بیشتر از طریق آب در صدف مورد مطالعه تجمع یابند. همچنین تجمع زیستی ترکیبات دارای وزن مولکولی کمتر مانند ترکیبات سه حلقه‌ای بیشتر از سایر ترکیبات بوده است.

کلمات کلیدی: تجمع زیستی، PAHs، دوکفه ای *Barbatia helblingii*، سواحل بوشهر

^۱دانشجوی دکتری آلودگی محیط زیست دانشگاه تهران
^۲عضو هیات علمی گروه زیست دریا دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر

نویسنده مسئول: معصومه محمودی
mahmoodimasoomeh@gmail.com

مقدمه

استخراج و صادرات نفت در آن صورت می‌گیرد. کشتی‌های نفت‌کش، سکوها، لوله‌های انتقال نفت، صنایع گاز و پتروشیمی و فاضلاب‌های شهری و صنعتی، مهم‌ترین عوامل آلودگی نفتی در آب‌های ساحلی استان بوشهر هستند. نشت نفت یکی از عمده راه‌های ورود هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) به اکوسیستم‌های دریایی می‌باشد (Sauer et al, 1998). PAHs گروه بزرگی از آلاینده‌های آلی هستند که جزء لیست مواد پرخطر سازمان بهداشت جهانی می‌باشند (Roose and Brinkman, 2005) این ترکیبات چربی دوست بوده و تمایل زیادی به تجمع در بافت‌های چرب دارند. تجمع PAHs در جانداران آبی باعث بروز عوارضی

خلیج فارس دریایی نیمه بسته با عمق کم است که از طریق تنگه هرمز و دریای عمان با آب‌های آزاد در ارتباط است. به دلیل عرض کم تنگه هرمز تبادل آب خلیج فارس با آب‌های آزاد دریایی محدود است. این محدوده آبی حدود دوسوم از ذخائر نفتی دنیا را در خود جای داده است (Khan, 2002) و فعالیت‌های مربوط به تولید و صادرات نفت توسط هشت کشور واقع شده در حاشیه آن باعث ورود مقادیر متنابهی از نفت به این اکوسیستم دریایی می‌گردد. در کشور ایران بوشهر یکی از استان‌های ساحلی است که مرزی طولانی با خلیج فارس داشته و بخش اعظم فعالیت‌های مربوط به اکتشاف،

برداشت گردید (Guitart et al, 2007; Baumard et al, 1998a,b). نمونه‌های رسوب توسط ورقه آلومینیوم پوشانده و به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه‌های رسوب و همچنین بافت توسط دستگاه خشک کن انجمادی خشک شده و تا زمان آنالیز در فریزر ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند (Cortazar et al, 2008).

هضم و استخراج PAHs

به منظور هضم و استخراج PAHs از نمونه‌های رسوب حدود ۱۰ گرم رسوب خشک همراه با ۲۵۰ میلی لیتر حلال هگزان-دی کلرومتان (۵۰:۵۰) به مدت ۱۶ ساعت در سیستم سوکسله^۱ قرار داده شد. حلال توسط دستگاه تبخیر کننده چرخان به حجم ۱۵ میلی لیتر برسد. سپس ۲-۳ گرم مس فعال جهت حذف گوگرد و ترکیبات آن به عصاره اضافه نموده و پس از فیلتر نمودن از ستون پاک کننده^۲ (حاوی ۱۰ میلی گرم پودر سیلیکا، ۱۰ میلی گرم پودر آلومینای آب زده و ۱۰ میلی گرم سدیم سولفات بدون آب) عبور داده شد. نمونه‌ها مجدداً به وسیله دستگاه تبخیر کننده چرخان تغلیظ شده و درون ویال های درجه بندی قرار داده شدند. پس از تبخیر شدن کل حلال، مواد باقی مانده در ۱ میلی لیتر استونیتریل حل شد (MOOPAM, 1999; US EPA, 1996).

جهت هضم و استخراج PAHs از نمونه‌های بافت، ۵ گرم نمونه بافت نرم خشک شده صدف توسط ۲۰۰ میلی لیتر متانول به مدت ۱۶ ساعت درون سیستم سوکسله هضم گردید. سپس ۲۰ میلی لیتر KOH ۲ مولار، به منظور هضم چربی به بالن محتوی حلال اضافه نموده و مدت ۲ ساعت دیگر سوکسله ادامه داده شد. مخلوط حاصل را درون قیف جدا کننده ریخته و استخراج PAHs با ۳۰ میلی لیتر آب مقطر و ۹۰ میلی لیتر هگزان نرمال انجام شد. استخراج با دو حجم ۵۰ میلی لیتری هگزان تکرار گشت. فاز آلی جدا شده به کمک

مانند تغییر در گامتوزن، تعیین جنسیت و رشد و نمو می‌گردد (Orbea and Cajaraville, 2006). دو کفه‌ای‌ها فاقد سیستم MFO* هستند و در نتیجه توانایی آن‌ها در متابولیسم PAHs نسبت به ماهی‌ها و دیگر آبزیان کمتر می‌باشد (Varanasi et al, 1985). به علاوه به دلیل تحرک اندک و تغذیه

فیلتری، در مطالعات تجمع زیستی آلودگی PAHs در سواحل استفاده وسیعی دارند (Murphy, Haas and 2003). صدف *B. helblingii* چسبیده به بستر بوده و از پراکندگی نسبتاً خوبی در سواحل بوشهر برخوردار است. هدف از انجام این مطالعه بررسی غلظت PAHs در رسوب و دوکفه ای و همچنین تجمع زیستی این ترکیبات در دوکفه ای *B. helblingii* در سواحل بوشهر بوده است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه و نمونه برداری

نمونه برداری در مرداد ماه ۱۳۸۷ انجام شد. در طول ساحل شهرستان بوشهر پنج ایستگاه شامل رافائل، اسکله شغاب، آب شیرین کن، ناحیه صنعتی و هلیله انتخاب گردید (شکل ۱). نام و عمده فعالیت‌های انسانی جاری در هر ایستگاه در جدول ۱ نشان داده شده است.

نمونه برداری

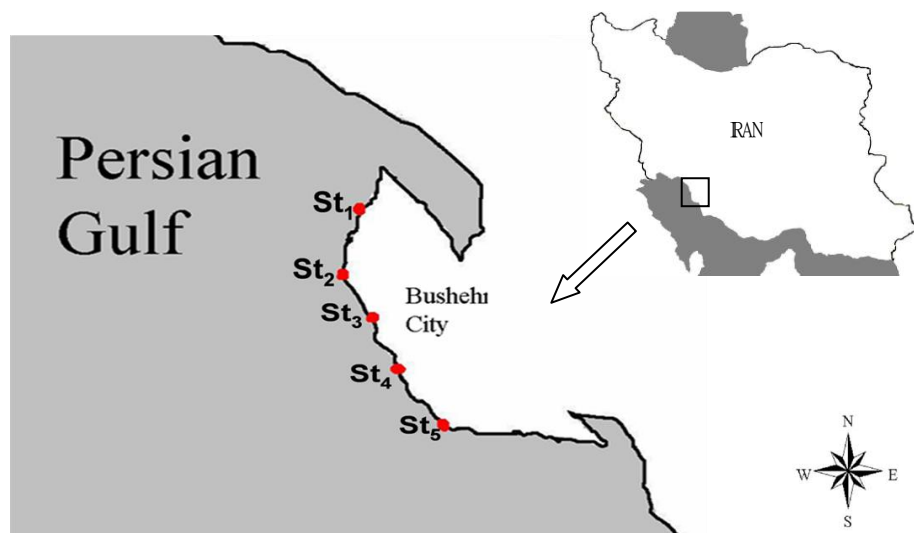
از هر ایستگاه حدود ۳۰ نمونه صدف هم اندازه (5 ± 35 mm) جمع آوری گردید. نمونه‌ها به یک ظرف شیشه‌ای تیره که محیط درون آن با ورقه آلومینیومی کاملاً پوشانده شده انتقال داده شدند. نمونه‌های رسوب در هنگام جزر و با استفاده از کاردک فولادی از لایه سطحی رسوبات (صفر تا دو سانتی متری)

^۱ Soxhlet Apparatus
^۲ Clean up Column

^۱ Mixed function oxides system

ویال های مدرج قرار گرفت و پس از تبخیر کامل حلال ، در یک میلی لیتر استونیتریل حل شد (MOOPAM, 1999; US EPA, 1996)

دستگاه تبخیر کننده چرخان تغلیظ شد. پس از عبور مخلوط به دست آمده از ستون پاک کننده، مجدداً توسط دستگاه تبخیر کننده چرخان تغلیظ شده و درون



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

سنجش PAHs

سنجش و تعیین غلظت PAHs توسط دستگاه HPLC مجهز به آشکارساز UV^۷ و ستون فاز معکوس C₁₈ به طول ۲۵۰ و قطر ۴/۵ میلیمتر و قطر ذرات داخلی ۵ میکرون متر انجام شد. ۱۶ ترکیب PAHs توسط شویس گرادینانی با فاز متحرک اولیه آب و استونیتریل به نسبت ۶۰٪ آب و ۴۰٪ استونیتریل و سرعت جریان ۲ میلی لیتر بر دقیقه که طی زمان ۳۰ دقیقه به ۱۰۰٪ استونیتریل تبدیل می‌شود آنالیز گردیدند.

محلول‌های استاندارد استفاده شده، محلول استاندارد خارجی (PAH Calibration Mix) با شماره کاتالوگ 47940-U محصول شرکت SUPELCO و محلول Decachlorobiphenyl به عنوان استاندارد درونی با شماره کاتالوگ 48318 محصول شرکت SUPELCO، بودند. محلول استاندارد درونی با غلظت و حجم یکسان (۱ میلی لیتر و ۱۶ میکروگرم بر گرم) به تمامی نمونه‌ها و استانداردهای کالیبراسیون اضافه شد (US EPA, 1986).

پردازش داده‌ها

به منظور پردازش داده‌ها ابتدا نرمال بودن داده‌های tPAHs توسط تست شپیرو ویلک* انجام شد. پس از اطمینان از پراکنش نرمال داده‌ها جهت مقایسه غلظت tPAHs در بافت نرم صدف و رسوبات در ایستگاه‌های مختلف از آزمون آنالیز واریانس یک طرفه^۸ استفاده شد و برای جداسازی گروه‌های متفاوت از پس آزمون توکی استفاده شد. جهت بررسی ارتباط بین logKow و BAF از آزمون همبستگی و رگرسیون خطی استفاده شد.

Shapiro-Wilk^۱
ANOVA^۲

جدول ۱: مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری

شماره	ایستگاه	مختصات جغرافیایی	منابع آلاینده
۱	رافائل	۴۵/۹" ۲۸ ۵۷' شمالی ۲/۴۳" ۴۸' ۵۰ شرقی	اسکله باربری و صیادی، فاضلاب شهری و رستوران
۲	اسکله شغاب	۷/۳۷" ۲۸ ۵۵' شمالی ۷/۲۶" ۴۸' ۵۰ شرقی	اسکله ، فاضلاب مجتمع‌های مسکونی
۳	آب شیرین کن	۷/۱۲" ۲۸ ۵۴' شمالی ۹" ۴۹' ۵۰ شرقی	زباله‌های شهری
۴	ناحیه صنعتی	۲۰" ۲۸ ۵۲' شمالی ۳/۳۳" ۵۰' ۵۰ شرقی	اسکله صیادی، فعالیت‌های صنعتی شخصی
۵	هلپه	۳/۳" ۲۸ ۵۰' شمالی ۹/۳۱" ۵۲' ۵۰ شرقی	اسکله صیادی، زباله‌های خانگی

نتایج و بحث

غلظت PAHs در رسوبات

نتایج نشان داد غلظت tPAHs در رسوبات سواحل بوشهر از ۹۳۵ تا ۴۹۷۲ نانوگرم بر گرم در ایستگاه‌های مختلف متغیر است. غلظت PAHs در رسوبات منطقه مورد مطالعه از غلظت این ترکیبات در رسوبات دریای عمان ۱۲۷۱-۳۵۳۹ (Awad et al, 1990)، خلیج کارتاژنا ۳۲۱۰-۴۹۵ نانوگرم بر گرم (Restrepo et al, 200)، خلیج موبیل ۲۲۳۰-۵۵ نانوگرم بر گرم (Peachey, 2003) و دریای سیاه ۶۳۵-۷/۲ نانوگرم بر گرم (Readman et al, 2002) بیشتر بوده است. غلظت به دست آمده، از غلظت این ترکیبات در خلیج ایزمیت ۸۹۳۷-۱۱۸ نانوگرم بر گرم (Tolun et al, 2006)، تورنتو ۵۱۹۳-۳۳۵ نانوگرم بر گرم (Storelli

and Marcotrigiano, 2000) و سانتاندر ۲۵۸۰۰-۲۰ نانوگرم بر گرم (Viguri et al, 2002) و رسوبات سواحل بحرین ۶۶۰۰-۱۳ نانوگرم بر گرم (Tolosa et al, 2005) کمتر بوده است. به نظر می‌رسد آلودگی PAHs در رسوبات ساحل بوشهر در حد میانه تا زیاد باشد. جدول ۱ غلظت tPAHs و ترکیبات PAHs را در رسوبات ایستگاه‌ها مورد مطالعه نشان می‌دهد. از بین ترکیبات مطالعه شده نفتالن در هیچ یک از ایستگاه‌ها دیده نشد و بنزو(ghi) پرین فقط در ایستگاه شغاب دیده شد. دی بنزو(ah) آنتراسن در دو ایستگاه رافائل و شغاب در بیشترین حد خود قرار داشت حال آنکه در سایر ایستگاه‌ها این ترکیبات وجود نداشتند یا مقدار آن بسیار ناچیز بود. بنزو(k) فلورانتن مقدار قابل توجهی برابر با ۱۰۶۱/۸ نانوگرم بر گرم در ایستگاه رافائل

داشت. در ایستگاه شغاب ایندنیوپایرن مقدار زیادی برابر با ۴۲۴/۸ نانوگرم بر گرم داشت. این ترکیب نیز در سایر ایستگاهها ناچیز یا نزدیک به صفر بوده است.

جدول ۲: غلظت PAHs در رسوب ایستگاههای مختلف بر حسب نانوگرم بر گرم نمونه خشک (میانگین \pm انحراف استاندارد)

نام ایستگاه	رافائل	شغاب	آب شیرین کن	لیان	هلیله
نفتالن	nd	nd	nd	nd	nd
آسنفتیلن	104/7	nd	108/4	8/0	13/0
آسنفتن	343/25	96/4	54/2	428/19	83/4
فلورن	184/12	70/2	20/0	200/9	5/0
فنانترن	344/3	276/11	61/2	233/9	490/24
آنتراسن	145/9	60/2	71/0	255/10	20/1
فلورانتن	277/15	151/5	78/3	191/7	100/6
پایرن	865/41	309/11	180/7	514/21	291/12
بنزو (a) آنتراسن	344/24	234/8	52/2	99/4	722/32
کرایسن	136/9	190/6	31/1	33/1	184/9
بنزو (b) فلورانتن	nd	nd	37/1	nd	5/0
بنزو (k) فلورانتن	1061/58	45/1	45/1	618/24	306/14
بنزو (a) پایرن	nd	307/11	138/5	405/14	161/7
دی بنزو (a,h) آنتراسن	896/48	646/24	16/0	nd	nd
بنزو (g,h,i) پرلین	nd	264/10	nd	nd	nd
ایندنیوپایرن	84/6	424/16	nd	nd	44/3
tPAHs	479/287	3078/118	844/33	2988/122	2430/119

بازیابی استاندارد درونی در نمونهها ۸۷ درصد بوده است.

nd پایین تر از حد تشخیص دستگاه

غلظت PAHs در صدفها

غلظت tPAHs در صدف *B. helbingii* ۱۴۰-۶۳۸ نانوگرم بر گرم در ایستگاههای مورد مطالعه می باشد. جدول ۳ غلظت این ترکیبات را در بافت نرم صدف مورد مطالعه در ایستگاههای مختلف نشان می دهد. همانند آنچه در رسوب توضیح داده شد میزان نفتالن در دوکفه ای *B. helbingii* در کلیه ایستگاهها غیر قابل سنجش بوده است. علاوه بر آن مقادیر دی بنزو (a,h) آنتراسن و بنزو (g,h,i) پرلین در کلیه صدفهای مطالعه شده غیر قابل سنجش بوده است. بالاترین غلظت PAHs در ایستگاههای رافائل و شغاب مربوط به پایرن به ترتیب (۱۴۸/۷) و (۱۰۸/۱)، در لیان و هلیله فنانترن به ترتیب (۱۰۹/۵) و (۱۰۸/۲) و در آب شیرین کن بیشترین غلظت مربوط به آسنفتیلن (۳۹/۰۳) بوده است.

مقایسه غلظت tPAHs در صدفها و رسوبات ایستگاههای مختلف تفاوت معنی دار آماری میان ایستگاهها نشان داد ($P < 0.05$). بیشترین آلودگی PAHs در رسوبات و صدفهای جمع آوری شده از ایستگاه رافائل و پس از آن شغاب و کمترین آلودگی PAHs در رسوبات و صدفهای مربوط به ایستگاه آب شیرین کن سنجیده شد. ایستگاه رافائل علاوه بر اینکه نزدیک به اسکله می باشد در معرض حجم زیادی از فاضلاب شهری نیز قرار دارد. فاضلاب مجتمعهای مسکونی پایگاه هوایی و اسکله باربری از عوامل آلاینده ایستگاه شغاب می باشد. در صدف *B. helbingii* میانگین غلظت ترکیبات سه حلقه ای بیش از چهار حلقه ای و چهار حلقه ای بیش از ۵ و ۶ حلقه ای بوده است. در صورتی که در رسوبات میانگین ترکیبات ۵ و ۶ حلقه ای بیش از چهار حلقه ای و سه حلقه ای بوده است. به طور کلی غلظت

هیدروکربن های آروماتیک پنج و شش حلقه ای در رسوبات بیشتر از ترکیبات با تعداد حلقه کمتر می باشد. داشتن وزن مولکولی بالا و ساختار مولکولی خوشه ای در برخی از آن ها باعث ته نشست سریع این ترکیبات در رسوبات می شود (IPCS, 1998).

جدول ۳: غلظت PAHs در بافت نرم صدف *B. helblingii* در ایستگاه های مختلف بر حسب نانوگرم بر گرم نمونه خشک (میانگین \pm انحراف استاندارد)

نام ایستگاه	رافائل	شغاب	آب شیرین کن	لیان	هلیله
نفتالن	nd	nd	nd	nd	nd
آسفتیلن	59/4	nd	39/3	nd	10/3
آسفتن	80/5	55/3	14/1	41/3	26/1
فلورن	40/3	48/3	3/0	37/3	2/1
فلورانترن	116/7	94/6	9/1	109/5	108/3
آنتراسن	55/3	27/2	1/0	59/5	5/2
فلورانتن	55/3	38/3	11/2	33/2	71/3
پایرن	148/10	108/8	17/2	95/5	37/0
بنزو (a) آنتراسن	39/3	53/3	7/1	3/0	53/1
کرایسن	nd	23/2	7/0	4/1	nd
بنزو (b) فلورانتن	n	nd	8/0	nd	nd
بنزو (k) فلورانتن	32/2	7/0	۱/۸	14/1	nd
بنزو (a) پایرن	nd	21/3	nd	53/2	nd
دی بنزو (a,h) آنتراسن	nd	nd	nd	nd	nd
بنزو (g,h,i) پرین	5/0	nd	nd	nd	nd
ایندونوپایرن	634/43	476/37	129/18	452/33	414/25
tPAHs					

بازیابی استاندارد درونی در نمونه ها ۸۷ درصد بوده است.

nd پایین تر از حد تشخیص دستگاه.

تجمع زیستی PAHs در صدف

توجه به جدول تجمع زیستی هر یک از ترکیبات PAHs در صدف در ایستگاه های مختلف متفاوت بوده است. میانگین تجمع زیستی ترکیبات PAHs در صدف در هر ایستگاه به ترتیب ۳ حلقه < ۴ حلقه < ۵ و ۶ حلقه بوده است. یک دلیل احتمالی که وجود دارد این است که امکان انتقال ترکیبات دارای وزن مولکولی کم از فاز رسوب به آب وجود دارد و بنابراین این ترکیبات در دسترس صدف مورد مطالعه قرار می گیرند (Widdows et al., 1983; Hawker and Connel, 1986) از آنجا که با افزایش وزن مولکولی انحلال ترکیبات PAHs در آب کاهش می یابد، دستیابی موجودات به این ترکیبات از

فاکتور تجمع PAHs از تقسیم غلظت هر ترکیب در صدف به غلظت همان ترکیب در رسوب (Bervoets et al, 2005) به صورت جداگانه در هر ایستگاه محاسبه شد. جدول ۴ تجمع زیستی نسبی هر یک از ترکیبات PAHs (تجمع زیستی هر ترکیب تقسیم به تجمع زیستی tPAHs (Bummard, 1998b) را در صدف تابوت موج دار به تفکیک ایستگاه های مورد مطالعه نشان می دهد. تجمع زیستی ترکیبات PAHs زیاد نبوده است، با توجه به اینکه صدف مورد مطالعه فیلتر فیدر است به نظر می رسد این ترکیبات را بیشتر از آب در بدن خود تجمع دهد. با

رسوب، برای ترکیبات دارای وزن مولکولی کمتر و محللول تر در آب بیشتر است (Porte and Albaigds, 1993; Djomo et al, 1996).

جدول ۴: تجمع زیستی (BSAFs) (Biota-sediment accumulation factors) نسبتی ترکیبات PAHs در صدف *B. helblingii* در ایستگاه‌های مورد مطالعه.

نام ترکیب	رافائل	شغاب	آب شیرین کن	ناحیه صنعتی	هلیله
نفتالن	NC	NC	NC	NC	NC
آسنفتیلین	۴/۳۱	NC	۲/۳۵	۰	۴/۷۶
آسنفتن	۱/۷۴	۳/۷۰	۱/۶۹	۰/۵۹	۱/۸۲
فلورن	۱/۵۹	۴/۴۱	۱/۱۱	۱/۲۵	۲/۸۸
فنانترن	۲/۵۷	۲/۲۰	۰/۹۸	۳/۰۴	۱/۲۹
آنتراسن	۲/۷۲	۲/۹۲	۰/۶۵	۱/۵۲	۱/۴۱
فلورانتن	۱/۵۱	۱/۶۲	۰/۹۸	۱/۲۵	۴/۱۷
پایرن	۱/۲۸	۲/۲۰	۰/۵۸	۱/۱۹	۰/۷۶
آنتراسن (a) بنزو	۰/۸۳	۱/۳۶	۰/۸۴	۰/۱۹	۰/۴۱
کرایسن	۰	۰/۷۷	۱/۵۰	۰/۹۲	۰
فلورانتن (b) بنزو	NC	NC	۱/۴۳	NC	۰
فلورانتن (k) بنزو	۰/۲۲	۰/۹۷	۱/۲۴	۰/۱۳	۰
پایرن (a) بنزو	NC	۰/۳۸	۰	۰/۸۶	۰
آنتراسن (a,h) دی بنزو	۰	۰	۰	NC	NC
پریلن (ghi) بنزو	NC	۰	NC	NC	NC
ایندونوپایرن	۰/۵۳	۰	NC	NC	۰
tPAHs	۰/۱۳۲	۰/۱۵۴	۰/۱۵۳	۰/۱۵۱	۰/۱۷۰

NC – Not Calculated به دلیل عدم حضور ترکیبات مذکور در رسوب، تجمع زیستی محاسبه نشد.

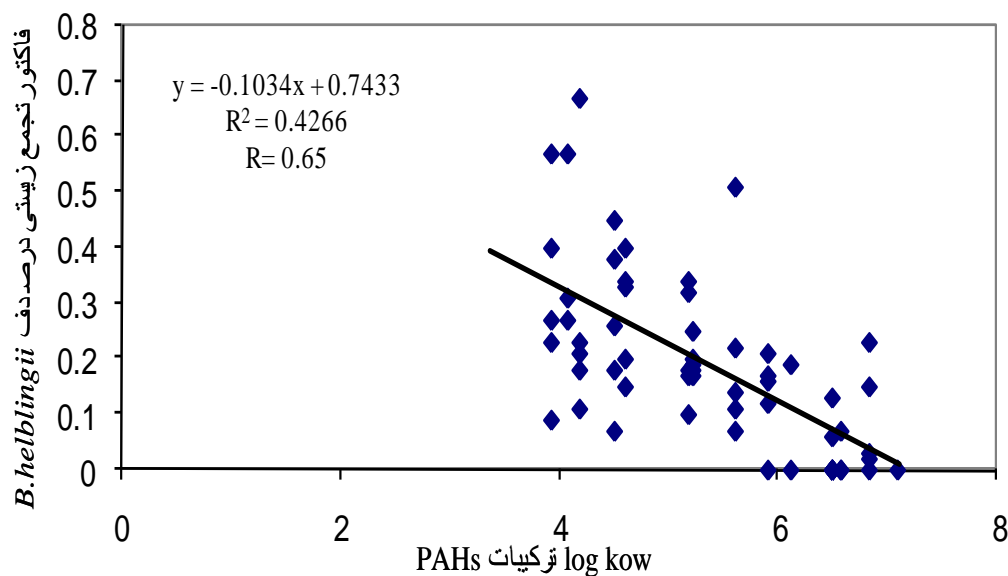
مورد مطالعه در ایستگاه رافائل کمتر از سایر ایستگاه‌ها باشد. یکی از عواملی که می‌تواند این ترکیبات را از دسترس صدف مورد نظر خارج کند وفور مواد معلق آلی در این ایستگاه می‌باشد که باعث ته نشست سریع تر PAHs در رسوبات این ایستگاه نسبت به سایر ایستگاه‌ها می‌شود. وجود غلظت‌های بالای PAHs در صدف‌های ایستگاه‌های رافائل ضرورتاً از رسوبات نبوده و می‌تواند به دلیل دریافت مستقیم این ترکیبات از نفت موجود در آب دریا باشد. توجیه مشابهی

تجمع زیستی tPAH در ایستگاه‌های مختلف تفاوت چندانی نداشته است. لیکن بیشترین تجمع زیستی در صدف‌های ایستگاه هلیله و کم‌ترین میزان تجمع زیستی در صدف‌های مربوط به ایستگاه رافائل بوده است. علی‌رغم این که غلظت tPAHs در صدف و رسوب ایستگاه رافائل بیشتر از سایر ایستگاه‌ها بوده است اما نسبت غلظت در صدف به غلظت در رسوبات این مناطق کمتر از سایر ایستگاه‌ها بوده است. به نظر می‌رسد دستیابی زیستی به PAHs رسوبات در گونه

tPAHs در صدف *Mytilus galloprovincialis* در سواحل غربی مدیترانه (فرانسه و اسپانیا) ۰/۰۸ بوده است (بر اساس مطالعه Bummard, 1998). دسترسی صدف *B. helblingii* به tPAHs موجود در رسوبات سواحل بوشهر نسبت به صدف *Mytilus galloprovincialis* به رسوبات مدیترانه و همچنین صدف *Crassostrea.sp* به رسوبات خلیج بیساک، تقریباً دو برابر بوده است.

Bummard در ۱۹۹۸ برای غلظت‌های زیاد PAHs در بندر وندرس و بارسلونا در دریای مدیترانه ارائه داد.

میانگین تجمع زیستی tPAHs در ایستگاه‌های مختلف ۰/۱۶ بوده است. بر اساس غلظت‌های tPAHs گزارش شده در رسوبات و صدف *Crassostrea.sp* در خلیج بیساک، اقیانوس اطلس (Restrepo et al., 2008) تجمع زیستی tPAHs برابر ۰/۰۹ می‌شود. تجمع زیستی



شکل ۲: همبستگی میان میانگین Log k_{ow} و BAFs مربوط به PAHs در صدف *B. helblingii*

مشابهی در صدف *Crassostrea sp* (Cortazar et al, 2008) و همچنین صدف *Mytilus galloprovincialis* (Bummard et al, 1998b) گزارش شده است. از آنجا که ترکیبات دارای وزن مولکولی و تعداد حلقه بیشتر، Log k_{ow} بالاتری دارند، از ۴/۵ تا ۷/۱ برای ترکیبات سه حلقه‌ای تا شش حلقه‌ای (Karcher, 1988). بنابراین با افزایش تعداد حلقه در PAHs، تجمع زیستی این ترکیبات در صدف تابوت موجودار کاهش می‌یابد و علی‌رغم غلظت‌های بالای

همبستگی تجمع زیستی و log kow

بررسی روابط میان تجمع زیستی PAHs و Log k_{ow} مربوط به هر یک از آنها نشان داد رابطه معکوس و معنی‌داری میان تجمع زیستی PAHs و Log k_{ow} آن‌ها وجود دارد ($P < 0.05$). بدین ترتیب که با افزایش Log k_{ow} تجمع زیستی PAHs در بافت نرم صدف *B. helblingii* کاهش می‌یابد. شکل ۲ رگرسیون میان تجمع زیستی PAHs در صدف *B. helblingii* و Log k_{ow} ترکیبات PAHs را نشان می‌دهد. ضریب همبستگی رابطه مذکور ۰/۶۵ بوده است. نتایج

- Bervoets, L., Voets, J., Covaci, A., Chu, S., Qadah, D., Smolders, R., Schepens, P., Blust, R., 2005. Use of transplanted zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) to assess the bioavailability of microcontaminants in Flemish surface waters. *Environmental Science and Technology*. 39, 1492–1505.
- 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.
- Djomo, J. E., Garrigues, P. and Narbonne, J. F. (1996) Uptake and depuration of polycyclic aromatic hydrocarbons from sediment by the zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Environ. Toxicol Chem.* 15, 1177-1181.
- Guitart, Carlos., Garcí'a-Flor, N., Bayona, J. M., Albaige's, J. 2007. Occurrence and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in the coastal surface microlayer. *Marine Pollution Bulletin*. 54, 186–194.
- Hass, G., Murphy, L., 2003. Massachusetts Monitoring Program, Massachusetts Water Resources Authority, permit number MA0103284, 1-5.
- Hawker, D.W., Connel, D.W., 1986. Bioconcentration of lipophilic compounds by some aquatic organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 11, 184–197.
- IPCS- International Programme on Chemical Safety. 1998. Selected Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. World Health Organization, Geneva. *Environmental Health Criteria* 202.
- Khan, N.Y., 2002. Physical and human geography. In: Khan, N.Y., Munawar, M., Price, A.R.G. (Eds.), *The Gulf*

ترکیبات پنج و شش حلقه‌ای در رسوبات، تراکم این ترکیبات در بافت نرم صدف زیاد نمی‌باشد.

نتیجه گیری نهایی

میزان آلودگی PAHs در سواحل بوشهر نسبت به سایر نقاط دنیا در حد نیمه آلوده تا آلوده می‌باشد. بیشترین غلظت PAHs در ایستگاه رافائل و کمترین غلظت PAHs در ایستگاه آب شیرین کن سنجیده شد. بیشترین تجمع زیستی tPAHs در ایستگاه هلیله و کمترین تجمع زیستی tPAHs در صدف‌های مربوط به ایستگاه رافائل مشاهده شد. همچنین در هر ایستگاه حداکثر تجمع زیستی در صدف *B.helblingii* مربوط به ترکیبات سه حلقه‌ای و حداقل آن مربوط به ترکیبات ۵ و ۶ حلقه‌ای بوده است. با افزایش $\log K_{ow}$ تجمع زیستی در صدف مورد مطالعه کاهش می‌یابد.

Reference

- 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., Budzinski, H., Garrigues, P., Sorbe, J.C., Burgeot, T., Bellocq, J. 1998a. Concentration of PAH in Various Marine Organisms in Relation to those in Sediments to Trophic Level, *Marin Pollution Bulletin*. 36, 951-960.
- Baumard, P., Buzinski, H., Michon, Q., Garrigues, P., Burgeot Tand Bellocq, J. 1998b. Origin and Bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from Mussul and Sediment Records, *Estuarin. Coastal and Shelf Science*. 47, 77-90.

- 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.
- Sauer, T.C., Michel, J., Hayes, M.O., Aurand, D.V., 1998. Hydrocarbon characterization and weathering of oiled intertidal sediments along the Saudi Arabian Coast two years after the Gulf War oil spill. *Environmental International*. 24, 43-60.
- 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 the 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. *Environment International*. 32, 758-765.
- US Environmental Protection Agency. 1996. Method 3540C, Soxhlet Extraction. 8pp.
- US Environmental Protection Agency. 1986. Method 8310, Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. 13pp.
- Vaghefi, M., Moghadasi, N., 2008. Control and prevention of Persian Gulf coasts from erosion and Ecosystem: Health and Sustainability. Bakuys Publishers, Leiden, pp. 3-21.
- Karcher, W. 1988. spectral atlas of polycyclic aromatic compounds, Vol. 2. kluwer, dordrecht, the netherlands. *In: Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., Sorbe, J.C., Burgeot, T., Bellocq, J.* 1998. Concentration of PAH in various marine organisms in relation to those in sediments to throphic level, *Marin Pollution Bulletin*. 36, 951-960.
- MOOPAM, 1999. Standard Methods for Chemical Analysis of Petroleum Hydrocarbons, Regional Organization for the Protection of Marine Environment. third addition. kuwait.
- Orbea, A., Cajaraville, M.P., 2006. Peroxisome proliferation and antioxidant enzymes in transplanted mussels of four basque estuaries with different levels of polycyclic aromatic hydrocarbon and polychlorinated biphenyl pollution. *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 1616-1626.
- Peachey, R.B.G. 2003. Tributyltin and polycyclic aromatic hydrocarbon levels in Mobile Bay, Alabama: A review. *Marine Pollution Bulletin*. 46, 1365-1371.
- Porte, C. and Albaigds, J. (1993) Bioaccumulation patterns of hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in bivalves, crustaceans and fishes. *J. Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26, 273-281.
- 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., Fernández, 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

- polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Santander Bay, Northern Spain. *Chemosphere*. 48, 157–165.
- Widdows, J., Moore, S.L., Clarke, K.R., Donkin, P., 1983. Uptake, tissue distribution and elimination of (1 – 14C) naphthalene in the mussels *Mytilus edulis*. *Marine Biology* 76, 109–114.
- destruction(case study lian coast in Bushehr). International conference of Persian Gulf. Islamic Azad university of Bushehr.7-9 December 2008.
- Varanasi, U., Stein, J.E., Nishimoto, M., 1989. Biotransformation and disposition of PAH in Fish. In: Varanasi, U. (Ed.), *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Environment*. CRC Press, Inc., Boca Raton,Florida, pp. 93-150.
- Viguri, J., Verde, J., Irabien, A. 2002. Environmental assessment of

Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Barbatia helblingii* from Bushehr coast

Masoomah Mahmoodi^{1*}, Alireza Safahieh²

¹Department of environment, faculty of natural resources, university of tehran, karaj, iran

²Department of marine biology, faculty of oceanography, khorranshahr marine science and technology

Abstract

Polycyclic aromatic hydrocarbons are a large group of organic pollutants that are part of the World Health Organization's hazardous substance list. Oil spill is one of the major routes for the introduction of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) into marine ecosystems. Oil tank vessels, platforms, oil pipelines, gas and petrochemical industries, and urban and industrial wastewater are the most important contributors to oil pollution in the coastal waters of the Bushehr province. In this study, concentrations and accumulation of aromatic hydrocarbons in the *Barbatia helblingii* and sediments on the coasts of Bushehr at 5 stations along the Bushehr coastline were measured and calculated. The concentration of tPAHs was 935-4972 ng/g in sediments and 140 to 638 ng/g in oysters. In contrast to other parts of the world, PAHs contamination in the studied area is moderate to high. The bioaccumulation of PAHs in the oyster is not high from sediments and these compounds seem to be more concentrated from water. In addition, bioaccumulation of compounds with a lower molecular weight, such as three-ring compounds, was higher than other compounds.

Keywords: bioaccumulation, PAHs, *Barbatia helblingii*, Bushehr coasts