

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

Akram Bemanikharanagh¹,
Alireza Riahi Bakhtiari²,
Jahangard Mohammadi³,
Ruhollah Taghizadeh-Mehrjardi⁴

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).

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

اکرم بمانی خرائق^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 هیدروکربن ها از طریق ورودی های اصلی تالاب شامل رودخانه جراحی، طغیان های فصلی رودخانه ها از بالادست، جزرومدهای خلیج فارس از پایین دست، ته نشست اتمسفری و نشأت احتمالی از خطوط انتقال نفت می باشد. با توجه به اهمیت، گستردگی تالاب و تعدد منابع انتشار هیدروکربن ها در آن، هدف از این مطالعه ارزیابی سمیت و تعیین منشأ هیدروکربن های آروماتیک چندحلقه ای (PAH) در رسوبات سطحی منطقه برای مدیریت صحیح می باشد.

مواد و روش ها: به منظور تعیین غلظت ترکیبات PAH، نمونه های 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.

یافته ها: غلظت کلی ترکیبات PAH در رسوبات سطحی تالاب ۵۹۳/۷۴ تا ۵۳۳۹۳/۸۶ نانوگرم بر گرم وزن خشک تعیین گردید. نتایج حاصل از نسبت های تشخیصی نشان داد که منطقه مطالعاتی به شدت توسط منابع پتروژنیک آلوده شده است. در مطالعه حاضر مقدار Total PAHs به مراتب بالاتر از غلظت های 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 شاخص های کیفیت رسوب بود. **استنتاج:** نتایج به دست آمده حاکی از غالبیت منشأ پتروژنیک در رسوبات سطحی تالاب شادگان دارد. ۹۰ درصد منطقه مطالعاتی تحت تاثیر آلودگی مزمن نفتی می باشد و می تواند آبریزان کف تالاب را به شدت تحت تاثیر قرار دهد.

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

مقدمه

کشور را شامل می شود و سی و چهارمین تالاب وسیع جهان محسوب گردیده و در سال ۱۳۵۳ در کنوانسیون

تالاب شادگان به عنوان بزرگترین تالاب ایران به لحاظ وسعت حدود ۲۸ درصد مساحت کل تالاب های

E-mail: riahi@modares.ac.ir

مؤلف مسئول: علیرضا ریاحی بختیاری - نور: دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده منابع طبیعی

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

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 منحصربه‌فرد 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) به‌گونه‌ای که 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 (۱۲،۱۳) و در اکثر

مواقع جهت شناسایی منشأ آلودگی در دو بعد مکانی و زمانی استفاده می‌شود (۱۴).

ترکیبات PAH در محیط اغلب به‌صورت مخلوط‌های پیچیده‌ای حضور دارند و به‌صورت منفرد دیده نمی‌شوند. به‌عنوان 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 مطالعه آلودگی به‌شمار می‌روند (۱۷-۱۵) چندین گزارش از افزایش شیوع سرطان در جانداران دریایی از مکان‌هایی که ریزش نفتی داشته‌اند منتشر شده است (۱۸،۱۹). 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 قرار می‌دهند (۲۰) این ترکیبات به‌علت خاصیت چربی‌دوستی نیز توسط ارگانسیم‌های 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 منشأ 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). راهبردهای راهبردهای کیفی رسوب^۱ به‌منظور فراهم نمودن داده‌ای کمی برای حمایت از حیات آبی در مقابل آثار مضر، بر پایه شواهد

1. Sediment Quality Guidelines (SQGs)

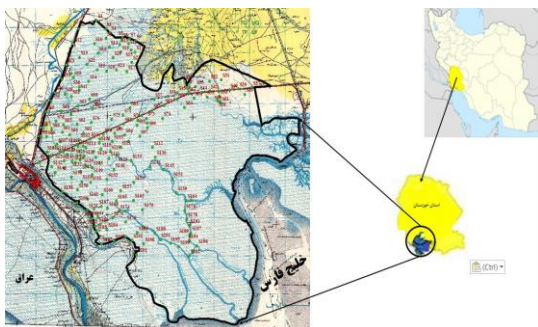
قوی علمی طراحی شده‌اند. این شواهد از بررسی داده‌های سم‌شناسی بر اساس مطالعات میدانی و آزمایشگاهی جمع‌آوری شده‌اند.

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 روش‌ها

تالاب شادگان در منتهی‌الیه 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 و عدم دسترسی به کل منطقه به علت وجود نیزاهای انبوه و شرایط باتلاقی، در مناطق قابل دسترسی 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 کاملاً تصادفی در ۲۰۲ نقطه موقعیت‌یابی شده توسط GPS در محدوده هر سلول به وسیله دستگاه گراب وان وین جمع‌آوری شد (تصویر شماره ۱). به‌منظور بالا بردن دقت نمونه برداری یک نمونه ترکیبی از ۳ نقطه کاملاً تصادفی در محل هر ایستگاه برداشت شد. نمونه‌برداری رسوب در عمق ۵-۱۰ سانتی‌متری از بستر تالاب 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 ایستگاه‌های نمونه برداری

آماده‌سازی نمونه‌های رسوب و آنالیز دستگاهی آنالیز ترکیبات PAH شامل استخراج، مراحل

بعدی نمونه‌ها با جریان نسبتاً آرام گاز نیترژن 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 ریکواری $89 \pm 18\%$ درصد به دست آمد. سپس نتایج با ریکواری 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 کمی ترکیبات به وسیله دستگاه GC-MS، ۱۰۰ میکرولیتر استاندارد داخلی پاراترفیل- d_{14} (p-terphenyl- d_{14}) قبل از تزریق به ویال‌های حاوی نمونه اضافه شد. جهت تعیین حد تشخیص^۳ دستگاه از روش سیگنال به نویز^۴ استفاده شد (۲۶) میزان حد تشخیص و حد تعیین^۵ 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 به طور وسیع برای منشأیابی مورد استفاده قرار می‌گیرد

کروماتوگرافی ستونی و استفاده از دستگاه کروماتوگرافی گازی- طیف سنجی جرمی^۱ (GC-MS) بر اساس روش Zakaria و همکاران (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 فرآیند استخراج ۱۰۰ میکرولیتر ساروگیت (naphthalene- d_8 , anthracene- d_{10} , perylene- d_{12} و chrysene- d_{12}) 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، به وسیله دستگاه تبخیرکننده چرخشی (Rotary evaporator) حجم‌شان به زیر ۱۰ ml رسانده شده و نمونه‌های استخراج شده بر روی ستون شیشه‌ای حاوی سیلیکاژل ۵ درصد غیرفعال شده به وسیله آب، اضافه گردید و سپس بوسیله ۲۰ ml مخلوط Hex/DCM^۲ به نسبت حجمی (۳:۱)، هیدروکربن‌ها شامل Hopanes, PAHs, n -alkanes و غیره جدا 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 نیترژن، حلال پرانی شده تا به حجم ۲-۱ ml رسید سپس نمونه مربوطه به وسیله پیپت پاستور به ظرف شیشه‌ای مخصوص دستگاه GC-MS (vial) ۲/۵ ml منتقل شد. در مرحله

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

1. Gas Chromatography _Mass Spectrometry
2. Hexane / Dichloromethane

نسبت متیل فناترن به فناترن (MP/P) می باشد. نسبت بین ایزومرهای آلکیلی PAH و PAHs والدی معمولاً برای به دست آوردن اطلاعاتی در رابطه با منابع انسانی به کار می رود.

بر اساس طبقه بندی Baumard و همکاران (۱۹۹۸)، برای ترکیبات PAH، ۴ طبقه برای میزان آلودگی رسوبات پیشنهاد شده است (۲۸). برای غلظت های $100-1000$ ng/g: آلودگی پایین، غلظت $100-1000$: آلودگی متوسط، غلظت های $5000-10000$: آلودگی بالا و غلظت های بالای 5000 آلودگی خیلی بالا را شامل می شوند. 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، به صورت دو حد آستانه ERM^1 و ERM^2 مشخص گردیده است (۲۹). ERM در واقع غلظتی از آلاینده است که در مقادیر پایین تر از آن اثرات بیولوژیکی به ندرت قابل مشاهده است. از طرفی اگر غلظت آلاینده بیش تر از مقدار ERM باشد اثرات بیولوژیکی مغایر، به فراوانی رخ می دهد.

یافته ها

غلظت ترکیبات PAH در رسوبات سطحی تالاب شادگان کلیه ۳۰ ترکیب PAH در تمامی نمونه های رسوبات سطحی یافت شد. میانگین غلظت به دست آمده در ایستگاه های دارای آلودگی متوسط $119/63 \pm 865/99$ آلودگی بالا $1821/99 \pm 676/77$ و در ایستگاه هایی با آلودگی خیلی بالا $25759/73 \pm 1304/00$ به دست آمد. غلظت کلی ترکیبات PAH رسوبات سطحی ۲۰۲ ایستگاه نمونه برداری شده از بستر تالاب شادگان در ۱۸۸ ایستگاه عمدتاً در بخش بالایی و میانی تالاب در محدوده $593/74$ تا $8787/87$ ng/g و در ۱۴ ایستگاه عمدتاً در بخش پایینی و غربی تالاب در محدوده $9500/71$ تا $53393/86$ ng/g تعیین گردید. لازم به ذکر است که

بخش پایینی تالاب آلوده ترین بخش تالاب شناسایی شد و بالاترین غلظت ترکیبات PAH در این بخش از تالاب مشاهده شد. به طور کلی در رسوبات سطحی تالاب شادگان ترکیبات PAH ۲ و ۳ حلقه ای فراوانی بیش تری داشتند. بیش ترین 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 فناترن ها و فناترن بودند.

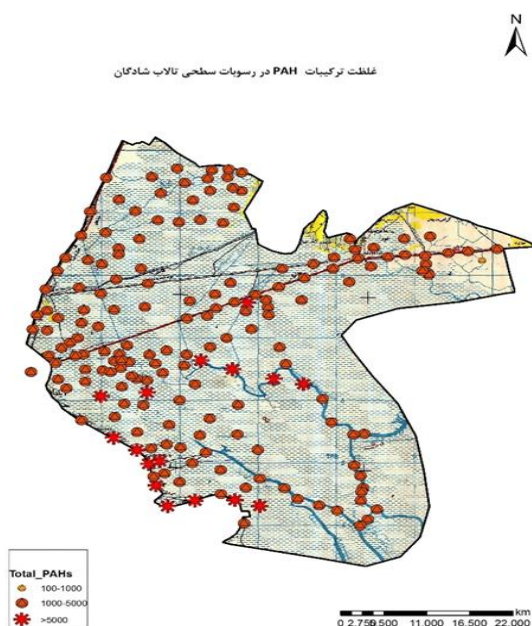
تعیین منشأ ترکیبات PAH

در این مطالعه متوسط مقدار نسبت متیل فناترن به فناترن (MP/P) ۲/۳۸ برای این نسبت به دست آمد و در ۲۵ ایستگاه این مقدار بالاتر از ۴ محاسبه گردید. در مطالعه حاضر متوسط مقدار این نسبت حدود ۱۴/۷۷ به دست آمد که به منشأ پتروژنیک برای ورود این ترکیبات اشاره دارد. در این تحقیق متوسط مقدار این نسبت در حدود ۰/۵۴ به دست آمد که به ورود ترکیبات PAH از یک منبع پتروژنیک اشاره می کند. در این مطالعه در همه ایستگاه ها این نسبت LMW/HMW بالاتر از ۱ محاسبه گردید که نشان دهنده غالبیت منشأ پتروژنیک برای ترکیبات PAH در منطقه مورد مطالعه است. مقدار این نسبت در تمام ایستگاه ها بالاتر از ۱ و در محدوده $40/85 - 1/11$ محاسبه گردید.

ارزیابی مخاطرات زیست محیطی

در تالاب شادگان رسوبات با آلودگی پایین گزارش نشده است. رسوبات ۱۰/۳ درصد از ایستگاه های نمونه برداری شده (۲۱ ایستگاه) آلودگی متوسط، ۸۳/۶ درصد منطقه آلودگی بالا (۱۶۹ ایستگاه) و ۶/۴ درصد (۱۲ ایستگاه) آلودگی خیلی بالا را شامل می شوند (تصویر شماره ۲). هم چنین مشخص شده است که مناطق با غلظت های کم تر از 100 ng/g مناطق با آلودگی پایین و مناطق با غلظت های بالاتر 1000 ng/g مناطق هستند که به صورت مزمن دچار آلودگی به ترکیبات PAH می باشند (۳۰، ۲۹). در

1. Effects Range Low
2. Effects Rang Median



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

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 دنیا است (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

جدول شماره ۱: غلظت ترکیبات PAH (نانوگرم بر گرم وزن خشک) در رسوبات سطحی تالاب شادگان و مقایسه آن‌ها با شاخص‌های 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-naphtalene ^۲
%۳۱ sites: ۶۴	۸/۷۱	۲/۱۴	۳/۱۱۳۸	۳۵/۱۰۴	۸۰۰	۸۵	M-Naphtalene ^۱
%۹/۶ sites: ۱۴	۲۵/۳۱	۵/۱۴	۱/۲۶۳۷	۹۴/۷۵	۴۵۰/۱	۱۵۰	DM-Naphtalene ^{۶,۲}
%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-Naphtalene ^{۵,۳,۲}
%۹۰ sites: ۱۸۲	۹/۲۸	۷/۶	۳/۳۳۳۶	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
%۸/۶ 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-Phenanthrene ^{۶,۳}
-	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-Pyrene ^۱
%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
%۴/۱ sites: 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]pyrene ^{۳,۲,۱} Indeno[
%۹/۱ sites: ۴	۸/۰	۱/۰	۸/۳۶۴	۵۲/۵	۲۶۰	۶۳	Dibenzo[a,h]anthracene
%۹/۳ 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 PAHs ^{۱۶}

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

منبع	ΣPAHs(ng/g)	منطقه
Botello <i>et al.</i> (۱۹۹۱)	۴۵۴-۳۱۲۰ (Σ۱۵ PAHs)	Tabasco State, Mexico
Wade <i>et al.</i> (۱۹۹۵)	۳-۳۳۳۰ (Σ۱۸ PAHs)	Gulf of Mexico, USA
Readman <i>et al.</i> (۱۹۹۶)	۱۱۰۰۰-۶۹۰۰۰۰ (Σ۱۳ PAHs)	Saudi Arabia, Gulf
Baumard <i>et al.</i> (۱۹۹۸)	۱/۵-۲۰۴۴۰ (Σ۱۴ PAHs)	West Mediterranean Sea
Gogou <i>et al.</i> (۲۰۰۰)	۱۴/۶-۱۵۸۵ (Σ۲۸ PAHs)	Mediterranean Sea
Nishigima <i>et al.</i> (۲۰۰۱)	۸۰-۴۳۹۰ (Σ۱۷ PAHs)	Santos Harbour, Brazil
Tolun <i>et al.</i> (۲۰۰۱)	۲۵۰۰-۲۵۰۰۰ (Σ۱۴ PAHs)	Izmit Bay, Turkey
Viguri <i>et al.</i> (۲۰۰۲)	۲۰-۲۵۸۰۰ (Σ۱۵ PAHs)	Santander Bay, Northern Spain
Mostafa <i>et al.</i> (۲۰۰۳)	۸-۱۳۱۱۵۰ (Σ۴۳ PAH s)	Western Harbour, Alexandria, Egypt
Fang <i>et al.</i> (۲۰۰۳)	۹۸/۱-۲۰۴۸ (Σ۲۷ PAHs)	Hsin-ta coastal area, Taiwan
Tolosa <i>et al.</i> (۲۰۰۴)	۳۳۸-۲۹۸۸ (Σ۴۶ PAHs)	Caspian Sea sediments, Azerbaijan
Shi <i>et al.</i> (۲۰۰۵)	۷۷-۱۹۳۳۰۰ (Σ۱۶ PAHs)	Tianjing, China
Tolosa <i>et al.</i> (۲۰۰۵)	۱۳-۶۶۰۰ (Σ۱۹ PAHs)	Gulf and the Gulf of Oman, Bahrain
El Nemer <i>et al.</i> (۲۰۰۶)	۱۵۸-۱۰۴۶۳ (Σ۱۵ PAHs)	Suez Gulf/ Egypt
Ünlü and Alpar (۲۰۰۶)	۵۰/۸-۱۳۴۸۲ (Σ۱۳ PAHs)	Gemlik Bay, Turkey
Liu <i>et al.</i> (۲۰۰۷)	۱۸۹-۶۳۷ (Σ۱۸ PAHs)	coastal areas, China
Qiao <i>et al.</i> (۲۰۰۶)	۱۲۰۷-۴۷۵۴ (Σ۱۶ PAHs)	Meiliang Bay, Taihu Lake, China
Yim <i>et al.</i> (۲۰۰۷)	۸/۸۰-۱۸۵۰۰ (Σ۱۶ PAHs)	Marine environment, Korea
Sprovieri <i>et al.</i> (۲۰۰۷)	۹-۳۱۷۷۴ (Σ۱۶ PAHs)	Naples' harbour, southern Italy
Ebrahimi <i>et al.</i> (۲۰۱۲)	۲۲۲-۵۲۲۸ (Σ۲۳ PAHs)	Mongrove Forest of Qeshm Island and Khamir Port, Persian Gulf
مطالعه حاضر	۵۹۳/۸۴-۵۳۳۹۳/۸۶ (Σ۳۰ PAHs)	Shadegan wetland, khozestan province, Iran

تطابق با نتایج به دست آمده در مناطقی نظیر مناطق ساحلی عربستان تحت تاثیر جنگ‌های نفتی ۱۹۹۱، سواحل جنوب در ایتالیا، خلیج سانتوز در برزیل و خلیج ازمیت در ترکیه می باشد که تحت تاثیر ورودی‌های مستقیم نفت قرار داشته اند (۳۱-۳۴). با توجه به این که تالاب شادگان همواره در معرض ورود هیدروکربن ها قرار داشته و تقریباً 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 می باشد (۱) مقادیر بالای محاسبه شده برای غلظت کل ترکیبات PAH در رسوبات سطحی منطقه مطالعاتی قابل توجه است. در زمینه انتشار و آلودگی ترکیبات هیدروکربنی، مطالعات انجام شده در تالاب بین المللی شادگان بسیار محدود بوده که از آن جمله می توان به مطالعه زارع مایوان (۲۰۱۱) بر روی میزان غلظت هیدروکربن ها در پوشش گیاهی تالاب اشاره نمود (۳۵). نتایج این بررسی در تطابق با مطالعه حاضر بوده و نتایج آن نشان داد که میزان غلظت هیدروکربن ها در گیاهانی که در بخش جنوبی جاده

ماهشهر-آبادان رشد یافته اند (بخش جنوبی و غربی تالاب) بیش تر از گیاهانی است که در بخش شمالی آن وجود دارند. برتری ایزومرهای آلکیل دار شده نفتان، فنانترون بر ترکیبات والدی منشأ پتروژنیک را در این بررسی نشان می دهد. مقادیر کم تر از ۱ این نسبت از منشأ سوختی ناشی می گردد در حالی که مقادیر بیش تر از ۱ ناشی از منشأ نفتی است (۳۶). مواد نفتی اغلب فنانترون، پایرن، کرایزن و بنزو (ghi) پرلین بیش تری نسبت به ایزومرهای خود یعنی انتراسن، فلورانتن، بنزو (a) آنتراسن و ایندو (cd) پایرن هستند. فنانترون به طور خاص پایدارتر از آنتراسن است بنابراین در آلودگی پتروژنیک این نسبت خیلی زیاد است اما دماهای بالا که در پروسه های سوختن روی می دهد به تشکیل آنتراسن کمک می کند و این نسبت کاهش می یابد، بنابراین منشأ پتروژنیک ترکیبات PAH با مقادیر کم این نسبت مشخص می گردد (۳۷، ۲۸). به طور کلی نسبت Ph/An بیش تر و کم تر از ۱۰، به ترتیب اشاره به منشأ پتروژنیک و پتروژنیک ترکیبات PAH دارد (۳۱). برای نفت خام این نسبت حدود ۵۰ می باشد در حالی که در

خروجی وسایل نقلیه این نسبت حدود ۴ است (۳۸). احتراق سوخت‌های فسیلی مقادیری در حدود ۱۰-۴ تولید می‌کند (Baumard, ۳۳, ۲۷) و همکاران (۱۹۹۸) بیان کردند که تنها ارزیابی نسبت‌های فنانترن به آنتراسن و فلورانتن به پیرن می‌تواند 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 پیروژنیک است. سوختن زغال مقدار ۱/۴ و سوختن چوب مقدار ۱ را برای این نسبت تولید می‌کنند در صورتی که 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 پیروژنیک را شامل می‌شوند اغلب دارای ترکیبات PAH با وزن مولکولی زیاد (HMW) هستند (۴۰). مقادیر LMW/HMW کم‌تر از ۱ نشان‌دهنده منشأ پیروژنیک 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 منشأ پتروژنیک برای ترکیبات PAH 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 منشأ 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 زباله‌ها 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

دریابی می‌باشد (۴۱، ۳۵) و می‌تواند در غلظت‌های بالا، سبب تحریک رفتار موجودات دریایی شود (۴۲). هم‌چنین نسبت ضریب اکتانول به آب کم نفتالین (۳/۰۱-۳/۴۵) 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 نظر گرفته 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 منشأ 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 منشأ 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 زباله‌ها 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

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 آن که 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 می‌شود، 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 آن که 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 آمده‌اند، غالب این صنایع پساب‌های خود را در کانال مالچ 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 منشأ 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 منشأ ترکیبات PAH و ارزیابی سمیت رسوبات آلوده به این ترکیبات می‌تواند به عنوان یک ابزار قدرتمند جهت ارائه مناطق در معرض خطر زیست محیطی در تالاب 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 برنامه‌های کاهش ورود آلاینده‌ها به محیط کمک نماید. در

در اثر ورود مستقیم نفت و محصولات نفتی به تالاب ارزشمند شادگان راه یافته‌اند. بنابراین راه کارهای 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 بدین وسیله از معاونت پژوهشی دانشگاه قدردانی می‌گردد.

مقایسه با راهبردهای کیفی رسوب مورد استفاده در این بررسی، زیست‌مندان این اکوسیستم آبی به‌طور کامل تحت تاثیر آلاینده‌های راه یافته به آن بوده و صرف نظر از رژیم های غذایی متفاوت، تحت تاثیر این آلاینده‌ها به عنوان ترکیباتی که مستقیماً برای موجودات دریایی سمیت دارند، قرار دارند. از این رو با توجه به تهدیدات پیش روی 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 این که بخش عمده‌ای از هیدروکربن ها

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 the southern Gulf of Mexico. Boletín de la Sociedad Geológica 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

- 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

- 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 Chromatogr 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, Bicego 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, Nieves, 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, Hawker DW, 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 significance 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

- 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 heavy metal concentration (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. Ecosystem of International Shadegan wetland. Naghshmehr pub; 2006. p. 84 (persian).