Journal of Marine Medicine
Spring 2024, Volume 6, Issue 1
Pages: 32-43
10.30491/6.1.32

Comparison of the presence of carcinogenic polycyclic Aromtic Hydrocarbon (PAHs) in five groups of Macrozoobenthic communities in the waters around Bandar Abbas

Keivan Ejlali Khanghah [1 *], Hossein Jafari [2]

[1] *Assistant Professor, Persian Gulf and Oman Sea Ecology Research Center, Iranian Fisheries Sciences Research Institute, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Bandar Abbas, Iran*
[2] *Marine Medicine Research Center, Tehran, Iran*

Received: 25 February 2023 **Accepted:** 5 September 2023

Abstract

Background and Aim: The presence of oil installations, wharves and refineries in the coastal strip of Bandar Abbas causes the release of a large amount of oil pollutants that eventually reach the sediments and cause bioaccumulation in the macrobenthic communities that live in the sediments. A ring in the sediments and their comparison in the tissue of four groups of macrobenthic communities, including gastropods, bivalves, crustaceans, and paraterans, were made in the waters around Bandar Abbas.

Methods: To measure the concentration of polycyclic aromatic Hydrocarbon in the sediments and macrobenthic communities present in it, sampling was done at 9 stations using a Grab Van Veen device along the coastline of Bandar Abbas in March 2018 and March 2019.

Results: The mean concentration of total PAHs by station showed that the refinery has the highest concentration of these compounds, followed by Posht-e-Shahr and Soro. The highest average concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in gastropods belonged to the 3-ring compound Acenaphthene with an average (ppb) of 1117 and the lowest value belonged to the 6-ring compound Benzopyrylene with an average (ppb) of 2. In bivalves, the highest average concentration of the 3-ring compound Acenaphthene with an average (ppb) of 1261 and the lowest value of the 6-ring compound Benzopyrylene with an average (ppb) of 32 were obtained. The highest average concentration of the 4-ring compound Fluranthene with an average (ppb) of 1551 and the lowest value of the 6-ring compound Benzopyrylene with an average (ppb) of 0 was obtained in crustacean tissue.

Conclusion: Findings have shown that sediments absorb 5-ring compounds, molluscs absorb 3-ring compounds, crabs absorb 4-ring compounds, and reptiles absorb 5-ring compounds more easily.

Keywords: Hydrocarbon, Macrobenthos, Bandar Abbass, Oil

[*]**Corresponding author:** Keivan Ejlali Khanghah, **Email**: k_ejlali@yahoo.com
Address: Persian Gulf and Oman Sea Ecology Research Center, Iranian Fisheries Sciences Research Institute, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Bandar Abbas, Iran.

مجله طب دریا
دوره ۶، شماره ۱، بهار ۱۴۰۳
صفحات: ۴۳-۳۲
10.30491/6.1.32

مقایسه غلظت هیدروکربن‌های نفتی سرطان‌زا در بافت پنج گروه از اجتماعات ماکروزئو بنتوز در آب‌های اطراف بندرعباس

کیواه اجلالی خانقاه [۱*]، حسین جعفری [۲]

[۱] استادیار پژوهشکده اکولوژی خلیج فارس و دریای عمان، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندرعباس، ایران
[۲] مرکز تحقیقات طب دریا، تهران، ایران

دریافت مقاله: ۱۴۰۱/۱۲/۰۶ **پذیرش مقاله:** ۱۴۰۲/۰۶/۱۴

چکیده

زمینه و هدف: حضور تاسیسات نفتی، اسکله‌ها و پالایشگاه‌ها در نوار ساحلی بندرعباس سبب رهاسازی مقدار زیادی از آلاینده‌های نفتی می‌شود که در نهایت به رسوبات رسیده و سبب تجمع زیستی در بدن اجتماعات ماکروبنتوز که در رسوبات زندگی می‌کنند می‌شوند این این مطالعه به منظور مقایسه و حضور ترکیبات آروماتیک چند حلقه‌ای در رسوبات و مقایسه آنها در بدن اجتماعات چهار گروه از اجتماعات ماکروبنتوز شامل شکم‌پایان، دوکفه‌ای‌ها، سخت‌پوستان و پرتاران در آبهای اطراف بندرعباس صورت پذیرفت.

روش‌ها: برای اندازه‌گیری غلظت ترکیبات حلقوی آروماتیک در رسوبات و اجتماعات ماکروبنتوز موجود در آن، نمونه برداری در ۹ ایستگاه با استفاده از یک دستگاه گرب ون وین در امتداد خط ساحلی بندرعباس در اسفند ۱۳۹۸ و مرداد ۱۳۹۹ انجام شد.

یافته‌ها: میانگین غلظت کل PAH ها به تفکیک ایستگاه نشان داد پالایشگاه دارای بیشترین تجمع از این ترکیبات می‌باشد و پس از آن پشت شهر و سورو در جایگاه های بعدی قرار دارند. بیشترین میانگین غلظت هیدروکربن های آروماتیک چندحلقه‌ای در شکم‌پایان متعلق به ترکیب ۳ حلقه‌ای Acenaphthene با میانگین ۱۱۱۷ (ppb) و کمترین مقدار متعلق به ترکیب ۶ حلقه‌ای Benzopyrylene با میانگین ۲ (ppb) بدست آمد. در دوکفه‌ای بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۳ حلقه‌ای Acenaphthene با میانگین ۱۲۶۱ (ppb) و کمترین مقدار متعلق به ترکیب ۶حلقه‌ای Benzopyrylene با میانگین ۳۲ (ppb) بدست آمد. بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۴ حلقه‌ای Fluranthene با میانگین ۱۵۵۱ (ppb) و کمترین مقدار متعلق به ترکیب ۶حلقه‌ای Benzopyrylene با میانگین ۰ (ppb) در بافت سخت‌پوستان بدست آمد.

نتیجه‌گیری: یافته‌ها نشان داد که رسوبات ترکیبات ۵ حلقه‌ای، نرم تنان ترکیبات ۳ حلقه‌ای ، خرچنگ‌ها ترکیبات ۴ حلقه‌ای و پرتاران ترکیبات ۵ حلقه‌ای را آسانتر جذب می‌نمایند.

کلیدواژه‌ها: هیدروکربن، ماکروبنتوز، بندرعباس، نفت

*نویسنده مسئول: **کیوان اجلالی خانقاه**. پست الکترونیک: k_ejlali@yahoo.com
آدرس: پژوهشکده اکولوژی خلیج فارس و دریای عمان، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندرعباس، ایران.

مقدمه

ساختار اکوسیستم‌ها به شدت تحت تاثیر عوامل استرس‌زای محیطی متعددی هستند که توسط مکانیسم‌های تجمعی و تعاملی عمل می‌کنند و هنوز تا حد زیادی ناشناخته هستند (۳-۱). شدت اثرات مداخله انسان و تعداد عوامل استرس‌زا در دهه‌های اخیر در نتیجه افزایش تقاضا برای منابع طبیعی و افزایش جمعیت شهری به ویژه در امتداد محیط‌های ساحلی به طور قابل توجهی افزایش یافته است (۴). عوامل استرس‌زا معمولاً با معرفی انواع مختلف آلاینده‌ها، از دست دادن زیستگاه ها، بهره برداری بیش از حد از گونه ها، معرفی موجودات مهاجم و تغییرات آب و هوایی مرتبط هستند (۷-۵). سواحل مجاور بنادر به ویژه اکوسیستم های آسیب‌پذیری برای دریافت دبی قاره ای و شهری از حوضه های زهکشی گسترده، رسوبات نگهدارنده، مواد مغذی، ترکیبات آلی، فلزات سنگین و سایر آلاینده ها هستند. خدمات اکولوژیکی ارائه شده توسط اکوسیستم‌های دریایی از نگهداری آلاینده ها، تولید غذا و مناطق تفریحی تا تولید هویت فرهنگی مردم را شامل می شود. پایداری کالاها و خدمات آنها به فرآیندهای اکولوژیکی بسیار پیچیده و تنوع زیستگاه‌ها در هر اکوسیستم بستگی دارد و تنها به دلیل خدمات حمایتی و تنظیم‌کننده‌ای که زیربنای آنهاست امکان‌پذیر است (۸،۹). شناسایی اثرات تجمعی و تعاملی برای ارزیابی سطح استرس این اکوسیستم‌ها و طراحی استراتژی‌های مدیریت یکپارچه‌تر و منطقی‌تر در موقعیت‌های واقعی اساسی است.

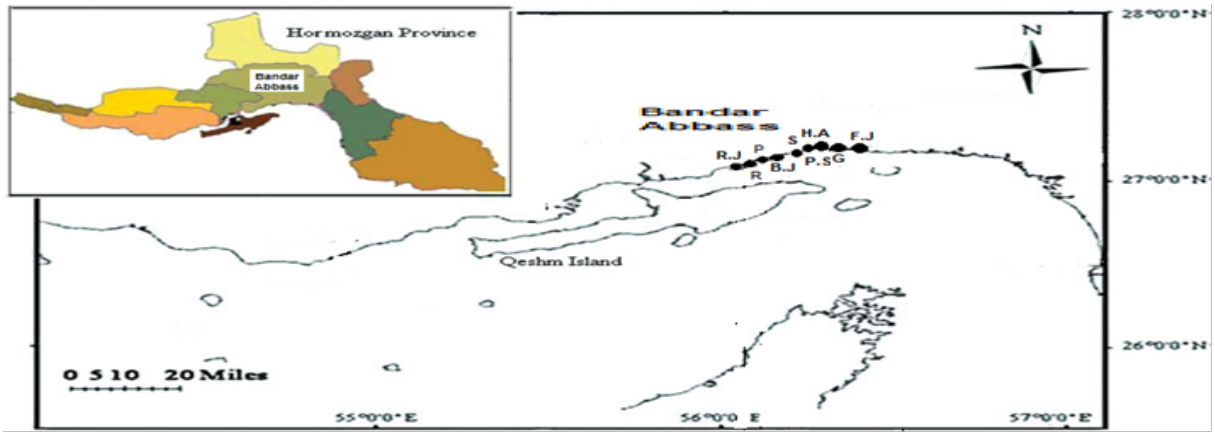
کیفیت محیط زیست دریایی را می‌توان از طریق یک سری معیارهای تک متغیره با ماهیت‌های مختلف، مانند گونه‌های شاخص، معیارهای تنوع و سطوح آلاینده تخمین زد (۱۲-۱۰). با این حال، توانایی تشخیص اثرات اقدامات تک متغیره به تنهایی، امکان تفسیر محدود در زیستگاه‌های مختلف را فراهم می‌کند. این بدان معنی است که مقادیر مشابهی از تنوع را می‌توان برای گونه‌های مختلف در دو زیستگاه به دست آورد (۱۳،۱۴). درشت بی‌مهرگان اعماق دریا عناصر کلیدی در چرخه مواد مغذی و تولید ثانویه هستند که به عنوان منبعی از کربن از سطوح تغذیه‌ای بالاتر در بسیاری از اکوسیستم‌ها پشتیبانی می‌کنند. آنها بر روی فرآیندهای جریان مواد مغذی بین رسوبات و ستون آب از طریق بیوتورباسیون، با پاسخ های ثابت به تغییرات محیطی، به ویژه به عوامل استرس‌زای فیزیکی و شیمیایی مؤثر بر رسوب عمل می‌کنند (۱۵). به این دلایل، ارگانیسم‌های اعماق دریا اغلب به‌عنوان شاخص‌های سلامت محیطی استفاده می‌شوند (۱۶،۱۷). با فرض نقش اساسی در تصمیم‌گیری که استراتژی‌های حفاظت را در موقعیت‌های تاثیر واقعی هدایت می‌کند (۱۷). با این حال، تأثیر عوامل استرس‌زای ترکیبی متعدد با درجات مختلف تأثیر بر روی جامعه اعماق دریا می‌تواند غیرخطی باشد (۱۸) و پاسخ‌های گونه‌ها متنوع و به وضوح قابل پیش‌بینی نیستند (۲۱-۱۹).

تعیین منابع هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای از دو دیدگاه قابل بررسی می‌باشد. اول تعیین خواستگاه PAHها و دوم شامل مشخص نمودن سهم منابع آلاینده در توزیع آلاینده‌ها می‌باشد. هیدروکربن های آروماتیک حلقوی در طبیعت حاصل سه منبع می‌باشند: سوختهای فسیلی (petrogenic PAH)، سوختن مواد آلی (pyrogenic PAH) و انتقال پیش ساز های مواد آلی طبیعی در محیط از راه فرایندهای (دیاژنیک) نسبتا سریع شیمیایی یا زیستی (biogenic PAH) (۲۲). نفت خام منبع اصلی PAH های حاصل از سوخت های فسیلی است. PAH های حاصل از سوخت های فسیلی دارای وزن مولکولی پایین هستند و دارای ۲ یا سه حلقه بنزنی هستند.PAH های با وزن مولکولی بالاتر دارای غلظت های پایین تری در اجتماعات PAH حاصل از سوخت های فسیلی هستند (معمولا کمتر از ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) (۲۳). نفت پالایش شده نیز دارای همان مقدار از PAH می‌باشد که نفت خام قبل از پالایش دارد (۲۴،۲۵). منبع اصلی PAH ها با دو یا سه حلقه بنزنی در محیط سوختن مواد آلی است (۲۶). مواد آلی در زمان سوختن به مواد آلی کوچکتر و نهایتا به آب و دی اکسید کربن تبدیل می شوند.در صورتیکه سوختن مواد آلی بطور ناقص صورت گیرد یا ماده حاصل از سوختن به سرعت سرد شود مواد آلی کوچک ممکن است متراکم شده و تشکیل ترکیبات جدیدی شامل PAH ها را بدهد. هیدروکربن های آروماتیک چندحلقه‌ای که بر اثر سوختن مواد آلی ایجاد می شوند PAH های Pyrogenic گفته می شوند و اغلب در فاز بخار و ذرات معلق دود حاصل از وسایط نقلیه به فراوانی یافت می شوند . PAH های دو و سه حلقه‌ای در فاز بخار و چهار تا شش حلقه‌ای در فاز ذرات معلق حاصل از اگزوز وسایط نقلیه بیشترین مقدار را دارند (۲۶). ترکیبات پیروژنیک پیچیده تر ترکیبات پتروژنیک هستند و بوسیله ترکیبات ۴ و ۵ و ۶ حلقه‌ای غالب هستند (۲۷). بیشتر رسوبات دارای مخلوطی از PAH ها می باشند که از منابع متعدد پیروژن و یا پتروژن بطور همزمان مشتق می شود.اغلب نیاز است که منابع PAHها را به منظور اتخاذ استراتژی مناسبی برای کنترل و جلوگیری از خطرات ناشی از آلودگی های ناشی از این آلاینده ها تعیین نمود.PAH پیروژنیک اغلب پایدارتر، دارای سیالیت کمتر و دور از دسترس زیستی و دارای سمیت کمتر نسبت به PAH های پتروژنیک هستند (۳۰-۲۸). بنابراین تعیین منبع و خواستگاه ترکیبات PAH باید به عنوان بخشی از ارزیابی آلودگی رسوبات مورد توجه قرار گیرد.

روش‌ها

به منظور مقایسه و بررسی حضور ترکیبات آروماتیک چند حلقه‌ای در رسوبات و بافت چهار گروه از آبزیان شامل شکم‌پایان، دوکفه‌ای‌ها، سخت‌پوستان و پرتاران نمونه‌برداری از رسوبات ۹ منطقه شامل اسکله شیلات، خورگورسوزان، هتل امین، پشت شهر، سورو، اسکله باهنر (۵ کیلومتری غرب شهر بندرعباس)، نیروگاه

(۸،۵ کیلومتری غرب بندرعباس)، پالایشگاه (۱۰ کیلومتری غرب بندرعباس) و اسکله رجایی (در ۱۶ کیلومتری غرب بندرعباس) (شکل ۱ و جدول ۱) جهت اندازه‌گیری آلودگی‌ها دو بار در سال یعنی اسفند ۱۳۹۸ و مرداد ۱۳۹۹ انجام شد. نمونه‌های رسوب به کمک نمونه بردار Van Veen از رسوبات سطحی ایستگاه‌های تعیین شده جمع‌آوری شده و به آزمایشگاه انتقال داده شدند. بعد از انتقال به آزمایشگاه نمونه‌ها کدگذاری شده و درون دستگاه فریز درایر (مدل ZIRBUS) بادمای ۴۰- درجه سانتی گراد بمدت ۶ ساعت قرارگرفتند. پس ازانقضای زمان فوق و اطمینان ازخشک شدن کامل رسوبات، نمونه‌ها ازدستگاه خارج و با یک هاون چینی آزمایشگاهی پودر گردیدند. سپس مقدار ۰/۵ گرم ازرسوب نمونه خشک شده را بوسیله ترازوی سارتوریوس (sartorius) بادقت ۰/۰۰۱ گرم وزن نموده وجهت هضم اسیدی به دستگاه مایکروویو (مدل MILESTONE) انتقال داده شدند بعداز هضم اسیدی، نمونه‌هاازدستگاه خارج و با آب خالص به حجم ۵۰ میلی لیتر رسانده شدند. برای اندازه‌گیری PAH ها در بافت آبزیان حدود ۵ گرم از بافت آبزیان را پس از فریز درایر در بمب های تفلونی ریخته و سپس ۲۰ میلی لیتراز حلال n – هگزان و ۲۰ میلی لیتراستن به همراه ۷۰ میکرو لیتر محلول استاندارد داخلی شامل pyrelyn-d، pyren-d، acenaphthylene-d، phenanthrene-d و acenaphthene-d اضافه نموده و سرپوش بمب های تفلونی (ویال ها) را کاملا محکم نموده و در دستگاه مایکروویو قرار داده و دمای آن را ابتدا به مدت ۱۰ دقیقه به ۹۰ در جه رسانده و سپس اجازه می دهیم تا به مدت ۲۰ دقیقه در این دما باقی مانده تا عمل هضم کاملا صورت گیرد. برای چربی زدایی از محلول ۷ درصد پتاس جهت صابونی کردن چربی ها استفاده نموده دوباره به مدت ۱۰ دقیقه در دمای ۹۰ در جه سانتی گراد در مایکرو یو قرار می دهیم و سپس محتویات داخل ویال ها را پس از سرد شدن با در نظر گرفتن شماره ایستگاه صاف می نماییم.بعد از این مرحله محلول صاف شده را به قیف های جدا کننده انتقال داده و در دو مرحله دو فاز آبی و آلی را از هم جدا می نماییم.در مرحله اول با اضافه نمودن ۲۰ میلی لیترn – هگزان و در مرحله دوم ۱۰ میلی لیترn – هگزان دو فاز آلی و آبی که به ترتیب در بخش های بالایی و پایینی قیف قرار می گیرند جدا می نماییم .فاز آلی را پس از جدا سازی در دستگاه روتاری به حجم ۱۵- ۱۰میلی لیترمی رسانیم. در این مرحله نمونه ها جهت سنجش TPHs آماده می باشند. پس از سنجش این ترکیبات نمونه ها را جهت جداسازی PAH از ترکیبات آلیفاتیک از ستونی که از پایین به بالا شامل پشم شیشه ، ۱۰ میلی لیترسیلیکاژل و ۱۰ میلی لیترسی آلومینا و در انتها ۱ گرم سولفات سدیم (این ماده مانع از بهم خوردن ستون در هنگام عبور حلال می شود) می‌باشد عبور می دهیم. برای جدا کردن ترکیبات زنجیره ای اشباع شده (آلیفاتیک) ابتدا ۲۰ میلی لیتر n – هگزان عبور میدهیم بعد ۳۰ میلی لیتر مخلوط n – هگزان و دی‌کلرومتان به نسبت ۹۰ به ۱۰ جهت جدا نمودن هیدروکربنهای با بیش از ۳ حلقه و پس از آن ۲۰ میلی لیترمخلوط n – هگزان و دی کلرومتان به نسبت مساوی جهت جدا کردن هیدروکربن های حلقوی کوچک استفاده شد.قبل از سنجش نمونه‌های PAH دوباره بوسیله دستگاه روتاری آنرا جهت قرائت بوسیله دستگاه GC-MS تا حجم حد اکثر ۵ میلی لیترتغلیظ می نماییم. در نهایت با قرار دادن نمونه ها در مجاورت گاز نیتروژن مقدار آن را به ۱/۵ میلی لیترمی رسانیم و سپس بوسیله دستگاه GC-MS غلظت این ترکیبات را می سنجیم. مرحله اول آماده سازی رسوب نیز همانند بافت شامل توزین (۱۰ گرم) رسوب، اضافه نمودن ۴۰ میلی لیترمخلوط n – هگزان و دی کلرو متان (بجای استن) به نسبت مساوی و نیز استاندارد داخلی و انتقال آن به دستگاه مایکرو ویو می‌باشد برای رسوب دمای دستگاه در دو مرحله تنظیم شد. در مرحله اول به مدت ۱۰ دقیقه تا رسیدن به دمای ۱۱۵ درجه سانتی گراد و پس از آن به مدت ۲۰ دقیقه باقی ماندن در این دما. در هر دوی این مراحل فشار دستگاه روی ۱۲۰۰ درجه تنظیم شد. در یک ظرف ۲۵۰ میلی لیتری ۱۰ گرم سولفات مس ۵ آب در ۱۰۰ میلی لیتر آب و ۴ میلی لیتر اسید کلریدریک ۲ نرمال حل نموده و به مدت ۲۰ دقیقه در حمام آب سرد قرارداده شد.از سوی دیگر دوغابی از ۳ گرم پودر روی و ۵ میلی لیتر آب مقطر درست نموده و به آرامی دوغاب را به محلول سولفات مس اضافه شد. سپس مخلوط را به آرامی تکان داده تا تمام سولفات مس آبی رنگ ناپدید شده و تا تشکیل بلورهای فولیکولی صبر نموده و سپس از مخلوط جدا شدند.پس از این مرحله نمونه ها به دستگاه روتاری جهت کاهش حجم انتقال داده شدند. قبل از عبور دادن از ستون نمونه ها جهت سنجش TPHs توسط دستگاه مورد استفاده قرار گرفتند و سپس مطابق آنچه که در مورد بافت توضیح داده شد عمل شد. برای تعیین منبع آلودگی نفتی از نسبت دو ایزومر Phenanthrene/Anthracene و Phluranthene/Pyrene استفاده شد. در این روش برای ترکیبات آروماتیک چند حلقه‌ای پیروژنیک نسبت دو ایزومر اول کمتر از ۵ و برای ترکیبات پتروژنیک این نسبت بیشتر از ۵ است. همچنین برای ترکیبات پیروژنیک نسبت دو ایزومر فلورانتن به پیرن نزدیک به ۱ یا بیشتر و برای ترکیبات پتروژنیک کوچکتر از ۱ است (۲۷). با استفاده از جدول۲ می‌توان برخی از منابع آلاینده‌های پیروژنیک و پتروژنیک را تعیین نمود.



شکل-۱. موقعیت ایستگاههای نمونه‌برداری. F.J اسکله شیلات.G خور گورسوزان.P.S پشت شهر. H.A هتل امین. S سورو. .B.J اسکله باهنر. .P نیروگاه. .R پالایشگاه. .R.J اسکله رجایی

جدول-۱. موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری

توضیح	مخفف	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	ایستگاه
Domestic Input	F.J.	56° 17' 32"	27° 10' 54"	**اسکله شیلات**
Domestic Input	G.E.	56° 17' 30"	27° 10' 54"	**خور گورسوزان**
Domestic Input	A.H.	56° 16' 28"	27° 10' 36"	**هتل امین**
Domestic Input	P.S.	56° 16' 02"	27° 10' 27"	**پشت شهر**
Domestic Input	S.	56° 14' 06"	27° 09' 39"	**سورو**
Economical Jetty	B.J.	56° 12′ 02″	27° 09′ 05″	**اسکله باهنر**
Industrial Discharge	P.	56° 06′ 55″	27° 08′ 39″	**نیروگاه**
Industrial Discharge	R.	56°° 06′ 35″	27° 07′ 25″	**پالایشگاه**
Economical Jetty	R.J.	56° 04′ 00″	27° 06′ 00″	**اسکله رجایی**

نتایج

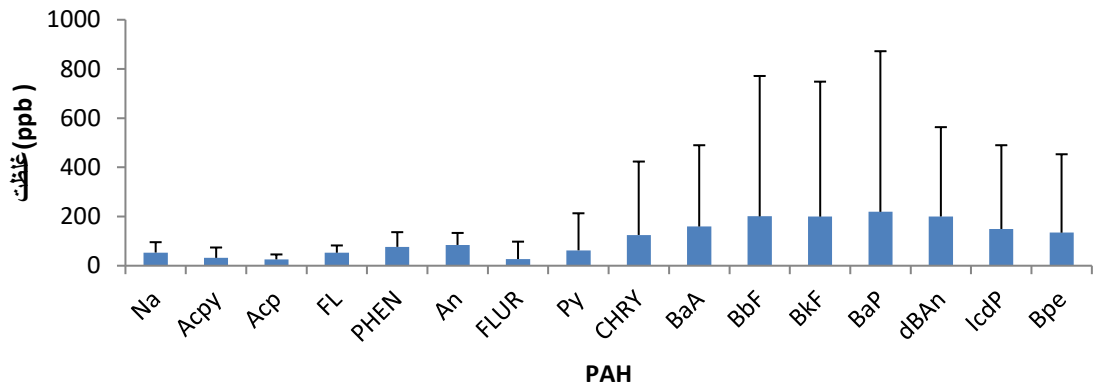
شکل-۲ میانگین غلظت هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای را به تفکیک نشان می‌دهد. مطابق این شکل بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۵ حلقه‌ای Benzo(a)pyren با میانگین ۲۱۹/۱۱ (ppb) و کمترین مقدار متعلق به ترکیب سه حلقه‌ای Acenaphthene با میانگین ۲۵/۸۳ (ppb) بدست آمد.

میانگین غلظت کل PAH ها به تفکیک ایستگاه در شکل-۳ نشان داده شده است که مطابق این اشکال پالایشگاه دارای بیشترین تجمع این ترکیبات می‌باشد. پس از آن پشت شهر و سورو در جایگاه های بعدی قرار دارند.

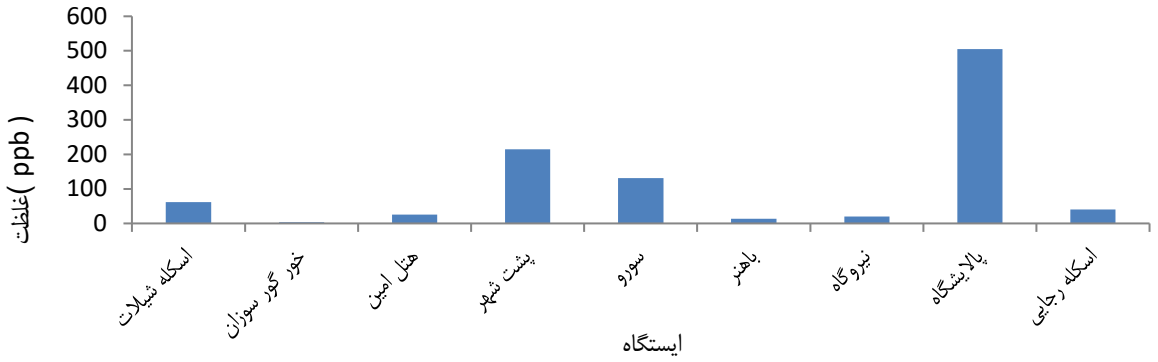
شکل-۴ میانگین غلظت هیدروکربن های آروماتیک چندحلقه‌ای را به تفکیک در شکم پایان نشان می‌دهد. مطابق این شکل بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۳ حلقه‌ای Acenaphthene با میانگین ۱۱۱۷ (ppb) و کمترین مقدار متعلق به ترکیب ۶ حلقه‌ای Benzopyrylene با میانگین ۲ (ppb) بدست آمد.

شکل-۵ میانگین غلظت کل PAH ها را به تفکیک ایستگاه در شکم پایان نشان داده می‌دهد. مطابق این اشکال نیروگاه و خور گورسوزان دارای بیشترین میانگین غلظت بودند (اسکله شیلات، هتل امین، پالایشگاه و اسکله رجایی فاقد نمونه های شکم پا بودند).

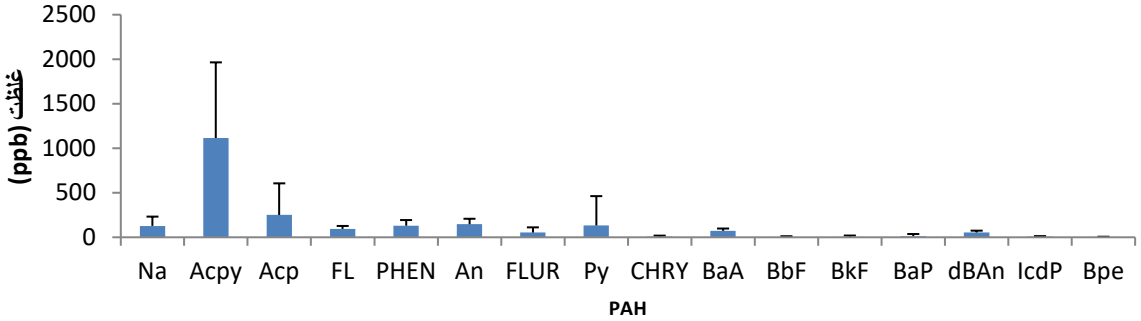
شکل-۶ میانگین غلظت هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای را به تفکیک در دوکفه‌ای ها نشان می‌دهد. مطابق این شکل بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۳ حلقه‌ای Acenaphthene با میانگین ۱۲۶۱ (ppb) و کمترین مقدار متعلق به ترکیب ۶ حلقه‌ای Benzopyrylene با میانگین ۳۲ (ppb) بدست آمد.



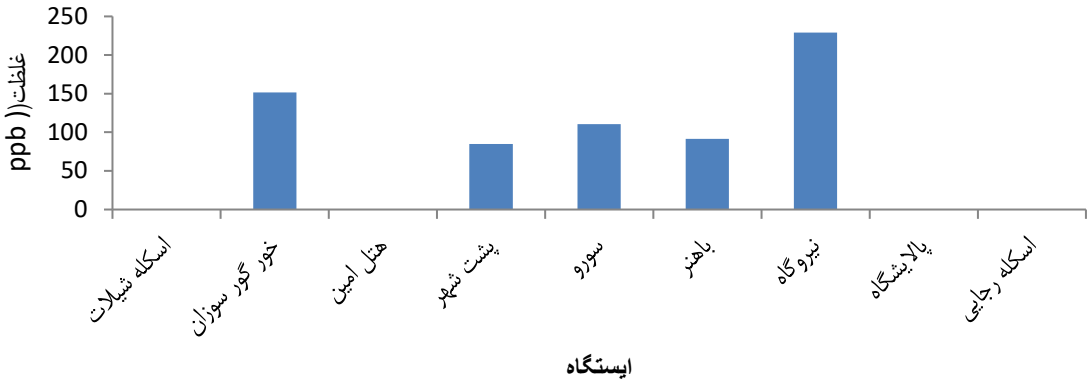
شکل-۲. میانگین غلظت PAH ها در مناطق نمونه برداری در طول دوره بررسی



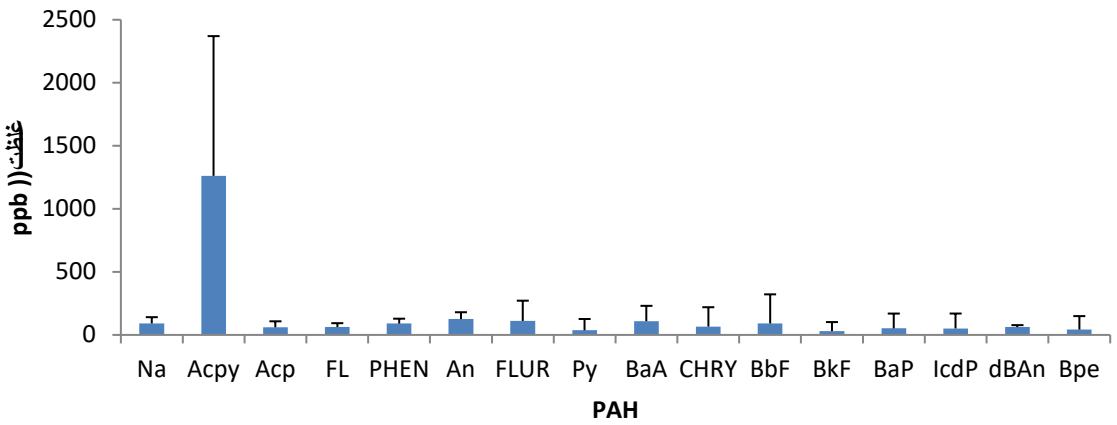
شکل-۳. میانگین غلظت کل PAH ها در ایستگاه های مورد مطالعه در طول دوره بررسی



شکل-۴. میانگین غلظت PAH ها در شکم‌پایان در مناطق نمونه برداری در طول دوره بررسی



شکل-۵. میانگین غلظت کل PAH ها در شکم پایان در ایستگاه های مورد مطالعه در طول دوره بررسی



شکل-۶. میانگین غلظت PAH ها به تفکیک ترکیب دوکفه‌ای ها در طول دوره بررسی

شکل-۷ میانگین غلظت کل PAH ها را به تفکیک ایستگاه در دوکفه‌ای ها نشان داده می‌دهد. مطابق این اشکال پشت شهر و اسکله باهنر دارای بیشترین میانگین غلظت بودند (اسکله شیلات، پشت شهر، نیروگاه و اسکله باهنر واجد نمونه‌های دو کفه‌ای بودند).

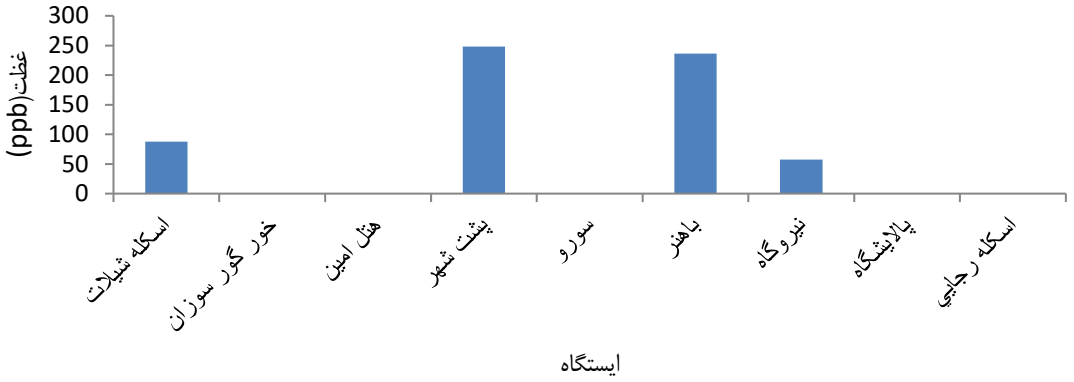
شکل-۸ میانگین غلظت هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای را به تفکیک در خرچنگ ها نشان می‌دهد. مطابق این شکل بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۴ حلقه‌ای Fluranthene با میانگین ۱۵۵۱ (ppb) و کمترین مقدار متعلق به ترکیب ۶ حلقه‌ای Benzopyrylene با میانگین ۰ (ppb) بدست آمد.

شکل-۹ میانگین غلظت کل PAH ها را به تفکیک ایستگاه در خرچنگ‌ها نشان می‌دهد. مطابق این شکل اسکله باهنر دارای بیشترین میانگین غلظت PAH ها بودند. (اسکله شیلات، پالایشگاه و اسکله رجایی فاقد نمونه های خرچنگ بودند).

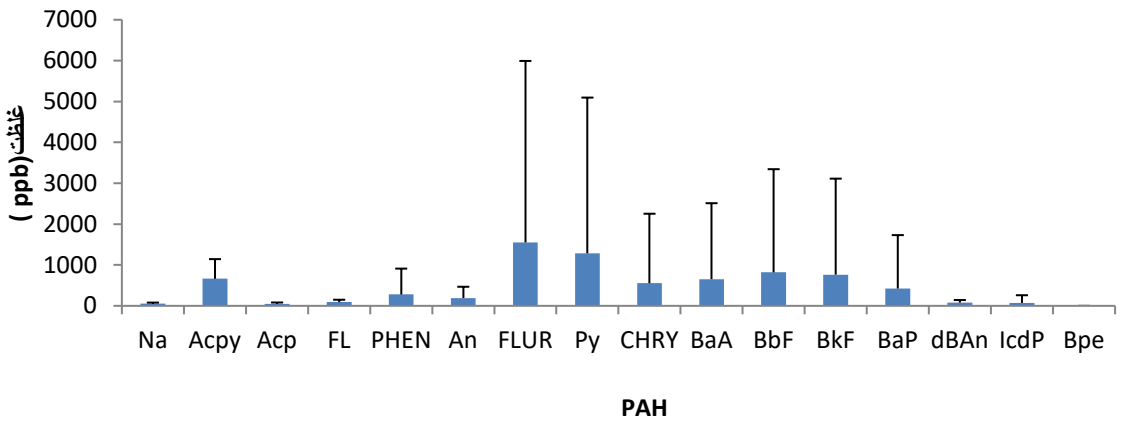
شکل-۱۰ میانگین غلظت هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای را به تفکیک در پرتاران نشان می‌دهد. مطابق این شکل بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۴ حلقه‌ای Acynaphtylen با میانگین ۱۵۵۶ (ppb) و کمترین مقدار متعلق به ترکیب ۶ حلقه‌ای Benzopyrylene با میانگین (ppb) ۰ بدست آمد.

شکل-۱۱ میانگین غلظت کل PAH ها را به تفکیک ایستگاه در پرتاران نشان می‌دهد. مطابق این شکل نیروگاه دارای بیشترین میانگین غلظت PAH ها می‌باشد (اسکله شیلات، خور گور سوزان، اسکله با هنر و نیرو گاه واجد نمونه‌های پرتار بودند).

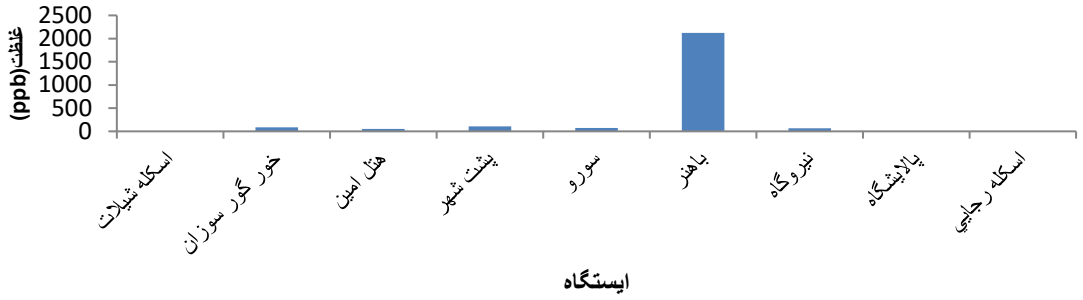
شکل-۱۲ نشان می‌دهد که رسوبات ترکیبات ۵ حلقه‌ای، نرم‌تنان ترکیبات ۳ حلقه‌ای، خرچنگ ها ترکیبات ۴ حلقه‌ای و پرتاران ترکیبات ۵ حلقه‌ای را آسانتر جذب می‌نمایند.



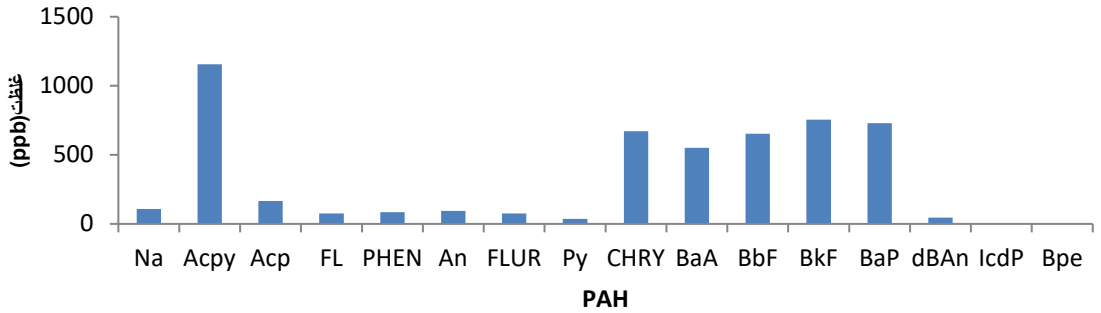
شکل-۷. میانگین غلظت کل PAH ها دردوکفه‌ای هابه تفکیک ایستگاه در طول دوره بررسی



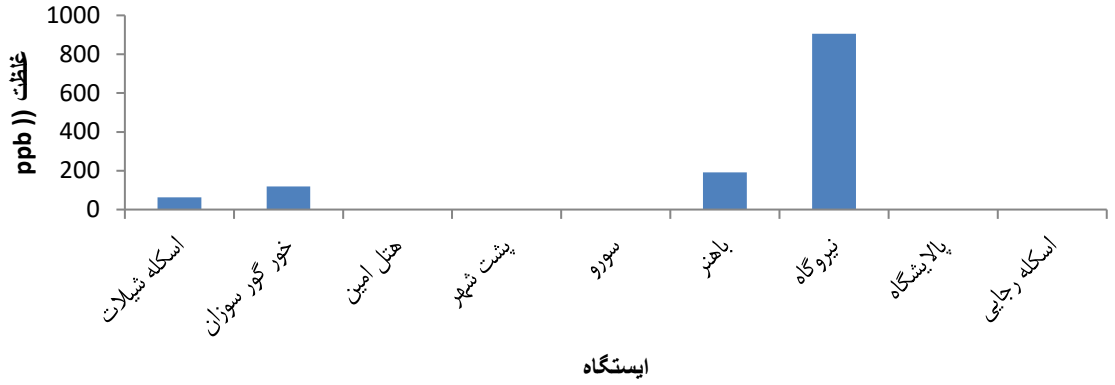
شکل-۸. میانگین غلظت PAH ها به تفکیک ترکیب در خرچنگ ها در طول دوره بررسی



شکل-۹. میانگین غلظت کل PAH ها درخرچنگ هابه تفکیک ایستگاه در طول دوره بررسی



شکل-۱۰. میانگین غلظت PAH ها به تفکیک ترکیب در پرتاران در طول دوره بررسی



شکل-۱۱. میانگین غلظت کل PAH ها در پرتاران تفکیک ایستگاه در طول دوره بررسی

شکل-۱۲. مقایسه ترکیبات PAH در رسوبات و بافت بر حسب تعداد حلقه ها

جدول-۲. نتایج حاصل محاسبه نسبت‌های FLUR/PY و PHEN/AN جهت تعیین منبع و منشاء آلودگی‌های نفتی

منبع آلودگی	ایستگاه	PHEN/AN	منشاء آلودگی	FLUR/PY	منشاء آلودگی	Reference
urban runoff	شیلات	0.73	pyrogenic	-----	-----	Stout et
	خورگورسوزان	-----	-----	-----	-----	-----
urban runoff	هتل امین	0.74	pyrogenic		pyrogenic	Stout et
coke oven emmision	پشت شهر	0.72	pyrogenic	0.74	pyrogenic	Maher
urban runoff	سورو	0.77	pyrogenic		------	Stout et
urban runoff	باهنر	0.75	pyrogenic		------	Stout et
urban runoff	نیروگاه	0.8	pyrogenic		-------	Stout et
creosote	پالایشگاه	1.05	pyrogenic	1.64	pyrogenic	Neff
urban runoff	اسکله رجایی	0.77	pyrogenic	2.73	pyrogenic	Stout et

بحث

برای تعیین خواستگاه PAH ها روش های متفاوتی وجود دارد که اختلاف در نسبت PAH های مادر به ایزومرهای آلکیل می‌تواند برای تشخیص و تمییز بین PAH های نمونه‌برداری شده در محیط مورد استفاده قرار می گیرد (۳۱). این روش در صورتیکه که داده‌های مربوط به ایزومرهای آلکیل شده PAH ها در دسترس باشد مورد استفاده قرار می‌گیرد و چنانچه فقط غلظت ترکیبات PAH مادر در دسترس باشد (در این تحقیق) در این صورت از نسبتهای phenanthren به anthracene (PH/AN) و flouranthane به pyrene (FL/PY) استفاده می‌شود که در واقع نسبت ایزومرها برای تشخیص منبع PAH مورد استفاده قرار می‌گیرد. anthracene و fluoranthene از دیدگاه ترمودینامیکی در مقایسه با ایزومرهای خود یعنی phenanthrene و pyrene پایداری کمتری دارند (۳۲). از طرفی AN و FL در طی فرایندهای تولید ترکیبات پیروژن که همراه با افزایش سریع درجه حرارت است تولید می‌شوند ولی در فرایندهای کند تشکیل مواد آلی که منجر به تولید سوخت های فسیلی می‌شوند پایدار نمی مانند و این خاصیت این ترکیبات منجر به این نظریه شده است که نسبت PH/AN مربوط به PAH های پیروژن معمولا کمتر از ۵ و در PAH های مربوط به پتروژن بیشتر از ۵ می‌باشد. این نسبت ها در مورد FL/PY برابر یا بیشتر از ۱ برای PAH های مربوط به پیروژن و بزرگتر از ۱ برای PAH های مربوط به پتروژن می‌باشد. برای تعیین خواستگاه ترکیبات PAH ها در این بررسی از روش دوم ا استفاده شد که نتایج حاصل از آن در جدول۲ آمده است که مطابق آن می توان چنین استنباط نمود که خواستگاه ترکیبات PAH در کلیه مناطق مورد مطالعه عمدتا از نوع پیروژن است زیرا نسبت PH/AN در تمام ایستگا ها کمتر از ۵ و نسبت FL/PY کمتر از ۱ است (۳۳). با حصول این نتایج انتظار می‌رود که ترکیبات PAH موجود در رسوبات در مناطق مورد مطالعه از نوع ۴ تا ۶ حلقه‌ای باشد. با عنایت به شکل ملاحظه می‌شود که ترکیبات ۵ حلقه‌ای بیشترین غلظت و سپس ترکیبات ۶ و ۴ حلقه‌ای در رتبه‌های بعدی قرار دارند.

بسیاری از فعالیت های صنعتی و منطقه‌ای، مانند سوختن جنگل‌ها، از طریق تجزیه شیمیایی بر اثر حرارت به عنوان تولیدات ضمنی و سنتز شیمیایی بصورت ذرات هوایی تولید PAH وارد محیط می‌شوند. سوختن سوخت های فسیلی یکی از منابع مهم PAH های پیروژنیک در محیط می‌باشد. ذرات ریز حاصل از سوختن بنزین و ماشین‌های دیزلی شامل ۱۶ تا ۲۳۰۰ میکرو گرم بر گرم ترکیبات ۴ تا ۶ حلقه‌ای می‌باشند (۳۴). تقریبا تمام PAH های حاصل از وسایط نقلیه می‌توانند در یک مسیر ۵۰ متری رسوب نمایند (۳۵،۳۶) که بیشتر PAH های رسوب یافته از راهی آب دریا می‌شوند (۳۷). صنایعی مانند تهیه ذغال سنگ، کربنه کردن ذغال سنگ و نفت به منطور تولید بنزین، صنایع تولید مواد سیاه از

تقطیر ذغال سنگ، کربن سیاه، صنایع مربوط به غیر، پالایش نفت از طریق کاتالیزور برای تولید بنزین پالایش یافته تولید آهن و فولاد ذوب آلومنیوم تولید ذرات معلق در هوا و ضایعات جامد با غلظت‌های بالای PAH، که نهایتا وارد آب‌های شیرین و شور می‌شوند، می نمایند مثلا ۷ کارخانه ذوب آلومنیوم در نروژ در سال ۹۲ حدود ۱۰ تن ترکیبات متفاوت PAH از نوع پیروژنیک را روانه دریا نموده است (۳۷،۳۸). ترکیبات پتروژنیک از طریق نشت طبیعی نفت، فرسایش موادی مانند ذغال سنگ، بافت های پوسیده گیاهی که به عنوان کود و سوخت استفاده می‌شوند، رسوب نفت شیل، نشت نفت و ذغال به آب، تخلیه آب موازنه کشتی‌ها، پساب‌های حاصل از پالایش نفت، جداسازی نفت از آب در سکوهای تولید نفت، موتورها با سوخت ذغال سنگ، پساب‌های حاصل از طوفان و بسیاری از منابع غیر کانونی وارد آب های شیرین و آب دریا می‌شوند (۳۹). از مقایسه دو گرو از صنایع ذکر شده در بالا و نتایج این بررسی می‌توان استنتاج نمود که ترکیبات PAH موجود در رسوبات مناطق مورد مطالعه حاصل صنایع کانونی بوده که جزء منابع آلوده کننده پیروژن می‌باشند. نظر به اینکه این صنایع در طول خط ساحلی واقع شده‌اند لذا آلاینده‌های حاصل از آنها یا بطور مستقیم وارد آب در یا می‌شوند و یا ابتدا بصورت ذرات معلق در هوا و سپس بصورت ذرات ته نشین شده از راه جریانات سطحی راه به دریا می‌یابند. به عبارتی دیگر چون نمونه‌های رسوب در مناطق کم عمق ساحلی برداشت شده است وجود ترکیبات PAH حاصل از صنایع آلاینده کانونی که از نوع پیروژنیک است دور از انتظار نیست. با مراجعه به جدول۲ مشاهده می‌شود که تقریبا تمامی ترکیبات PAH حاصل ریزش پساب‌های شهری (urban runoff) می‌باشند زیرا مقادیر نسبت‌های ایزومرها در دامنه مربوط به این منبع آلودگی یعنی بین ۱/۴۷ – ۰/۵۶ و ۱/۰۷ – ۰/۲۳ به ترتیب برای نسبت‌های PH/AN و FL/PY است. بدین ترتیب مناطق مورد مطالعه متاثر از یک تک منبع می‌باشند که همان پساب‌های شهری می باشند. هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در حالت محلول و در آب محیط و یا آب موجود در خلل و فرج رسوبات از هیدروکربن‌هایی که جذب ذرات شده و یا به بخش آبگریز (NonAqeous Phase Liquid) محلول متصل شده‌اند دارای قابلیت دسترسی زیستی و سمیت بیشتری هستند (۴۰). مواد شیمیایی غیر قطبی مانند PAH ها دارای حلالیت خیلی پایین در آب بوده و تمایل زیادی برای جذب توسط رسوبات و ذرات آلی و تغلیظ زیستی بوسیله موجودات زنده را دارند. بیشتر ترکیبات PAH پیروژن وارده به محیط آبی با وزن ملکولی بالا جذب بخش ذره‌ای و PAH های پتروژن با وزن مولکولی کم جذب بخش بخار خروجی وسائط نقلیه می‌شوند که این گروه از ترکیبات از طریق بارش باران به محیط آبی وارد می شوند. هر دوی این ترکیبات جذب فاز آلی ذرات معلق در آب شده و به همراه این ذرات در رسوبات ته نشین می شوند. ترکیبات پیروژن و پتروژن می‌توانند با بخش کلوییدی و ذرات آلی رسوبات و یا با بخش آبگریز (فاز چربی) یا با پوششی از چربی با رسوب تشکیل ترکیبات پیچیده‌ای را ایجاد می‌نمایند. چون PAH ها برای ترکیب شدن با فاز چربی نسبت به مواد آلی موجود در رسوبات و آب موجود بین ذرات تمایل بیشتری نشان می‌دهند تفکیک هیدروکربن‌ها در آب بین ذرات رسوب در درجه اول بوسیله تمایل PAH ها در فاز چربی (NAPL) کنترل می‌شود. بنابراین در زمان تخمین تفکیک PAH بین فاز چربی و فاز آبی غلظت PAHها باید نسبت به برخی مقادیر هیدروکربن‌های کل یک‌دست شود که اصطلاحا نرمال کردن نامیده می‌شود. PAH ها در رسوبات، بین سه فاز آبی (آب بین ذرات رسوب)، ترکیب با ذرات و فاز چربی بر اساس تمایل نسبی آنها برای ترکیب شدن با هر یک از این سه فاز توزیع می‌شوند. این توزیع می تواند تحت عنوان ضریب تفکیک کربن /آب (Koc) یا ضریب تفکیک چربی/ آب (Koil) بیان شود (۴۱).

هر دوی این ضرایب مشابه ضریب تفکیک کربن / آب (Kow) است که استفاده از آن برای تغلیظ زیستی ترکیبات آلی غیر قطبی بوسیله آبزیان بسیار متداول است. Koc برای اغلب مواد آلی غیر قطبی و مواد کلوییدی / ذره ای موجود در رسوب از Kow کوچک‌تر می‌باشد، برعکس Koil هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در بیشتر مواد نفتی پالایش یافته و ذغال سنگ مایع تقریبا برابر و یا بیشتر از Kow است و با افزایش میانگین وزن مولکولی فاز چربی (NAPL) افزایش می‌یابد. با توجه به توضیحات بالا با استفاده از ضریب Kow می توان ضریب Koc را محاسبه نمود و برای محاسبه PAH محلول می‌توان از نسبت غلظت PAH در رسوب به ضریب Koc استفاده کرد که در واقع مقادیر نرمال شده PAH موجود در رسوب می‌باشد. اساس این تبدیل بر اساس این فرضیه می‌باشد که PAH محلول یا PAH موجود در فاز آبی لابلای ذرات رسوب به مراتب سمی‌تر و دارای قابلیت دسترسی زیستی بیشتری نسبت به PAH جذب شده دز فاز چربی است و همچنین اثر هر یک از PAH ها در PAH کل و سمیت آنها اثر افزایشی داد (۴۲). بررسی نوع هیدروکربن های آروماتیک حلقوی در رسوب و بافت آبزیان وابستگی شدید پرتاران و تا حدی خرچنگ ها را به رسوب نشان می دهد زیرا در پرتاران مانند آنچه که در رسوب مشاهده شد ترکیبات ۵ حلقه‌ای و در خرچنگ ها ترکیبات ۴ حلقه‌ای گروه های غالب را تشکیل می دهند در صورتیکه در نرم تنان گرو های غالب با ترکیبات ۲ و، بخصوص، سه حلقه‌ای میباشد و این عدم وابستگی این موجودات را به رسوب از دیدگاه جذب ترکیبات PAH نشان می دهد.این موجودات ترکیبات PAH را از منابعی بجز رسوب دریافت می‌نمایند که ممکن است یکی از راه ها فتواکسیداسیون باشد.

نتیجه‌گیری

مطالعات نشان داد که رسوبات ترکیبات ۵ حلقه‌ای، نرم تنان

ترکیبات ۳ حلقه‌ای، خرچنگ‌ها ترکیبات ۴ حلقه‌ای و پرتاران ترکیبات ۵ حلقه‌ای را آسانتر جذب می نمایند.

تشکر و قدردانی: از همه اساتیدی که در غنای مطالب حاضر یاری‌رسان بودند، نهایت تشکر و قدردانی به عمل می‌آید.

نقش نویسندگان: همه نویسندگان در نگارش اولیه مقاله یا بازنگری آن سهیم بودند و همه با تایید نهایی مقاله حاضر، مسئولیت دقت و صحت مطالب مندرج در آن را می پذیرند.

تضاد منافع: نویسندگان تصریح می کنند که هیچ گونه تضاد منافعی در مطالعه حاضر وجود ندارد.

منابع

1. Elizabeth Alter, S., Tariq, L., Creed, J. K., & Megafu, E. 2021. Evolutionary responses of marine organisms to urbanized seascapes. Evolutionary Applications, 14(1), 210-232. doi:10.1111/eva.13048
2. Sala, O. E., Stuart Chapin, F. I. I. I., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. science, 287(5459), 1770-1774. 1774 doi:10.1126/science.287.5459.1770
3. Crain, C. M., Kroeker, K., & Halpern, B. S. 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. Ecology letters, 11(12), 1304-1315. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x
4. Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Micheli, F., & Kappel, C. V. 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. Conservation biology, 21(5), 1301-1315. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x
5. Jackson, J. B., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., Warner, R. R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. science, 293(5530), 629-637. doi:10.1126/science.1059199
6. Depledge, M. H., & Galloway, T. S. 2005. Healthy animals, healthy ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment, 3(5), 251-258. doi:10.1890/1540-9295(2005)003[0251:HAHE]2.0.CO;2
7. Dymond, J. R. 2013. Ecosystem services in New Zealand: conditions and trends. Manaaki Whenua Press, Landcare Research.
8. Hope, J. A., Paterson, D. M., & Thrush, S. F. 2020. The role of microphytobenthos in soft-sediment ecological networks and their contribution to the delivery of multiple ecosystem services. Journal of Ecology, 108(3), 815-830. doi:10.1111/1365-2745.13322
9. Borja, A., Franco, J., & Erez, V. P. Environment, M., Perez, V., 2000. A marine biotic index to etablish the ecological quality of soft bottom benthos within european estuarine and coastal environnements. Marine Pollution Bulletin, 40(12), 1100-1114. doi:10.1016/S0025-326X(00)00061-8
10. Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H. C., Cederwall, H., & Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. Marine pollution bulletin, 49(9-10), 728-739. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.05.013
11. Labrune, C., Romero-Ramirez, A., Amouroux, J. M., Duchêne, J. C., Desmalades, M., Escoubeyrou, K., ... & Grémare, A. 2012. Comparison of ecological quality indices based on benthic macrofauna and sediment profile images: a case study along an organic enrichment gradient off the Rhône River. Ecological Indicators, 12(1), 133-142. doi:10.1016/j.ecolind.2011.04.028
12. Dufrêne, M., & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological monographs, 67(3), 345-366. doi:10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2
13. Quintino, V., Elliott, M., & Rodrigues, A. M. 2006. The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: case studies at differing spatial scales. Journal of experimental marine biology and ecology, 330(1), 368-382. doi:10.1016/j.jembe.2005.12.040
14. Chiarelli, R., & Roccheri, M. C. 2014. Marine invertebrates as bioindicators of heavy metal pollution. Open Journal of Metal 04(04):93-106 doi:10.4236/ojmetal.2014.44011
15. McLusky, D. S., & Elliott, M. 2004. The estuarine ecosystem: ecology, threats and management. OUP Oxford. doi:10.1093/acprof:oso/9780198525080.001.0001
16. Hunsicker, M. E., Kappel, C. V., Selkoe, K. A., Halpern, B. S., Scarborough, C., Mease, L., & Amrhein, A. 2016. Characterizing driver-response relationships in marine pelagic ecosystems for improved ocean management. Ecological applications, 26(3), 651-663. doi:10.1890/14-2200
17. Przeslawski, R., Byrne, M., & Mellin, C. 2015. A review and meta-analysis of the effects of multiple abiotic stressors on marine embryos and larvae. Global change biology, 21(6), 2122-2140. doi:10.1111/gcb.12833
18. Bence, A. E., Kvenvolden, K. A., & Kennicutt Ii, M. C. 1996. Organic geochemistry applied to environmental assessments of Prince William Sound, Alaska, after the Exxon Valdez oil spill-a review. Organic geochemistry, 24(1), 7-42. doi:10.1016/0146-6380(96)00010-119. Douglas, G. S., Bence, A. E., Prince, R. C., McMillen, S. J.,

& Butler, E. L. 1996. Environmental stability of selected petroleum hydrocarbon source and weathering ratios. Environmental Science & Technology, 30(7), 2332-2339. doi:10.1021/es950751e
20. Yildiz G, Selvi F, Bedel C, Zortuk O, Yavuz Y. Clinical significance of Tp-e interval, Tp-e/QT ratio, and Tp-e/QTc ratio in patients with renal colic. J Prev Complement Med. 2024; 3(1): 36-40. doi: 10.22034/ncm.2023.418250.1134
21. Baumard, P., Budzinski, H., & Garrigues, P. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean Sea. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 17(5), 765-776. doi:10.1002/etc.5620170501
22. Sporstol, S., Gjos, N., Lichtenthaler, R. G., Gustavsen, K. O., Urdal, K., Oreld, F., & Skei, J. 1983. Source identification of aromatic hydrocarbons in sediments using GC/MS. Environmental Science & Technology, 17(5), 282-286. doi:10.1021/es00111a008
23. Takada, H., Onda, T., Harada, M., & Ogura, N. 1991. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust from the Tokyo Metropolitan area. Science of the Total Environment, 107, 45-69. doi:10.1016/0048-9697(91)90249-E
24. Oda, J., Maeda, I., Mori, T., Yasuhara, A., & Saito, Y. 1998. The relative proportions of polycyclic aromatic hydrocarbons and oxygenated derivatives in accumulated organic particulates as affected by air pollution sources. Environmental Technology, 19(10), 961-976. doi:10.1080/09593331908616755
25. Harrison, R. M., & Johnston, W. R. 1985. Deposition fluxes of lead, cadmium, copper and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) on the verges of a major highway. Science of the Total Environment, 46(1-4), 121-135. doi:10.1016/0048-9697(85)90289-X
26. Hewitt, C. N., & Rashed, M. B. 1990. An integrated budget for selected pollutants for a major rural highway. Science of the total environment, 93, 375-384. doi:10.1016/0048-9697(90)90128-H
27. Hoffman, E. J., Mills, G. L., Latimer, J. S., & Quinn, J. G. 1984. Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. Environmental science & technology, 18(8), 580-587. doi:10.1021/es00126a003
28. Sharma, M., Marsalek, J., & McBean, E. 1994. Migration pathways and remediation of urban runoff for PAH control. Journal of environmental management, 41(4), 325-336. doi:10.1006/jema.1994.1051
29. Villaume, J. F. 1984. Coal tar wastes: Their environmental fate and effects. Hazardous and Toxic Wastes: Technology, Management and Health Effects, The Pennsylvania Academy of Science, Easton PA. 1984. p 362-375, 3 fig, 3 tab, 22 ref.
30. Mueller, J. G., & Chapman, P. J. y Pritchard, PH, 1989. Creosote-contaminated sites: Their potential for bioremediation. Environ. Sci. Tech, 23, 1197-1201. doi:10.1021/es00068a003
31. Merrill, E. G., & Wade, T. L. (1985). Carbonized coal products as a source of aromatic hydrocarbons to sediments from a highly industrialized estuary. Environmental science & technology, 19(7), 597-603. doi:10.1021/es00137a003
32. Thrane, K. E. (1987). Deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the surroundings of primary aluminium industry. Water, Air, and Soil Pollution, 33, 385-393. doi:10.1007/BF00294206
33. Niyonkuru V. Computational Fluid Dynamics (CFD) for blood flow in cardiovascular medical devices and blood damage prediction. Novel Clin Med 2023;2(3):136-142. doi: 10.22034/ncm.2023.408048.1101
34. Knutzen, J. 1995. Effects on marine organisms from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and other constituents of waste water from aluminium smelters with examples from Norway. Science of the total environment, 163(1-3), 107-122.National Research Council. 1985. Oil in the sea: inputs, fates, and effects (Vol. 1). National Academies Press. doi:10.1016/0048-9697(95)04487-L
35. Neff, J. M. 2002. Bioaccumulation in marine organisms: effect of contaminants from oil well produced water. Elsevier. doi:10.1016/B978-008043716-3/50002-6
36. Wold, S., Esbensen, K., & Geladi, P. 1987. Principal component analysis, Chemometr. Intell. Lab., 2, 37-52. doi:10.1016/0169-7439(87)80084-9
37. Gustafsson, Ö., Gschwend, P. M., & Buesseler, K. O. 1997. Using 234Th disequilibria to estimate the vertical removal rates of polycyclic aromatic hydrocarbons from the surface ocean. Marine Chemistry, 57(1-2), 11-23. doi:10.1016/S0304-4203(97)00011-X
38. Pastorok, R. A., Sampson, J. R., Jacobson, M. A., & Peek, D. C. 1994. Ecological risk assessment for river sediments contaminated by creosote. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 13(12), 1929-1941. doi:10.1002/etc.5620131208
39. Zemanek, M. G., Pollard, S. J., Kenefick, S. L., & Hrudey, S. E. 1997. Multi-phase partitioning and co-solvent effects for polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in authentic petroleum-and creosote-contaminated soils. Environmental Pollution, 98(2), 239-252. doi:10.1016/S0269-7491(97)00126-7
40. Hansen, D. J. 2003. Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms [microform].
41. Shiu, W. Y., Bobra, M., Bobra, A. M., Maijanen, A., Suntio, L., & Mackay, D. 1990. The water solubility of crude oils and petroleum products. Oil and Chemical pollution, 7(1), 57-84. doi:10.1016/S0269-8579(05)80034-6
42. Ozretich, R. J., Ferraro, S. P., Lamberson, J. O., & Cole, F. A. 2000. Test of Σ polycyclic aromatic hydrocarbon model at a creosote-contaminated site, Elliott Bay, Washington, USA. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 19(9), 2378-2389. doi:10.1002/etc.5620190931