



Available online: <http://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی



## ارزیابی خطر بوم‌شناختی هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در رسوبات سطحی خلیج فارس، بوشهر

فاطمه باطنی<sup>\*</sup>، علی مهدی نیا، مه‌ری سید هاشترودی

گروه علوم زیستی دریا، مرکز تحقیقات علوم دریایی، پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی، تهران، ایران

### چکیده

### اطلاعات مقاله:

**زمینه و هدف:** این پژوهش در زمینه ارزیابی خطر بوم‌شناختی گروه مهمی از آلاینده‌ها به نام هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) در رسوبات فراساحل استان بوشهر است که با هدف مدلسازی خطر سمیت این ترکیبات برای موجودات آبی منطقه مورد مطالعه، انجام پذیرفته است.

تاریخ دریافت: ۹۷/۰۸/۰۹  
تاریخ ویرایش: ۹۷/۱۱/۰۲  
تاریخ پذیرش: ۹۷/۱۱/۰۷  
تاریخ انتشار: ۹۷/۱۲/۲۱

**روش بررسی:** در مدل ارزیابی خطر استفاده شده در این مطالعه، در گام اول واحدهای سمیت و حلالیت PAHs با استفاده از مدل‌های ارتباطات ساختاری-فعالیت کمی (QSAR) مدلسازی شد و در گام دوم غلظت ترکیبات در آب میان بافتی رسوبات به عنوان نماینده جزء در دسترس زیستی این ترکیبات مورد محاسبه قرار گرفت. در نهایت مدل معرفی شده برای ارزیابی رسوبات فراساحل خلیج فارس مورد استفاده قرار گرفت. رسوبات منطقه در ۷ خط عمود بر ساحل و در ۱۹ ایستگاه به منظور ارزیابی خطر بوم‌شناختی ۲۱ ترکیب PAHs مورد مطالعه قرار گرفتند. استخراج و پاکسازی ترکیبات رسوبات با روش استخراج مایع تحت فشار (PLE) و ستون باز کروماتوگرافی انجام شد. ترکیبات با دستگاه GC-MS آنالیز شدند.

**واژگان کلیدی:** ارزیابی خطر بوم‌شناختی، خلیج فارس، هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای، رسوبات سطحی

**یافته‌ها:** سمیت و حلالیت PAHs مدلسازی شد و مقدار همبستگی پیرسون برای داده‌های پیش‌بینی شده در مدل و اندازه‌گیری شده بیش از ۰/۹۳ به دست آمد. مقدار سمیت کل ترکیبات به عنوان شاخص خطر معرفی گردید. به کارگیری مدل برای منطقه مورد مطالعه، مقدار بیشینه و کمینه سمیت کل برای رسوبات را به ترتیب معادل ۰/۰۱۸ و ۰/۱۴۷ نشان داد. نتایج نشان داد که PAHs موجود در رسوبات هر چند نگرانی عمده‌ای را در این منطقه ایجاد نمی‌کند، اما ممکن است در سطوح مختلف زیر حد کشندگی بر موجودات کفزی اثرگذار باشد. نتایج به کارگیری مدل ارزیابی خطر معرفی شده در این مطالعه برای ترکیبات غیر استخلافی PAHs اندازه‌گیری شده در منطقه نشان داد که رسوبات ساحل ایرانی خلیج فارس در محدوده استان بوشهر در محدوده کم خطر قرار دارند.

**پست الکترونیکی نویسنده مسئول:**

fa\_bateni@yahoo.com

**نتیجه‌گیری:** مطالعه حاضر نشان دهنده خطر پایین آلودگی رسوبات منطقه است. با فاصله از ساحل و تاسیسات نفتی-گازی منطقه، شاخص خطر کاهش نشان داد که بیانگر اثر زیاد فعالیت‌های انسانی بر آلودگی محدوده مورد مطالعه است.

## مقدمه

هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs)، آلاینده‌هایی هستند که حضور فراگیر در محیط‌زیست دارند. این ترکیبات در جو، آب، خاک، رسوب و بدن موجودات زنده یافت می‌شوند (۳-۱). این ترکیبات شامل گروه بزرگ و ناهمگنی از آلاینده‌های آلی هستند که در نتیجه احتراق ناقص مواد آلی ایجاد و در محیط منتشر می‌شوند (۴). برخی از PAHs سرطان‌زا و موتاژن هستند، خاصیت انباشت زیستی دارند و برای همه موجودات زنده سمی هستند؛ به‌طوری‌که انجمن اروپایی و آژانس حفاظت از محیط‌زیست ایالات متحده آنها را به‌عنوان آلاینده‌های دارای اولویت پایش نامیده‌اند (۵). زمانی‌که به محیط‌های آبی وارد می‌شوند، به دلیل خاصیت چربی دوستی در ذرات معلق و رسوبات تجمع می‌یابند (۶)؛ بدین ترتیب، رسوبات به‌عنوان مخزنی برای PAHs در محیط تبدیل می‌شوند. با این حال، رسوبات می‌توانند از طریق سوسپانسیون مجدد، دوباره در آب به حرکت درآیند که این امر به کرات در سیستم‌های آبی رخ می‌دهد. در طی این فرایند PAHs جذب شده بر روی ذرات رسوبی ممکن است در آب آزاد شده و منجر به آلودگی ثانویه شوند (۷، ۸)؛ بنابراین ارزیابی خطر بوم‌شناختی PAHs در رسوبات به منظور حفاظت از محیط‌زیست و سلامت انسان از اهمیت به‌سزایی برخوردار است.

مقدار و احتمال اثرات نامطلوب بوم‌شناختی در زمان رویارویی با یک یا چندین عامل استرس‌زا را می‌توان به کمک ارزیابی خطر بوم‌شناختی (Ecological risk assessment (ERA)) اندازه‌گیری کرد. ارزیابی خطر بوم‌شناختی از دهه ۱۹۸۰ هم‌زمان با چالش‌های جدید زیست‌محیطی رشد و گسترش یافته است (۹). در فرایند ارزیابی خطر، امکان تخمین خطر مرتبط با مواد شیمیایی مختلف به محققین داده می‌شود. در ارزیابی خطر رسوبات برای جانداران، اغلب به مقایسه غلظت ترکیبات با راهنماهای کیفی رسوب پرداخته می‌شود (۱۰) و یا ارزیابی خطر با استفاده از شاخص خطر در معرض قرارگیری انسان با آلاینده‌ها مورد توجه قرار می‌گیرد (۱۱). این رویکردها برای تمام ترکیبات در دسترس نیست؛ بنابراین استفاده از ارزیابی

خطر بوم‌شناختی برای مطالعه جامع بوم‌سازگان ارجحیت دارد. در زمینه مدل‌سازی ارزیابی خطر بوم‌شناختی ترکیبات آلی در رسوبات به واسطه آزادسازی مجدد آنها مطالعات متعددی انجام گرفته است (۲، ۱۲-۱۵). به‌طوری‌که Swartz و همکاران در سال ۱۹۹۵ مدلی برای پیش‌بینی سمیت PAHs رسوبات پیشنهاد دادند (۱۳). Di Toro و همکاران در سال ۲۰۰۰ روشی برای ارزیابی خطر PAHs به‌صورت مخلوط براساس دستورالعمل‌های کیفیت رسوب امریکا ارائه کردند (۱۵). همچنین MacDonald و همکاران در سال ۲۰۰۰ به توسعه و بهبود روش‌های بررسی اثرات محیط زیستی ترکیبات آلی پرداختند (۱۲). Neff و همکاران در سال ۲۰۰۵ مدل پیشنهادی خطر PAHs توسط Swartz و همکاران را توسعه دادند (۱۴). Liu و همکاران در سال ۲۰۱۶ با توسعه مدل خطر به ارزیابی خطر آلودگی رسوبات سطحی رودخانه‌ای در چین پرداختند (۲). Kuzmanovi و همکاران نیز علاوه بر ارزیابی خطر آلودگی‌های شیمیایی زیست‌بوم با استفاده از غلظت آلاینده‌های آلی به ارتباط آن با شاخص‌های تنوع در جوامع بی‌مهرگان آبی پرداختند (۱۶). Lécirvain نیز به ارزیابی خطر بوم‌شناختی آلاینده‌ها با استفاده از غلظت آلاینده‌ها در رسوبات و همچنین اثر آنها بر نوعی دافنی پرداخته‌اند (۱۷).

خلیج فارس با ویژگی‌های خاص خود یکی از نادرترین بوم‌سازگان‌های دریایی به شمار می‌آید که در معرض انواع مختلفی از آلاینده‌ها قرار دارد. مهم‌ترین آلاینده‌ای که خلیج فارس را تهدید می‌نماید، آلودگی نفتی است که از جمله مسائل چالش برانگیز در مدیریت محیط‌زیست پیکره‌های آبی به شمار می‌رود. از آنجا که تقریباً دو سوم ذخایر شناخته شده نفت جهان در این محدوده موجود است (۱۸)؛ خلیج فارس به‌عنوان شاه‌رگ نفتی دنیا همواره دچار آلودگی نفتی بوده و بوم‌سازگان دریایی آن در معرض خطر جدی قرار دارد (۱۹). توده‌های آب در خلیج فارس دارای حرکت ضعیفی بوده که جهت حرکت آنها برخلاف عقربه‌های ساعت است و در نتیجه زمان نسبتاً زیادی طول می‌کشد تا آب‌های خلیج فارس از طریق تنگه هرمز تعویض شوند (در حدود ۳ الی ۵ سال) (۲۰). با توجه به موارد ذکر شده،

منظور حذف ذرات بزرگتر به وسیله الک با مش  $250 \mu\text{m}$  غربال شدند. این امر به منظور افزایش همگنی نمونه‌ها و همچنین ارتباط عمده آلاینده‌ها با ذرات کوچکتر انجام گرفت؛ علاوه بر این اندازه یکسان ذرات نمونه‌ها، امکان مقایسه آنها با یکدیگر را فراهم می‌سازد (۲۱).

#### – آنالیز شیمیایی (استخراج، روش اندازه‌گیری، کنترل کیفیت)

نمونه‌های رسوب با استفاده از روش استخراج مایع تحت فشار ((Pressurized liquid extraction (PLE) استخراج شدند. بدین صورت که  $2\text{g}$  از نمونه‌های رسوب با پرکننده هیدروماتریکس (Hydromatrix) به‌طور کامل مخلوط و به سل استخراج انتقال داده شد. استفاده از یک ماده بی اثر همچون هیدروماتریکس، علاوه بر جذب رطوبت نمونه، باعث افزایش نفوذ حلال به نمونه می‌شود (۲۲). سپس سل‌های پر شده با نسبت ۱:۱ ستون به هگزان نرمال در دمای  $120^\circ\text{C}$  با سه بار عبور حلال استخراج گردید. به منظور محاسبه بازیابی از ترکیبات دوتره PAHs (IS-D8-Naphthalene, IS-D8-Acenaphthylene, IS-D10-Acenaphthene, IS-D10-Fluorene, IS-D10-Phenanthrene, IS-D10-Pyrene, IS-D12-Chrysene, IS-D12-Perylene, IS-D14-Dibenz[a,h]anthracene, IS-D8-Fluorenone) استفاده گردید. تمیزسازی توسط ستون کروماتوگرافی پر شده با سیلیکا و KOH انجام گرفت.  $30\text{ mL}$  دی کلرومتان برای شستشو مورد استفاده قرار گرفت (۴). نمونه‌ها بعد از تعویض حلال با تولوئن و تغلیظ تا  $1\text{ mL}$  به ویال‌های GC انتقال یافته و پس از اضافه نمودن استاندارد داخلی به GC-MS تزریق شدند. برنامه دمایی GC به شرح زیر بود:  $2\text{ min}$  در دمای  $80^\circ\text{C}$  و افزایش دمای تا  $300^\circ\text{C}$  با شیب  $8^\circ\text{C}$  درجه بر دقیقه و  $10^\circ\text{C}$  دقیقه در دمای  $300^\circ\text{C}$  نگهداشته شد. ستون کروماتوگرافی Supelco, Bellefonte, PA, DB-5 از نوع  $25\text{ m} \times 0.25\text{ mm}$  (USA) و تزریق در حالت غیر انشعابی انجام گرفت. گاز حامل، هلیوم با دبی  $1/2\text{ mL/min}$  بود. از روش پایش یون انتخاب شده (SIM) به منظور جداسازی و شناسایی ترکیبات هدف

بسیار حائز اهمیت خواهد بود که به ارزیابی خطر بوم‌شناختی آن پرداخته شود تا بتوان در سایه چنین مطالعه‌ای به برنامه‌ریزی برای محیط‌زیست این منطقه استراتژیک پرداخت. هدف این مطالعه، تبیین مدلی ساده به منظور ارزیابی خطر ترکیبات مختلف PAHs و معرفی یک شاخص خطر برای رسوبات است. همچنین ارزیابی خطر بوم‌شناختی PAHs در منطقه فراساحل خلیج فارس در بوشهر تاکنون انجام نپذیرفته است؛ بنابراین مطالعه حاضر با استفاده از شاخص خطر تعریف شده در این مطالعه به ارزیابی خطر بوم‌شناختی PAHs در رسوبات خلیج فارس منطقه بوشهر پرداخته است تا بستری برای آگاهی از وضعیت منطقه و مدیریت بهتر آن فراهم سازد.

#### مواد و روش‌ها

##### – منطقه مورد مطالعه و جمع‌آوری نمونه

خلیج فارس در  $24^\circ$  تا  $30^\circ$  درجه و  $30^\circ$  دقیقه عرض شمالی و  $48^\circ$  تا  $56^\circ$  درجه و  $25^\circ$  دقیقه طول شرقی از نصف النهار گرینویچ قرار دارد. استان بوشهر به‌علت قرار گرفتن در ساحل استراتژیک خلیج فارس، پایتخت انرژی ایران لقب گرفته است. رسوبات مورد مطالعه در این پژوهش، مربوط به گشت اقیانوس شناسی خلیج فارس و دریای عمان (PG-GOOS) در منطقه استان بوشهر است که در سال ۱۳۹۲ برداشت شده است (جدول ۱). در این گشت براساس روش نمونه‌گیری سیستماتیک، در خطوط عمود بر ساحل، نمونه برداری انجام گرفت؛ به‌طوری‌که ۷ خط عمود بر ساحل تعیین شد و در هر خط ۳ نمونه برداشت شد (خط‌های عمود بر ساحل به‌صورت خطوط مشکی رنگ در شکل ۱ نشان داده شده است). نمونه‌های رسوب توسط نمونه‌بردار گرب ون وین (Van veen grab) به کمک ابزار وینچ از اعماق مختلف دریا ( $23\text{ m}$  تا  $70\text{ m}$ ) در ظروف فلزی جمع‌آوری شدند. در جدول ۱ موقعیت نقاط نمونه‌برداری آورده شده است. نمونه‌های رسوب سطحی بعد از برداشت در دمای  $10^\circ\text{C}$  – نگهداری شدند و بلافاصله پس از رسیدن به آزمایشگاه با استفاده از دستگاه خشکاننده انجمادی (Freeze Dryer) در دمای  $50^\circ\text{C}$  – و فشار  $147\text{ mTorr}$  – خشک شدند. نمونه‌ها به

جدول ۱- مختصات نقاط نمونه‌برداری در گشت PG-GOOS در محدوده استان بوشهر

| نام ایستگاه | طول جغرافیایی (درجه) | عرض جغرافیایی (درجه) |
|-------------|----------------------|----------------------|
| ۱           | ۴۹/۹۲۵۱              | ۲۹/۵۴۰۸۲             |
| ۲           | ۴۹/۷۰۳۳              | ۲۹/۳۶۵۰۳             |
| ۳           | ۵۰/۳۰۷۹              | ۲۹/۳۱۶۷۴             |
| ۴           | ۵۰/۱۱۲۴              | ۲۹/۰۹۲۱۴             |
| ۵           | ۴۹/۸۷۹۲              | ۲۸/۹۰۳۷۶             |
| ۶           | ۵۰/۶۰۹۱              | ۲۸/۸۳۵۹۵             |
| ۷           | ۵۰/۱۹۰۹              | ۲۸/۴۴۰۸۶             |
| ۸           | ۵۰/۸۷                | ۲۸/۵۶۳۷۶             |
| ۹           | ۵۰/۷۵۳۷              | ۲۸/۴۲۹۱۴             |
| ۱۰          | ۵۰/۵۴۹۵              | ۲۸/۲۴۲۰۶             |
| ۱۱          | ۵۱/۱۰۲۶              | ۲۸/۲۰۱۰۹             |
| ۱۲          | ۵۰/۸۹۹۷              | ۲۷/۹۹۹۶۵             |
| ۱۳          | ۵۰/۷۲۵۸              | ۲۷/۷۸۶۹۱             |
| ۱۴          | ۵۱/۳۶۶               | ۲۷/۷۲۲۹۸             |
| ۱۵          | ۵۱/۲۱۰۶              | ۲۷/۴۹۱۲۶             |
| ۱۶          | ۵۱/۰۵۶               | ۲۷/۴۹۱۲۶             |
| ۱۷          | ۵۲/۱۱۹۱              | ۲۷/۵۹۸۵              |
| ۱۸          | ۵۲/۳۲۴۷              | ۲۷/۱۵۷۱۱             |
| ۱۹          | ۵۲/۱۳۰۳              | ۲۶/۹۴۷               |

استفاده شد. ۲۱ ترکیب PAHs مورد ارزیابی قرار گرفت. لیست ترکیبات در جدول ۲ آورده شده است. درصد بازیابی نمونه‌ها با استفاده از استانداردهای بازیابی (ترکیبات دوتره) بین ۷۳ تا ۹۷ درصد محاسبه شد.

#### – ارزیابی خطر بوم‌شناختی

این مطالعه با استفاده از ادغام چندین مدل به تبیین مدلی ساده برای ارزیابی خطر رسوبات پرداخته است و در نهایت مدل معرفی شده برای ارزیابی رسوبات فراساحل خلیج فارس در بوشهر مورد استفاده قرار گرفته است. بدین منظور در گام اول سمیت، غلظت اثر غیرقابل مشاهده (Non-observed effects concentration) (NOEC) و حلالیت ترکیبات مدلسازی

شد. در گام دوم غلظت ترکیبات در آب میان بافتی به‌عنوان نماینده جزء در دسترس محاسبه شد. در نهایت شاخص‌های خطر برای منطقه مورد مطالعه محاسبه شد. به‌طور کلی این مدل، براساس مدل سمیت مخلوط PAHs با استفاده از مفهوم واحدهای سمی به ارزیابی خطر بوم‌شناختی می‌پردازد (۱۳). یک واحد سمی (TU) به‌عنوان نسبت غلظت در محیط به غلظت مؤثر (غلظت اثرگذار بر جانداران) در آن محیط تعریف می‌شود (۲۳). آزمون سمیت برای تمام ساختارهای PAHs انجام نشده است، چرا که به سبب الگوی فضایی و پیکربندی حلقه‌ها و همچنین امکان استخلاف‌دار شدن ترکیبات، تعداد زیادی از این ترکیبات در محیط ایجاد

برای محاسبه داده‌های غلظت اثر غیرقابل مشاهده (Non-observed effects concentration (NOEC)) نیز از مدل پیشنهادی آژانس حفاظت محیط زیست امریکا استفاده گردید.

#### – غلظت PAHs در آب میان بافتی

در این مطالعه برای محاسبه غلظت ترکیبات در آب میان بافتی از مدل تقسیم تعادلی روگز (۲۵) که توسط Swartz و همکاران برای ارزیابی خطر بوم‌شناختی PAHs در رسوبات معرفی گردید، استفاده شد. روش تقسیم تعادلی براساس نظریه توزیع ترمودینامیک است که بیان می‌دارد، غلظت PAHs بین آب میان بافتی و رسوبات بعد از یک دوره زمانی به تعادل می‌رسد. با توجه به اینکه مقادیری از PAHs می‌تواند به فاز آبی وارد شود (۲۶)؛ بنابراین خطر بوم‌شناختی این ترکیبات در رسوبات با ارزیابی مقدار وابسته آنها در آب مورد بررسی قرار می‌گیرد که به صورت زیر محاسبه می‌گردد (معادله ۲ و ۳). به طوری که  $K_p$  ضریب توزیع جامد – مایع،  $K_{oc}$  ضریب کربن آلی نرمال شده،  $X_{oc}$  محتوای کربن آلی در رسوب،  $C_s$  غلظت PAHs در رسوب و  $C_w$  مربوط به غلظت این ترکیبات در آب میان بافتی (هنگام برقراری تعادل) است. چنانچه محتوای کربن آلی کمتر از ۵ درصد باشد، از  $K_{oc}$  استفاده می‌شود (۱۳). مقادیر  $K_{oc}$  با استفاده از مقادیر حلالیت در آب طبق معادله ۴ به دست می‌آید. مقدار  $S$  برابر حلالیت ترکیب در آب (mg/L) است. مقادیر حلالیت با استفاده از نرم افزار T.E.S.T شبیه سازی شد.

$$K_p = K_{oc} \times X_{oc} \quad (۲)$$

$$C_w = C_s / K_p \quad (۳)$$

$$K_{oc} = 10^{(-0.55 \log(S) + 3.64)} \quad (۴)$$

خطر زیست محیطی PAHs بر مبنای غلظت معادل ترکیبات در آب میان بافتی محاسبه گردید (۲۷). غلظت اندازه گیری شده PAHs بر غلظت LC50 آن تقسیم شد تا واحد سمیت به دست آید و با جمع جبری واحدهای سمیت، مقدار سمیت برای کل ترکیبات محاسبه شد. مقدار سمیت کل به عنوان شاخص خطر مورد استفاده قرار گرفت.

می‌شوند. از این رو اغلب، مدل‌ها برای پیش‌بینی اثرات این ترکیبات استفاده می‌شوند (۱۴، ۲۴). به منظور تعیین سمیت ترکیبات می‌توان از دو مدل چربی هدف (target lipid model) و مدل فعالیت ساختاری ترکیب استفاده کرد (۲۴). در این مطالعه از روش کمی‌سازی فعالیت ساختاری (Quantitative Structure Activity Relationships (QSAR)) استفاده شده است. SARs مدل‌های ریاضی برای پیش‌بینی اندازه‌گیری سمیت هستند که در این مدل از ویژگی‌های فیزیکی ساختار مواد شیمیایی (که به عنوان توصیف کننده‌های مولکولی شناخته می‌شوند) استفاده می‌شود. مدل‌های ساده QSAR، سمیت مواد شیمیایی را با استفاده از یک تابع خطی و به وسیله توصیف کننده‌های مولکولی محاسبه می‌کنند. این مدل‌سازی‌ها با استفاده از نرم افزار T.E.S.T برای سه گونه شامل یک نوع دافنی (*Daphna manga*)، یک گونه ماهی از خانواده کپور ماهیان (*Pimephales promelas*) و یک مژه‌دار آب شیرین (*tetrahymena pyriformis*) انجام پذیرفت. داده‌های سمیت حاد برای گونه‌ها از پایگاه داده AQUIRE ECOTOX ([www.epa.gov/ecotox](http://www.epa.gov/ecotox)) استخراج گردید. با توجه به داده‌های در دسترس و نتایج مدل‌سازی، گونه کپور ماهی به عنوان گونه شاخص برای محاسبات بعدی مورد استفاده قرار گرفت، چرا که داده‌های آزمایشگاهی مربوط به این گونه در ارتباط با مواجهه با آلاینده‌ها در زمان طولانی‌تر موجود بود. غلظت بدون اثر پیش بینی شده (Predicted No-Effect Concentration (PNEC))، عبارت است از غلظت یک ماده در هر محیط به طوری که به احتمال زیاد، عوارض جانبی کوتاه مدت یا بلند مدت برای موجودات آن محیط رخ ندهد. PNEC معمولاً از تقسیم مقدار دز سمی ( $LC_{50}$ ) حساس‌ترین گونه بر یک عامل ارزیابی محاسبه می‌گردد. عامل ارزیابی برای آب‌های شیرین برابر ۱۰ است. اگر داده‌های کافی برای سمیت ترکیبات برای بوم‌سازگان‌های دریایی وجود نداشته باشد، برای محاسبه غلظت PNEC می‌توان از معادله ۱ استفاده کرد:

$$(۱) \quad 10 / \text{آب شیرین} - \text{PNEC} = \text{سیستم دریایی} - \text{PNEC}$$

## - آزمون آماری

همبستگی میان داده‌های مدل‌سازی شده و داده‌های موجود بررسی شد. تحلیل واریانس یک طرفه (ANOVA) به منظور مقایسه میان سمیت ایستگاه‌ها در خطوط عمود بر ساحل و فاصله از ساحل انجام پذیرفت. آنالیزهای آماری با استفاده از نرم SPSS,21 انجام گرفت. تمام آنالیزهای آماری در سطح معنی‌داری ۰/۰۵ بررسی شد.

## یافته‌ها

مقادیر حلالیت،  $\log Kow$  و به تبع آن سمیت برای ترکیبات مورد مطالعه مدل‌سازی شد و نتایج در جدول ۲ آورده شده است. به منظور بررسی صحت مدل‌سازی، مقادیر پیش‌بینی شده با مقادیر گزارش شده برای آن دسته از ترکیباتی که در پایگاه داده AQUIRE ECOTOX و USEPA موجود بود، مقایسه شد. مقدار همبستگی پیرسون بین داده‌های پیش‌بینی

شده و مدل‌سازی شده بیش از ۰/۹۳ محاسبه شد. مدل سمیت با استفاده از پارامترهای مدل‌سازی شده برای رسوبات فراساحل خلیج فارس به کاربرده شد. مقادیر میانگین سمیت محاسبه شده برای هر ترکیب در رسوبات منطقه در جدول ۲ آورده شده است. مقادیر سمیت PAHs برای ایستگاه‌های مختلف با جمع جبری واحدهای سمیت، محاسبه شد. مقادیر سمیت کل به‌عنوان شاخص خطر برای PAHs در ایستگاه‌های مورد مطالعه در جدول ۳ آورده شده است. شاخص خطر با جمع جبری مقادیر سمیت ترکیبات هدف به‌دست می‌آید. شاخص خطر برای ترکیبات با اولویت پایش، ترکیبات با وزن مولکولی پایین و بالا و کل ترکیبات محاسبه شده و در جدول ۳ نشان داده شده است. همچنین سمیت کل به‌عنوان شاخص خطر برای هر ایستگاه در شکل ۱ نمایش داده شده است. در نمودار ۱ تغییرات شاخص خطر در خطوط عمود بر ساحل آورده شده است.

جدول ۲- مقادیر مدل‌سازی شده حلالیت در آب،  $\log Kow$  و سمیت برای گونه کپور ماهی *Pimephales promelas* برای ۲۱ PAHs و مقادیر میانگین سمیت هر ترکیب در رسوبات خلیج فارس

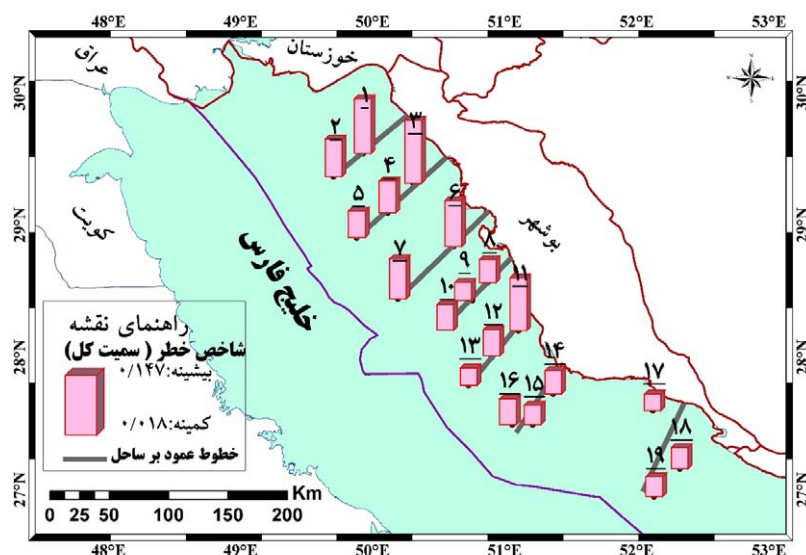
| ترکیبات                | حلالیت در آب<br>mg/L | $\log Kow$ | مقدار سمیت LC50 مدل‌سازی<br>شده برای گونه کپور ماهی<br>(mg/L) | میانگین سمیت* | دامنه سمیت* | میانگین درصد<br>سمیت |
|------------------------|----------------------|------------|---------------------------------------------------------------|---------------|-------------|----------------------|
| Naphthalene            | ۳۸/۵۳                | ۲/۷۶۷۸     | ۷/۲۷                                                          | ۵/۷۳(۰/۹۸)    | ۱/۰۶-۴/۷۸   | ۵/۷۳(۲/۵۲)           |
| Coronene               | ۲/۹۲                 | ۳/۳۸۴۰     | ۰/۰۹۶۲                                                        | ۰/۰۶(۰/۰۵)    | ۰/۰۱-۰/۲۶   | ۰/۱۵(۰/۱۴)           |
| Dibenzo[a]pyrene       | ۷/۹۵                 | ۳/۱۴۴۸     | ۰/۱۹                                                          | ۰/۰۲(۰/۰۱)    | ۰-۰/۰۶      | ۰/۰۴(۰/۰۳)           |
| Acenaphthene           | ۱/۷۱                 | ۳/۵۱۱۹     | ۲/۲۶                                                          | ۰/۲۴(۰/۱۶)    | ۰/۰۷-۰/۶۶   | ۰/۶۳(۰/۴۱)           |
| Dibenzo[ai]pyrene      | ۰/۵                  | ۳/۸۰۵۶     | ۰/۱۸                                                          | ۰/۶۹(۰/۳۳)    | ۰/۳۸-۱/۷۱   | ۱/۷۷(۰/۸۵)           |
| Acenaphthylene         | ۰/۳۵                 | ۳/۸۹۰۸     | ۰/۴                                                           | ۰/۳۳(۰/۲۴)    | ۰/۱۴-۱/۲    | ۰/۸۵(۰/۶۲)           |
| Fluorene               | ۰/۱۴                 | ۴/۱۰۹۶     | ۲/۰۳                                                          | ۰/۷۹(۰/۳)     | ۰/۳۸-۱/۳۹   | ۲/۰۴(۰/۷۷)           |
| Dibenz[a,h]anthracene  | ۰/۰۲۰۸               | ۴/۵۶۵۱     | ۰/۰۳۴۴                                                        | ۱/۹۶(۰/۱)     | ۰/۹۷-۳/۱    | ۵/۰۴(۱/۵۳)           |
| Perylene               | ۰/۰۱۰۸               | ۴/۷۲۱۶     | ۰/۰۳۳۳                                                        | ۰/۸۵(۰/۵۸)    | ۰/۳-۲/۳۲    | ۲/۱۸(۱/۴۸)           |
| Anthracene             | ۰/۰۱۲۸               | ۴/۶۸۱۰     | ۰/۶                                                           | ۲/۸(۱/۸۱)     | ۱/۲۲-۷/۲۵   | ۷/۱۹(۴/۶۵)           |
| Benzo[a]pyrene         | ۰/۰۰۲۲               | ۵/۱۰۱۷     | ۰/۰۵۴۷                                                        | ۵/۳۲(۳/۲۸)    | ۲/۵۸-۱۵/۰۵  | ۱۳/۶۶(۸/۴۳)          |
| Phenanthrene           | ۰/۰۰۱۷               | ۵/۱۶۱۹     | ۰/۷                                                           | ۳/۰۸(۲/۸۱)    | ۰/۸۳-۱۰/۸۴  | ۷/۹۱(۷/۲۸)           |
| Benzo[a]anthracene     | ۰/۰۰۲۵               | ۵/۰۶۷۳     | ۰/۰۹۴                                                         | ۳/۷۶(۳/۲۱)    | ۱/۶۷-۱۶/۰۵  | ۹/۶۶(۸/۲۵)           |
| Fluoranthene           | ۰/۰۰۱۸               | ۵/۱۵۲۳     | ۰/۲۸                                                          | ۱/۲۴(۰/۹۱)    | ۰/۳۹-۳/۳۱   | ۳/۱۹(۲/۳۳)           |
| Benzo[g,h,i]perylene   | ۰/۰۰۱۹               | ۵/۱۴۰۵     | ۰/۰۵۴۸                                                        | ۱/۲۹(۱/۳۵)    | ۰/۴۲-۶/۴۹   | ۳/۳۲(۳/۴۶)           |
| Pyrene                 | ۰/۰۰۰۳               | ۵/۵۶۰۷     | ۰/۱۵                                                          | ۶/۹۶(۷/۰۸)    | ۲/۷۳-۳۲/۲۷  | ۱۷/۸۷(۱۸/۱۹)         |
| Chrysene               | ۰/۰۰۱۳               | ۵/۲۳۴۸     | ۰/۰۵۶۸                                                        | ۲/۶۳(۳/۷۳)    | ۰/۳۵-۱۳/۶۰  | ۶/۷۴(۹/۵۹)           |
| Indeno[1,2,3-cd]pyrene | ۰/۰۰۰۸               | ۵/۳۳۶۵     | ۰/۰۱۹۷                                                        | ۳/۹۸(۴/۸۹)    | ۱/۶۳-۲۳/۱۷  | ۱۰/۲۱(۱۲/۵۶)         |
| Benzo[e]pyrene         | ۰/۰۰۲۷               | ۵/۰۵۷۲     | ۰/۰۴۳۶                                                        | ۰/۴۱(۱/۰۷)    | ۰/۰۳-۴/۷۸   | ۱/۰۵(۲/۷۵)           |
| Benzo[k]fluoranthene   | ۰/۰۰۰۳               | ۵/۵۹۱۵     | ۰/۰۲۲۹                                                        | ۰/۱۷(۰/۲۳)    | ۰-۰/۸۴      | ۰/۴۲(۰/۵۹)           |
| Benzo[b]fluoranthene   | ۰/۰۰۰۳               | ۵/۵۹۶۶     | ۰/۰۲۷۳                                                        | ۰/۱۴(۰/۴۲)    | ۰-۱/۸۵      | ۰/۳۶(۱/۰۷)           |

\* اعداد میانگین سمیت و دامنه سمیت ضریب  $10^{-3}$  هستند. اعداد داخل پرانتز در جدول نشان‌دهنده انحراف معیار میانگین است.

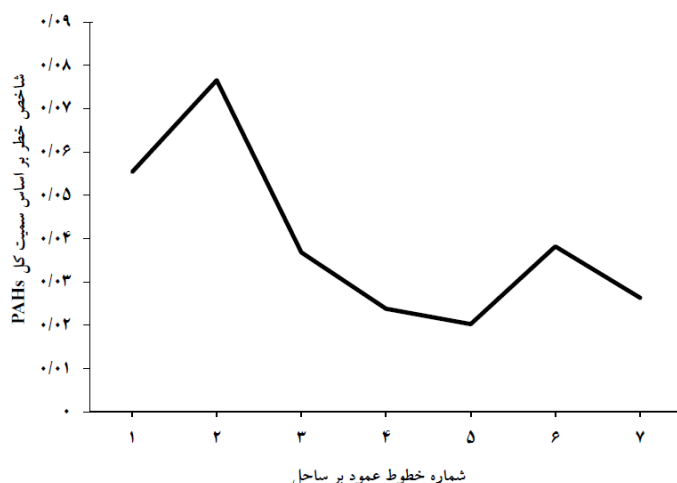
جدول ۳- مقادیر سمیت کل PAHs رسوبات (شاخص خطر) در ۱۹ ایستگاه‌های مورد مطالعه برای ۱۶ ترکیب با اولویت پایش،

۲۱ ترکیب و ترکیبات با وزن مولکولی پایین و بالا

| ایستگاه | شاخص خطر (۱۶ ترکیب<br>اولویت‌دار PAHs) | شاخص خطر (۲۱ ترکیب<br>اولویت‌دار PAHs) | شاخص خطر (ترکیبات با<br>وزن مولکولی پایین<br>PAHs) | شاخص خطر (ترکیبات با<br>وزن مولکولی بالا PAHs) |
|---------|----------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------------------|------------------------------------------------|
| ۱       | ۰/۰۷۴                                  | ۰/۰۸۱                                  | ۰/۰۰۳                                              | ۰/۰۷۱                                          |
| ۲       | ۰/۰۲۴                                  | ۰/۰۳۰                                  | ۰/۰۰۳                                              | ۰/۰۲۱                                          |
| ۳       | ۰/۰۴۲                                  | ۰/۰۴۹                                  | ۰/۰۰۳                                              | ۰/۰۳۹                                          |
| ۴       | ۰/۱۱۰                                  | ۰/۱۴۰                                  | ۰/۰۰۶                                              | ۰/۱۱۱                                          |
| ۵       | ۰/۰۳۰                                  | ۰/۰۳۴                                  | ۰/۰۰۶                                              | ۰/۰۲۴                                          |
| ۶       | ۰/۰۲۳                                  | ۰/۰۲۷                                  | ۰/۰۰۳                                              | ۰/۰۲۰                                          |
| ۷       | ۰/۰۴۰                                  | ۰/۰۴۷                                  | ۰/۰۰۶                                              | ۰/۰۳۴                                          |
| ۸       | ۰/۰۱۹                                  | ۰/۰۲۲                                  | ۰/۰۰۴                                              | ۰/۰۱۵                                          |
| ۹       | ۰/۰۱۸                                  | ۰/۰۲۰                                  | ۰/۰۰۴                                              | ۰/۰۱۵                                          |
| ۱۰      | ۰/۰۲۵                                  | ۰/۰۲۹                                  | ۰/۰۰۴                                              | ۰/۰۲۲                                          |
| ۱۱      | ۰/۰۲۰                                  | ۰/۰۲۳                                  | ۰/۰۰۵                                              | ۰/۰۱۵                                          |
| ۱۲      | ۰/۰۱۵                                  | ۰/۰۱۸                                  | ۰/۰۰۳                                              | ۰/۰۱۲                                          |
| ۱۳      | ۰/۰۱۷                                  | ۰/۰۱۹                                  | ۰/۰۰۳                                              | ۰/۰۱۴                                          |
| ۱۴      | ۰/۰۲۲                                  | ۰/۰۲۶                                  | ۰/۰۰۳                                              | ۰/۰۱۹                                          |
| ۱۵      | ۰/۰۵۳                                  | ۰/۰۵۹                                  | ۰/۰۰۴                                              | ۰/۰۴۹                                          |
| ۱۶      | ۰/۰۲۵                                  | ۰/۰۲۹                                  | ۰/۰۰۲                                              | ۰/۰۲۲                                          |
| ۱۷      | ۰/۰۲۱                                  | ۰/۰۲۵                                  | ۰/۰۰۲                                              | ۰/۰۱۹                                          |
| ۱۸      | ۰/۰۱۹                                  | ۰/۰۲۳                                  | ۰/۰۰۲                                              | ۰/۰۱۷                                          |
| ۱۹      | ۰/۰۲                                   | ۰/۰۳۲                                  | ۰/۰۰۳                                              | ۰/۰۲۳                                          |



شکل ۱- شاخص خطر براساس سمیت کل برای ۲۱ ترکیب PAHs در ایستگاه‌های مورد مطالعه



نمودار ۱- تغییرات میانگین شاخص خطر PAHs در رسوبات در خطوط عمود بر ساحل منطقه بوشهر

## بحث

همانطور که در جدول ۱ مشاهده می‌شود، حلالیت با افزایش وزن مولکولی رابطه معکوس دارد. به‌طور کلی نتایج مدل‌سازی بیشترین مقدار سمیت محاسبه شده را به ترتیب برای Benzo[b]fluoranthene, Indeno[cd]pyrene و Benzo[e]pyrene و Benzo[g,h,i]perylene نشان داد. این چهار ترکیب بیش از ۵۰ درصد از مقدار شاخص خطر را به خود اختصاص می‌دهند. نتایج حاصل با مطالعات Swartz و همکاران (۱۹۹۵) به میزان زیادی مطابقت دارد (۱۳). از دلایل تفاوت در نتایج نیز می‌توان به تعداد ترکیب مورد مطالعه اشاره نمود به‌طوری‌که در مطالعه Swartz و همکاران ۱۳ ترکیب PAHs و در این مطالعه ۲۱ ترکیب مورد مطالعه قرار گرفته است. همچنین Neff و همکاران نیز بیشترین سمیت را مربوط به ترکیبات با وزن مولکولی بالا به‌دست آوردند (۱۴). لازم به ذکر است که Benzo[e]pyrene جزو ترکیبات اولویت‌دار پایش سازمان حفاظت محیط‌زیست امریکا معرفی نشده است، اما چهارمین رتبه در تعیین سمیت کل را به خود اختصاص داد که این امر لزوم بازنگری لیست ترکیبات دارای اولویت پایش را نشان می‌دهد (۲۸).

مقدار بیشینه و کمینه سمیت کل به‌عنوان شاخص خطر برای رسوبات به ترتیب معادل ۰/۱۸ و ۰/۱۴۷ محاسبه گردید

(جدول ۳). مقادیر سمیت کل مخلوط به معنای حداکثر سمیت ممکن ترکیبات در بوم‌سازگان است (۱۳). نتایج نشان می‌دهند که به‌طور میانگین ۲۰ درصد سمیت رسوبات مربوط به PAHs با وزن مولکولی پایین و ۸۰ درصد مربوط به ترکیبات با وزن مولکولی بالا است (جدول ۳). همان‌طور که در شکل ۱ نشان داده شده است مقادیر سمیت با دور شدن از ساحل کم شده است. همچنین مقدار سمیت از شرق به سمت غرب در حال افزایش است (نمودار ۱).

Ozretich و همکاران بیان می‌دارند که مقدار سمیت کل محاسبه شده بالاتر از ۱، اثرات حاد بر روی بوم‌سازگان منطقه دارد (۲۹). کمترین اثر قابل مشاهده سمیت مزمن برای موجودات آب شیرین معادل ۰/۱۴ محاسبه گردید. این رقم برای اکوسیستم‌های آب شور ۱۰ برابر کمتر است. در تمام ایستگاه‌های مورد پایش، مقدار سمیت کل محاسبه شده ترکیبات PAHs بیش از مقدار ۰/۱۴ و کمتر یا مساوی مقدار ۰/۱۴ است. بنابراین PAHs موجود در رسوبات هرچند نگرانی عمده‌ای را در این منطقه ایجاد نمی‌کنند، اما ممکن است در سطوح مختلف زیر حد کشندگی (جهش‌زایی، تغییر رفتاری، استرس اکسیداتیو و ...) بر موجودات کفزی اثرگذار باشند (۲۹). غلظت ترکیبات با غلظت محدوده اثرات کم (ERL) و محدوده اثرات میانه (ERM) برای کل PAHs نیز نتایج حاصل از سمیت کل را تایید می‌کند. غلظت محدوده

فارس در منطقه بوشهر با آلودگی پایین، مشخص شده‌اند (۳۳).  
de Mora و همکاران (۲۰۱۰) به این نتیجه رسیدند که براساس  
ارزیابی رسوبات، دوکفه‌ای‌ها و ماهی‌ها در مناطق مختلف منطقه  
راپمی، این منطقه از نظر ترکیبات PAHs غیرآلوده است (۳۴).

### نتیجه‌گیری

واضح است که بررسی اثرات کل ترکیبات PAHs نسبت به  
اثرات مستقل هر ترکیب مهمتر است؛ بنابراین نیاز به مدل‌های  
ارزیابی خطر به منظور نگرشی جامع به آلاینده‌های یک منطقه  
ضروری است. در این تحقیق با استفاده از رویکرد مدل سمیت  
به معرفی یک مدل ساده برای ارزیابی خطر، پرداخته شد.  
در این مدل می‌توان با توجه به معادلات تعادلی و محاسبه  
غلظت ترکیبات در آب میان بافتی و استفاده از داده‌های  
سمیت ترکیبات به ارزیابی خطر کل ترکیبات اندازه‌گیری شده،  
پرداخت. این مدل با توجه به دخیل نمودن تمام ترکیبات در  
ارزیابی خطر و همچنین محاسبه مقدار غلظت در دسترس  
بودن ترکیبات با استفاده از مفهوم میان بافتی نسبت به  
مدل‌هایی همچون واحد معادل سمیت بسیار کارا تر است. از  
محدودیت‌های این روش می‌توان به محدود بودن آزمایشات  
مرتبط با سمیت ترکیبات و بالاخص ترکیبات به‌صورت مخلوط  
اشاره کرد. با به‌کارگیری مدل ارزیابی خطر برای رسوبات ساحل  
ایرانی خلیج فارس در محدوده استان بوشهر از نظر ۲۱ ترکیب  
غیر استخلافی PAHs، این منطقه در محدوده کم خطر قرار  
گرفت. مطالعه حاضر نشان می‌دهد که اثر آلاینده‌های خشکی  
و میادین نفتی بر محدوده مطالعه بسیار زیاد است و برای  
مدیریت آلودگی منطقه از نظر ترکیبات PAHs باید بیشتر به  
مدیریت رواناب‌های سواحل، اسکله‌ها و تاسیسات نفتی و گازی  
واقع در ساحل پرداخته شود. باید توجه داشت که رسوبات  
منطقه تنها از نظر ۲۱ ترکیب PAHs بررسی شده است و  
محاسبه ارزیابی خطر اکولوژیک در این مطالعه محدود به این  
ترکیبات بوده است؛ بنابراین برای جلوگیری از سوء تفسیر باید  
بیان داشت که هر چند رسوبات به نظر می‌رسد که خطر پائینی  
از نظر ترکیبات غیراستخلافی PAHs اندازه‌گیری شده برای

اثرات کم (ERL)، غلظتی از آلاینده است که احتمال اثر آلاینده  
بر موجودات کفزی بسیار پایین است؛ اما غلظت اثر میانه نشان  
دهنده آن است که غلظت آلاینده بالاتر از آن احتمال سمیت  
برای موجودات بالا است (۳۰) که رسوبات مورد مطالعه همگی  
غلظت کمتر از اثرات کم را داشتند. لازم به ذکر است هر چند  
که مقایسه با استانداردهایی همچون غلظت محدوده اثرات کم و  
میانه روشی ساده برای ارزیابی سریع منطقه است، اما این مقادیر  
برای تمام ترکیبات ارائه نشده‌اند؛ بنابراین استفاده از مدل‌های  
ارزیابی خطر برای تعیین سمیت کل ترکیبات ضروری است.

مطالعات آماری تحلیل واریانس یک طرفه (ANOVA) تفاوت  
معنی‌داری را میان ایستگاه‌ها در خطوط عمود بر ساحل‌ها و  
فاصله از ساحل از نظر سمیت کل نشان ندادند. با این وجود،  
در خط عمود بر ساحل ۲ (شامل ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵) و خط  
عمود بر ساحل ۶ (شامل ایستگاه‌های ۱۴، ۱۵ و ۱۶) افزایش  
بیشتری نسب به خط‌های عمود بر ساحل دو طرف خود به  
نمایش می‌گذارد. خط عمود بر ساحل ۲ نزدیکی جزیره خارک  
و میدان نفتی دورود واقع شده است. میدان نفتی کوه «مند» در  
استان بوشهر به‌عنوان بزرگ‌ترین میدان خشکی نفت سنگین  
جهان است که در حوزه خشکی خط عمود بر ساحل شماره ۶  
قرار دارد. همچنین میدان گازی پارس شمالی در سمت شرق  
منطقه قرار دارد که با توجه به جریان شرق به غرب جریان در  
قسمت شمالی خلیج فارس ممکن است آلودگی‌های این میدان  
نیز به این خط عمود بر ساحل برسد. با توجه به اینکه به سمت  
دریا از مقدار سمیت کاسته می‌شود؛ آلودگی ناشی از خشکی و  
منطقه نفتی کوه مند بسیار محتمل‌تر است.

Mirza و همکاران در سال ۲۰۱۲ به مطالعه رسوبات ساحلی  
بوشهر (۳۱) و Tolosa همکاران در سال ۲۰۰۵ به مطالعه سواحل  
جنوبی خلیج فارس (۳۲) از نظر ترکیبات PAHs، پرداخته‌اند و  
میزان آلودگی رسوبات را کم ارزیابی نمودند. در مطالعه حاضر  
نیز شاخص خطر رسوبات در منطقه فراساحل، کم ارزیابی شد. با  
توجه به اینکه منطقه فراساحل از آلودگی‌های شهری و صنعتی  
فاصله دارد؛ نتایج حاصل در این مطالعه با نتایج ایشان مطابقت  
دارد. همچنین در گزارش راپمی (۲۰۰۶) رسوبات فراساحل خلیج

## تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از طرح تحقیقاتی با عنوان "تعیین توزیع و منشأ مشتقات اکسیژنه هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در رسوبات سطحی بخش ایرانی خلیج فارس" مصوب صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور در سال ۱۳۹۶ با کد ۹۶۰۰۴۴۶۰ اجرا شده است.

## References

1. Lee B-C, Shimizu Y, Matsuda T, Matsui S. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in different size fractions in deposited road particles (DRPs) from Lake Biwa area, Japan. *Environmental Science & Technology*. 2005;39(19):7402-409.
2. Feng J, Hu P, Li X, Liu S, Sun J. Ecological and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface water from middle and lower reaches of the Yellow River. *Polycyclic Aromatic Compounds*. 2016;36(5):656-70.
3. Chen B, Xuan X, Zhu L, Wang J, Gao Y, Yang K, et al. Distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface waters, sediments and soils of Hangzhou City, China. *Water Research*. 2004;38(16):3558-68.
4. Lundstedt S. Analysis of PAHs and their transformations products in contaminated soil and remedial processes [dissertation]. Umeå, Sweden: Umeå University; 2003.
5. Keith LH. The source of US EPA's sixteen PAH priority pollutants. *Polycyclic Aromatic Compounds*. 2015;35(2-4):147-60.
6. Chiou CT, McGroddy SE, Kile DE. Partition characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons on soils and sediments. *Environmental Science & Technology*. 1998;32(2):264-69.
7. Batu V. Applied Flow and Solute Transport Modeling in Aquifers: Fundamental Principles and Analytical and Numerical Methods. Boca Raton: CRC Press; 2005.
8. Kannan K, Johnson-Restrepo B, Yohn SS, Giesy JP, Long DT. Spatial and Temporal Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from Michigan Inland Lakes. *Environmental Science & Technology*. 2005;39(13):4700-706.

موجودات زنده منطقه داشته باشند ولی از نظر دیگر آلاینده‌ها نمی‌توان قضاوتی نمود.

## ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند.

9. Hope BK. An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International*. 2006;32(8):983-95.
10. Azimi Yancheshmeh R, Riyahi Bakhtiari AR, Mor-tazavi S. Ecological risk assessment of polycyclic aromatic compounds in the surface sediments of Anzali Wetland in 2010. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2014;7(2):157-70 (in Persian).
11. Mousavi S, Shakeri A, Nakhaei M. Contamination, source apportionment and health risk assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in soils of Bandar Abbas county central district. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2017;10(2):271-80 (in Persian).
12. MacDonald DD, Dipinto LM, Field J, Ingersoll CG, Lvong ER, Swartz RC. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 2000;19(5):1403-13.
13. Swartz RC, Schults DW, Ozretich RJ, Lamberson JO, Cole FA, Ferraro SP, et al. ΣPAH: A Model to predict the toxicity of polynuclear aromatic hydrocarbon mixtures in field-collected sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1995;14(11):1977-87.
14. Neff JM, Stout SA, Gunster DG. Ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments: identifying sources and ecological hazard. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2005;1(1):22-33.
15. Di Toro DM, McGrath JA, Hansen DJ. Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. I. Water and tissue. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2000;19(8):1951-

- 70.
16. Kuzmanović M, López-Doval JC, De Castro-Català N, Guasch H, Petrović M, Muñoz I, et al. Ecotoxicological risk assessment of chemical pollution in four Iberian river basins and its relationship with the aquatic macroinvertebrate community status. *Science of the Total Environment*. 2016;540:324-33.
17. Lécivain N, Aurenche V, Cottin N, Frossard V, Clément B. Multi-contamination (heavy metals, polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons) of littoral sediments and the associated ecological risk assessment in a large lake in France (Lake Bourget). *Science of The Total Environment*. 2018;619:854-65.
18. Saeed T, Ali LN, Al-Bloushi A, Al-Hashash H, Al-Bahloul M, Al-Khabbaz A, et al. Effect of environmental factors on photodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the water-soluble fraction of Kuwait crude oil in seawater. *Marine Environmental Research*. 2011;72(3):143-50.
19. Cordesman AH. Iran, oil, and the Strait of Hormuz. Washington DC: Center for Strategic and International Studies; 2007.
20. Brewer PG, Dyrssen D. Chemical oceanography of the Persian Gulf. *Progress in Oceanography*. 1985;14:41-55.
21. Kersten M, Smedes F. Normalization procedures for sediment contaminants in spatial and temporal trend monitoring. *Journal of Environmental Monitoring*. 2002;4(1):109-15.
22. Vazquez-Roig P, Picó Y. Pressurized liquid extraction of organic contaminants in environmental and food samples. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2015;71:55-64.
23. Sprague J, Ramsay BA. Lethal levels of mixed copper–zinc solutions for juvenile salmon. *Journal of the Fisheries Board of Canada*. 1965;22(2):425-32.
24. Bragin GE, Parkerton TF, Redman AD, Letinksi DJ, Butler JD, Paumen ML, et al. Chronic toxicity of selected polycyclic aromatic hydrocarbons to algae and crustaceans using passive dosing. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2016;35(12):2948-57.
25. Rogers HR. Assessment of PAH contamination in estuarine sediments using the equilibrium partitioning–toxic unit approach. *Science of the Total Environment*. 2002;290(1-3):139-55.
26. Adams WJ, Kimerle RA, Barnett Jr JW. Sediment quality and aquatic life assessment. *Environmental Science & Technology*. 1992;26(10):1864-75.
27. Bowling J, Leversee G, Landrum P, Giesy J. Acute mortality of anthracene-contaminated fish exposed to sunlight. *Aquatic Toxicology*. 1983;3(1):79-90.
28. Andersson JT, Achten C. Time to say goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an up-to-date use of PACs for environmental purposes. *Polycyclic Aromatic Compounds*. 2015;35(2-4):330-54.
29. Ozretich RJ, Ferraro SP, Lamberson JO, Cole FA. Test of  $\Sigma$  polycyclic aromatic hydrocarbon model at a creosote-contaminated site, Elliott Bay, Washington, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2000;19(9):2378-89.
30. Long ER, Macdonald DD, Smith SL, Calder FD. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*. 1995;19(1):81-97.
31. Mirza R, Mohammadi M, Sohrab AD, Safahieh A, Savari A, Hajeb P. Polycyclic aromatic hydrocarbons in seawater, sediment, and rock oyster *Saccostrea cucullata* from the northern part of the Persian Gulf (Bushehr Province). *Water, Air, & Soil Pollution*. 2012;223(1):189-98.
32. Tolosa I, De Mora SJ, Fowler SW, Villeneuve J-P, Bartocci J, Cattini C. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in marine biota and coastal sediments from the Gulf and the Gulf of Oman. *Marine Pollution Bulletin*. 2005;50(12):1619-33.
33. ROPME. State of the marine environment report. Kuwait: Regional Organization for the Protection of the Marine Environment; 2013.
34. de Mora S, Tolosa I, Fowler SW, Villeneuve J-P, Cassi R, Cattini C. Distribution of petroleum hydrocarbons and organochlorinated contaminants in marine biota and coastal sediments from the ROPME Sea Area during 2005. *Marine Pollution Bulletin*. 2010;60(12):2323-49.



Available online: <http://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



## Ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Persian Gulf surface sediments, Bushehr

F Bateni\*, A Mehdinia, M Seyed Hashtroudi

Department of Marine Living Science, Marine Science Research Center, Iranian National Institute for Oceanography and Atmospheric Science, Tehran, Iran

### ARTICLE INFORMATION:

**Received:** 31 October 2018

**Revised:** 22 January 2019

**Accepted:** 27 January 2019

**Published:** 12 March 2019

**Keywords:** Ecological risk assessment, Persian Gulf, Polycyclic aromatic hydrocarbons, Surface sediments

### \*Corresponding Author:

fa\_bateni@yahoo.com

### ABSTRACT

**Background and Objective:** This study conducted to assess ecological risk of an important group of pollutants called polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in offshore sediment of the Persian Gulf deposits in Bushehr province. The aim of this study was to model the toxicity of PAHs for aquatic organisms in the study area.

**Materials and Methods:** In the first step of the applied risk assessment model in this study, the unit of toxicity for each PAH and solubility were calculated by Quantitative Structure-Activity Relationships (QSAR) model. In the second step, the pore water concentration of all compounds in sediment was calculated as an available fraction. Finally, the proposed model was used to evaluate the offshore sediments of the Persian Gulf. Sediments in 19 stations and 7 transects were studied to assess the ecological risk of 21 PAHs. The extraction and clean up method was based on pressurized liquid extraction (PLE) with packed clean up cell. Compounds were analyzed by GC-MS.

**Results:** The toxicity and solubility of PAHs were modeled. The Pearson correlation for the predicted and measured data was more than 0.93. The amount of total toxicity was introduced as a risk index. The maximum and minimum total toxicity values for the sediments were found as 0.018 and 0.147, respectively. The results from this study indicated that although the concentration of PAHs in the sediments may not cause significant concern in the study area, they may affect benthic organism at the sub-lethal levels. According to the applied risk assessment model for 21 unsubstituted PAHs, the offshore sediments of Bushehr are in low-risk range.

**Conclusion:** The result of this study indicated a low risk of the sediments. The hazard index decreased as the distance from coastal and oil and gas industry increased, indicating the high impact of anthropogenic activities on the contamination of the study area.

Please cite this article as: Bateni F, Mehdinia A, Seyed Hashtroudi M. Ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Persian Gulf surface sediments, Bushehr. Iranian Journal of Health and Environment. 2019;11(4):563-74.