ORIGINAL ARTICLE

Toxicity and Origins of PAHs in Sediments of Shadegan Wetland, in Khuzestan Province, Iran

Akram Bemanikharanagh[1],
Alireza Riahi Bakhtiari[2],
Jahangard Mohammadi[3],
Ruhollah Taghizadeh-Mehrjardi[4]

[1] PhD Student in Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, Noor, Iran
[2] Associate Professor, Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, Noor, Iran
[3] Associate Professor, Department of Soil Science, College of Agriculture, Shahrekord University, Shahrekord, Iran
[4] Assistant Professor, Department of Environmental Sciences, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Ardakan, Yazd, Iran

(Received October 25, 2016 ; Accepted January 22, 2017)

Abstract

Background and purpose: Shadegan wetland as the largest wetland in Iran is constantly exposed to hydrocarbons entering through the main entrance of the lagoon including Jarahi River, outbursts of seasonal rivers from upstream, Persian Gulf tides from downstream, atmospheric deposition, and possible leaks from oil pipelines. The aim of this study was to investigate toxicity and identifying the sources and spatial distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) in surface sediments of the study area for its appropriate management.

Materials and methods: Sediment samples were collected (in 2015) from 202 stations at the top 5 cm of the sediment according to a systematic-random sampling design. The concentrations of PAHs were analyzed by GC–MS.

Results: The total PAHs (sum of 30 PAH compounds) ranged from 593.74 to 53393.86 ng/g dw. The results of diagnostic ratios indicated that the study area was highly contaminated by petrogenic hydrocarbon sources. The concentrations of PAHs in this research were substantially higher than those found in many other aquatic systems and significantly more than current sediment quality criteria (ERL).

Conclusion: High levels of petrogenic contamination were found in sediments of Shadegan wetland. A vast majority of the study area (90%) is subjected to chronic pollution of oil contaminants that could adversely affect benthic biota.

Keywords: toxicity, ERL, petrogenic, PAH, Shadegan wetland

J Mazandaran Univ Med Sci 2017; 26 (145): 304-317 (Persian).

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

پژوهشی

مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران
دوره بیست و ششم شماره ۱۴۵ بهمن سال ۱۳۹۵ (۳۱۷-۳۰۴)

ارزیابی سمیت و تعیین منشا ترکیبات (و الگوی پراکنش هیدروکربن های آروماتیک چندحلقه ای) PAH در رسوبات سطحی تالاب شادگان، استان خوزستان

اکرم بمانی خرانق[۱]
علیرضا ریاحی بختیاری[۲]
جهانگرد محمدی[۳]
روح الله تقی زاده مهرجردی[۴]

چکیده

سابقه و هدف: تالاب شادگان به عنوان بزرگترین تالاب ایران همواره در معرض ورود هیدروکربن‌ها از طریق ورودی‌های اصلی تالاب شامل رودخانه جراحی، طغیان‌های فصلی رودخانه‌ها از بالادست، جزرومدهای خلیج فارس از پایین دست، ته نشست اتمسفری و نشت احتمالی از خطوط انتقال نفت می باشد. با توجه به اهمیت، گستردگی تالاب و تعدد منابع انتشار هیدروکربن‌ها در آن، هدف از این مطالعه ارزیابی سمیت و تعیین منشا هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای(PAH) در رسوبات سطحی منطقه برای مدیریت صحیح می باشد.

مواد و روش‌ها: به منظور تعیین غلظت ترکیبات PAH، نمونه‌های رسوب سطحی در عمق ۵-۰ سانتی متری از بستر تالاب در ۲۰۲ نقطه به روش سیستماتیک تصادفی از منطقه مطالعاتی در سال ۱۳۹۴ برداشت شدند. آنالیز ترکیبات PAH با استفاده از دستگاه گروماتوگرافی گازی با طیف سنج جرمی (GC–MS) انجام شد.

یافته‌ها: غلظت کلی ترکیباتPAH در رسوبات سطحی تالاب ۵۹۳/۷۴ تا ۵۳۳۹۳/۸۶ نانوگرم برگرم وزن خشک تعیین گردید. نتایج حاصل از نسبت‌های تشخیصی نشان داد که منطقه مطالعاتی به شدت توسط منابع پتروژنیک آلوده شده است. در مطالعه حاضر مقدار Total PAHs به مراتب بالاتر از غلظت‌های ترکیبات PAH در رسوبات سطحی بسیاری از مناطق گزارش شده از اقصی نقاط دنیاست و به میزان قابل توجهی بالاتر از میزان ERL از لحاظ بررسی شاخص‌های کیفیت رسوب بود.

استنتاج: نتایج به دست آمده حاکی از غالبیت منشاء پتروژنیک در رسوبات سطحی تالاب شادگان دارد. ۹۰ درصد منطقه مطالعاتی تحت تاثیر آلودگی مزمن نفتی می‌باشد و می‌تواند آبزیان کف تالاب را به شدت تحت تاثیر قرار دهد.

واژه های کلیدی: سمیت، ERL، پتروژنیک، ترکیبات PAH، تالاب شادگان

مقدمه

تالاب شادگان به عنوان بزرگترین تالاب ایران به لحاظ وسعت حدود ۲۸ درصد مساحت کل تالاب‌های کشور را شامل می‌شود و سی و چهارمین تالاب وسیع جهان محسوب گردیده و در سال ۱۳۵۳ در کنوانسیون

مولف مسئول: علیرضا ریاحی بختیاری- نور: دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده منابع طبیعی E-mail: riahi@modares.ac.ir
۱. دانشجوی دکتری دانشگاه تربیت مدرس، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران
۲. دانشیار، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران
۳. دانشیار، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران
۴. استادیار، گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه اردکان، یزد، ایران
تاریخ دریافت : ۱۳۹۵/۸/۴ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات : ۱۳۹۵/۸/۱۶ تاریخ تصویب : ۱۳۹۵/۱۱/۳

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

رامسر به ثبت رسیده است(۱). این تالاب بین‌المللی از تنوع زیستی بسیار غنی برخوردار است که از جمله ۱۷۴ گونه پرنده (که ۱۳ گونه آن‌ها در معرض خطر جهانی قرار دارند)، ۴۰ گونه پستاندار، بیش از ۸۱ گونه ماهی، ۴ گونه میگو و بیش از ۱۱۰ گونه گیاهی را می‌توان نام برد(۳،۲). امروزه تالاب شادگان با مشکلات زیادی از جنبه آلودگی‌های زیست محیطی به‌ویژه آلودگی‌های نفتی مواجه است که از مهم‌ترین آن‌ها می‌توان به ورود هیدروکربن‌ها از طریق تخلیه پساب‌های آلوده‌ای چون مزارع نیشکر، فولاد خوزستان، عبور لوله‌های نفتی از میان پناهگاه، فعالیت ۳۰ واحد پتروشیمی در پیرامون تالاب و تخلیه زباله‌های شهری و شیرابه زباله‌ها و هم‌چنین فاضلاب‌های شهری و کشاورزی را نام برد که این تالاب منحصربه فرد را از سال ۱۳۷۲ وارد فهرست قرمز تالاب‌های بین‌المللی (لیست مونترو) کرده است(۳). در نتیجه ورود هیدروکربن‌ها با الگویی نظیر آن‌چه عنوان گردید، مخلوط پیچیده‌ای از هیدروکربن‌ها در اکثر رسوبات آبی وجود دارد. در نتیجه، انجام آنالیزهای تفصیلی جهت روشن شدن ترکیب دقیق و منشأ هیدروکربن‌ها در محیط‌های آبی امری ضروری به‌نظر می‌رسد(۴)، چراکه مقدار و ترکیب هیدروکربن‌های موجود در یک محیط، می‌تواند مدرکی مستدل از شدت آلودگی نفتی و وضعیت ژئوشیمیایی محیط رسوب‌گذاری را فراهم نماید(۷-۴).

هیدروکربن‌ها در رسوبات سطحی تمامی محیط‌های دریایی یافت می‌گردند(۸،۴) به‌گونه‌ای‌که تخمین زده می‌شود که در یک مقیاس جهانی، بیش از ۸۰ درصد از تدفین کربن آلی درون سیستم‌های دریایی کم‌عمق صورت می‌گیرد(۹) از آن‌جا که آلاینده‌های آلی نظیر هیدروکربن‌ها، امکان ایجاد پیوندهای قوی با سطح ذرات رسوب را دارا هستند، در نتیجه معمولاً در رسوبات محیط‌های ساحلی دریایی در غلظت‌های بالا یافت می‌شوند(۱۱،۱۰) رسوب نقش مهمی در انتقال و ذخیره‌سازی آلاینده‌ها ایفا می‌نماید(۱۳،۱۲) و در اکثر مواقع جهت شناسایی منشا آلودگی در دو بعد مکانی و زمانی استفاده می‌شود(۱۴).

ترکیبات PAH در محیط اغلب به‌صورت مخلوط‌های پیچیده‌ای حضور دارند و به صورت منفرد دیده نمی‌شوند. به عنوان آلاینده‌های در اولویت آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا، (USEPA) در نظر گرفته شده‌اند) و به علت خواص سرطان‌زایی، جهش‌زایی و سمیتی که دارند، در مکان‌های آلوده به نفت از اجزای هدف برای مطالعه‌آلودگی به‌شمار می‌روند(۱۷-۱۵) چندین گزارش از افزایش شیوع سرطان در جانداران دریایی از مکان‌هایی که ریزش نفتی داشته‌اند منتشر شده است(۱۹،۱۸). نگرانی عمده در مورد PAHs به علت پایداری بالای بسیاری از این ترکیبات در محیط است؛ هم‌چنین به علت خصوصیت آب‌ریزی که این آلاینده‌ها دارند؛ در رسوبات عمقی و ساحلی اکوسیستم‌های دریایی انباشته می‌شوند و موجودات کف‌زی را به‌طور مستقیم و موجودات پلاژیک را به‌طور غیرمستقیم در معرض خود قرارمی‌دهند(۲۰) این ترکیبات به‌علت خاصیت چربی‌دوستی نیز توسط ارگانیسم‌های زنده جذب شده و برای آن‌ها ایجاد خطر می‌نمایند(۲۱). شناسایی منابع ترکیبات PAH برای کنترل ورود آن‌ها به اکوسیستم‌های مختلف مخصوصاً محیط‌های آبی ضروری به‌نظر می‌رسد زیرا این آلاینده‌ها منابع بالقوه فراوانی دارند و تعیین منشا آن‌ها روش بسیار مهمی برای درک سرنوشت مواد آلاینده برای کنترل و مدیریت ورود آن‌ها و انجام اقدامات حیاتی ضروری در این زمینه است. ترکیبات PAH گروهی از ترکیبات موجود در نفت هستند که در تعیین منشأ ریزش‌های نفتی کاربرد ویژه‌ای دارند. چون ترکیبات PAH در برابر تجزیه زیستی مقاوم‌اند لذا می‌توانند هم‌چون اثر انگشت در تعیین ویژگی‌های یک نفت مشخص استفاده شوند(۱۹). راهبردهایراهبردهای کیفی رسوب[1] به‌منظور فراهم نمودن داده‌ای کمّی برای حمایت از حیات آبی در مقابل آثار مضر، بر پایه شواهد

1. Sediment Quality Guidelines (SQGs)

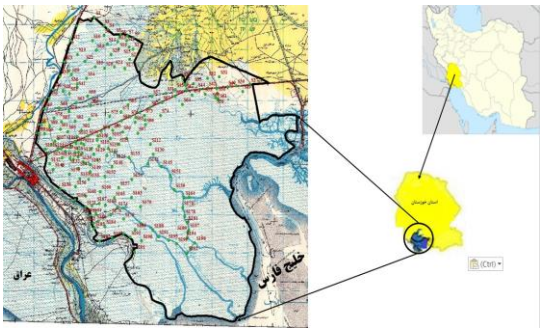
[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

قوی علمی طراحی شده‌اند. این شواهد از بررسی داده‌های سم‌شناسی بر اساس مطالعات میدانی و آزمایشگاهی جمع‌آوری شده‌اند.

ارزیابی‌های سمیت شناسی منجر به ایجاد معیارهایی برای تعیین سطوحی از آلاینده‌ها می‌شوند که بر موجودات زنده آبی تاثیر مضر نداشته باشند(۲۲). از این رو با توجه به تهدیدات پیش‌روی تالاب شادگان و نیز اهمیت و نقش اکولوژیک آن، به‌ویژه در زندگی بومیان منطقه مطالعاتی، لزوم انجام تحقیقات و پایش‌های زیست محیطی مستمر را در این زیست بوم آشکار می‌سازد. از این رو با توجه به اهمیت، گستردگی تالاب و تعدد منابع انتشار هیدروکربن‌ها در آن، در این تحقیق سعی شده است غلظت ترکیبات PAH، منشاء و همچنین میزان سمیت این ترکیبات در رسوبات سطحی تعیین شوند تا بر این مبنا زمینه اتخاذ رویکردهای مدیریتی لازم فراهم آید.

مواد و روش ها

تالاب شادگان در منتهی الیه حوضه رودخانه جراحی در عرض جغرافیایی ۴۸ درجه و ۲۰ دقیقه طول شرقی و ۳۰ درجه و ۱۶ دقیقه عرض شمالی در جنوب غربی ایران واقع در شهرستان شادگان در استان خوزستان (تصویر شماره ۱) قرار گرفته است. شهر شادگان که نام تالاب از آن برگرفته شده است، عملاً از شمال، غرب و جنوب در محاصره تالاب است. اهواز در شمال، آبادان در جنوب غرب و ماهشهر در جنوب شرق تالاب از مراکز عمده جمعیتی این منطقه محسوب می‌گردند(۱) این تالاب در اراضی بسیار هموار و مسطح دشت خوزستان در مصب رودخانه جراحی گسترده شده و رابطی بین رودخانه جراحی و خلیج فارس است، کل وسعت تالاب (محدوده مذکور در کنوانسیون رامسر) به انضمام خور موسی، ۵۳۷۷۰۰ هکتار است(۲۳). نمونه‌برداری رسوبات به روش سیستماتیک-تصادفی طی دو مرحله در ماه‌های خرداد و مهر انجام شد. بدین‌منظور منطقه مورد مطالعه به سلول‌های ۵×۵ کیلومتر تقسیم شده و سپس براساس اطلاعات میدانی مربوط به منطقه وعدم دسترسی به کل منطقه به علت وجود نیزارهای انبوه و شرایط باتلاقی، در مناطق قابل دسترس و هم‌چنین مناطقی که احتمال وجود هیدروکربن‌ها بیش‌تر است فاصله شبکه‌ها ۲/۵×۲/۵، ۱×۱ کیلومتر و ۵۰۰ متر انتخاب و نمونه‌های رسوب سطحی به‌صورت کاملا تصادفی در ۲۰۲ نقطه موقعیت‌یابی شده توسط GPS در محدوده هر سلول به وسیله دستگاه گراب وان وین جمع‌آوری شد (تصویر شماره ۱). به منظور بالابردن دقت نمونه برداری یک نمونه ترکیبی از ۳ نقطه کاملاً تصادفی در محل هر ایستگاه برداشت شد. نمونه‌برداری رسوب در عمق ۵-۰ سانتی‌متری از بسترتالاب انجام شد، زیرا این بخش بیش‌ترین تماس را با بدنه محیط آبی دارد. نمونه‌های برداری در منطقه مطالعاتی با استفاده از تمام امکانات موجود نظیر قایق پارویی، قایق موتوری بزرگ و کوچک، ماشین و موتور در شرایط سخت منطقه انجام شد. به علت عدم دسترسی به برخی نقاط و باتلاقی بودن منطقه در نمونه‌برداری مرحله اول، نمونه‌برداری تکمیلی در اواخر مهرماه انجام شد. نمونه‌های رسوب به ظروف پلی اتیلنی منتقل و تا زمان آنالیزهای شیمیایی در دمای ۲۰°C- نگهداری شد.



تصویر شماره ۱: نقشه شماتیک منطقه مطالعاتی و موقعیت ایستگاه های نمونه برداری

آماده‌سازی نمونه‌های رسوب وآنالیز دستگاهی

آنالیز ترکیبات PAH شامل استخراج، مراحل

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

کروماتوگرافی ستونی و استفاده از دستگاه کروماتوگرافی گازی- طیف سنجی جرمی[1] (GC-MS) بر اساس روش Zakaria و همکـــاران (۲۰۰۲) و Riyahi Bakhtiari و همکاران (۲۰۰۹) انجام شد(۲۵،۲۴). تمامی ظروف قبل از استفاده جهت زدودن آلودگی‌های آلی با متانول، استون و هگزان شسته شدند. نمونه‌های رسوب بوسیله دستگاه فریز درایر خشک شده و حدود ۱۰ گرم وزن خشک رسوبات جهت استخراج مورد استفاده قرار گرفت. قبل از فرآینـــد اســـتخراج ۱۰۰ میکرولیتـــر ســـاروگیت (naphthalene-d8, anthracene-d10, perylened12 و chrysene-d12) به نمونه‌ها اضافه شد. جهت استخراج مواد آلی از نمونه‌ها از دستگاه سوکسله استفاده شد. حلال آلی مورد استفاده در این مرحله ۷۰ ml دی‌کلرومتان بود. برای از بین بردن گوگرد، به نمونه‌های استخراج شده، چند قطعه مس فعال شده اضافه شد. پس از ۲۴ ساعت، نمونه‌های درون بالن ته گرد، به‌وسیله دستگاه تبخیرکننده چرخشی (Rotary evaporator) حجم‌شان به زیر۱۰mlرسانده شده و نمونه‌های استخراج شده بر روی ستون شیشه‌ای حاوی سیلیکاژل ۵ درصد غیرفعال شده به‌وسیله آب، اضافه گردید و سپس بوسیله ۲۰ml مخلوط Hex/DCM[2] به نسبت حجمی (۳:۱)، هیدروکربن‌ها شـامل *n*_alkanes، PAHs، Hopanes و غیـره جـدا شدند. سپس هیدروکربن‌های بدست آمده از مرحله اول کروماتوگرافی بوسیله ستون سیلیکاژل کاملاً فعال شده، به سه بخش مجزا جدا سازی می‌گردد که در این مرحله جهت جداسازی ترکیبات PAH از مخلوط Hex/DCM به نسبت حجمی (۳:۱) و به میزان ۱۴ ml استفاده شد. بخش جدا شده ترکیبات PAH بوسیله دستگاه تبخیرکننده چرخشی و جریان ملایم گاز نیتروژن، حلال پرانی شده تا به حجم ۲ml-۱ رسید سپس نمونه مربوطه به‌وسیله پیپت پاستور به ظرف شیشه‌ای مخصوص دستگاه GC-MS (vial) ۲/۵ml منتقل شد. در مرحله بعدی نمونه‌ها با جریان نسبتاً آرام گاز نیتروژن تقریباً خشک شدند و قبل از تزریق به دستگاه GC-MS، ۱۰۰ میکرولیتر استاندارد داخلی Internal Injection Standard (IIS)به نمونه‌ها اضافه شد.

آنالیز کنترل کیفی

به منظور تخمین میزان از دست رفتن آنالیت‌ها در طی فرآیند آماده سازی نمونه‌ها از ساروگیت که همان ترکیبات PAH دوتریت شده است، استفاده گردید. به هریک از نمونه‌ها در ابتدای مرحله استخراج ترکیبات PAH، ۱۰۰ میکرولیتر ساروگیت با غلظت ۲۰۰ نانوگرم بر گرم اضافه شد. متوسط میزان ریکاوری ۱۸± ۸۹ درصد به‌دست آمد. سپس نتایج با ریکاوری به دست آمده تصحیح شدند و غلظت واقعی آنالیت‌ها محاسبه شد. به منظور کنترل کیفیت روش، با هر ۱۰ سری از نمونه‌ها یک نمونه Blank نیز Run شد. برای تصحیح خطای تزریق و آنالیز کمّی ترکیبات به وسیله دستگاه GC-MS، ۱۰۰ میکرولیتر استاندارد داخلی پاراترفنیل- d_{14} (p-terphenyl-d_{14}) قبل از ترزیق به ویال‌های حاوی نمونه اضافه شد. جهت تعیین حد تشخیص[3] دستگاه از روش سیگنال به نویز[4] استفاده شد(۲۶) میزان حد تشخیص و حد تعیین[5] ترکیبات PAH به ترتیب در محدوده ۰/۰۰۰۵ تا ۰/۰۴۲۸ و ۰/۰۰۱۳ تا ۰/۱۲۹ محاسبه شد. مقدار R.S.D درصد روش آنالیز ترکیبات ۴/۲ درصد محاسبه شد.

یکی از روش‌های تعیین منشأ ترکیبات PAH استفاده از نسبت‌های موجود بین ترکیبات PAH است. بین برخی از جفت ایزومرهای ترکیبات PAH از نظر واکنش پذیری، حلالیت و خصوصیات ترمودینامیکی اختلاف وجود دارد به همین منظور از این ترکیبات در تعیین منشأ استفاده می‌شود(۲۷،۱۹). برای این منظور در این بررسی از چندین شاخص استفاده شد. یکی از نسبت‌هایی که به‌طور وسیع برای منشأیابی مورد استفاده قرار می‌گیرد

1. Gas Chromatoghraphy _Mass Spectrometry
2. Hexane / Dichloromethane

3. Limit of detection (LOD)
4. Signal to noise ratio (SNR)
5. Limit of quantification (LOQ)

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

نسبت متیل فنانترن به فنانترن (MP/P) می‌باشد. نسبت بین ایزومرهای آلکیلی PAH و PAHs والدی معمولاً برای به دست آوردن اطلاعاتی در رابطه با منابع انسانی به کار می‌رود.

بر اساس طبقه‌بندی Baumard و همکاران (۱۹۹۸)، برای ترکیبات PAH، ۴ طبقه برای میزان آلودگی رسوبات پیشنهاد شده است(۲۸). برای غلظت‌های ng/g ۰-۱۰۰: آلودگی پایین، غلظت ۱۰۰-۱۰۰۰: آلودگی متوسط، غلظت‌های ۱۰۰۰-۵۰۰۰: آلودگی بالا و غلظت‌های بالای ۵۰۰۰ آلودگی خیلی بالا را شامل می‌شوند. به منظور ارزیابی کیفیت رسوب از استانداردهای موجود در این زمینه استفاده گردید. یکی از این استانداردها که توسط Long و همکاران (۱۹۹۵) تعریف شده، به‌صورت دو حد آستانه ERL[1] و ERM[2] مشخص گردیده است(۲۹). ERL در واقع غلظتی از آلاینده است که در مقادیر پایین‌تر از آن اثرات بیولوژیکی به‌ندرت قابل مشاهده است. از طرفی اگر غلظت آلاینده بیش‌تر از مقدار ERM باشد اثرات بیولوژیکی مغایر، به فراوانی رخ می‌دهد.

یافته ها

غلظت ترکیبات PAH در رسوبات سطحی تالاب شادگان

کلیه ۳۰ ترکیب PAH در تمامی نمونه‌های رسوبات سطحی یافت شد. میانگین غلظت به دست آمده در ایستگاه‌های دارای آلودگی متوسط ۱۱۹/۶۳± ۸۶۵/۹۹، آلودگی بالا ۶۷۶/۷۷± ۱۸۲۱/۹۹ و در ایستگاههایی با آلودگی خیلی بالا ۱۳۰۴/۰۰±۲۵۷۵۹/۷۳ به دست آمد. غلظت کلی ترکیبات PAH رسوبات سطحی ۲۰۲ ایستگاه نمونه‌برداری شده از بستر تالاب شادگان در ۱۸۸ ایستگاه عمدتاً در بخش بالایی و میانی تالاب در محدوده ۵۹۳/۷۴ تا ۸۷۸۷/۸۷ ng/g و در ۱۴ ایستگاه عمدتا در بخش پایینی و غربی تالاب در محدوده ۹۵۰۰/۷۱ تا ۵۳۳۹۳/۸۶ ng/g تعیین گردید. لازم به ذکر است که بخش پایینی تالاب آلوده‌ترین بخش تالاب شناسایی شد و بالاترین غلظت ترکیبات PAH در این بخش از تالاب مشاهده شد. به‌طورکلی در رسوبات سطحی تالاب شادگان ترکیبات PAH ۲ و ۳ حلقه‌ای فراوانی بیش‌تری داشتند. بیش‌ترین درصد فراوانی را ترکیب نفتالن (۲۷/۴۷ درصد) به خود اختصاص داد. الگوی ترکیبی ترکیبات PAH در رسوبات سطحی منطقه مطالعاتی شامل مقادیر زیادی از ترکیبات نفتالین، متیل فنانترن‌ها و فنانترن بودند.

تعیین منشا ترکیبات PAH

در این مطالعه متوسط مقدار نسبت متیل فنانترن به فنانترن (MP/P) ۲/۳۸ برای این نسبت به‌دست آمد و در ۲۵ ایستگاه این مقدار بالاتر از ۴ محاسبه گردید.

در مطالعه حاضر متوسط مقدار این نسبت حدود ۱۴/۷۷ به‌دست آمد که به منشأ پتروژنیک برای ورود این ترکیبات اشاره دارد. در این تحقیق متوسط مقدار این نسبت در حدود ۰/۵۴ به‌دست آمد که به ورود ترکیبات PAH از یک منبع پتروژنیک اشاره می‌کند. در این مطالعه در همه ایستگاه‌ها این نسبت LMW/HMW بالاتر از ۱ محاسبه گردید که نشان دهنده غالبیت منشاء پتروژنیک برای ترکیبات PAH در منطقه مورد مطالعه است. مقدار این نسبت در تمام ایستگاه‌ها بالاتر از ۱ و در محدوده ۴۰/۸۵ – ۱/۱۱ محاسبه گردید.

ارزیابی مخاطرات زیست محیطی

در تالاب شادگان رسوبات با آلودگی پایین گزارش نشده است. رسوبات ۱۰/۳درصد از ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده (۲۱ ایستگاه) آلودگی متوسط، ۸۳/۶ درصد منطقه آلودگی بالا (۱۶۹ ایستگاه) و ۶/۴ درصد (۱۲ ایستگاه) آلودگی خیلی بالا را شامل می‌شوند (تصویر شماره ۲). هم‌چنین مشخص شده است که مناطق با غلظت‌های کم‌تر از ۱۰۰ng/g مناطق با آلودگی پایین و مناطق با غلظت‌های بالاتر ۱۰۰۰ng/g مناطقی هستند که به‌صورت مزمن دچار آلودکی به ترکیبات PAH می‌باشند(۳۰،۲۹). در

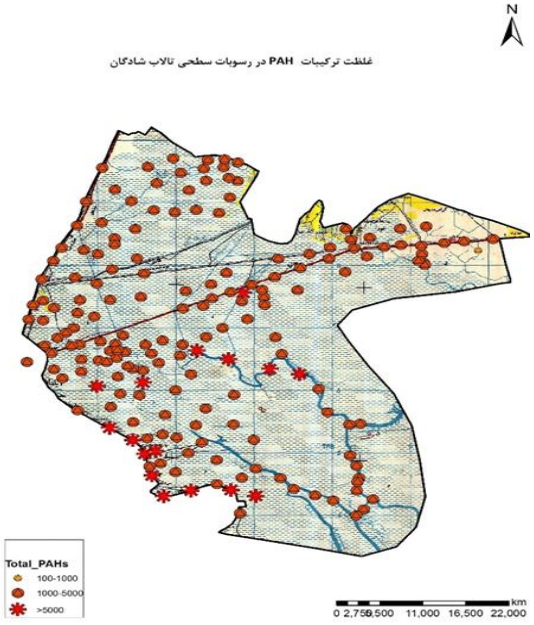
1. Effects Range Low
2. Effects Rang Median

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

منطقه مطالعاتی ۹۰ درصد منطقه مطالعاتی دچار آلودگی مزمن به ترکیبات نفتی می‌باشد. در مطالعه حاضر مقدار Total PAHs در ۲۱ ایستگاه (۱۰/۴ درصد از منطقه مطالعاتی) بالاتر از میزان ERL بود. نتایج حاصل از مقایسه غلظت PAHs با استاندارد، در جدول شماره ۱ آمده است.

بحث

نتایج حاصل از محاسبه میانگین غلظت در رسوبات سطحی تالاب شادگان که به مراتب بالاتر از غلظت‌های ترکیبات PAH در رسوبات سطحی بسیاری از مناطق گزارش شده از اقصی نقاط دنیاست (جدول شماره ۲)، نشان داد که منطقه مطالعاتی به شدت تحت تاثیر هیدروکربن‌های نفتی قرار دارد. نتایج این بررسی و محاسبه غلظت‌های بالاتر از ۵۰۰۰ نانوگرم بر گرم در



تصویر شماره ۲: غلظت ترکیبات PAH (نانوگرم بر گرم وزن خشک) در رسوبات سطحی تالاب شادگان

جدول شماره ۱: غلظت ترکیبات PAH (نانوگرم بر گرم وزن خشک) در رسوبات سطحی تالاب شادگان و مقایسه آن ها با شاخص های SQGs

Sediments > ERL	Median	Min	Max	Average	ERM	ERL	PAHs
%۱۰۰ sites: ۲۰۲	۹/۹۰۱	۱/۲۰۱	۱/۵۱۹۳	۲۰/۹۹۱	۱۰۰,۲	۱۶۰	Naphtalene
%۹۸/۵۱ sites: ۱۹۹	۱۵/۱۵۷	۴/۳۳	۷/۱۱۰۴	۴۴/۲۰۴	۶۷۰	۷۰	M-naphtalene۲
%۳۱ sites: ۶۴	۸/۷۱	۲/۱۴	۳/۱۱۳۸	۳۵/۱۰۴	۸۰۰	۸۵	M-Naphtalene۱
%۹/۶ sites:۱۴	۲۵/۳۱	۵/۱۴	۱/۲۶۳۷	۹۴/۷۵	۴۵۰/۱	۱۵۰	DM-Naphtalene۶,۲
%۳/۱۲ sites:۲۵	۷۵/۱۱	۷/۵	۸/۱۵۲۷	۲۳/۴۴	۶۴۰	۴۴	Acenaphthylene
%۵/۹۱ sites: ۱۸۵	۱/۳۲	۴/۹	۱/۲۷۰۷	۹۷/۶۳	۵۰۰	۱۶	Acenaphthene
-	۴۵/۷	۳	۹/۴۸۳۵	۹۰/۱۱۷	-	-	TM-Naphtalene۵,۳,۲
%۹۰ sites:۱۸۲	۹/۲۸	۷/۶	۳/۳۳۴۶	۷۸/۹۰	۵۴۰	۱۹	Fluorene
%۹/۲ sites:۶	۷۵/۴	۳/۱	۹/۴۳۰۳	۱۹/۹۳	۲۰۰/۱	۱۹۰	Dibenzothiophen
%۹/۷ sites:۱۶	۱۵/۲۳	۸/۲	۲/۵۳۴۰	۳۷/۲۴۲	۵۰۰/۱	۲۴۰	Phenanthrene
%۹/۵ sites: ۱۲	۶/۱	۳/۰	۹/۳۰۱	۵۰/۱۴	۱۰۰/۱	۸۵	Anthracene
%۹/۶ sites: ۱۴	۴۶/۹	۸۲/۰	۵/۶۷۱۳	۵۵/۲۵۷	۲۰۰۰	۱۷۰	Methylphenanthrene
%۹/۷ sites: ۱۶	۴/۴	۲/۰	۸/۴۸۵۰	۳۶/۱۴۴	۲۵۰۰	۲۰۰	DM-Phenanthrene۶,۳
-	۷۵/۷	۳/۱	۶/۵۲۵	۵۷/۲۸	۱۰۰/۵	۶۰۰	Fluoranthene
%۴/۱ sites: ۳	۶۵/۲۰	۳/۱	۹/۹۰۵	۷۳/۶۳	۶۰۰/۲	۶۶۵	Pyrene
-	۴/۲	۲/۰	۳/۷۳۱	۷۷/۲۹	-	-	Benzo(a)fluorine
-	۷/۲	۴/۰	۷/۹۲۲	۹۰/۴۳	-	-	M-Pyrene۱
%۹/۲ sites :: ۶	۱/۵	۹/۰	۹/۷۵۱	۷۳/۲۷	۶۰۰/۱	۲۶۰	Benzo (a) anthracene
%۹/۵ sites :۱۲	۰۵/۱۱	۳/۱	۲/۱۲۰۹	۶۰/۶۰	۲۸۰۰	۳۸۰	Chrysene + Triphenylene
	۵/۶	۷/۰	۲/۹۱۳	۵۴/۴۰	-	-	Benzo[b]fluoranthene
	۱/۲	۲/۰	۲/۸۳۳	۸۶/۱۹	-	-	Benzo (k) fluoranthene
	۲/۵	۴/۰	۴۷۴	۱۴/۲۳	-	-	Benzo(e) pyrene
%۴/۱sites: ۳	۱۵/۳	۴/۰	۵۶۶	۴۶/۲۷	۸۰۰/۲	۴۳۰	Benzo (a) pyrene
	۴۵/۴	۴/۰	۱/۴۵۴	۷۳/۱۸	-	-	Perylene
-	۸/۱	۴/۰	۶/۹۳	۲۵/۶	۹۵۰	۲۴۰	-cd]pyrene۳,۲,۱Indeno[
%۹/۱sites: ۴	۸/۰	۱/۰	۸/۳۶۴	۵۲/۵	۲۶۰	۶۳	Dibenzo[a,h]anthracene
%۹۶/۳ sites: ۸	۹/۶	۵/۱	۲/۳۷۸	۳۵/۲۲	۳۳۰	۸۵	Benzo[ghi]perylene
%۴/۱۰ sites: ۲۱	۱۳/۱۶۳۱	۷۴/۵۹۳	۸۶/۵۳۳۹۳	۸۵/۳۶۰۷	۷۹۲/۴۴	۰۲۲/۴	Total PAHs
-	۰۷/۱۲۲۷	۲۱/۳۵۷	۳۱/۱۵۲۵۱	۴۵/۱۸۴۸	-	-	Total PAHs۱۶

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

جدول شماره ۲ : مقایسه غلظت ترکیبات PAH در رسوبات سطحی تالاب شادگان با سایر نقاط دنیا

منطقه	∑PAHs(ng/g)	منبع
Tabasco State, Mexico	۴۵۴–۳۱۲۰ (∑۱۵ PAHs)	Botello *et al.* (۱۹۹۱)
Gulf of Mexico, USA	۳–۳۲۳۰ (∑۱۸ PAHs)	Wade *et al.* (۱۹۹۵)
Saudi Arabia, Gulf	۱۱۰۰۰–۶۹۰۰۰۰۰ (∑۱۳ PAHs)	Readman *et al.* (۱۹۹۶)
West Mediterranean Sea	۱/۵–۲۰۴ ۴۰ (∑۱۴ PAHs)	Baumard *et al.* (۱۹۹۸)
Mediterranean Sea	۱۴/۶ –۱۵۸/۵ (∑۲۸ PAHs)	Gogou *et al.* (۲۰۰۰)
Santos Harbour, Brazil	۸۰ – ۴۲۳۹۰ (∑۱۷ PAHs)	Nishigima *et al.* (۲۰۰۱)
Izmit Bay, Turkey	۲۵۰۰ –۲۵۰۰۰ (∑۱۴ PAHs)	Tolun *et al.* (۲۰۰۱)
Santander Bay, Northern Spain	۲۰ – ۲۵۸۰۰ (∑۱۵ PAHs)	Viguri *et al.* (۲۰۰۲)
Western Harbour, Alexandria, Egypt	۸ –۱۳۱۱۵۰ (∑۴۳ PAH s)	Mostafa *et al.* (۲۰۰۳)
Hsin-ta coastal area, Taiwan	۹۸/۱– ۲۰۴۸ (∑ ۲۷ PAHs)	Fang *et al.* (۲۰۰۳)
Caspian Sea sediments, Azerbaijan	۳۳۸–۲۹۸۸ (∑ ۴۶ PAHs)	Tolosa *et al.* (۲۰۰۴)
Tianjing, China	۷۸۷ –۱۹۴۳۰۰۰ (∑۱۶ PAHs)	Shi *et al.* (۲۰۰۵)
Gulf and the Gulf of Oman, Bahrain	۱۳– ۶۶۰۰ (∑۱۹ PAHs)	Tolosa *et al.* (۲۰۰۵)
Suez Gulf/ Egypt	۱۵۸ –۱۰۴۶۳ (∑۱۵ PAHs)	El Nemer *et al.* (۲۰۰۶)
Gemlik Bay, Turkey	۵۰/۸ –۱۳۴۸۲ (∑۱۳ PAHs)	Ünlü and Alpar (۲۰۰۶)
coastal areas, China	۱۸۹ –۶۳۷ (∑۱۸ PAHs)	Liu *et al.* (۲۰۰۷)
Meiliang Bay, Taihu Lake, China	۱۲۰۷ –۴۷۵۴ (∑۱۶ PAHs)	Qiao *et al.* (۲۰۰۶)
Marine environment, Korea	۸/۸۰ –۱۸۵۰۰ (∑۱۶ PAHs)	Yim *et al.* (۲۰۰۷)
Naples' harbour, southern Italy	۹ –۳۱۷۷۴ (∑۱۶ PAHs)	Sprovieri *et al.* (۲۰۰۷)
Mongrove Forest of Qeshm Island and Khamir Port, Persian Gulf	۲۲۲-۵۲۲۸ (∑۲۳ PAHs)	Ebrahimi et al. (۲۰۱۲)
Shadegan wetland, khozestan province, Iran	۵۹۳/۷۴-۵۳۳۹۳/۸۶ (∑۳۰ PAHs)	مطالعه حاضر

تطابق با نتایج به دست آمده در مناطقی نظیر مناطق ساحلی عربستان تحت تاثیر جنگ‌های نفتی ۱۹۹۱، سواحل جنوا در ایتالیا، خلیج سانتوز در برزیل و خلیج ازمیت در ترکیه می باشد که تحت تاثیر ورودی‌های مستقیم نفت قرار داشته اند(۳۴-۳۱). با توجه به این‌که تالاب شادگان همواره در معرض ورود هیدروکربن ها قرار داشته و تقریبا تمام منطقه حوضه آبریز بر روی میادین نفتی قرار دارد و مدارک متعددی مبنی بر آلودگی شدید منطقه مطالعاتی به نفت بر اساس تاریخچه حوادث نفتی منطقه در اختیار می‌باشد(۱) مقادیر بالای محاسبه شده برای غلظت کل ترکیبات PAH در رسوبات سطحی منطقه مطالعاتی قابل‌توجیه است. در زمینهٔ انتشار و آلودگی ترکیبات هیدروکربنی، مطالعات انجام شده در تالاب بین‌المللی شادگان بسیار محدود بوده که از آن جمله می‌توان به مطالعهٔ زارع‌مایوان (۲۰۱۱) بر روی میزان غلظت هیدروکربن‌ها در پوشش گیاهی تالاب اشاره نمود(۳۵). نتایج این بررسی در تطابق با مطالعه حاضر بوده و نتایج آن نشان داد که میزان غلظت هیدروکربن‌ها در گیاهانی که در بخش‌جنوبی جاده ماهشهر-آبادان رشد یافته‌اند (بخش جنوبی و غربی تالاب) بیش‌تر از گیاهانی است که در بخش شمالی آن وجود دارند. برتری ایزومرهای آلکیل‌دار شده نفتالن، فنانترن بر ترکیبات والدی منشا پتروژنیک را در این بررسی نشان می‌دهد. مقادیر کم‌تر از ۱ این نسبت از منشأ سوختی ناشی می‌گردد در حالی‌که مقادیر بیش‌تر از ۱ ناشی از منشأ نفتی است(۳۶). مواد نفتی اغلب فنانترن،پایرن، کرایزن و بنزو (ghi) پریلن بیش‌تری نسبت به ایزومرهای خود یعنی انتراسن، فلورانتن، بنزو(a) آنتراسن و ایندو (cd) پایرن هستند. فنانترن به‌طور خاص پایدارتر از آنتراسن است بنابراین در آلودگی پتروژنیک این نسبت خیلی زیاد است اما دماهای بالا که در پروسه‌های سوختن روی می‌دهد به تشکیل آنتراسن کمک می‌کند و این نسبت کاهش می‌یابد، بنابراین منشأ پایروژنیک ترکیبات PAH با مقادیر کم این نسبت مشخص می‌گردد(۳۷،۲۸) به‌طور کلی نسبت Ph/An بیش‌تر و کم‌تر از ۱۰، به ترتیب اشاره به منشأ پتروژنیک و پایروژنیک ترکیبات PAH دارد(۳۱). برای نفت خام این نسبت حدود ۵۰ می‌باشد در حالی‌که در

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

خروجی وسایل نقلیه این نسبت حدود ۴ است(۳۸). احتراق سوخت‌های فسیلی مقادیری در حدود ۱۰-۴ تولید می‌کند(۳۳،۲۷).Baumardو همکاران (۱۹۹۸) بیان کردند که تنها ارزیابی نسبت‌های فنانترن به آنتراسن و فلورانتن به پایرن می‌توانند از تخمین‌های اشتباه منشأ جلوگیری کنند(۲۸). مقدار کم‌تر از ۱ برای این نسبت بیانگر منشأ پتروژنیک و مقدار بزرگ‌تر از ۱ برای این نسبت بیانگر منشأ پایروژنیک است. سوختن زغال مقدار ۱/۴ و سوختن چوب مقدار ۱ را برای این نسبت تولید می‌کنند در صورتی‌که این نسبت برای نفت خام در حدود ۰/۶ تا ۰/۹ است(۳۹). ورود مستقیم نفت خام و نفت تصفیه شده که منابع پتروژنیک را تشکیل می‌دهند، اغلب دارای ترکیبات PAH با وزن مولکولی کم (LMW) و احتراق سوخت‌های فسیلی مانند بنزین و گازوئیل که منابع پایروژنیک را شامل می‌شوند اغلب دارای ترکیبات PAH با وزن مولکولی زیاد (HMW) هستند(۴۰). مقادیر LMW/HMW کم‌تر از ۱ نشان‌دهنده منشأ پایروژنیک و مقادیر بزرگ‌تر از ۱ این نسبت بیانگر منشأ پتروژنیک است. در رسوبات سطحی تالاب شادگان بالاتر بودن نسبت Ph/An از عدد ۱۰ در تمامی منطقه مطالعاتی، بالاتر بودن نسبت MP/P از عدد ۱ در سرتاسر تالاب شادگان و هم‌چنین تایید همه نسبت‌های مورد استفاده در این بررسی مبنی بر غالبیت منشاء پتروژنیک برای ترکیبات PAH دلالت بر وجود آلودگی ترکیبات نفتی در این اکوسیستم ارزشمند دارد که میزان این آلودگی در بخش پایینی و غربی تالاب شادگان بسیار بالا است.

در مطالعه حاضر بخش جنوبی و غربی تالاب آلوده‌ترین بخش تالاب شناسایی شد. بر اساس مقایسه غلظت PAHs با استاندارد SQGs (جدول شماره ۱)، مشخص شد که مقادیر نفتالین و مشتقات آن به میزان چشمگیری مقادیری بالاتر از حد ERL هستند؛ که خطر بروز مسمومیت برای موجودات آبزی در منطقه مطالعاتی را خاطرنشانمی‌سازد. به‌علت نقطه جوش کم تا متوسط نفتالین، این ترکیب سمی‌ترین جزء نفت برای موجودات دریایی می‌باشد(۴۱،۳۵) و می‌تواند در غلظت‌های بالا، سبب تحریک رفتار موجودات دریایی شود(۴۲). هم‌چنین نسبت ضریب اکتانول به آب کم نفتالین (۳/۴۵-۳/۰۱) اشاره به این دارد که این ترکیب آب‌گریزی متوسطی دارد بنابراین هم تمایل دارد که جذب ذرات معلق شود و هم در دسترس موجودات دریایی قرار گیرد(۴۳). ترکیبات PAH با ضریب اکتانول به آب کم، مثل نفتالین، به علت حلالیت زیاد در آب به‌عنوان ترکیباتی که مستقیماً برای موجودات دریایی سمیت دارند، در نظرگرفته می‌شوند(۴۴). بنابراین، این ترکیبات می‌توانند حیات آبزیان تالاب شادگان را به شدت تحت تاثیر قرار دهند. در رسوبات سطحی تالاب شادگان بالاتر بودن نسبت Ph/An از عدد ۱۰ در تمامی منطقه مطالعاتی، بالاتر بودن نسبت MP/P از عدد ۱ در سرتاسر تالاب شادگان و هم‌چنین تایید همه نسبت‌های مورد استفاده در این بررسی مبنی بر غالبیت منشاء پتروژنیک برای ترکیبات PAH دلالت بر وجود آلودگی ترکیبات نفتی در این اکوسیستم ارزشمند دارد که میزان این آلودگی در بخش پایینی و غربی تالاب شادگان بسیار بالا است. مطالعه ترکیبات PAH در رسوبات سطحی با توجه به نتایج به‌دست آمده از شناساگرهای زیستی حاکی از غالبیت منشاء پتروژنیک با قدمت طولانی در برخی از بخش‌های تالاب و ریزش‌های نفتی تازه در بخش‌های دیگر دلالت دارد(۴۶،۴۵).

در آبان ماه ۱۳۸۳ شهرداری آبادان زباله‌های نفتی پالایشگاه آبادان را که در طی ۶۰ سال فعالیت این پالایشگاه در یکی از مناطق شهر آبادان (گیسی در غرب تالاب) دفن شده بودند را به دلیل روند گسترش شهر و قرار گرفتن این محدوده در فضای شهری از زیر خاک خارج و متاسفانه در تالاب شادگان تخلیه کرد، نتایج آزمایشات آنالیز این زباله ها نشان داد که ۶۳ درصد این زباله‌ها را هیدروکربن‌های نفتی و ۳۷ درصد بقیه را سایر فلزات تشکیل می‌دادند(۴۷). از سویی تالاب شادگان در محدوده شهرهای شادگان، آبادان و ماهشهر واقع شده است و به دلیل موقعیت این تالاب، به شکل‌های مختلف

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

در معرض تخریب قرار گرفته است به نحوی که شیرابه زباله شهرهای شادگان، آبادان، سربندر و روستاهای درون تالاب و حاشیه آن به داخل تالاب تخلیه می‌گردد(۲۳)، ضمن آن‌که فاضلاب شهر شادگان و دو روستای رگبه و سراخیه که در میانه تالاب شادگان قرار دارند به درون تالاب وارد می‌گردد، هم‌چنین زباله‌های شهری شهرستان شادگان در زمینی به مساحت حدود ۵۰ هکتار در مجاورت تالاب تخلیه و سوزانده می شود، از سویی زباله‌های تولیدی شهر آبادان به طور مستقیم به تالاب ریخته می‌شود و محل‌های گردآوری و دفن زباله‌های شهرستان‌های ماهشهر و سربندر در مجاورت تالاب اما بیرون از محدوده آن قرار دارند که می‌تواند منشأ ورود فلزات به درون تالاب گردد(۴۸). هم‌چنین زهاب ناشی از طرح‌های توسعه نیشکر و طرح‌های توسعه آبیاری در دشت‌های بالادست تالاب که افزایش ورود مقادیر آفت‌کش‌ها، سموم و کودهای شیمیایی را به درون بخش شمالی تالاب به همراه خواهد داشت(۱)، به‌علاوه ورود سیلاب صنایع فولاد و کربن اهواز و واحدهای نمک‌زدایی نفت مارون که در مواقع سیلاب وارد قسمت‌های شمالی تالاب شادگان می‌شود، وجود چشمه‌های نفت و مواد هیدروکربنی با دبی کم در بالادست تالاب و ورود آن‌ها به داخل تالاب(۴۸)، دلایل اصلی آلودگی این مناطق از تالاب می‌باشد.

مناطق با غلظت‌های بسیار بالای این ترکیبات در بخش جنوبی و غربی تالاب که ناشی از ریزش‌های مداوم نفتی در منطقه است، هم‌چنین مناطق بسیار آلوده مسیر تبادلات غیرقانونی سوخت (بر اساس مشاهدات میدانی) در خور گوبان و جزرومدهای خلیج فارس از پایین‌دست و آلودگی نفتی زمینه‌ای خلیج فارس به‌صورت مناطق بسیار آلوده تشخیص داده شد. تردد قایق‌های موتوری جهت بازدید گردشگران از دیدنی‌های تالاب و انتشار آلودگی‌های ناشی از روغن سوزی و دود حاصل از سوخت بنزین و روغن موتور قایق‌ها(۳)، قرار گرفتن تالاب شادگان در محدوده شهرهای شادگان، آبادان و ماهشهر و در نتیجه تخلیه حجم وسیعی از آلاینده‌ها و پسابهای شهری و صنعتی به تالاب (ورود حدود ۳۷/۸ میلیون مترمکعب فاضلاب شهری و روستایی و ورود ۱۶/۳ میلیون مترمکعب فاضلاب صنعتی)، به گونه‌ای که ضایعات مایع مجتمع پتروشیمی بندر امام (متشکل از سه کارخانه پتروشیمی امام، رازی و فارابی) مستقیماً به داخل خور موسی تخلیه می‌شوند(۱)، ضمن آن‌که پساب‌های پالایشگاه آبادان و کارخانه پتروشیمی ماهشهر از طریق اروندرود مستقیماً به خلیج فارس تخلیه می‌شوند که می‌توانند از این طریق به بخش‌های میانی و جنوبی تالاب وارد شوند(۳). در ناحیه صنعتی اهواز واقع در شمال تالاب چندین طرح صنعتی به اجرا در آمده اند، غالب این صنایع پساب‌های خود را در کانال مالح که به داخل تالاب شادگان جریان می‌یابد تخلیه می‌کنند(۱). به‌علاوه ساخت جاده مواصلاتی بین اهواز- شادگان- آبادان که از وسط تالاب عبور می‌کند و آلودگی‌های ناشی از حمل و نقل جاده‌ای می‌تواند باعث ورود آلاینده‌های فلزی به درون تالاب شود که خود می‌تواند زنگ خطر بالقوه‌ای برای این زیست بوم و زیستمندان آن محسوب شود(۴۷).

بررسی توزیع مکانی آلاینده‌ها و تعیین منشا آن‌ها در رسوبات تالاب شادگان نقش موثری در تبیین سابقه آلودگی و هم‌چنین موقعیت مکانی منابع آلودگی و نحوه انتشار آن‌ها در اختیار مدیران اجرایی جهت اعمال مدیریت و یکپارچگی داده‌ها قرار می‌دهد. نتایج این بررسی نشان داد که بررسی غلظت و تعیین منشا ترکیبات PAH و ارزیابی سمیت رسوبات آلوده به این ترکیبات می‌تواند به عنوان یک ابزار قدرتمند جهت ارائه مناطق درمعرض خطر زیست محیطی درتالاب شادگان مورد استفاده قرار گیرد و اطلاعاتی در زمینه سهم نسبی منابع مختلف تاثیرگذار را فراهم آورند. این بررسی نشان داد که رویکرد استفاده شده در این تحقیق می‌تواند به مدیریت بهتر تالاب شادگان و برنامه های کاهش ورود آلاینده‌ها به محیط کمک نماید. در

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

مقایسه با راهبردهای کیفی رسوب مورد استفاده در این بررسی، زیستمندان این اکوسیستم آبی به‌طور کامل تحت تاثیر آلاینده های راه یافته به آن بوده و صرف نظر از رژیم های غذایی متفاوت، تحت تاثیر این آلاینده‌ها به‌عنوان ترکیباتی که مستقیماً برای موجودات دریایی سمیت دارند، قرار دارند. از این رو با توجه به تهدیدات پیش‌روی این زیست‌بوم و نیز اهمیت و نقش اکولوژیک آن، به ویژه در زندگی بومیان منطقه مطالعاتی لزوم انجام تحقیقات و پایش‌های زیست محیطی مستمر را آشکار می‌سازد، نظر به این‌که بخش عمده‌ای از هیدروکربن ها در اثر ورود مستقیم نفت و محصولات نفتی به تالاب ارزشمند شادگان راه یافته‌اند. بنابراین راه‌کارهای مدیریتی می‌بایست در حوزه جلوگیری، کنترل و کاهش ورود مستقیم نفت و محصولات نفتی به تالاب باشد.

سپاسگزاری

این مقاله بخشی از پایان نامه دکتری است که با حمایت و همکاری دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی نور، دانشگاه تربیت مدرس انجام شده است و بدین‌وسیله از معاونت پژوهشی دانشگاه قدردانی می گردد.

References

1. Pandam MM. Human activities impacts on Shadegan wetland. Report of studies on environmental management of Shadegan wetland. Ministry of Agriculture-Jahad 2002; 86 (Persian).
2. Soleimani M, Hajabbasi M, Afyuni M, Charkhabi AH, Shariatmadari, H. Bioaccumulation of nickel and lead by Bermuda grass (*Cynodon dactylon*) and tall fescue (*Festuca arundinacea*) from two contaminated soils. Caspian J Environ Sci 2009; 7(2): 59-70.
3. Kaffashi S, Shamsudin MN, Radam A, Rahim KA, Yacob MR, Muda A, Yazid M. Economic valuation of Shadegan international wetland, Iran: notes for conservation. Regional Environmental Change 2011; 11(4): 925-934 (Persian).
4. Gogou A, Bouloubassi I, Stephanou EG. Marine organic geochemistry of the Eastern Mediterranean: 1. Aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in Cretan Sea surficial sediments. Mar Chem 2000; 68(4): 265-282.
5. Leschine TM. Oil Spills and the Social Amplification and Attenuation of Risk. Spill Sci Technol B 2002; 7(1-2): 63-73.
6. Scholz-Bottcher BM, Ahlf F, Vázquez-Gutiérrez F, Rullkötter J. Natural vs. anthropogenic sources of hydrocarbons as revealed through biomarker analysis: A case study in thesouthern Gulf of Mexico. Boletin de la Sociedad GeologGica Mexicana 2009; 61(1): 47-56.
7. Kim KH, Jahan SA, Kabir E, Brow RJ. A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. Environ Int 2013; 60: 71-80.
8. Lea-Langton A, Ross A, Bartle K, Andrews G, Jones J, Li H, Pourkashanian M, et al. Low temperature PAH formation in diesel combustion. J Anal Appl Pyrol 2013; 103: 119-125.
9. Hu L, Guo Z, Feng J, Yang Z, Fang M. Distributions and sources of bulk organic matter and aliphatic hydrocarbons in surface sediments of the Bohai Sea, China. Mar Chem 2009; 113(3-4): 197-211.
10. Wang J, Bi Y, Pfister G, Henkelmann B, Zhu K, Schramm KW. Determination of PAH, PCB, and OCP in water from the Three Gorges Reservoir accumulated by semipermeable membrane devices (SPMD). Chemosphere

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

2009; 75(8): 1119-1127.

11. Callén MS, López JM, Iturmendi A, Mastral AM. Nature and sources of particle associated polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the atmospheric environment of an urban area. Environ Pollut 2013; 183: 166-174.
12. Fichet D, Radenac G, Miramand P. Experimental studies of impacts of harbour sediments resuspension to marine invertebrates larvae: bioavailability of Cd, Cu, Pb and Zn and toxicity. Mar Pollut Bull 1998; 36(7): 509-518.
13. Yap CK, Ismail A, Tan SG, Omar H. Concentrations of Cu and Pb in the offshore and intertidal sediments of the west coast of Peninsular Malaysia. Environ Int 2002; 28(6): 467-479.
14. Birch GF, Taylor SE, Matthai C. Small scale spatial variance in the concentration of heavy metals in aquatic sediments: a review and some new concepts. Environ Pollut 2001; 113(3): 357-372.
15. Ke L, Yu K, Wong Y, Tam N. Spatial and vertical distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in mangrove sediments. Sci Total Environ 2005; 340(1-3): 177-187.
16. Deng W, Li XG, Li SY, Ma YY, Zhang DH. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediment of mud areas in the East China Sea using diagnostic ratios and factor analysis. Mar Pollut Bull 2013; 70(1-2): 266-273.
17. Wang M, Wang CY, Hu XK, Zhang HJ, He SJ, Lv SY. Distributions and sources of petroleum, aliphatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments from Bohai Bay and its adjacent river, China. Mar Pollut Bull 2015; 90(1-2): 88-94.
18. Al-Yakoob SN, Saeed T, Al-Hashash H. Polycyclic aromatic hydrocarbons in fish: exposure assessment for Kuwaiti consumers after the Gulf oil spill of 1991. Environ Int 1994; 20(2): 221-227.
19. Colombo JC, Barreda A, Bilos C, Cappelletti N, Demichelis S, Lombardi P, et al. Oil spill in the Rio de la Plata estuary, Argentina: 1. Biogeochemical assessment of waters, sediments, soils and biota. Environ Pollut 2005; 134(2): 277-289.
20. Boonyatumanond R, Wattayakorn G, Togo A, Takada H. Distribution and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in riverine, estuarine, and marine sediments in Thailand. Mar Pollut Bull 2006; 52(8): 942-956.
21. Neff JM. Bioaccumulation in marine organisms, effect of contaminants from oil well produced water. Elsevier, Oxford 2002, p. 452.
22. Long ER, Ingersoll CG, MacDonald DD. Calculation and uses of mean sediment quality guideline quotient: a critical review. Environ Sci Technol 2006; 40(6): 1726-1736.
23. Behroozirad B. Wetlands of Iran. National Geography Organization of Iran publications. 2008. p. 798 (Persian).
24. Riyahi Bakhtiari A, Zakaria MP, Ismail Yaziz M, Nordin Hj Lajis M, Bi X, et al. Vertical distribution and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in anoxic sediment cores of Chini Lake, Malaysia: Perylene as indicator of land plant-derived hydrocarbon. Appl Geochem 2009; 24(9): 1777-1787.
25. Zakaria MP, Takada H, Tsutsumi S, Ohno K, Yamada J, Kouno E, et al. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rivers and estuaries in Malaysia: a widespread

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

input of petrogenic PAHs. Environ Sci Technol 2002; 36(9): 1907-1918.

26. Ribani M, Collins CH, Bottoli CBG. Validation of chromatographic methods: Evaluation of detection and quantification limits in the determination of impurities in omeprazole. J Cheromatogr A 2007; 1156(1-2): 201-205.
27. Yunker MB, Macdonald RW. Alkane and PAH depositional history, sources and fluxes in sediments from the Fraser River Basin and Strait of Georgia, Canada. Org Geochem 2003; 34(10): 1429-1454.
28. Baumard P, Budzinski H, Michon Q, Garrigues P, Burgeot T, Bellocq J. Origin and bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from mussel and sediment records. Estuar Coast Shelf SCi 1998; 47(1): 77-90.
29. Long ER, MacDonald DD, Smith SL, Calder FD. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Environ Manage 1995; 19(1): 81-97.
30. Hui YM, Zheng MH, Liu ZT, Gao LR. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Yellow River Estuary and Yangtze River Estuary, China. J Environ Sci(China) 2009; 21(12): 1625-1631.
31. Readman JW, Bartocci J, Tolosa I, Fowler SW, Oregioni B, Abdulraheem MY. Recovery of the coastal marine environment in the Gulf following the 1991 war-related oil spills. Mar Pollut Bull 1996; 32(6): 493-498.
32. Bertolotto RM, Ghioni F, Frignani M, Alvarado-Aguilar D, Bellucci LG, Cuneo C, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surficial coastal sediments of the Ligurian Sea. Mar Pollut Bull 2003; 46(7): 907-913.
33. Tolun LG, Okay OS, Gaines AF, Tolay M, Tüfekçi H, Kıratlı N. The pollution status and the toxicity of surface sediments in Izmit Bay (Marmara Sea), Turkey. Environ Int 2001; 26(3): 163-168.
34. Nishigima FN, Weber RR, Bícego MC. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of Santos and Cananéia, SP, Brazil. Mar Pollut Bull 2001; 42(11): 1064-1072.
35. Zare-maivan H. Determining heavy metals, organic pollutants and agricultural insecticides in Arvand Rood, Hafar and Bahmanshir rivers, Report of Department of Environment, Iran. 2011; 230 (Persian).
36. Zakaria MP, Mahat AA. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) in sediments in the Langat Estuary. Costal Marine Science 2006; 30(1): 387-395.
37. Commendatore MG, Nievas, ML, Amin O, Esteves JL. Sources and distribution of aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in coastal sediments from the Ushuaia Bay (Tierra del Fuego, Patagonia, Argentina). Mar Environ Res 2012; 74: 20-31.
38. Yang SYN, Connell DW, HawkerDW, Kayal SI. Polycyclic aromatic hydrocarbons in air, soil and vegetation in the vicinity of an urban roadway. Sci Total Environ 1991; 102: 229-240.
39. Gschwend PM, Hites RA. Fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons to marine and lacustrine sediments in the northeastern United States. Geochimica et Cosmochimica Acta 1981; 45(12): 2359-2367.
40. Chen CW, Chen CF. Distribution, origin, and potential toxicological signi ficance of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. Mar Pollut Bull 2011; 63(5-12): 417-423.
41. Li JF, Dong H, Zhang DH, Han B, Zhu CJ. Sources and ecological risk assessment of

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]

PAHs in surface sediments from Bohai Sea and northern part of the Yellow Sea, China. Mar Pollut Bull 2015; 96(1-2): 485-490.

42. Cachot J, Geffard O, Augagneur S, Lacroix S, Le Menach K, Peluhet L. Evidence of genotoxicity related to high PAH content of sediments in the upper part of the Seine estuary (Normandy, France). Aquat Toxicol 2006; 79(3): 257-267.
43. Bates K, Young W, Sutton A. Proposed environmental quality standards for naphthalene in water. Environment Agency R&D Technical Report. 1997. p. 54.
44. Sverdrup LE, Nielson T, Krogh PH. Soil ecotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in relation to soil sorption, lipophilicity, and water solubility. Environ Sci Technol 2002; 36(11): 2429-2435.
45. Li JF, Dong H, Zhang DH, Han B, Zhu CJ. Sources and ecological risk assessment of PAHs in surface sediments from Bohai Sea and northern part of the Yellow Sea, China. Mar Pollut Bull 2015; 96(1-2): 485-490.
46. Zhang D, Liu J, Jiang X, Cao K, Yin P, Zhang X. Distribution, sources and ecological risk assessment of PAHs in surface sediments from the Luan River Estuary, China. Mar Pollut Bull 2016; 102(1): 223-229.
47. Khooshnood V. study on hevy metal concentraton (Ni,V,Hg,Pb, Cd) on fishes of Bandar Abbas and Lenge harbour. Azad university of Ahvaz. 2007. p. 114 (Master Thesis).
48. Zadmehr M. Ecosysytem of International Shadegan wetland. Naghshemehr pub; 2006. p. 84 (persian).

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-25]