

The Distribution, Sources and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Seawaters from Jiaozhou Bay and Qingdao Coastal Water

Tong Zhong¹, Ni Niu¹, Xianguo Li¹, Xiaofeng Shi², Dahai Zhang^{1*}

¹Key Laboratory of Marine Chemistry Theory and Technology (Ocean University of China) and Ministry of Education, Qingdao Shandong

²Key Laboratory of Optics and Optoelectronics (Ocean University of China), Qingdao Shandong
Email: *dahaizhang@ouc.edu.cn

Received: May 3rd, 2019; accepted: May 20th, 2019; published: May 27th, 2019

Abstract

This study detected 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in 64 seawater samples from Jiaozhou Bay and Qingdao coastal water. Source identification and ecological risk assessment of PAHs were analyzed, which is aimed to provide supporting data and a reference for PAHs pollution control and ecological protection. The concentration of Σ_{16} PAHs ranged from 60.40 to 465.44 ng/L with a mean value of 124.13 ng/L. The proportion of PAHs composition in seawater from LHE was dominated by 2-3 ring PAHs, especially for Phe and Flu. Low molecular weight/high molecular weight PAHs (LMW/HMW) and molecular diagnostic indices were used to determine the sources of PAHs. The results suggested that main source of PAHs in seawaters of Jiaozhou Bay and Qingdao coastal area was petroleum source, whilst partly source from coal and wood combustion were existed. According to risk quotients (RQs) assessment, naphthalene (Nap), acenaphthylene (Acpy), fluoranthene (Fla), dibenz (a, h) anthracene (DahA), indeno (1, 2, 3-cd), and pyrene (InP), in Jiaozhou Bay and Qingdao coastal Water showed low ecological risk level, while the others were at moderate ecological risk level. Consequently, further study and reasonable prevention for Jiaozhou Bay and Qingdao coastal water are required.

Keywords

Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), Source, Ecological Risk Assessment, Seawater, Jiaozhou Bay and Qingdao Coastal Water

*通讯作者。

胶州湾及青岛近海水体中多环芳烃的分布、来源及生态风险评价

钟彤¹, 牛妮¹, 李先国¹, 史晓凤², 张大海^{1*}

¹中国海洋大学海洋化学理论与工程技术教育部重点实验室, 山东 青岛

²中国海洋大学光学光电子重点实验室, 山东 青岛

Email: *dahaizhang@ouc.edu.cn

收稿日期: 2019年5月3日; 录用日期: 2019年5月20日; 发布日期: 2019年5月27日

摘要

本研究对胶州湾及青岛近海64个水体样品中的16种多环芳烃(PAHs)进行了测定, 通过对PAHs的来源解析和生态风险评价, 为研究区域PAHs污染控制和生态保护提供数据支持和理论依据。PAHs总浓度介于60.40 ng/L~465.44 ng/L之间, 平均值为124.13 ng/L。菲、芴等低环(2-3环)PAHs是胶州湾及青岛近海水体中的优势组成部分。通过轻重比法、分子比值法判断, 胶州湾及邻近海域水体中PAHs主要来源于石油源, 同时存在煤、木材等燃烧源的输入。风险熵值法(RQs)分析表示, 胶州湾及青岛近海水体中萘(Nap)、芘(Acpy)、荧蒽(Fla)、二苯并(a, h)、蒽(DahA)、茚并(1, 2, 3)、芘(InP)处于可忽略生态风险等级, 其余单体均为中等风险水平, 需进一步深入研究并制定合理防治计划。

关键词

多环芳烃(PAHs), 来源, 生态风险评价, 水体, 胶州湾及青岛近海

Copyright © 2019 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

多环芳烃(PAHs)是具有致癌性、致突变性、毒性的持久性有机污染物, 在大气、水体、土壤、沉积物等环境介质中被广泛检出[1]。PAHs的来源可分为人为来源和自然来源, 其中石油源、燃烧源是典型的两类人为来源。石油源是指石油的开采、输送、石油化工产品的炼制、使用过程中产生的泄露等。燃烧源主要指石油、煤炭、生物质等不完全燃烧。因此, 发动机燃料燃烧、焦炭生产、化石燃料发电、炼油工艺、木材燃烧等过程均有可能将PAHs释放至环境中[2]。然后释放至环境中的PAHs通过大气沉降、地表径流、河流输送、当地源直接排放等途径进入水体, 对环境造成生态风险。

胶州湾是位于我国东部沿海的典型海湾, 是青岛全面发展的重要承载地, 对滨海工业、农业、渔业、旅游业、交通运输业发展发挥着重要作用。近年来, 随青岛经济的快速发展, 向海洋排放的陆源污染物日益增多, 对生态环境与人类健康造成一定威胁。针对于此, 本研究测定了胶州湾及青岛近海64个水体样品中16种多环芳烃(PAHs)的浓度, 通过来源解析和生态风险评价, 可为研究区域PAHs污染控制和生态保护提供数据支持和理论依据。

2. 实验部分

2.1. 样品采集

水样样品于 2018 年 7 月采集自胶州湾及青岛近海, 采样点如图 1 所示。采样站位共四个断面: 湾内包含小港附近及其以北区域(P1、P2、P3、P4), 湾外站位包括太平角、麦岛、石老人及其以南近海海域, 分别为 P5、P6、P7、P8, P9、P10、P11、P12, P13、P14、P15、P16 站位。采水器采集 0.5 m 表层水样 (0 H), 各站位水深 H 处的 0.3 H、0.6 H 中层水样, 和 H 处底层水样。将采集后的水样立即用 0.45 μm 孔径的玻璃纤维滤膜(450 $^{\circ}\text{C}$ 高温灼烧 4 h)过滤, 将滤液放置在处理好的棕色试剂瓶中, 在 4 $^{\circ}\text{C}$ 下低温避光保存运送至实验室中处理。

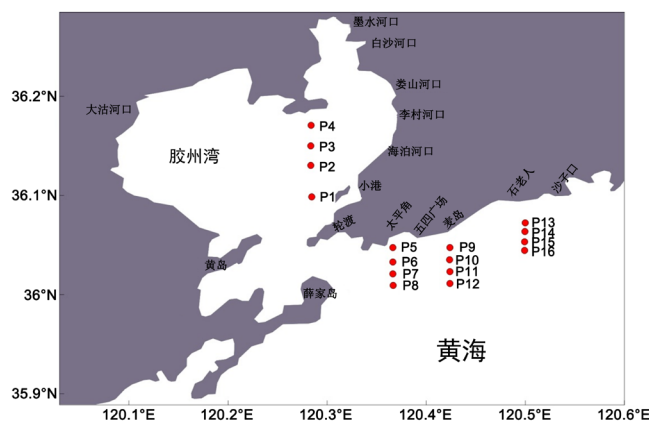


Figure 1. Sampling sites in Jiaozhou Bay and Qingdao coastal water
图 1. 胶州湾及青岛近海水体样品采集站位

2.2. 试剂与样品前处理

本文采用 16 种 PAHs 混合标准品: 萘(Nap)、芴(Flu)、芘(Ace)、芘(Flu)、菲(Phe)、蒽(Ant)、荧蒽(Fla)、芘(Pyr)、苯并(a)蒽(BaA)、蒽(Chr)、苯并(b)荧蒽(BbF)、苯并(k)荧蒽(BkF)、苯并(a)芘(BaP)、二苯并(a, h)蒽(DahA)、茚并(1, 2, 3)芘(Inp)、苯并(g, h, i)芘(BghiP), 结构如图 2 所示。

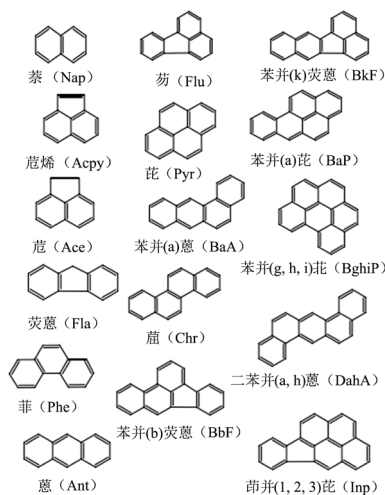


Figure 2. Structure of 16 PAHs molecular
图 2. 16 种 PAHs 分子结构示意图

本文采用固相萃取法(SPE)对水样中的 PAHs 进行富集和净化。依次用二氯甲烷(5.0 mL, 色谱纯)、甲醇(5.0 mL, 色谱纯)、超纯水(5.0 mL)对 SPE 小柱(Agela Cleanert C18)进行活化。准确量取 1 L 水样, 为提高 PAHs 回收率加入 5%的甲醇作为改性剂, 混合均匀。样品富集时, 控制通过 SPE 小柱的水样流速(4 mL/min~5 mL/min), 富集完成后用超纯水(5.0 mL)淋洗 SPE 小柱并抽至全干。二氯甲烷(7.0 mL)作为洗脱液分两次洗脱 SPE 小柱, 氮吹至 0.5 mL 左右, 转移至棕色样品瓶中。在柔和的氮吹气流下氮吹至干, 异辛烷定容至 100 μ L, 待气相色谱检测分析。

2.3. 样品分析

采用日本岛津 GC-2010plus 气相色谱仪配备火焰离子化检测器(FID)对样品进行检测分析, 使用岛津 AOC-20i 自动进样器进样, 不分流进样, 进样量为 1 μ L, 高纯氮气/空气为载气, 流量为 3.0 mL/min。色谱柱型号为安捷伦 DB-5MS 毛细柱(30 m \times 0.25 mm \times 0.25 μ m), 进样口和检测器温度分别为 280 $^{\circ}$ C、300 $^{\circ}$ C, 升温程序设定为: 初始温度 50 $^{\circ}$ C, 10 $^{\circ}$ C/min 升温至 150 $^{\circ}$ C 保持 1 min, 4 $^{\circ}$ C/min 速度升温至 290 $^{\circ}$ C 保持 15 min, 总分析时间为 60 min。

2.4. 质量控制和质量保证

为保证实验的准确性, 所有的玻璃仪器在使用之前二氯甲烷(色谱纯)润洗 3 次, 以除去仪器中 PAHs 及其他物质干扰。每组实验 8 个站位样品, 并设置方法空白实验(以 1 L 超纯水为样品, 检测实验过程中可能引入的干扰)、平行实验(取 3 份同一站位水样同时进行实验, 计算目标物的相对标准偏差)和基质加标实验(同一站位样品取 2 份, 其中一份在样品前处理前加入 PAHs 标准, 与未加标准的样品作比较, 计算基质加标回收率)。16 种 PAHs 基质加标回收率为 89.2% \pm 11.3%, 符合美国 EPA 规定的范围(70%~130%)。平行样(n = 3)中 PAHs 的相对标准偏差(RSD)为 13.7%, 符合美国 EPA 标准(RSD < 30%)。所有的方法空白实验中未检测到目标化合物, 测定结果均未进行回收率校正。

3. 结果与讨论

3.1. 胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 的含量及分布

本研究测定了胶州湾及青岛近海 16 个采样站位(64 个采样点)水体中 16 种 PAHs 的含量, 结果如表 1 所示。16 种 PAHs(Σ_{16} PAHs)浓度介于 60.40 ng/L~465.44 ng/L 之间, 平均值为 124.13 ng/L。其中, 除了二苯并(a, h)蒽和茚并(1, 2, 3)芘未被检出以外, 萘检出率为 96.8%, 芘检出率为 95.3%, 其余 PAHs 单体均被检出, 表明 PAHs 在胶州湾及青岛近海水体中普遍存在。

Table 1. Concentrations of PAHs in Jiaozhou Bay and Qingdao coastal water (ng/L)

表 1. 胶州湾及青岛近海水体中 PAHs 的含量(ng/L)

目标物	简称	最小值	最大值	平均值	中值
萘	Nap	n.d. ^b	1.70	0.70	0.66
芘	Acpy	n.d.	3.50	0.65	0.41
芘	Ace	0.61	10.00	3.84	3.68
芘	Flu	2.64	89.92	27.72	26.47
菲	Phe	6.91	143.06	52.62	46.96
蒽	Ant	0.86	6.05	3.52	3.51
荧蒽	Fla	0.48	5.07	2.00	1.82

Continued

芘	Pyr	0.34	5.43	1.63	1.49
苯并(a)蒽	BaA	0.10	20.53	1.49	0.74
蒽	Chr	0.26	157.73	6.42	2.94
苯并(b)荧蒽	BbF	0.03	3.86	0.73	0.59
苯并(k)荧蒽	BkF	0.61	31.79	8.32	7.22
苯并(a)芘	BaP	0.43	200.82	8.50	4.16
二苯并(a, h)蒽	DahA	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
茚并(1, 2, 3)芘	Inp	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
苯并(g, h, i)芘	BghiP	1.00	29.66	6.00	4.38
\sum_{16} PAHs ^a		60.40	465.44	124.13	116.52

^a \sum_{16} PAHs: 16种PAH单体浓度总和。

^bn.d.: 未检出。

为了进一步研究本区域 PAHs 的污染程度, 将胶州湾及青岛近海水体中 PAHs 与其他研究区域进行了对比(表 2)。本研究区域高于台湾海峡西部[3]、珠江口[4]水体中 PAHs 浓度水平, 与黄河三角洲[5]、大连沿海[6]区域浓度水平相近, 低于辽东湾北部[7]、双台子河口和锦州湾[8]、大辽河河口[9], 远低于海口湾[10]、大亚湾[11]、九龙江口和厦门西部海域[12]。虽然不同研究中 PAHs 单体数目不同, 但是整体上, 胶州湾及青岛近海水体中 PAHs 处于中等污染水平。根据我国海水水质标准[13], 海水中致癌物 BaP 的浓度不超过 2.50 ng/L。本次研究中仅有 11 个采样点低于该标准, 表明 PAHs 对胶州湾及青岛近海水体的污染应受到密切的监管与重视。

Table 2. Comparison of PAHs in water of different regions

表 2. 不同区域水体中 PAHs 的比较

区域	\sum_n PAHs ng/L	平均值 ng/L	n	参考文献
辽东湾北部	146.0~896.6	374.8	16	[7]
大辽河河口	139.2~1717.9	486.4	16	[9]
双台子河口和锦州湾	99.1~1307.5	384.3	16	[8]
台湾海峡西部	12.3~58.0	19.8	16	[3]
海口湾	420.2~2539.1	1016.3	14	[10]
大连沿海	30.1~746.0	169.0	21	[6]
九龙江口和厦门西部海域	6960~26,900	17,000	16	[12]
黄河三角洲	64.8~334.6	121.3	16	[5]
大亚湾	4228~29325	10984	16	[11]
珠江口	12.9~182.4		15	[4]
本研究	60.4~465.4	124.1	16	

胶州湾及青岛近海区域各采样站点水体中 PAHs 浓度如图 3 所示, 小港附近及以北海域 PAHs 平均浓度为 129.9 ng/L, 其中 P1 站位平均浓度最高, 尤其在 P1 站位 0.3 H 中层水中出现湾内最高值 280.7 ng/L (整体区域第二高值), 污染较为严重。小港位于港口区, 是青岛重要的港口之一, 受到商用、水产、客货船运输的影响, 船只活动产生的废油、废气等会排入水体和大气环境中[14], 另外, 石油产品的输送也可能增加胶州湾内水体中 PAHs 的含量。P1 站位距离小港最近, 因此受港口区船运输送造成的 PAHs 污染影响最大。麦岛、太平角、石老人及以南海域 PAHs 平均浓度分别为 111.5 ng/L、117.1 ng/L、138.0 ng/L。麦岛近岸海域属于生活区, 各站点浓度相近, 主要受居民生活污水和污水处理厂的影响。太平角、石老

人及以南海域是典型的青岛浅海旅游区, 太平角沿岸 P5 站位底层水中 PAHs 浓度最高, 石老人邻近海域水体中 PAHs 平均浓度较高, 且整体呈现随离岸距离的增加而增加的趋势, 表明游艇、旅游垃圾等产生 PAHs 逐渐向深层海域和远海扩散。

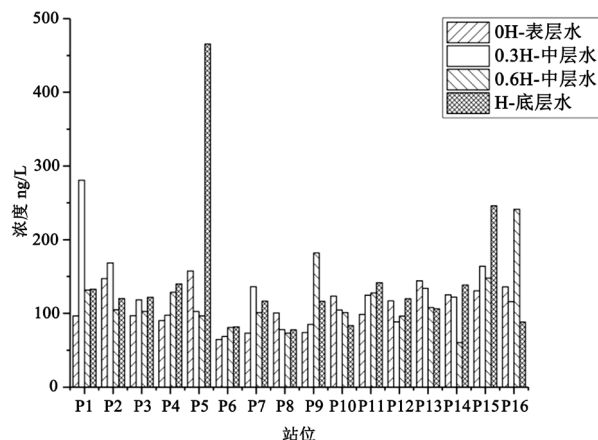


Figure 3. Concentrations of PAHs in Jiaozhou Bay and Qingdao coastal water
图 3. 胶州湾及青岛近海水体中 PAHs 浓度

根据胶州湾及青岛近海水体中 PAHs 组成种类(图 4), 3 环是百分含量最高的 PAHs, 平均相对百分含量为 71.8%。其次是 5 环 PAHs, 平均百分含量为 13.9%。从整体上看, Phe、Flu 是胶州湾及青岛近海水体最主要的 PAHs 成分, 两者占 PAHs 总浓度的 14.3%~84.0%, 水体中 PAHs 以低环为主(2-3 环), 2-3 环 PAHs 对总浓度的贡献率为 16.8%~90.7%, 平均值为 72.4%, 高环(4-6 环)对 PAHs 总浓度的贡献率为 9.3%~83.2%, 平均值为 27.6%。PAHs 在水体中的浓度随着环数的增加、分子量的增加而降低。该研究结果与张等[15]报道的青岛浴场海水、Zhang 等[7]报道的辽东湾北部海水、Men 等[9]报道的大辽河河口海水中 PAHs 的组成情况类似。

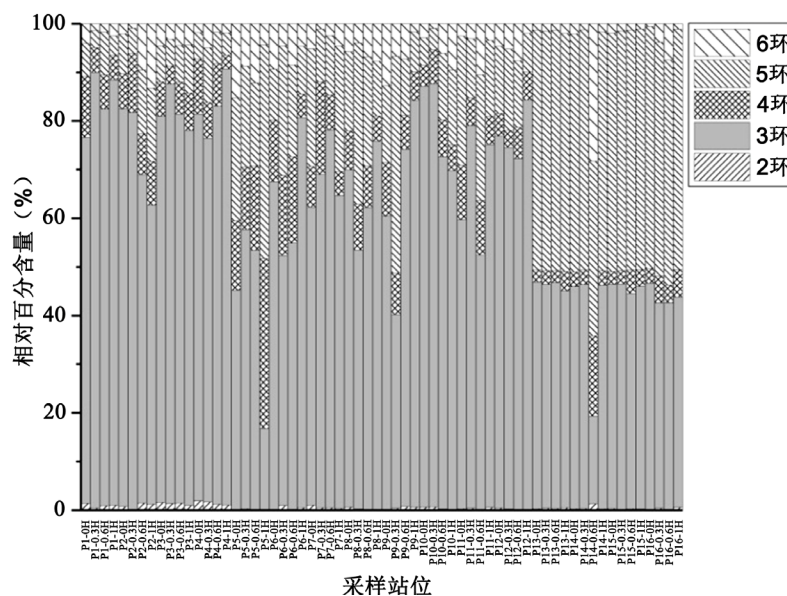


Figure 4. PAHs composition in Jiaozhou Bay and Qingdao coastal water
图 4. 胶州湾及青岛近海水体中 PAHs 组成

3.2. 胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 的来源

PAHs 在环境介质中的组成分布受到来源和输送过程的影响,因此可以利用轻重比法、分子比值法对水体中 PAHs 进行来源解析。根据 Yunker 等[16]和许等[17]研究,高环 PAHs (4-6 环)主要来源于煤、石油、木材、有机高分子化合物等高温燃烧,轻重比(LMW/HMW)小于 1;低环 PAHs(2-3 环)主要来源于石油源,即原油在开采、生产、输送、使用过程中的泄露等,LMW/HMW 大于 1。胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 的 LMW/HMW 范围为 0.20~9.79,平均值为 3.56,其中有 4 个采样点的 LMW/HMW 小于 1,由此可以初步判断,胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 主要来源于石油源,同时也存在高温燃烧源作用。与周[18]报道的青岛近岸海水中 PAHs 的来源较为相似。

分子比值法是目前 PAHs 来源解析应用较为广泛的方法之一,其原理是不同来源产生的 PAHs 在环境介质中具有明显的组成特点[19]。本文选用 $Ant/(Ant+Phe)$ 和 $Fla/(Fla+Pyr)$ 、 $BaA/(BaA+Chr)$ 和 $Fla/(Fla+Pyr)$ 的比值来研究胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 的来源。根据 Yunker 等[16]研究表明, $Ant/(Ant+Phe)$ 小于 0.1 通常表示 PAHs 来源于石油源,大于 0.1 表示燃烧源; $Fla/(Fla+Pyr)$ 小于 0.4 通常指示石油类排放源,0.4~0.5 之间指示石油燃烧来源,大于 0.5 指示煤炭、木材燃烧来源; $BaA/(BaA+Chr)$ 的临界值分别为小于 0.2、0.2~0.35 之间、大于 0.35 来依次指示以上三种来源。

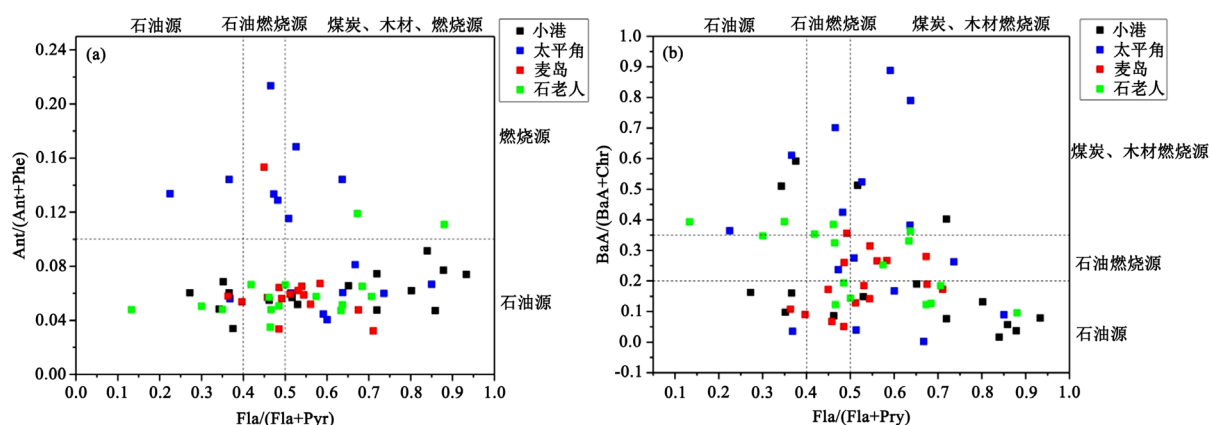


Figure 5. Ratios for $Ant/(Ant+Phe)$ and $Fla/(Fla+Pyr)$ (a), $BaA/(BaA+Chr)$ and $Fla/(Fla+Pyr)$ (b) in Jiaozhou Bay and Qingdao coastal water

图 5. 胶州湾及青岛近海水体中 $Ant/(Ant+Phe)$ 和 $Fla/(Fla+Pyr)$ (a)、 $BaA/(BaA+Chr)$ 和 $Fla/(Fla+Pyr)$ (b) 的比值

根据分子比值判断规则,胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 分子比值法分析结果如图 5 所示。由 $Ant/(Ant+Phe)$ 和 $Fla/(Fla+Pyr)$ 交叉分析可得(图 5(a)),研究区域水体中 PAHs 主要来源于石油源,同时也受到化石燃料、煤炭和木材燃烧源作用。其中 48.4% 的采样点中 PAHs 受到石油源和煤炭、木材燃烧源的影响,17.2% 的采样点受到石油源和石油燃烧影响,15.6% 的采样点仅受到石油源影响。小港附近及以北区域与石油利用关系显著,也存在煤炭、木材等燃烧来源。小港及北部区域位于胶州湾内,除了 P1 站位受小港船舶输送污染严重外,P2、P3、P4 可能受胶州湾入海河流(娄山河、李村河、海泊河)影响,入海河流携带大量生活和工业污水,河口附近的污水厂排放的处理污水,附近居民使用煤炭、秸秆、木材等取暖。这些均有可能造成湾内水体中 PAHs 主要来源于航运含油废水、石油泄漏、煤炭、木材燃烧等混合源。

图 5(b)表示 $BaA/(BaA+Chr)$ 和 $Fla/(Fla+Pyr)$ 交叉分析,与图 5(a) 站位分布相似,但受到燃烧源影响采样点明显增多。Phe 是煤炭燃烧和制焦过程中排放的 PAHs 的主要成分[20],Flu 通常指示木材秸秆等生物质燃烧[21]。Yan 等[22]认为 Ant 和 Phe 不同的环境行为可能是导致 $Ant/(Ant+Phe)$ 与其他指标之间存在差异的原因。相对于 Phe, Ant 更易发生光降解反应[22],而 PAHs 经过大气干-湿沉降、地表径流、河

流输送等途径从陆源输送至海洋环境的过程中, 不可避免的发生光降解、生物降解行为, 因此可能导致 Ant/(Ant+Phe)与其他指标之间存在差别[19], 但并不能排除石油源的影响。综上所述, 胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 主要来源于石油源, 同时存在煤炭、木材等燃烧源的输入。

3.3. 胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 的生态风险评

根据 Kalf 等[23]和 Cao 等[24]报道的风险熵值(RQs), 以 PAHs 各单体的忽略浓度(NCs)和最大浓度(MPCs)为参考, 评价 PAHs 对胶州湾及邻近海域水体的生态风险。计算公式如式(1)至式(3)所示:

$$RQ = C_{PAHs} / C_{QV} \quad (1)$$

$$RQ_{NCs} = C_{PAHs} / C_{QV(NCs)} \quad (2)$$

$$RQ_{MPCs} = C_{PAHs} / C_{QV(MPCs)} \quad (3)$$

式中, C_{PAHs} 表示水体中某 PAHs 单体浓度(ng/L), C_{QV} 表示水体中某 PAHs 单体的风险标准值(ng/L), $C_{QV(NCs)}$ 为最低风险标准值(ng/L), $C_{QV(MPCs)}$ 为最高风险标准值(ng/L), RQ_{NCs} 表示最低风险熵值, RQ_{MPCs} 为最高风险熵值。根据 RQ 的风险表征划分为三个等级: PAHs 生态风险可以忽略($RQ_{NCs} < 1$), 生态风险处于中等水平($RQ_{NCs} > 1$ 而 $RQ_{MPCs} < 1$), 生态风险处于严重水平($RQ_{MPCs} > 1$)。

胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 的 $RQ_{(NCs)}$ 和 $RQ_{(MPCs)}$ 值如表 3 所示, 各 PAHs 单体产生的生态风险均未达到严重生态风险水平。其中, Nap、Acpy、Fla、DahA、Inp (DahA、Inp 未检出)造成的生态风险可以忽略, 其余单体浓度均处于中等生态风险水平。总体上, $\sum_{16}PAHs$ 的 $RQ_{(MPCs)}$ 大于 1, 表明 PAHs 对胶州湾及邻近海域水体引起的生态风险严重, 应给予高度重视, 并结合单体的污染状况、分布特征、来源制定合理有效的防控计划。

Table 3. $RQ_{(NCs)}$ 和 $RQ_{(MPCs)}$ values of PAHs in Jiaozhou Bay and Qingdao coastal water

表 3. 胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 的 $RQ_{(NCs)}$ 和 $RQ_{(MPCs)}$ 值

	NCs	MPCs	$RQ_{(NCs)}$		$RQ_{(MPCs)}$	
			范围	平均值	范围	平均值
Nap	12	1200	0~0.14	0.06	0~0.001	0.001
Acpy	0.7	70	0~4.99	0.93	0~0.05	0.01
Ace	0.7	70	0.87~14.3	5.48	0.01~0.14	0.05
Flu	0.7	70	3.77~128	39.6	0.04~1.28	0.40
Phe	3	300	2.30~47.7	17.5	0.02~0.48	0.18
Ant	0.7	70	1.23~8.64	5.02	0.01~0.09	0.05
Fla	3	300	0.16~1.69	0.67	0~0.02	0.01
Pyr	0.7	70	0.48~7.75	2.33	0~0.08	0.02
BaA	0.1	10	1.03~205	14.9	0.01~2.05	0.15
Chr	3.4	340	0.08~46.4	1.89	0~0.46	0.02
BbF	0.1	10	0.25~38.6	7.34	0~0.39	0.07
BkF	0.4	40	1.52~79.5	20.8	0.02~0.79	0.21
BaP	0.5	50	0.85~402	17.0	0.01~4.02	0.17
DahA	0.5	50	0	0	0	0
Inp	0.4	40	0	0	0	0
BghiP	0.3	30	3.33~98.9	20.0	0.03~0.99	0.20
$\sum_{16}PAHs$			91.1~609	154	0.91~6.09	1.54

4. 结论

1) 本研究测定了胶州湾及青岛近海 64 个水体样品中 16 种 PAHs 的含量,总浓度介于 60.40 ng/L~465.44 ng/L 之间,平均值为 124.13 ng/L。Phe、Flu 等低环(2-3 环)PAHs 是胶州湾及青岛近海水体中的优势组成部分。

2) 通过轻重比法、Ant/(Ant+Phe)、Fla/(Fla+Pyr)和 BaA/(BaA+Chr)指标判定,胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 主要来源于石油源,同时存在煤、木材等燃烧源的输入。

3) RQs 分析表示,胶州湾及邻近海域水体中 PAHs 除 Nap、Acpy、Fla、DahA、Inp (DahA、Inp 未检出)处于可忽略生态风险等级,其余单体均为中等风险水平,需进一步深入研究并制定合理防治计划。

参考文献

- [1] Bouloubassi, I., Fillaux, J. and Saliot, A. (2001) Hydrocarbons in Surface Sediments from the Changjiang (Yangtze River) Estuary, East China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **42**, 1335-1346. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00149-7](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00149-7)
- [2] Baek, S.O., Field, R.A., Goldstone, M.E., Kirk, P.W., Lester, J.N. and Perry, R. (1991) A Review of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Fate and Behavior. *Water, Air, and Soil Pollution*, **60**, 279-300. <https://doi.org/10.1007/BF00282628>
- [3] Wu, Y.-L., Wang, X.-H., Li, Y.-Y. and Hong, H.-S. (2011) Occurrence of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Seawater from the Western Taiwan Strait, China. *Marine Pollution Bulletin*, **63**, 459-463. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.008>
- [4] Luo, X.-J., Mai, B.-X., Yang, Q.-S., Chen, S.-J. and Zeng, E.Y. (2008) Distribution and Partition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon in Surface Water of the Pearl River Estuary, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, **145**, 427-436. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0051-2>
- [5] Wang, L., Yang, Z., Niu, J. and Wang, J. (2009) Characterization, Ecological Risk Assessment and Source Diagnostics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water Column of the Yellow River Delta, One of the Most Plenty Biodiversity Zones in the World. *Journal of Hazardous Materials*, **169**, 460-465. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.125>
- [6] Hong, W.-J., Jia, H., Li, Y.-F., Sun, Y., Liu, X. and Wang, L. (2016) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Alkylated PAHs in the Coastal Seawater, Surface Sediment and Oyster from Dalian, Northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **128**, 11-20. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.02.003>
- [7] Zhang, A., Zhao, S., Wang, L., Yang, X., Zhao, Q., Fan, J.-F. and Yuan, X.-T. (2016) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Seawater and Sediments from the Northern Liaodong Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, **113**, 592-599. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.005>
- [8] Wang, Y., Wang, J.-Y., Mu, J.-L., Wang, Z., Cong, Y., Yao, Z. and Lin, Z.-S. (2016) Aquatic Predicted no Effect Concentrations of 16 PAHs and Their Ecological Risks in Surface Seawater of Liaodong Bay, China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **35**, 1587-1593. <https://doi.org/10.1002/etc.3295>
- [9] Men, B., He, M., Tan, L., Lin, C. and Quan, X.-C. (2009) Distributions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Daliao River Estuary of Liaodong Bay, Bohai Sea (China). *Marine Pollution Bulletin*, **58**, 818-826. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.01.022>
- [10] Li, Y., Li, P., Ma, W., et al. (2015) Spatial and Temporal Distribution and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Seawater from the Haikou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, **92**, 244-251. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.014>
- [11] Zhou, J.-L. and Maskaoui, K. (2003) Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water and Surface Sediments from Daya Bay, China. *Environmental Pollution*, **121**, 269-281. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00215-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00215-4)
- [12] Maskaoui, K., Zhou, J.-L., Hong, H.-S. and Zhang, Z.-L. (2002) Contamination by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Jiulong River Estuary and Western Xiamen Sea, China. *Environmental Pollution*, **118**, 109-122. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00208-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00208-1)
- [13] GB 3097-1997. 海水水质标准[S]. 环境科学出版社, 2004.
- [14] 李先国, 邓伟, 周晓. 青岛近岸表层海水中 PAHs 的分布特征及物源初步解析[J]. 环境科学, 2012, 33(3): 741-745.
- [15] 张璐, 马启敏. 青岛浴场表层海水正构烷烃和芳烃组成分布特征研究[J]. 海洋湖沼通报, 2014(2): 155-160.
- [16] Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., et al. (2002) PAHs in the Fraser River Basin: A Critical Appraisal of

PAH Ratios as Indicators of PAH Source and Composition. *Organic Geochemistry*, **33**, 489-515.

[https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00002-5)

- [17] 许云竹, 花修艺, 董德明, 等. 地表水环境中 PAHs 源解析的方法比较及应用[J]. 吉林大学学报(理学版), 2011, 49(3): 565-574.
- [18] 周晓. 青岛近岸海水中多环芳烃的测定[D]: [硕士学位论文]. 青岛: 中国海洋大学, 2006.
- [19] 邓伟. 南黄海、东海表层沉积物中脂肪烃与多环芳烃的分布特征及来源初步研究[D]: [博士学位论文]. 青岛: 中国海洋大学, 2013.
- [20] Simcik, M.F., Eisenreich, S.J. and Lioy, P.J. (1999) Source Apportionment and Source/Sink Relationships of PAHs in the Coastal Atmosphere of Chicago and Lake Michigan. *Atmospheric Environment*, **33**, 5071-5079. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00233-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00233-2)
- [21] Lemieux, P.M., Lutes, C.C. and Santoianni, D.A. (2004) Emissions of Organic Air Toxics from Open Burning: A Comprehensive Review. *Progress in Energy and Combustion Science*, **30**, 1-32. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2003.08.001>
- [22] Yan, B., Abrajano, T.A., Bopp, R.F., Chaky, D.A., Benedict, L.A. and Chillrud, S.N. (2005) Molecular Tracers of Saturated and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Inputs into Central Park Lake, New York City. *Environmental Science & Technology*, **39**, 7012-7019. <https://doi.org/10.1021/es0506105>
- [23] Kalf, D.F., Crommentuijn, T. and van de Plassche, E.J. (1997) Environmental Quality Objectives for 10 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **36**, 89-97. <https://doi.org/10.1006/eesa.1996.1495>
- [24] Cao, Z., Liu, J., Luan, Y., Li, Y.-L., Ma, M., Xu, J. and Han, S.-L. (2010) Distribution and Ecosystem Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Luan River, China. *Ecotoxicology*, **19**, 827-837. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0464-5>

知网检索的两种方式:

1. 打开知网页面 <http://kns.cnki.net/kns/brief/result.aspx?dbPrefix=WWJD>
下拉列表框选择: [ISSN], 输入期刊 ISSN: 2163-1557, 即可查询
2. 打开知网首页 <http://cnki.net/>
左侧“国际文献总库”进入, 输入文章标题, 即可查询

投稿请点击: <http://www.hanspub.org/Submission.aspx>

期刊邮箱: aac@hanspub.org