

هیدروکربن‌های حلقوی معطر (PAHs) در رسوبات رواناب شهری (مطالعه موردی شهر تهران)

امین حسینی مقدم^۱، سید حسین هاشمی^{۲*}، علی قدیری مریم آبادی^۳

^۱ کارشناس ارشد مهندسی منابع طبیعی - محیط زیست، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران
^۲ دانشیار، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران
^۳ دانشجوی دکتری علوم و مهندسی محیط زیست، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران

خلاصه: هیدروکربن‌های حلقوی معطر (PAHs) به دلیل سمیت، پایداری، چربی‌دوستی، تجمع زیستی و اثرات سرطان‌زایی و جهش‌زایی مورد توجه ویژه هستند. رواناب‌های شهری مقادیر قابل توجهی ترکیبات PAHs دارند که انتقال آن‌ها به محیط‌های پذیرنده مخاطرات محیط زیستی و بهداشتی در پی دارد. به دلیل ویژگی آبگریزی، بیش‌تر این ترکیبات در محیط‌های آبی به صورت هم پیوند با ذرات معلق و رسوبات تجمع و انتقال می‌یابند. بنابراین ارزیابی رسوبات به عنوان یکی از محیط‌های موثر بر سرنوشت آنها اهمیت دارد. این پژوهش با هدف ارزیابی مقدار و منشأ ترکیبات PAHs در رسوبات رواناب تهران انجام شده است. نمونه‌ها از سه زیرحوضه اصلی شهر تهران در اردیبهشت ۱۳۹۶ برداشت و غلظت ۱۶ ترکیب PAHs و کربن آلی اندازه‌گیری و با پنج شاخص نسبت‌های تشخیصی، منابع انتشار محتمل آن‌ها تعیین شد. غلظت مجموع PAHs در گستره ۵۷ تا ۹۷۸/۲ نانوگرم بر گرم وزن خشک رسوب بود. پراکندگی غلظت کل ترکیبات در زیرحوضه ۲ (۵۷ - ۹۷۶/۶ نانوگرم بر گرم) به دلیل قرارگیری در مرکز شهر و تنوع منابع آلاینده نسبت به زیرحوضه ۱ (۸۴/۴ - ۷۷۳/۲ نانوگرم بر گرم) و زیرحوضه ۳ (۷۶/۳ - ۹۷۸/۲ نانوگرم بر گرم) بالاتر بود. همچنین، بین کربن آلی کل و غلظت PAHs همبستگی معنی‌داری وجود دارد، اما ضریب آن در هر زیرحوضه متفاوت است. در تمام ایستگاه‌ها به استثنای ایستگاه CIS27، ترکیبات ۳ و ۴ حلقه‌ای به ویژه کرایزن، فلئورانتن و پیرن غالب بودند. چهار شاخص منشأ ترکیبات را پایروژنیک و شاخص LMW/HMW در ۳۰ درصد ایستگاه‌ها منشأ پتروژنیک نشان داد. به طور کلی، به دلیل تراکم بالای جمعیت و ترافیک و فعالیت‌های انسانی، منابع پایروژنیک نسبت به پتروژنیک سهم غالب را دارند.

تاریخچه داوری:

دریافت:
بازنگری:
پذیرش:
ارائه آنلاین:

کلمات کلیدی:

رسوب
هیدروکربن‌های حلقوی معطر
کربن آلی کل
رواناب
منشأیابی

۱- مقدمه

خشکی [۲] و آبی [۳] یافت شده است. به طور کلی منابع انتشار ترکیبات PAHs را می‌توان به دو گروه طبیعی مانند آتش‌سوزی جنگل‌ها، فعالیت‌های آتشفشانی، سنتز و تخریب گیاهی و باکتریایی، فرسایش سنگ‌های حاوی هیدروکربن‌ها (شیل) و انسانی نسبت داد که منابع انسانی به دو گروه پتروژنیک شامل انتشار ناشی از تبخیر، ریزش، نفوذ و نشت سوخت‌های فسیلی احتراق نیافته و پایروژنیک شامل انتشار ناشی از احتراق ناقص سوخت‌های فسیلی و زباله‌سوزها تقسیم می‌شود [۴]. تاکنون بیش از ۱۰۰ نوع ترکیب PAHs

هیدروکربن‌های چندحلقه‌ای معطر گروهی از ترکیبات آلی نیمه فرار با گسترش وسیع در محیط زیست هستند که به دلیل پایداری، آبگریزی بالا و پتانسیل انتقال و انتشار در مقیاس وسیع، یکی از نگرانی‌های مهم محیط زیستی به شمار می‌روند و در مطالعات مختلف، غلظت‌های قابل توجهی از این ترکیبات در هوا [۱]، اکوسیستم‌های

1 - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)

* نویسنده عهده‌دار مکاتبات: h_hashemi@sbu.ac.ir



وجود دارد [۹]. در ۵۰ سال اخیر مطالعات گسترده‌ای در زمینه ارزیابی توزیع [۱۰]، انتقال [۱۱]، سرنوشت [۱۲] و منشایابی [۱۳] این ترکیبات در محیط آب‌های شهری انجام شده است. استفاده از نسبت‌های تشخیصی یکی از پرکاربردترین روش‌ها برای منشایابی ترکیبات PAHs می‌باشد که از میان آن‌ها می‌توان به نسبت ترکیبات با جرم مولکولی پایین^۲ به ترکیبات با جرم مولکولی بالا (LMW/HMW)، فنانتین به آنتراسن (Phe/An)، فلئورانتین به پیرن (Flu/Py)، آنتراسن به مجموع فنانتین و آنتراسن (An/Ph+An)، فلئورانتین به مجموع پیرن و فلئورانتین (Flu/Py+Flu) [۱۴] و شاخص‌های ترکیبی [۱۵] اشاره کرد.

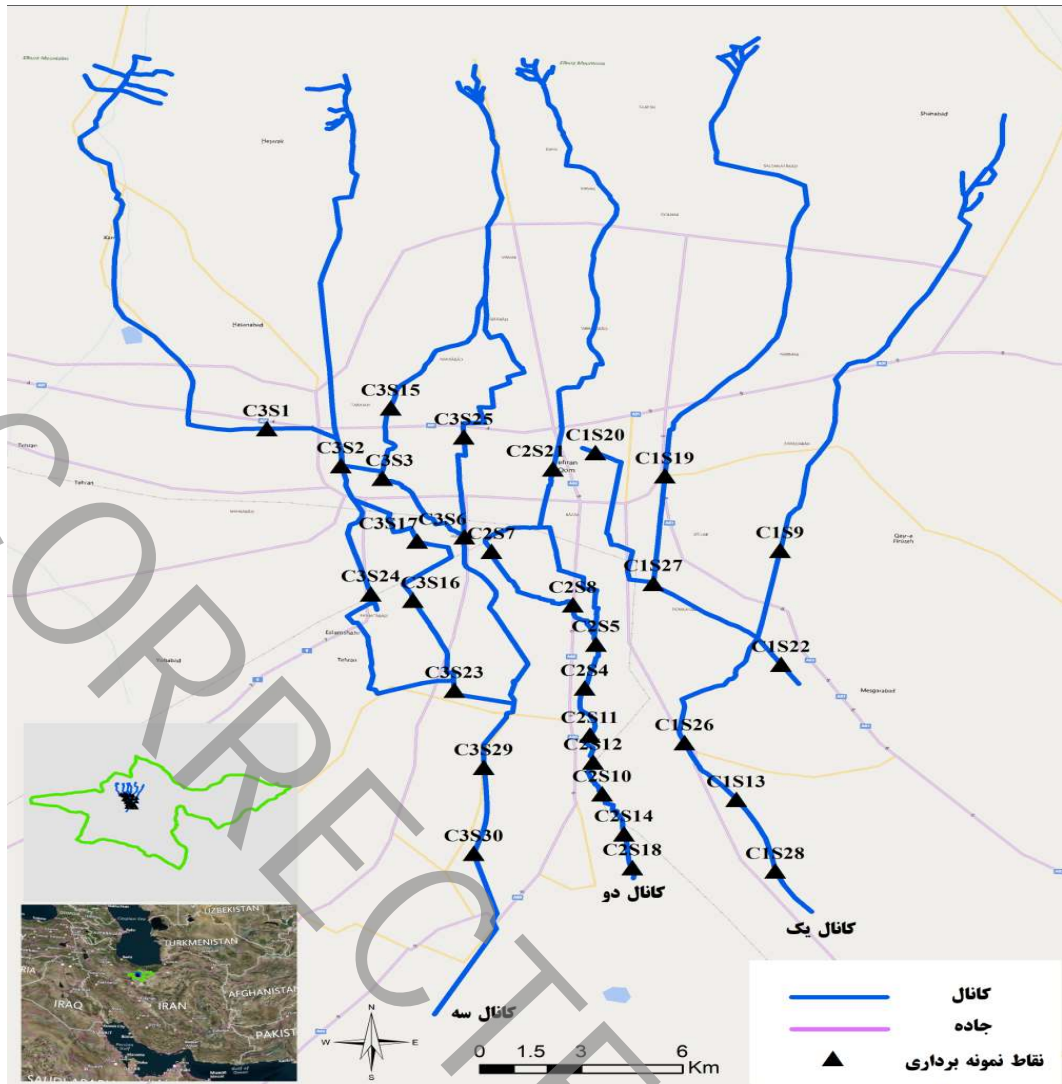
با توجه به فراوانی ترکیبات PAHs در رواناب‌های شهری و اهمیت محیط زیستی و بهداشتی آن‌ها، شناخت غلظت و رفتار این آلاینده‌ها در رسوبات در راستای ارزیابی، مدیریت و کنترل آن‌ها ضروری به نظر می‌رسد. مطالعات بسیار محدودی در زمینه ارزیابی این ترکیبات در رواناب شهر تهران به‌عنوان بزرگ‌ترین کلان‌شهر کشور ایران با گستره وسیعی از فعالیت‌های انسانی انجام شده است. از این رو هدف پژوهش حاضر بررسی غلظت و منشاء ترکیبات PAHs و TOC به‌عنوان یکی از پارامترهای موثر بر توزیع این ترکیبات در فاز نامحلول در رسوبات کانال‌های انتقال رواناب سطحی سه زیرحوضه اصلی شهر تهران می‌باشد.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

شهر تهران به‌عنوان مرکز استان تهران و پایتخت کشور ایران با مساحتی بالغ بر ۷۳۰ کیلومترمربع و جمعیتی بیش از ۸٫۷ میلیون نفر یکی از پر جمعیت‌ترین شهرهای دنیا است. تهران دارای اقلیمی گرم و خشک است و با توجه اختلاف توپوگرافی قابل توجه بین نواحی شمالی و جنوبی میانگین بارش سالانه از ۱۰۰ میلی‌متر در نواحی جنوبی و بیش از ۵۰۰ میلی‌متر در نواحی شمالی متغیر است. میانگین بارش سالانه حدود ۲۵۰ میلی‌متر است که ۴۰ تا ۵۰ درصد آن در فصل زمستان رخ می‌دهد. به‌دلیل وجود سطوح نفوذناپذیر گسترده در شهر تهران، طی رخداد‌های بارشی عمده آب ناشی از بارش به رواناب سطحی تبدیل می‌شود. طبق آمار سال ۱۳۹۴ حجم رواناب تولیدی

شناخته شده است که ۱۶ ترکیب توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا به‌عنوان آلاینده‌های اولیه و خطرناک معرفی شده‌اند. از مهم‌ترین اثرات این ترکیبات می‌توان به سرطان‌زایی، جهش‌زایی، سمیت، تخریب گلبول‌های قرمز، سوزش و خارش پوست، سوزش چشم، آب مروارید، آسیب به کبد و کلیه، یرقان و غیره اشاره کرد. این ترکیبات تمایل زیادی به تجمع در کلیه و کبد دارند؛ ولی مقادیر کم آن‌ها در طحال و غده آدرنال نیز ذخیره می‌شود [۵]. هم‌زمان با توسعه شهری، افزایش سطوح نفوذناپذیر موجب افزایش قابل توجهی در مقدار رواناب‌های تولیدی می‌شود و تنوع منابع انتشار و غلظت آلاینده‌های مختلف را در پی دارد. به‌گونه‌ای که تاکنون بیش از ۶۰۰ آلاینده مختلف در آب باران و رواناب‌های شهری با تنوع مکانی و زمانی قابل توجه در ترکیب و غلظت شناسایی شده است [۶]. افزایش شهرنشینی و فعالیت‌های انسانی در دهه‌های اخیر باعث شده است تا رواناب‌های شهری به‌دلیل کیفیت پایین به مشکلی اساسی تبدیل و با راهیابی به محیط‌های پذیرنده اثرات مخرب محیط زیستی و بهداشتی بر اکوسیستم‌ها، ارگانسیم‌ها و سلامت انسان به‌دنبال داشته باشد [۷]. در این میان، ترکیبات PAHs از مهم‌ترین آلاینده‌های موجود در رواناب‌های شهری هستند که توزیع و غلظت آن‌ها به میزان توسعه شهری و تراکم جمعیت بستگی دارد این ترکیبات در رواناب شهری به دو حالت محلول و متصل به ذرات معلق و رسوب وجود دارند، اما به‌دلیل خاصیت آگریزی و فشار بخار پایین، غلظت‌های گزارش شده در رسوبات به مقدار قابل توجهی بیش از غلظت محلول است و انتقال بخش قابل توجهی از آن‌ها به‌وسیله رسوبات انجام می‌شود و به‌دلیل خاصیت آگریزی در رسوبات یا ارگانسیم‌ها تجمع می‌یابند و رسوبات رواناب‌های شهری یکی از مهم‌ترین محیط‌های تجمع و ذخیره این ترکیبات در محیط‌های پذیرنده به حساب می‌آیند. با تغییر شرایط محیطی مانند pH، شوری و غیره این ترکیبات از حالت معلق به‌صورت محلول در آمده و به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم به زنجیره غذایی وارد و در نهایت به انسان می‌رسند [۸]. هم‌چنین در برخی مطالعات ثابت شده است که بافت رسوبات و مقدار محتوای کربن آلی آن نقش عمده‌ای بر روی بار معلق ترکیبات PAHs دارد. به‌طوری‌که مطالعات Li و همکاران نشان داده است که بین مقدار کربن آلی رسوبات و غلظت ترکیبات PAHs در آن همبستگی مثبت



شکل ۱- محدوده مطالعات، موقعیت ایستگاه ها و کاربری زمین

ایستگاه‌های نمونه‌برداری را نشان می‌دهد.

۲-۲- نمونه‌برداری

با توجه به شبکه مسیل‌ها و کانال‌های انتقال رواناب سطحی شهر تهران، محدوده شهر به سه زیرحوضه تقسیم شد و تعداد ۳۰ نقطه جهت نمونه‌برداری از رسوب کانال‌ها به‌گونه‌ای انتخاب شد که از بالادست تا پایین دست هر زیرحوضه را پوشش دهد. شکل ۱ موقعیت زیرحوضه‌ها را به‌همراه نقاط نمونه‌برداری نشان می‌دهد. پیش از نمونه‌برداری، تجهیزات با آب دیونیزه و حلال استون به‌صورت کامل شستشو داده شد. نمونه‌برداری در ۲۵ الی ۲۸ اردیبهشت ماه سال ۱۳۹۶ طی سه مرحله، ۲۴ ساعت پس از بارش با دوره خشکی

سالانه در شهر تهران حدود ۵۰۰ میلیون مترمکعب بوده که بیش از نیمی از آن به خارج از شهر هدایت می‌شده است [۱۶] که در سال‌های اخیر به‌دلیل گسترش محدوده شهری و به‌دنبال آن افزایش سطوح نفوذناپذیر، حجم رواناب‌های خروجی از شهر بیش‌تر شده است. حوضه آبریز شهر تهران به چند زیرحوضه تقسیم می‌شود و بخش قابل توجهی از رواناب هر زیرحوضه پس از جمع‌آوری به‌وسیله شبکه پیچیده‌ای از کانال‌ها، به جریان‌های شهری تخلیه و در نهایت جنوب شهر انتقال می‌یابد. بخش عمده رواناب انتقالی در کشاورزی استفاده، مقداری نفوذ و آبخوان را تغذیه و بقیه از طریق تالاب بندعلیخان به دریاچه نمک منتهی می‌شود. شکل ۱ کاربری اراضی و موقعیت سه زیرحوضه مورد مطالعه شهر تهران، شبکه پیچیده کانال‌های جمع‌آوری رواناب و

دوتریت شده و استاندارد ترکیبات PAHs شرکت سیگماآلدریج و دستگاه کروماتوگرافی گازی مدل 7890A و طیف‌سنجی جرمی مدل 5975C شرکت Agilent Technologies به‌همراه ستون HP5 با طول ۳۰m، قطر داخلی ۰.۲۵mm و فاز ساکن به ضخامت ۰.۲۵ μ m و گاز حامل هلیوم با خلوص ۹۹.۹۹۹ درصد با دبی ۱ ml/min استفاده شد. هم‌چنین دمای پایه آون ۸۰°C، افزایش دما ۷°C/min تا دمای ۲۹۰°C ادامه یافت و پس از ۱۰ min به حالت پایه برگشت. نمونه‌ها به روش انشعابی به دستگاه تزریق شدند. نمودار کالیبراسیون دستگاه برای تمام نمونه‌ها با قرار دادن سطح پیک در مقابل غلظت تزریق شده هر سه روز ترسیم و رابطه خطی در R^2 بالاتر از ۰.۹۵ به‌دست آمد. به‌منظور برآورد میزان هدرروی آنالیت‌های مورد بررسی مقدار ۱۰۰ میکرولیتر ساروگیت ترکیبات PAHs دوتریت شده با غلظت ۵۰ μ g/g پیش از عملیات آماده‌سازی و استخراج، به نمونه‌ها اضافه شد. مقدار بازیابی ترکیبات در نمونه‌ها ۷۰ تا ۱۰۸ درصد (میانگین ۹۵ درصد) بود. هم‌چنین حد تشخیص دستگاه برای هر آنالیت بر اساس روش گفته شده در مطالعه شهبازی و همکاران محاسبه شد [۱۸].

۲-۴- اندازه‌گیری کربن آلی کل رسوب

اندازه‌گیری غلظت TOC رسوبات به روش استاندارد کاهش وزن در نتیجه احتراق^۱ انجام شد. مزیت این روش نسبت به دیگر روش‌ها دقت، صحت و سرعت بالاتر آن است [۱۹]. بدین‌منظور ابتدا نمونه به مدت ۲۴hr در آون در دمای ۶۰°C خشک و پس از حذف محتوای کربن معدنی مقدار ۲g نمونه به‌وسیله ترازوی دیجیتالی مدل Sartorius TE 124s توزین و به مدت شش ساعت در کوره الکتریکی در دمای ۴۵۰°C قرار گرفت و در پایان از اختلاف وزن نمونه خشک پیش و پس از قرارگیری در کوره، مقدار TOC برحسب mg/kg تعیین شد.

۳- نتایج و بحث

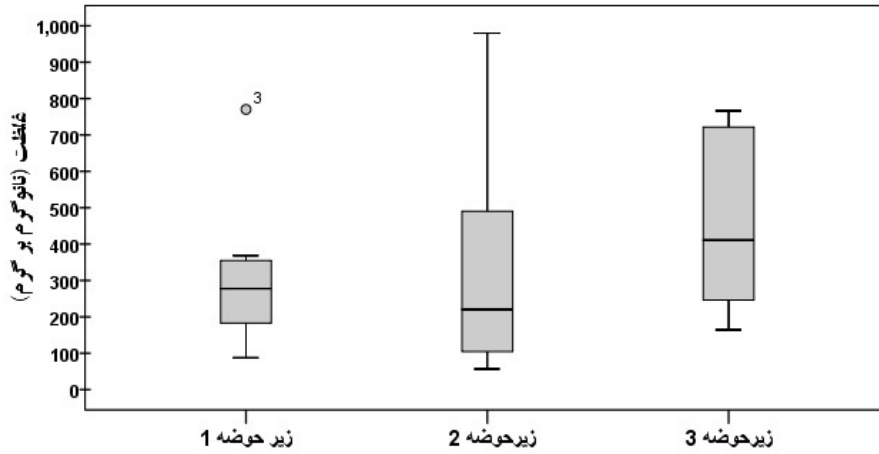
۳-۱- غلظت ترکیبات PAHs در رسوب

شکل ۲ میانه و توزیع مجموع غلظت PAHs را در سه زیرحوضه مورد مطالعه نشان می‌دهد. هم‌چنین برای بررسی تفاوت سه زیرحوضه

یک ماهه انجام شد. نمونه‌های رسوب سطحی پس از برداشت به وسیله نمونه بردار چنگکی، در پوشش آلومینیومی قرار گرفته و ضمن نگهداری در دمای چهار درجه سلسیوس در کمترین زمان ممکن به آزمایشگاه منتقل و تا هنگام انجام آزمایش در یخچال در دمای کم‌تر از چهار درجه سلسیوس نگهداری شدند [۱۷].

۳-۲- آماده‌سازی و تعیین غلظت ترکیبات PAHs

آماده‌سازی و استخراج ترکیبات PAHs از نمونه طبق روش استاندارد MOOPAM با استفاده از سوکسله و دو مرحله کروماتوگرافی ستونی سیلیکاژلی انجام شد [۱۷]. به صورتی که ابتدا مواد مصرفی مانند سیلیکا، آلومینا و سدیم سولفات تحت شرایط استاندارد مورد نظر پاکسازی و فعال شد. قبل از انجام استخراج، تمام ظروف مورد استفاده جهت زدودن آلودگی‌های محتمل، به ترتیب به وسیله آب دیونیزه، متانول، هگزان و استون شستشو داده شد. سپس به مدت چهار ساعت در آون تحت شرایط دمایی ۷۰°C درجه سلسیوس قرار داده شدند. نمونه‌های رسوب در محیط آزمایشگاه تحت شرایط دمایی محیط خشک و با استفاده از هاون چینی همگن شد. مقدار ۱۰ گرم نمونه توزین، و پس از اضافه کردن حجم ۱۰۰ میکرولیتر ساروگیت به آن، عملیات استخراج به روش سوکسله با استفاده از ۲۵۰ میلی لیتر مخلوط حلال‌های هگزان/متیلن کلراید (۱:۱) در مدت ۸ ساعت انجام شد. به منظور حذف مزاحمت سولفور، مس فعال شده به مقدار کافی به نمونه اضافه شد و برای حذف کامل گوگرد نمونه‌ها به مدت یک شب در این وضعیت نگهداری شدند. پس از حذف رطوبت نمونه‌ها با استفاده از سدیم سولفات فعال، حجم آن‌ها با استفاده از دستگاه تبخیرکننده دوار مدل SB-1100 ساخت کشور ژاپن به ۵ میلی لیتر کاهش یافت. به منظور پاکسازی نمونه‌ها، ۵ گرم سیلیکا و ۱۰ گرم آلومینای آماده‌سازی شده به ستون اضافه شده و نمونه از آن عبور داده شد. سپس ستون با استفاده از ۳۰ میلی لیتر محلول هگزان/دی کلرومتان (۹:۱) شستشو داده شد. حجم نمونه جهت آنالیز دستگاهی به وسیله جریان ملایم گاز نیتروژن به ۱ میلی لیتر کاهش یافت و به ویال ۱/۵ میلی لیتری منتقل شد. به‌منظور آماده‌سازی و سنجش نمونه‌ها از استون، هگزان، متیلن کلراید، سیلیکاژل (۰.۲-۰.۶mm، آلومینا (۲۳۰-۷۰ مش) و سدیم سولفات شرکت مرک و استاندارد داخلی ترکیبات PAHs



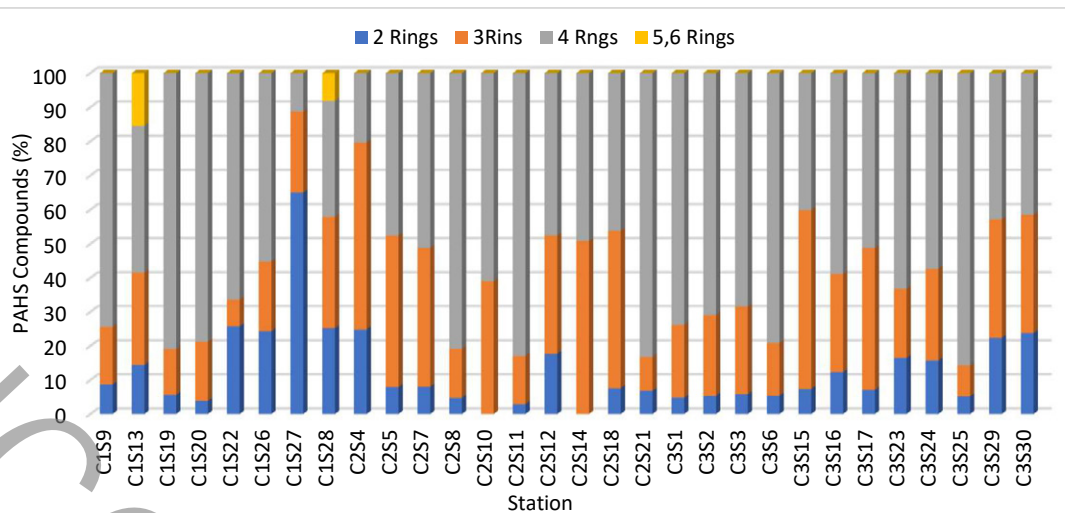
شکل ۲- میانه و پراکندگی غلظت کل ترکیبات PAHs در سه زیرحوضه

جدول ۱- نتایج حاصل از آزمون تشابه میانگین غلظت‌ها در سه زیرحوضه مورد بررسی

| (I) Catchment | (J) Catchment | Mean Difference (I-J) | Std. Error | Sig. |
|---------------|---------------|-----------------------|------------|-------|
| ۱ | ۲ | -۱/۶۶۵ | ۱۳۲/۰۹۵ | ۱ |
| | ۳ | -۱۲۹/۵۳ | ۱۲۷/۱۰۸ | ۰/۶۰۱ |
| ۲ | ۱ | ۱/۶۶۶ | ۱۳۲/۰۹۵ | ۱ |
| | ۳ | -۱۲۷/۸۶۴ | ۱۱۹/۲۳۸ | ۰/۵۶۹ |
| ۳ | ۱ | ۱۲۹/۵۳۰ | ۱۲۷/۱۰۸ | ۰/۶۰۱ |
| | ۲ | ۱۲۷/۸۶۵ | ۱۱۹/۲۳۸ | ۰/۵۶۹ |

نانوگرم بر گرم) [۲۴] کم‌تراست که می‌تواند ناشی از تفاوت در نوع و میزان فعالیت‌های انسانی و منابع انتشار، کاربری اراضی، استانداردهای انتشار آلاینده‌ها و ویژگی‌های محیطی حوضه‌های آبریز باشد. با توجه به شکل ۲ توزیع غلظت PAHs در سه زیرحوضه متفاوت است که نشان‌دهنده تنوع منابع و مقدار انتشار از منابع این ترکیبات در کل حوضه است. از همین رو پراکندگی پایین غلظت در زیرحوضه ۱ نسبت به دو زیرحوضه دیگر، می‌تواند ناشی از محدودتر بودن منابع انتشار این ترکیبات یا یکنواختی بیش‌تر آن‌ها در این زیرحوضه باشد. اما در زیرحوضه ۲ به دلیل قرارگیری در مرکز شهر، تراکم بالای جمعیتی و سطح قابل توجه فعالیت‌های انسانی، تنوع منابع آلاینده بالا بوده و غلظت این ترکیبات پراکندگی بیش‌تری نسبت به دو زیرحوضه دیگر دارد. شکل ۳ سهم این ترکیبات PAHs در غلظت کل را در ایستگاه‌های

از نظر غلظت PAHs از تحلیل واریانس یک طرفه با سطح اطمینان ۹۵ درصد استفاده شد که نتایج نشان داد تفاوت در غلظت این ترکیبات بین سه زیرحوضه معنادار نیست ($P > 0.05$). غلظت مجموع PAHs در گستره ۵۷ در ایستگاه C2S14 تا ۹۷۸/۲ در ایستگاه C3S25 نانوگرم بر گرم وزن خشک رسوب قرار داشت (میانگین ۳۶۸/۷ و میانه ۳۰۱/۷ نانوگرم بر گرم). این میزان نسبت به مطالعات مشابه که بر روی رسوبات رودخانه‌های متأثر از نواحی شهری در آلمان که ۱۱۲ تا ۲۲۹۰۰ نانوگرم بر گرم [۲۰]، در آفریقای جنوبی ۲۷۰ تا ۵۴۰۰ نانوگرم بر گرم [۲۱]، شهر کانزاس در آمریکا ۲۹۰ تا ۸۲۱۵۰ نانوگرم بر گرم [۲۲]، در رسوبات سطحی یک منطقه شهری در چین که ۲۲۱ تا ۳۲۰۵۵ نانوگرم بر گرم [۲۳] و همچنین نسبت به غلظت اندازه‌گیری شده در ته‌نشست‌های کنار جاده‌های شهر اصفهان (۱۸۴/۶ تا ۳۲۲۱/۷



شکل ۳- فراوانی ترکیبات PAHs به تفکیک تعداد حلقه در ایستگاه‌های مختلف

ترکیبات ۵ و ۶ حلقه‌ای مانند بنزو(ا)آنتراسن، بنزو(ب)فلئورانتن، بنزو(ک)فلئورانتن، بنزو(ا)پایرن، دی‌بنزو(ا،h)آنتراسن، بنزو(g,h,i)پیرین و ایندنو(۱،۲،۳-d)پایرن در تمام ایستگاه‌ها بجز ایستگاه‌های C1S13 و C1S28 یافت نشده‌اند یا پایین‌تر از حد تشخیص دستگاه بودند. بنابراین فراوانی ترکیبات سبک‌تر یافت شده در نمونه‌ها نسبت به ترکیبات سنگین‌تر بود. نتایج مطالعات مختلف در محیط‌های شهری نشان داده است که کف‌پوش آسفالتی خیابان‌ها و ریزش‌های سوختی محتمل‌ترین گزینه موثر بر انتشار ترکیبات PAHs سبک به رواناب شهری به حساب می‌آید [۲۹]. بنابراین در شهر تهران نیز به دلیل تراکم بالای جمعیتی و به تبع آن حجم قابل توجه ترافیک، ایستگاه‌های عرضه سوخت، واحدهای تعمیرگاهی و سرویس خودرو، وجود غلظت‌های قابل توجه این ترکیبات در رسوب ناشی از رواناب به عنوان یکی از محیط‌های مهم تجمع این ترکیبات دور از انتظار نیست. غلظت کل PAHs در نمونه‌های مربوط به نواحی جنوبی زیرحوضه‌ها مانند ایستگاه‌های C2S14، C2S18، C1S28 و C3S30 که عموماً در نواحی زمین‌های کشاورزی قرار دارند نسبت به سایر ایستگاه‌های بالادستی با تراکم جمعیت بالاتر و در مرکز شهر، پایین‌تر بود که به‌وضوح نشان‌دهنده اثر کاربری زمین و تراکم فعالیت‌های انسانی بر انتشار و تجمع ترکیبات PAHs در محیط رسوبی است.

۳-۲- منشأیابی ترکیبات PAHs با استفاده از نسبت‌های تشخیصی

شناسایی و تشخیص منابع احتمالی ترکیبات PAHs در محیط

مورد بررسی نشان می‌دهد. الگوی توزیع غلظت این ترکیبات در کل حوضه تغییرات زیادی دارد که نشان‌دهنده تنوع بالای منابع انتشار آنها و مشابه الگوی مورد انتظار در یک محیط در حال توسعه است [۲۰]. میانگین غلظت ترکیب ۲ حلقه‌ای (نفتالین) به‌عنوان یکی از آلاینده‌های شاخص ورودی پتروژنیک [۲۵] در زیرحوضه ۱ (۵۷/۳ نانوگرم/گرم) به‌ترتیب ۲ و ۱/۵ برابر زیرحوضه‌های ۲ و ۳ است که نشان می‌دهد ورودی منابع پتروژنیک در این زیرحوضه قابل توجه است. در بین ۱۶ ترکیب PAHs موردنظر، در تمام ایستگاه‌ها بجز ایستگاه C1S27 ترکیبات ۳ و ۴ حلقه‌ای غالب هستند. به طوری‌که در زیرحوضه‌های ۱، ۲ و ۳ مجموع ترکیبات ۳ و ۴ حلقه‌ای به‌ترتیب ۵۵/۴، ۵۸/۵ و ۶۱ درصد غلظت کل را به خود اختصاص داده‌اند. در برخی مطالعات دیگر نیز مشاهدات مشابهی از غالبیت ترکیبات ۳ و ۴ حلقه‌ای [۲۶] و ۴ حلقه‌ای [۲۷] در رواناب شهری یا متاثر از محیط‌های شهری گزارش شده است که دلایل اصلی آن بالا بودن سهم منابع انتشار این ترکیبات (انتشار ناشی از احتراق سوخت‌های فسیلی) نسبت به سایر ترکیبات، مقاومت بالای فرآیندهای تخریبی و همچنین تمایل آن‌ها به جذب بر روی رسوبات، ذرات معلق و غبار سطوح خیابان‌ها اشاره کرد [۲۶]. در بین این ترکیبات کرایزن، فلئورانتن و پایرن در اغلب نمونه‌ها فراوانی بالاتری نسبت به سایر ترکیبات داشته‌اند. فلئورانتن و پایرن از مهم‌ترین آلاینده‌های شاخص منابع پتروژنیک به‌ویژه خودروها و صنایع هستند که در محیط‌های شهری نسبت به دیگر ترکیبات فراوانی بیشتری دارند [۲۸]. از طرفی

جدول ۲- نسبت‌های تشخیصی ترکیبات PAHs در نمونه‌های رسوب رواناب در سه زیرحوضه شهر تهران

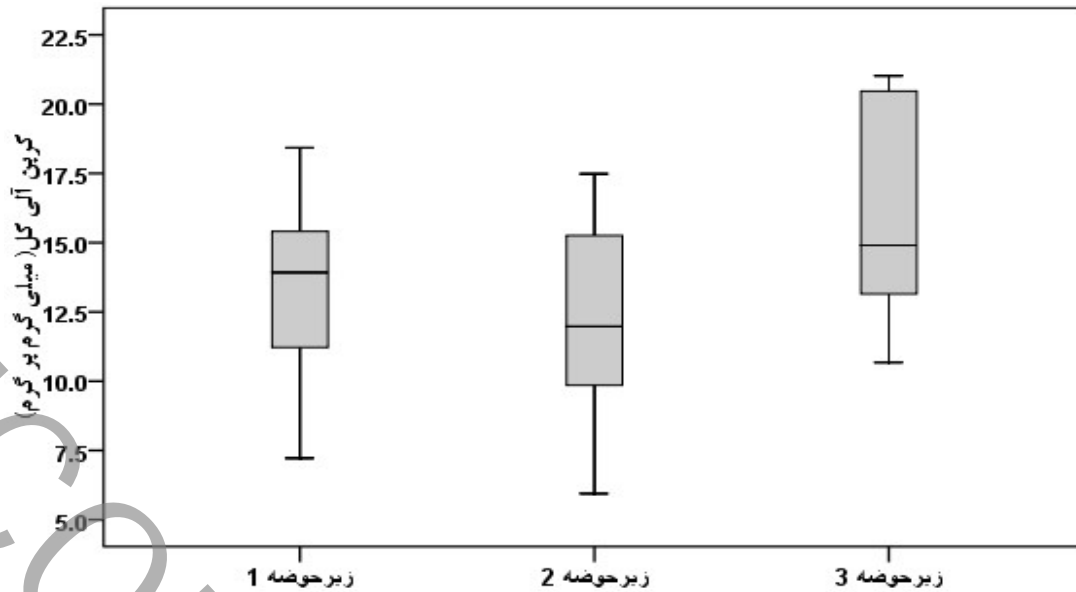
| Ant/Ant+Ph | Flu/Pyr+flu | Flu/Pyr | Phe/Ant | LMW/HMW | Σ16PAH (µg/g) | کد ایستگاه | زیرحوضه |
|------------|-------------|---------|---------|---------|---------------|------------|---------|
| ۰/۳۵ | ۰/۵۲ | ۱/۰۷ | ۱/۹۰ | ۰/۳۴ | ۲۸۱/۸۴ | C1S9 | ۱ |
| ۰/۱۸ | ۰/۵۸ | ۱/۴۰ | ۴/۴۹ | ۰/۷ | ۷۱/۴۹ | C1S 13 | |
| ۰/۳۵ | ۰/۵۱ | ۱/۰۳ | ۱/۸۸ | ۰/۲۳ | ۷۱۳/۲۴ | C1S 19 | |
| ۰/۳۰ | ۰/۵۱ | ۱/۰۲ | ۲/۲۸ | ۰/۲۶ | ۲۵۴/۴۴ | C1S 20 | |
| ۰/۲۹ | ۰/۶۸ | ۲/۰۹ | ۲/۴۱ | ۰/۵ | ۲۰۶/۰۳ | C1S 22 | |
| ۰/۳۱ | ۰/۵۳ | ۱/۱۱ | ۲/۲۴ | ۰/۸۱ | ۳۳۲/۲ | C1S 26 | |
| ۰/۳۰ | ۰/۶۶ | ۱/۹۵ | ۲/۲۹ | ۷/۸ | ۲۸۰/۰۷ | C1S 27 | |
| ۰/۱۵ | ۰/۵۲ | ۱/۱۰ | ۵/۶۳ | ۱/۳ | ۱۰۰/۹۲ | C1S 28 | ۲ |
| ۰/۳۹ | ۰/۶۱ | ۱/۵۹ | ۱/۵۹ | ۳/۹۲ | ۱۴۹/۸۸ | C2S 4 | |
| ۰/۳۹ | ۰/۵۲ | ۱/۰۷ | ۱/۷ | ۱/۱ | ۲۳۵/۶۹ | C2S 5 | |
| ۰/۳۷ | ۰/۵۰ | ۱/۰۱ | ۱/۷۴ | ۰/۹۵ | ۵۹۱/۹۶ | C2S 7 | |
| ۰/۲۸ | ۰/۵۵ | ۱/۲۴ | ۲/۵۹ | ۰/۲۳ | ۲۷۵/۷۳ | C2S 8 | |
| ۰/۲۸ | ۰/۵۸ | ۱/۳۶ | ۲/۵۷ | ۰/۶۴ | ۶ | C2S 10 | |
| ۰/۳۶ | ۰/۵۲ | ۱/۰۶ | ۱/۸۱ | ۰/۲ | ۹۱۲/۶۹ | C2S 11 | |
| ۰/۳۴ | ۰/۵۰ | ۱/۰۱ | ۱/۹۳ | ۱/۱ | ۲۶۳/۳ | C2S 12 | |
| ۰/۳۱ | ۰/۴۶ | ۰/۸۷ | ۲/۲ | ۱/۰۳ | ۴۸ | C2S 14 | |
| ۰/۳ | ۰/۵۰ | ۱ | ۲/۲۹ | ۱/۱۶ | ۲۶/۴۴ | C2S 18 | |
| ۰/۲۷ | ۰/۹۲ | ۱/۰۱ | ۲/۷۳ | ۰/۲ | ۱۳۹/۰۵ | C2S 21 | ۳ |
| ۰/۳۶ | ۰/۵۳ | ۱/۱۳ | ۱/۸ | ۰/۳۵ | ۶۲۶/۵۵ | C3S 1 | |
| ۰/۳۹ | ۰/۵۱ | ۱/۰۴ | ۱/۵۷ | ۰/۴ | ۳۳۰/۱۳ | C3S 2 | |
| ۰/۳۷ | ۰/۵۰ | ۱/۰۲ | ۱/۷۳ | ۰/۴۶ | ۷۵۵/۵ | C3S 3 | |
| ۰/۳۶ | ۰/۵۲ | ۱/۰۷ | ۱/۸۲ | ۰/۲۶ | ۴۷۳/۳۴ | C3S 6 | |
| ۰/۲۸ | ۰/۶۳ | ۱/۷۳ | ۲/۶۲ | ۱/۴ | ۶۶/۳۷ | C3S 15 | |
| ۰/۳۰ | ۰/۵۵ | ۱/۲۲ | ۲/۲۹ | ۰/۷ | ۲۵۱/۶۹ | C3S 16 | |
| ۰/۳۵ | ۰/۵۴ | ۱/۱۶ | ۱/۹ | ۰/۹۵ | ۶۷۲/۹۴ | C3S 17 | |
| ۰/۳۳ | ۰/۵۱ | ۱/۰۴ | ۲ | ۰/۵۸ | ۱۸۷/۶۸ | C3S 23 | |
| ۰/۳۲ | ۰/۵۰ | ۱ | ۲/۱۴ | ۰/۷۴ | ۳۹۷/۶۹ | C3S 24 | |
| ۰/۳۲ | ۰/۵۰ | ۱/۰۲ | ۲/۱۳ | ۰/۱۶ | ۹۷۸/۲۸ | C3S 25 | |
| ۰/۳۶ | ۰/۵۵ | ۱/۲۱ | ۱/۸۱ | ۱/۳ | ۷۸/۲۸ | C3S 29 | |
| ۰/۱۸ | ۰/۶۹ | ۱/۲۴ | ۴/۶۴ | ۱/۴ | ۶۹/۲۸ | C3S 30 | |

ایزومرها به صورت مشابه ترقیق و در محیط‌های مختلف توزیع می‌شوند، یکی از ابزارهای قدرتمند تحلیل نوع و ماهیت منابع انتشار این ترکیبات در محیط می‌باشند [۳۰]. به‌طور کلی آلودگی با منشا پتروژنیک با غالبیت ترکیبات با وزن مولکولی کم (شامل ۲ و ۳ حلقه بنزنی) و آلودگی با منشا پایروژنیک به‌وسیله ترکیبات با وزن مولکولی

به‌عنوان ابزاری کارآمد برای درک سرنوشت و انتقال آلاینده‌ها به حساب آمده و در راستای مدیریت و کنترل این آلاینده‌ها در محیط‌های پذیرنده کمک‌کننده خواهد بود. در مطالعه، از پنج شاخص برای ارزیابی منشاء ترکیبات PAHs نمونه‌ها استفاده شده است (جدول ۲). نسبت‌های تشخیصی PAHs، به‌دلیل این‌که جفت

Stout و همکاران در سال ۲۰۰۴ نیز سهم منابع پتروژنیک از ترکیبات PAHs در رسوبات رواناب شهری را ۲۰ تا ۳۰ درصد برآورد کرده‌اند [۳۳]. به‌طور کلی مقادیر ترکیبات فنانترن، پیرن، کرایزن و بنزو (ghi) پرپیلن در مواد نفتی نسبت به ایزومرهای خود مانند آنتراسن، فلورانتن، بنزو (a) آنتراسن و ایندینو (cd) پیرن بیش‌تر است. از همین‌رو نسبت فنانترن به آنتراسن کم‌تر از ۱۰ و نسبت فلورانتن به پیرن در حدود یک نشان‌دهنده غالبیت منابع پتروژنیک نسبت به پتروژنیکاست. در حالی‌که نسبت‌های فنانترن به آنتراسن اگر بیش از ۱۵ و نسبت فلورانتن به پیرن به‌صورت قابل توجهی کم‌تر از یک باشد، تایید بیش‌تری بر منشأ پتروژنیک ترکیبات PAHs در ناحیه مورد مطالعه دارد [۳۴]. در مطالعه حاضر نیز گستره مقادیر نسبت فنانترن به آنتراسن ۱/۵ تا ۵/۶ بود، بنابراین برای تمام ایستگاه‌ها منشأ پتروژنیک تشخیص داده شد. هم‌چنین مقادیر مربوط به نسبت فلورانتن به پیرن به جز یک ایستگاه (C2S14) که مقداری کم‌تر از یک (۰/۸) نشان داد، در بقیه ایستگاه‌ها بیش از یک بود که شاهدهی دیگر برای غالبیت منابع پتروژنیک در ایستگاه‌های مورد بررسی است. مقدار ۵-۱ برای نسبت فنانترن به آنتراسن و حدود یک برای فلورانتن به پیرن در رسوبات و مواد معلق رواناب‌های شهری معمول است [۳۲، ۳۳] و نشان دهنده منابع انتشار پتروژنیک است که با احتمال بالا از انتشار ناشی از خودروها می‌باشد [۳۵]. با توجه به این‌که بیش‌تر رسوبات موجود در رواناب از رسوبات و غبار سطح خیابان‌ها ناشی می‌شوند و بخش عمده‌ای از ترکیبات PAHs بر روی آن‌ها تجمع می‌یابند [۳۶] و از طرفی با توجه به حجم بالای ترافیک و فعالیت‌های صنعتی و کارگاهی در شهر تهران، غالبیت ترکیبات با منشأ پتروژنیک نسبت به پتروژنیک دور از انتظار نیست. نسبت آنتراسن به مجموع آنتراسن و فنانترن و نسبت فلورانتن به مجموع فلورانتن و پیرن از دیگر نسبت‌هایی است که در مطالعات مختلفی برای منشأیابی ترکیبات PAHs استفاده شده است [۳۷]. برای نسبت آنتراسن به مجموع آنتراسن و فنانترن مقادیر کم‌تر از ۰/۱ اشاره به منشأ پتروژنیک و مقادیر بالاتر از ۰/۱ اشاره به منشأ پتروژنیک دارد و برای نسبت فلورانتن به مجموع فلورانتن و پیرن مقدار ۰/۴ به‌عنوان مرز بین پتروژنیک و پتروژنیک در نظر گرفته شده است به طوری‌که مقدار کم‌تر از ۰/۴ نشان‌دهنده منشأ پتروژنیک و مقدار بین ۰/۴ تا ۰/۵ ناشی از احتراق سوخت‌های فسیلی مایع و مقادیر بیش‌تر از

بالا (شامل ۴ الی ۶ حلقه بنزنی) شناسایی می‌شود. بنابراین مقادیر LMW/HMW بیش از یک نشان‌دهنده غالبیت منابع پتروژنیک و مقادیر کم‌تر از یک نشان‌دهنده غالبیت منابع پتروژنیک است که در مطالعات مختلف به‌عنوان یکی از شاخص‌های تعیین منشأ ترکیبات PAHs استفاده می‌شود. در این مطالعه نسبت LMW/HMW در کل حوضه مورد بررسی در گستره ۰/۱۶ تا ۷/۹ قرار گرفت. به‌صورتی که بر اساس این شاخص در ۳۰ درصد ایستگاه‌های مورد بررسی (C2S5، C2S12، C3S15، C1S28، C2S18، C3S29، C3S30 و C2S14) منشأ پتروژنیک نسبت به پتروژنیک غالب است. ترکیبات پتروژنیک عموماً از نفت خام و مشتقات آن مانند سوخت‌های فسیلی مایع، روغن موتور، روان‌کننده‌ها و غیره ناشی می‌شوند [۳۱] که انتشار آن‌ها در محیط می‌تواند از راه‌های مختلف مانند نشت، نفوذ، ریزش ترکیبات نامبرده از مخازن و تجهیزات صنایع و کارگاه‌ها و خودروها وسایل نقلیه و هم‌چنین شستشوی آسفالت کفپوش خیابان‌ها و بزرگراه‌ها رخ دهد. بدین‌ترتیب، این شاخص نشان می‌دهد بخش قابل توجهی از ایستگاه‌ها تحت تاثیر منابع انتشار پتروژنیک قرار دارند. مقادیر این شاخص در ایستگاه‌های C1S27 و C2S4 به صورت قابل توجهی بالا بود. بررسی‌های میدانی و نقشه‌ای نشان داد که ایستگاه C1S27 در مجاورت واحدهای صنعتی (کارخانه) و انبارها و باراندازهای کالا، ایستگاه C2S4 در مجاورت دو جایگاه عرضه سوخت و ایستگاه‌هایی مانند C3S15 در مجاورت واحدهای تعمیراتی و پارکینگ‌های متعدد خودرو وجود دارند که به احتمال قوی از ریزش‌های سوخت و مشتقات نفتی در آن‌ها متأثر می‌شوند. از طرفی در طول رخدادهای بارشی شدید مقدار بیش‌تری از ذرات بزرگ آسفالت به رواناب شهری وارد می‌شود که بخش زیادی از آن به‌صورت رسوب در می‌آید و مقدار نسبت LMW/HMW را افزایش می‌دهد [۱۳]. بنابراین اثر شستشوی سطوح آسفالتی نیز در ایستگاه‌های متأثر از خیابان‌ها بر ورود ترکیبات پتروژنیک قابل توجه است. نکته قابل توجه این است که به‌طور متوسط در زیرحوضه‌های ۱، ۲ و ۳ به‌ترتیب ۴۳، ۳۹ و ۴۳ درصد کل ترکیبات PAHs را ترکیبات LMW تشکیل می‌دهند که نسبت به نتایج سایر مطالعات قابل توجه است. در مطالعه Bomboi و Hernandez گزارش شده است که مقادیر PAHs با منشأ پتروژنیک در رواناب شهر مادرید اسپانیا ۵ الی ۲۵ درصد و مابقی منشأ پتروژنیک داشته است [۳۲].

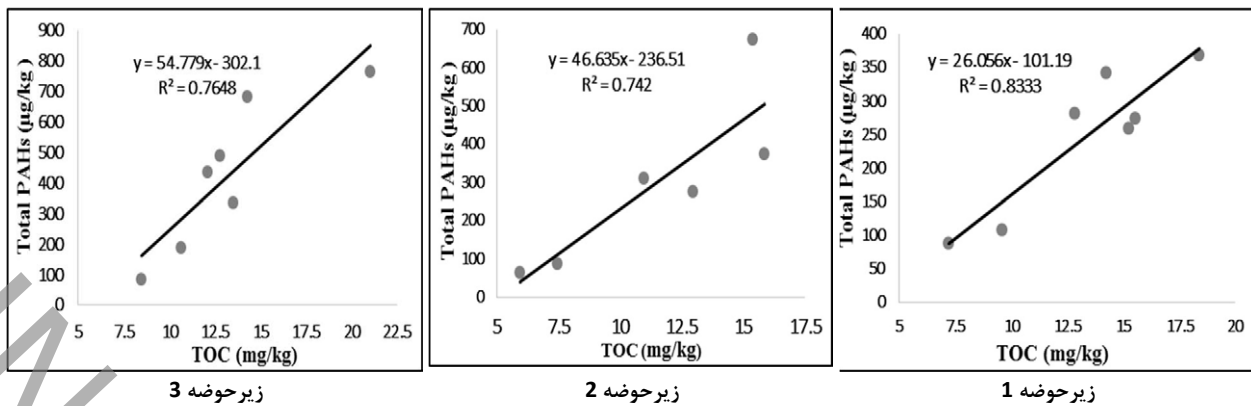


شکل ۴- توزیع کربن آلی در نمونه‌های رسوب در سه زیرحوضه

۳-۳- بررسی همبستگی میان میزان کربن آلی و غلظت ترکیبات آروماتیک

شکل ۴ توزیع غلظت TOC در رسوب کانال‌های سه زیرحوضه را نشان می‌دهد. بر اساس نتایج، گستره غلظت TOC نمونه‌ها در سه زیرحوضه ۵/۹۴ تا ۲۱/۰۲ با میانگین ۱۳/۴۷ میلی‌گرم بر گرم است. به منظور مقایسه میانگین غلظت TOC در سه زیرحوضه از آزمون تحلیل واریانس یک طرفه استفاده شد. نتایج نشان داد که غلظت TOC در سه زیرحوضه تفاوت معنادار ندارد و احتمالاً نوع منابع و میزان انتشار در هر سه زیرحوضه تقریباً یکنواخت است. همبستگی مثبت بین غلظت‌های TOC و PAHs در مطالعات متعددی به اثبات رسیده است [۴۰]، اما میزان همبستگی گزارش شده در مطالعات کار شده در این محیط‌ها بر اساس اختلاف در ویژگی‌های حوضه متفاوت بوده است. در این مطالعه رابطه بین دو متغیر غلظت TOC و غلظت PAHs در رسوبات از آزمون همبستگی پیرسون استفاده شد و نتایج نشان داد همبستگی مثبت و معنی‌داری بین این دو متغیر در هر سه زیرحوضه وجود دارد. شکل ۵ نشان می‌دهد که در زیرحوضه‌های ۱ و ۲ و ۳ ضریب همبستگی بین دو متغیر به ترتیب ۰/۸۳، ۰/۷۴ و ۰/۷۶ (مقدار P به ترتیب ۰/۰۰۴، ۰/۰۴۵ و ۰/۰۱) می‌باشد که نشان می‌دهد مقدار TOC می‌تواند

۰/۵ مشخصه PAHs ناشی از احتراق بافت‌های گیاهی و زغال سنگ است. با توجه به جدول ۲ گستره نسبت فلئورانتن به مجموع فلئورانتن و پایرن در حوضه مورد بررسی بالاتر ۰/۴ (۰/۴۶ تا ۰/۹۲) بود که تاییدی بر منشا پیروژنیک ترکیبات موردنظر در نمونه‌های رسوب است. همچنین نمونه‌ها می‌توانند با شاخص نسبت آنتراسن به مجموع فنانترن و آنتراسن منشایابی شوند که مقدار پایین‌تر از ۰/۱ منشای پتروژنیک و مقدار بالاتر از ۰/۱ منشای پیروژنیک را نشان می‌دهد [۳۸]. در مطالعه حاضر مقادیر مربوط به این نسبت ۰/۱۵ تا ۰/۳۸ بود که تایید دیگری بر غالبیت قابل توجه منابع انتشار پیروژنیک در حوضه مورد بررسی است. اما در خصوص تعیین دقیق نوع منابع انتشار و همچنین سهم هر منبع در میزان انتشار این ترکیبات به محیط، برخی مطالعات نشان داده‌اند انتشار ناشی از خودرو (منابع پیروژنیک) و در رده بعد فعالیت‌های خانگی و غیره از مهم‌ترین عوامل آلودگی رواناب شهری به ترکیبات PAHs هستند [۳۳] همچنین ثابت شده که نشت و ریزش سوختی از مهم‌ترین منابع انتشار پتروژنیک در محیط شهری به‌شمار می‌رود، اما سهم آن نسبت به منابع پیروژنیک کم‌تر است [۳۹]. همچنین با توجه به غیر نقطه‌ای بودن منابع آلاینده تعیین دقیق نوع و سهم منابع انتشار این ترکیبات در محیط‌های شهری بسیار دشوار است [۲۷].



شکل ۵- همبستگی بین غلظت PAHs و کربن آلی رسوب در زیرحوضه‌های ۱، ۲ و ۳

پایرن، دی‌بنزو(a,h)، آنتراسن، بنزو(g,h,i) پیرلن و ایندنو(1,2,3-c,d) پایرن در تمام ایستگاه‌ها پایین‌تر از حد تشخیص دستگاه بودند. بر اساس نتایج حاصل از شاخص‌های مورد استفاده، آلودگی رسوبات کانال‌های رواناب شهر تهران منشاء پائروژنیک و پتروژنیک دارند، اما سهم منابع پائروژنیک نسبت به پتروژنیک غالب است. از جمله منابع پائروژنیک می‌توان به احتراق ناقص خودروها، صنایع و کارگاه‌ها، فعالیت‌های خانگی و تهنشست‌های اتمسفری اشاره کرد. شاخص LMW/HMW منشا آلودگی در ۳۰ درصد ایستگاه‌ها را پتروژنیک و بقیه را پائروژنیک نشان داد. به احتمال قوی به دلیل سطح ترافیک و تراکم جمعیتی بالای تهران می‌توان گفت انتشار پائروژنیک به‌ویژه انتشار ناشی از خودروها و فعالیت‌های خانگی نسبت به سایر منابع غالب است. از مهم‌ترین منابع پتروژنیک نیز می‌توان به نشست یا ریزش روغن و سوخت‌های فسیلی اشاره کرد. از همین رو در ایستگاه‌هایی که ترکیبات پتروژنیک غلظت قابل توجهی داشته‌اند رواناب آن متاثر از شستشوی سطوح جایگاه‌های سوخت، واحدهای تعمیرگاهی و غیره بود. همچنین در این مطالعه یک همبستگی مثبت و معنی‌دار بین محتوای کربن آلی رسوب و غلظت کل ترکیبات PAHs مشاهده شد. با وجود تراکم بالای جمعیتی و فعالیت‌های انسانی در شهر تهران، عمده رواناب‌های تولیدی در این نواحی به‌وسیله کانال‌ها و مسیل‌های طبیعی به جنوب شهر انتقال می‌یابد که بخش عمده آن در کشاورزی استفاده می‌شود. رسوبات موجود در شبکه جمع‌آوری رواناب شهری غلظت قابل توجهی از ترکیبات PAHs دارند و یکی از محل‌های مهم ذخیره و تجمع این ترکیبات به حساب می‌آیند. بنابراین با بروز رخداد‌های بارشی سنگین و وقوع سیلاب‌های شهری

نقش مهمی در حفظ ترکیبات PAHs بر روی ذرات معلق و رسوب دارد [۲۰]. ضریب همبستگی مثبت غلظت TOC و ترکیبات PAHs در رسوبات با نتایج مطالعات مشابه صدق می‌کند. اگر چه TOC یکی از عوامل موثر بر توزیع ترکیبات PAHs در رسوبات است، فاکتورهای دیگری مانند دما و ماهیت رسوب نیز موثرند [۴۱]. علاوه بر این، غلظت PAHs در محیط تابعی از سطح انتشار آن‌ها است و اختلاف ضریب همبستگی در سه زیرحوضه می‌تواند ناشی از تفاوت در میزان انتشار این ترکیبات در زیرحوضه‌های مختلف باشد. ویژگی‌های خاک و رسوب به‌ویژه چگالی، تهنشست آلاینده‌های آلی هوا، بقایای گیاهی و مواد غذایی، رسوبات ناشی از فاضلاب از مهم‌ترین عوامل موثر بر مقدار TOC در خاک و رسوبات شهری به شمار می‌روند [۴۲] که در این مطالعه نیز احتمالاً به دلیل تفاوت در آنها، موجب تغییر مقدار TOC در رسوبات در سه زیرحوضه شده است.

۴- نتیجه‌گیری

در این مطالعه، غلظت کل ترکیبات PAHs در رسوبات کانال‌های رواناب شهری در سه زیرحوضه اصلی شهر تهران بررسی شد و نتایج نشان داد بیش از ۸۰ درصد PAHs را ترکیبات ۳ و ۴ حلقه‌ای شامل آس نفتیلان، آس نفتن، فلورن، فنانترن، آنتراسن، فلئورانتن، پایرن و کرایزن تشکیل می‌دهند. در بین این ترکیبات کرایزن، فلئورانتن و پایرن در اغلب نمونه‌ها فراوانی بالاتری نسبت به سایر ترکیبات داشته‌اند. فلئورانتن و پایرن از مهم‌ترین آلاینده‌های شاخص منابع پائروژنیک به شمار می‌روند. از طرفی ترکیبات با وزن مولکولی بالا شامل بنزو(آ)آنتراسن، بنزو(b)فلئورانتن، بنزو(k)فلئورانتن، بنزو(a)

- runoff to an impaired lake: impacts and solutions, *Environmental monitoring and assessment*, 187(9) (2015) 549.
- [8]-H.-S. Wang, Z. Cheng, P. Liang, D.-D. Shao, Y. Kang, S.-C. Wu, C.K. Wong, M.H. Wong, Characterization of PAHs in surface sediments of aquaculture farms around the Pearl River Delta, *Ecotoxicology and environmental safety*, 73(5) (2010) 900-906.
- [9]-H. Li, J. Chen, W. Wu, X. Piao, Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in different size fractions of soil from a coke oven plant and its relationship to organic carbon content, *Journal of Hazardous Materials*, 176(1-3) (2010) 729-734.
- [10]-M. Gryniewicz, Ż. Polkowska, J. Namieśnik, Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in bulk precipitation and runoff waters in an urban region (Poland), *Atmospheric Environment*, 36(2) (2002) 361-369.
- [11]-F. Nakajima, K. Saito, Y. Isozaki, H. Furumai, A.M. Christensen, A. Baun, A. Ledin, P.S. Mikkelsen, Transfer of hydrophobic contaminants in urban runoff particles to benthic organisms estimated by an in vitro bioaccessibility test, *Water science and technology*, 54(6-7) (2006) 323-330.
- [12]-C.-J. DiBlasi, H. Li, A.P. Davis, U. Ghosh, Removal and fate of polycyclic aromatic hydrocarbon pollutants in an urban stormwater bioretention facility, *Environmental science & technology*, 43(2) (2008) 494-502.
- [13]-J.N. Brown, B.M. Peake, Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff, *Science of the total environment*, 359(1-3) (2006) 145-155.
- [14]-M. Sicre, J. Marty, A. Saliot, X. Aparicio, J. Grimalt, J. Albaiges, Aliphatic and aromatic hydrocarbons in different sized aerosols over the Mediterranean Sea: occurrence and origin, *Atmospheric Environment* (1967), 21(10) (1987) 2247-2259.
- [15]-M. Mahmudi, S. Hashemi, A. Salemi, A Multi-Metric Index for Hydrocarbons Source Apportionment, *Pollution*, 5(2) (2019) 419-427.
- حجم قابل توجهی از رسوبات آلوده به محیط‌های پذیرنده شامل زمین‌های کشاورزی و اکوسیستم‌های پایین‌دست انتقال می‌یابد. با انتقال این رسوبات و ته‌نشینی آن‌ها در محیط‌های پذیرنده علاوه بر بروز اثرات مخرب محیط زیستی و بهداشتی، بازسازی و احیای این محیط‌ها نیازمند صرف زمان، هزینه و انرژی بسیار است. بنابراین باتوجه به دسترسی زیستی و خطرات بالقوه PAHs با وزن مولکولی کم و غلظت قابل توجه آنها در رسوب رواناب‌ها، کنترل و پایش رواناب‌ها و رسوبات حاصل از آن‌ها در محیط‌های شهری ضروری است.
- ### مراجع
- [1]-R. Mohanraj, S. Dhanakumar, G. Solaraj, Polycyclic aromatic hydrocarbons bound to PM 2.5 in urban Coimbatore, India with emphasis on source apportionment, *The Scientific World Journal*, 2012 (2012).
- [2]-O.S. Sojinu, O.O. Sonibare, E.Y. Zeng, Concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of a mangrove forest affected by forest fire, *Toxicological & Environmental Chemistry*, 93(3) (2011) 450-461.
- [3]-O.O. Olayinka, A.A. Adewusi, O.O. Olarenwaju, A. Aladesida, Concentration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Estimated Human Health Risk of Water Samples Around Atlas Cove, Lagos, Nigeria, *Journal of Health and Pollution*, 8(20) (2018) 181210.
- [4]-H.I. Abdel-Shafy, M.S. Mansour, A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation, *Egyptian Journal of Petroleum*, 25(1) (2016) 107-123.
- [5]-S. Liu, X. Xia, L. Yang, M. Shen, R. Liu, Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of different land uses in Beijing, China: distribution, sources and their correlation with the city's urbanization history, *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3) (2010) 1085-1092.
- [6]-E. Eriksson, A. Baun, L. Scholes, A. Ledin, S. Ahlman, M. Revitt, C. Noutsopoulos, P.S. Mikkelsen, Selected stormwater priority pollutants—a European perspective, *Science of the total environment*, 383(1-3) (2007) 41-51.
- [7]-A.D. Steinman, E.S. Isely, K. Thompson, Stormwater

- aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran, *Science of The Total Environment*, 505 (2015) 712-723.
- [25]-S. Bertilsson, A. Widenfalk, Photochemical degradation of PAHs in freshwaters and their impact on bacterial growth–influence of water chemistry, *Hydrobiologia*, 469(1-3) (2002) 23-32.
- [26]-B. Chen, X. Xuan, L. Zhu, J. Wang, Y. Gao, K. Yang, X. Shen, B. Lou, Distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface waters, sediments and soils of Hangzhou City, China, *Water Research*, 38(16) (2004) 3558-3568.
- [27]-J. Zhou, K. Maskaoui, Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and surface sediments from Daya Bay, China, *Environmental Pollution*, 121(2) (2003) 269-281.
- [28]-D. Page, P. Boehm, G. Douglas, A. Bence, W. Burns, P. Mankiewicz, Pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments record past human activity: a case study in Prince William Sound, Alaska, *Marine Pollution Bulletin*, 38(4) (1999) 247-260.
- [29]-A.K. Baldwin, S.R. Corsi, M.A. Lutz, C.G. Ingersoll, R. Dorman, C. Magruder, M. Magruder, Primary sources and toxicity of PAHs in Milwaukee-area streambed sediment, *Environmental toxicology and chemistry*, 36(6) (2017) 1622-1635.
- [30]-M.B. Yunker, R.W. Macdonald, R. Vingarzan, R.H. Mitchell, D. Goyette, S. Sylvestre, PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition, *Organic geochemistry*, 33(4) (2002) 489-515.
- [31]-D. Saber, D. Mauro, T. Sirivedhin, Environmental forensics investigation in sediments near a former manufactured gas plant site, *Environmental Forensics*, 7(1) (2006) 65-75.
- [32]-M. Bomboi, A. Hernandez, Hydrocarbons in urban runoff: their contribution to the wastewaters, *Water research*, 25(5) (1991) 557-565.
- [33]-S.A. Stout, A.D. Uhler, S.D. Emsbo-Mattingly, Comparative evaluation of background anthropogenic [16]-M. Ghahroudi tali, K.b. Derafshi, Investigation of turbulence in the pattern of flood risk in Tehran city, *JOURNAL OF SPATIAL ANALYSIS ENVIRONMENTAL HAZARTS*, 2 (2015) 1-16.
- [17]-R. MOOPAM, Manual of oceanographic observations and pollutant analysis methods, ROPME. Kuwait, 1 (1999) 20.
- [18]-A. Shahbazi, N. Bahramifar, E. Smolders, Elevated concentrations of pesticides and PCBs in soils at the Southern Caspian Sea (Iran) are related to land use, *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 21(2) (2012) 160-175.
- [19]-D.I.f.N. (DIN), Soil Improvers And Growing Media - Determination Of Organic Matter Content And Ash; German Version EN 13039, (2012).
- [20]-Y. Liu, B. Beckingham, H. Ruegner, Z. Li, L. Ma, M. Schwientek, H. Xie, J. Zhao, P. Grathwohl, Comparison of sedimentary PAHs in the rivers of Ammer (Germany) and Liangtan (China): differences between early-and newly-industrialized countries, *Environmental science & technology*, 47(2) (2013) 701-709.
- [21]-W. Pheiffer, L.P. Quinn, H. Bouwman, N.J. Smit, R. Pieters, Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from a typical urban impacted river: application of a comprehensive risk assessment, *Ecotoxicology*, 27(3) (2018) 336-351.
- [22]-J. Tao, D. Huggins, G. Welker, J. Dias, C.G. Ingersoll, J. Murowchick, Sediment contamination of residential streams in the metropolitan Kansas City area, USA: Part I. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon and pesticide-related compounds, *Archives of environmental contamination and toxicology*, 59(3) (2010) 352-369.
- [23]-P. Lei, K. Pan, H. Zhang, J. Bi, Pollution and Risk of PAHs in Surface Sediments from the Tributaries and Their Relation to Anthropogenic Activities, in the Main Urban Districts of Chongqing City, Southwest China, *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, (2018) 1-6.
- [24]-N. Soltani, B. Keshavarzi, F. Moore, T. Tavakol, A.R. Lahijanzadeh, N. Jaafarzadeh, M. Kermani, Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic

- an estuary in Shanghai, China, *Environmental Pollution*, 154(2) (2008) 298-305.
- [38]-O.L. Maioli, K.C. Rodrigues, B.A. Knoppers, D.A. Azevedo, Distribution and sources of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in suspended particulate matter in water from two Brazilian estuarine systems, *Continental Shelf Research*, 31(10) (2011) 1116-1127.
- [39]-B. Ngabe, T.F. Bidleman, G.I. Scott, Polycyclic aromatic hydrocarbons in storm runoff from urban and coastal South Carolina, *Science of the total environment*, 255(1-3) (2000) 1-9.
- [40]-Z. Wang, M. Liu, Y. Yang, Characterization and sources analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments in the Yangtze River Estuary, *Environmental earth sciences*, 73(5) (2015) 2453-2462.
- [41]-T.D. Bucheli, F. Blum, A. Desauls, Ö. Gustafsson, Polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and molecular markers in soils of Switzerland, *Chemosphere*, 56(11) (2004) 1061-1076.
- [42]-Y.N. Vodyanitskii, Organic matter of urban soils: A review, *Eurasian soil science*, 48(8) (2015) 802-811.
- hydrocarbons in surficial sediments from nine urban waterways, *Environmental science & technology*, 38(11) (2004) 2987-2994.
- [34]-H. Soclo, P. Garrigues, M. Ewald, Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas, *Marine pollution bulletin*, 40(5) (2000) 387-396.
- [35]-H. Takada, T. Onda, M. Harada, N. Ogura, Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust from the Tokyo Metropolitan area, *Science of the Total Environment*, 107 (1991) 45-69.
- [36]-T.C. Nguyen, P. Loganathan, T.V. Nguyen, S. Vigneswaran, J. Kandasamy, D. Slee, G. Stevenson, R. Naidu, Polycyclic aromatic hydrocarbons in road-deposited sediments, water sediments, and soils in Sydney, Australia: comparisons of concentration distribution, sources and potential toxicity, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 104 (2014) 339-348.
- [37]-Y. Liu, L. Chen, Z. Jianfu, H. Qinghui, Z. Zhiliang, G. Hongwen, Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of rivers and

چگونه به این مقاله ارجاع دهیم

Hasani Moghaddam A., Hashemi S.H., Ghadiri A. (2021). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Urban Runoff Sediments (Case Study: Tehran City). *Amirkabir J. Civil Eng.*, 52(11): 1-13.

DOI: [10.22060/ceej***](https://doi.org/10.22060/ceej***)

