

草海水体中多环芳烃污染特征及生态风险评价

刘 丰, 穆祥鹏, 崔 巍, 白音包力皋*

(中国水利水电科学研究院, 流域水循环模拟与调控国家重点实验室, 北京 100038)

摘要:利用 GC-MS 测定草海水体 15 个样品中 16 种优先控制多环芳烃(PAHs)的含量, 分析其组成和来源特征, 并进行生态风险评价。结果表明: 水体中 PAHs 总量的变化范围为 13.40~694.93 ng·L⁻¹, 平均值为 334.73 ng·L⁻¹, 高于太湖、巢湖、鄱阳湖等国控重点湖泊; 草海水体中 PAHs 组成以 2, 3 环为主, 占 PAHs 总体含量的 68.59%; 空间分布表现为湖心区浓度最低, 受附近居民影响较大的近岸区南侧浓度最高。源解析结果显示草海水体中 PAHs 的主要来源为煤和木材、柴薪等生物质的燃烧, 主要通过生活污水排放进入草海。通过风险商值的方法对 PAHs 的潜在生态风险进行了评价, 结果显示 PAHs 在 12 个采样点呈现低风险水平, 2 个中等风险, 1 个高风险, 其中 5, 6 环 PAHs 的平均风险商值占总体的 64.87%。

关键词:草海; 多环芳烃; 来源解析; 生态风险

中图分类号: X820.4 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2015)11-2176-07 doi:10.11654/jaes.2015.11.020

Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Water of Lake Caohai, Guizhou Province

LIU Feng, MU Xiang-peng, CUI Wei, BAOLIGAO Bai-yin*

(State Key Laboratory of Simulation and Regulation of Water Cycle in River Basin, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China)

Abstract: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) have attracted much attention because of their ubiquity, persistence, and toxicity. In order to investigate the distribution, sources and ecological risk of PAHs in surface water of Lake Caohai, water samples were collected in 15 sites in December 2012. The concentrations of 16 USEPA priority pollutant PAHs were determined by GC-MS. The composition patterns were analyzed by employing ratios of the characteristic molecular makers. The ecological risk was assessed by using the risk quotient (RQ) method as well. The total concentrations of the 16 PAHs ranged from 13.40 to 694.93 ng·L⁻¹, with an average value as high as 334.73 ng·L⁻¹, which was higher than that of other important lakes in China, such as Lake Taihu, Lake Chaohu and Lake Poyang. The lowest concentration was detected in the central area of the lake, while higher concentrations were found in the nearshore areas, especially in the southern nearshore area where more residents live. The PAHs in the water of Lake Caohai were predominated by 2- and 3-ring components, accounting for 68.59%. The main source of PAHs in the water was combustion of coal and biomass. Most of the sampling sites were at low or moderate (only two sites) risk level, except one site at the high risk level.

Keywords: Lake Caohai; polycyclic aromatic hydrocarbons; source apportionment; ecological risk assessment

多环芳烃(Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)是一类广泛存在于环境中的持久性有机污染物, 具有潜在的致癌、致畸、致突变效应, 其中 16 种 PAHs 同时

被美国环保局和欧盟列为优先控制污染物^[1]。环境中的 PAHs 主要来源于人为活动, 如化石燃料和生物质的不完全燃烧, 石油类燃料的自然挥发或泄漏等^[2], PAHs 可通过废水排放、地表径流、干湿沉降等多种途径进入水体^[3], 对水生生物产生不利影响。研究表明, 这 16 种 PAHs 在我国地表水体中广泛存在^[4], 且部分水体污染严重, 甚至对水生生物产生一定的毒性效应^[5]。国内外关于水体 PAHs 的研究多集中在其分布

收稿日期: 2015-04-20

基金项目: 中国水利水电科学研究院科研专项(1468)

作者简介: 刘 丰(1987—), 女, 湖北襄阳人, 博士研究生, 主要从事生态水力学研究。E-mail: liuf832@163.com

*通信作者: 白音包力皋 E-mail: baiyinblg@hotmail.com

特征^[4]、来源解析^[9]、迁移转化规律^[7]、多介质归趋模拟^[8]、生态风险评价^[9]等方面。李海燕等^[10]研究了珠江三角洲表层水体中多环芳烃的分布和来源;郭广惠等^[11]分析了太湖水体多环芳烃的生态风险;Melymuk等^[12]分析了 Lake Ontario 中 PAHs 的来源及其进入湖泊的主要途径;Huang等^[13]分析了 Lake Michigan 鲑鱼中 PAHs 的含量及其生态风险。目前关于水体 PAHs 的研究多集中在经济较为发达,或常规污染较为严重的地区,对经济相对落后、常规污染相对较轻的西部高原湖泊研究较少。但这些湖泊通常具有非常重要的生态价值,且生态系统较为脆弱。随着城市化进程的不断推进,我国高原湖泊的水环境压力逐年增加,明晰其 PAHs 的污染特征和生态风险对保护高原湖泊水生态系统安全具有重要意义。

草海位于贵州省威宁县西南侧(26°47'32"~26°52'52"N,104°10'16"~104°20'40"E,海拔2171.7 m),是贵州高原最大的天然淡水湖泊,1995年被列为国家一级保护湿地。湖中水生动植物丰富,栖息着100多种鸟类,以水禽和涉禽为主,同时也是黑颈鹤、白头鹤等多种珍稀鸟类及其他候鸟的重要越冬地,被誉为“世界最佳湿地观鸟区”之一,具有非常重要的生态价值。由于草海紧邻威宁县城,随着人口增长,人类活动对草海生态系统的影响也日益突出,部分水体出现富营养化趋势^[14],但目前尚未见关于草海 PAHs 污染特征报道。本研究通过对草海水体中 PAHs 的含量、组成、主要来源及生态风险进行分析,为草海流域水生态系统安全和保护提供依据,也为经济欠发达地区的水生态系统保护、实现区域可持续发展提供参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集

草海湖区面积23.25 km²,水域面积20.98 km²,平均水深2~3 m,是一个典型的高原湿地生态系统。为了解草海水体 PAHs 的空间分布特征,2012年12月1日在草海湖区均匀布设15个采样点,具体如图1所示:S1位于草海东区人工码头的航道中,受到航运以及周围生活污水的影响;S2位于人工码头附近的水禽繁殖区;S4位于白家嘴码头附近,受到航运干扰;S6位于湖心区,水深较深;S9位于草海出水口羊关山附近;S12位于胡叶林附近。D1位于马槽井和沙河沟排污口的汇合处,为上游威宁县生活污水的影响区;D2位于西海村排污口入湖区;D3位于大江家湾

排污口入湖区。在每个采样点采集表层水样4 L,装入棕色玻璃瓶中,加入5%甲醛溶液抑制微生物活性,运回实验室4℃保存,并于24 h内用0.45 μm的玻璃纤维滤膜进行过滤。

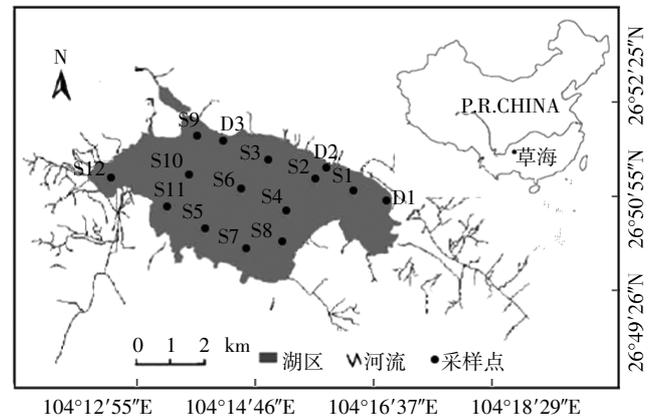


图1 草海采样点分布

Figure 1 Sampling sites in Lake Caohai

1.2 试剂及仪器

试验所用的二氯甲烷、甲醇、正己烷均为色谱纯(天津市福晨化学试剂厂生产);甲醛为分析纯(西陇化工股份有限公司生产);试验用水为二次蒸馏水;16种 PAHs 混合标样及5种氘代回收率指示物均购于美国 UltraScientific 公司。

玻璃纤维滤膜(0.45 μm)由上海兴亚净化材料厂生产,使用前于450℃灼烧4 h;C-18固相萃取柱(500 mg、6 mL)购于美国 Supelco 公司;旋转蒸发仪(R-201)购于上海申生科技有限公司;氮吹仪(KL512)购于北京康林科技有限公司;气相色谱/质谱联用仪为安捷伦公司 GC6890/MSD 5973 系列。

1.3 样品预处理

参照美国 EPA 525 方法进行质量控制和保证(SW-846, USEPA, 1986),取1 L过滤后的水样,加入一定浓度的回收率指示物(奈-d₈、二氢萘-d₁₀、菲-d₁₀、蒽-d₁₂、芘-d₁₂)。C-18小柱依次使用二氯甲烷、甲醇、蒸馏水各5 mL进行活化平衡,处理后的水样经小柱进行富集,加载水样调节流速为5 mL·min⁻¹。水样抽干后用氮气干燥小柱,然后以10 mL二氯甲烷分3次洗脱,将洗脱液用旋转蒸发仪浓缩至1 mL。用10 mL正己烷将浓缩液转移至硅胶-氧化铝层析柱进行净化,再用10 mL正己烷/二氯甲烷(体积比1:1)洗脱,收集洗脱液氮吹至约1 mL,加入100 μL内标化合物待测。

1.4 仪器分析条件

采用 GC-MS(Agilent GC6890/5973 MSD)分析测

定样品中 PAHs 组分。GC 条件:DB-5MS 石英弹性毛细管色柱(30 m×0.25 mm×0.25 μm),载气为高纯度氮气,无分流进样 1 μL;初始温度 80 °C,保持 2 min,以 3 °C·min⁻¹ 升温到 120 °C,5 °C·min⁻¹ 升温到 200 °C,7 °C·min⁻¹ 升温到 290 °C,保持 15 min;进样口 280 °C,检测器 300 °C,柱头压 1724 kPa,流速 1.0 mL·min⁻¹。MS 条件:EI 电离源 70 eV,质量范围 35~500 amu,倍增电压 1800~2000 eV,SIM 模式下对样品定量,通过检索 NIST 谱库和色谱峰保留时间进行定性分析,采用内标峰面积法、6 点校正曲线定量。检测的 16 种 PAHs 分别为萘(Nap)、萘(Ace)、二氢萘(Acp)、芴(Fl)、菲(Phe)、蒽(An)、荧蒽(Flu)、芘(Pyr)、蒽(Chr)、苯并[a]蒽(BaA)、苯并[b]荧蒽(BbF)、苯并[k]荧蒽(BkF)、苯并[a]芘(BaP)、茚并[1,2,3-cd]芘(InP)、二苯并[a,h]蒽(DbA)、苯并[ghi]芘(BghiP)。

1.5 质量保证与质量控制

用方法空白、加标空白、基质加标、基质加标平行样进行质量控制。回收率指示物萘-d₈、二氢萘-d₁₀、菲-d₁₀、蒽-d₁₂、芘-d₁₂ 的回收率分别为 52.5%±10.2%、78.4%±10.7%、83.8%±10.9%、92.3%±9.1%、89.8%±10.1%,方法空白无目标化合物检出。加标空白结果显示,除萘的回收率较低(54.6%)外,其他 15 种 PAHs 回收率范围为 72.52%~105.3%,符合美国 EPA 标准。最后所有结果经空白扣除和回收率校正。

2 结果与讨论

2.1 PAHs 浓度与组成

16 种 PAHs 在草海水体中均有检出,具体结果见表 1。各采样点 PAHs 总浓度变化范围为 13.40~694.93 ng·L⁻¹,平均值为 334.73 ng·L⁻¹,中值为 330.09 ng·L⁻¹。根据郭广惠等^[4]的研究,中国七大流域地表水体 PAHs 浓度变化范围为 3.09~38 139.00 ng·L⁻¹,平均值为 474.93 ng·L⁻¹。可见与七大流域相比,草海水体 PAHs 含量处于中等偏低水平。但是与国控重点湖泊相比,草海水体 PAHs 浓度明显高于巢湖(170.72 ng·L⁻¹)^[15]、鄱阳湖(5.56~266.10 ng·L⁻¹)^[16]、太湖(37.5~183.5 ng·L⁻¹)^[17]等湖泊。巢湖等国控重点湖泊在环境治理与保护方面的重视程度与投入力度均远大于草海,通过截污等治理措施,入湖废水已大为减少;而草海流域目前尚无污水处理厂,大量生活废水未经处理直接入湖。此外,鄱阳湖、太湖、巢湖的水域面积较大,分别是草海的 243.1、111.4、36.2 倍,具有更大的环境容量;草海作为典型的高原浅水湖泊,面积小,生态系

统更为脆弱,更易受到人类活动的影响。整体来看,草海水体 PAHs 浓度高于太湖等湖泊,对保护区内各种水生生物及珍稀鸟类可能存在一定程度的生态风险。

表 1 草海表层水体中 PAHs 各组分浓度
Table 1 Concentrations of various PAHs in 15 surface water samples

PAHs	变化范围/ ng·L ⁻¹	平均值/ ng·L ⁻¹	中位数/ ng·L ⁻¹	变异系数/ %	检出率
Nap	8.45~243.65	56.62	19.84	131.66	1.00
Ace	ND~9.31	1.11	0.00	266.12	0.13
Acp	ND~12.91	5.38	4.81	81.82	0.80
Fl	ND~49.88	27.05	28.02	64.97	0.93
Phe	0.85~115.45	69.45	72.10	50.09	1.00
An	0.87~107.35	67.02	71.18	48.90	1.00
Flu	0.73~30.68	20.31	22.65	42.44	1.00
Pyr	ND~21.19	12.58	13.58	44.26	0.93
Chr	ND~19.04	3.04	0.00	171.12	0.40
BaA	ND~18.25	2.77	0.00	178.12	0.40
BbF	ND~115.20	32.19	29.75	105.87	0.93
BkF	ND~109.30	30.69	28.21	104.58	0.93
BaP	ND~12.42	3.02	0.00	146.09	0.40
InP	ND~8.08	0.54	0.00	387.30	0.07
DbA	ND~17.43	1.16	0.00	387.30	0.07
BghiP	ND~26.90	1.79	0.00	387.30	0.07
Σ PAHs	13.40~694.93	334.73	330.09	58.31	1.00

16 种多环芳烃中检出率最高的为二环的 Nap、三环的 Phe 和 An 以及四环的 Flu, 在所有采样点均有检出。检出率最低的为六环的 InP、DbA 和 BghiP, 仅在 S1 有检出。结合 16 种 PAHs 单体的浓度和检出率来看, 主要污染物为 Nap、Phe 和 An, 15 个采样点均有检出, 平均浓度分别为 56.62、69.45、67.02 ng·L⁻¹。从各采样点水体 16 种 PAHs 的组成(图 2)可以看出, 草海水体 PAHs 以 2、3 环为主, 占 PAHs 总量的 43.18%~94.55%; 5、6 环所占比例相对较少(18.59%)。这种结构特征与巢湖^[15]、太湖^[17]、小白洋淀^[18]等水体中 PAHs 的组成类似, 其主要原因为 PAHs 环数越多, 疏水性越强, 溶解度越低^[19], 从而使水体中溶解态的高环 PAHs(5、6 环)浓度较低, 低环 PAHs(2、3 环)浓度较高。

2.2 空间分布

PAHs 浓度在各采样点之间的变异系数为 42.44%~387.30%, 说明草海水体中 PAHs 浓度分布具有明显空间差异^[20]。从空间分布(图 3)看, 最高浓度出现在 D1(694.92 ng·L⁻¹), 其次为 S5(685.65 ng·

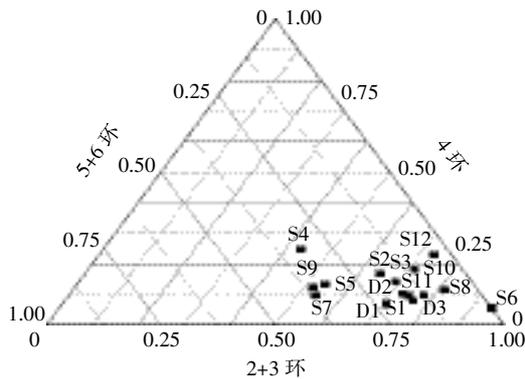


图2 各采样点水体 PAHs 浓度组成

Figure 2 Concentrations and composition of PAHs in water of all sampling sites

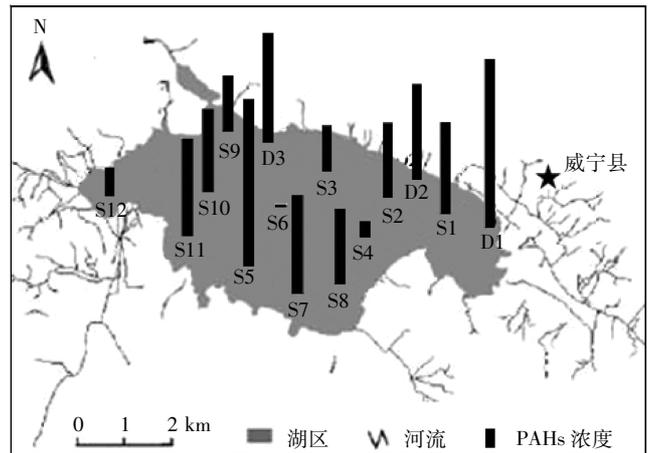


图3 草海水体 PAHs 总浓度的空间分布

Figure 3 Concentrations of total PAHs in water of all sampling sites

L^{-1}),最低浓度出现在湖心区的S6($13.39 \text{ ng}\cdot L^{-1}$)。草海水体 PAHs 的空间分布整体表现出湖心区低于近岸区,尤以近岸区南侧 PAHs 浓度最高的特点。

研究表明,环境中 PAHs 主要通过石油类产品的泄漏及排放、大气干湿沉降及污水排放的方式进入水体^[9]。由于草海内无机动船只运行,位于航道区的S1和S4,其PAHs浓度并未显著高于其他近岸区采样点。湖心区受周边污水排放影响较小,因此浓度最低,在一定程度上反映了大气沉降对草海水体 PAHs 的影响^[21]。相较于湖心区,近岸区,尤其排污口附近 PAHs 浓度最高,体现了污水排放对草海水体 PAHs 的直接影响。草海流域内无工矿企业,主要污染源为流域内居民的生活污水和周边农业废水。根据调查,2005年每天约有 3000 m^3 的城镇生活污水未经任何处理,直接通过排污沟排入草海^[22]。目前威宁县仍无污水处理厂,随着人口的增加,其排污量将有所增加。D1位于马槽井和沙河沟排污口的汇合处,直接受上游威宁县城生活污水的影响,PAHs浓度最高。除此之外,草海南侧的东山村总人口约5100人,北与草海水域相连,村落的生活污水、畜禽养殖废水等均未经任何处理进入草海,导致采样点S5多环芳烃浓度较高。采样点S6虽然位于近岸区,但附近居民较少,PAHs浓度较低。王莉丽^[23]研究发现城镇生活污水中6种PAHs(Flu、BbF、BkF、BaP、BghiP、InD)总浓度最高达到 $427 \text{ ng}\cdot L^{-1}$,结合本文研究结果,初步推断草海周边居民生活污水的直接排放是影响草海水体 PAHs 分布的主要原因之一。

2.3 PAHs 来源解析

同分异构体比值法是 PAHs 源解析中的常用方法,不同污染源其特征 PAHs 比值有不同的特点,常

用的 PAHs 异构体有 An/Phe、Flu/Pyr、BaA/Chr、InP/BghiP 系列^[24]。An/Phe 通常用于判断石油类排放源和有机物燃烧源;Flu 与 Pyr、InP、BghiP 的环境行为特征类似,其比值在环境过程中相对稳定,判断结果更为可靠^[25]。考虑到本研究中 BaA、Chr、InP、BghiP 的检出率较低($0.07\sim 0.40$),故采用 An/(An+Phe)和 Flu/(Flu+Pyr)两个指数来推断草海水体 PAHs 的来源^[26]。通常认为 An/(An+Phe)比值大于0.1表示PAHs主要来自燃烧源,包括化石燃料、生物质等的燃烧,小于0.1表示主要为石油源;Flu/(Flu+Pyr)小于0.4表示其主要来源为石油源,介于0.4和0.5之间为石油类产品的燃烧,大于0.5为煤和草、木材、柴薪等生物质的燃烧^[10,25]。具体结果如图4所示。

所有采样点 An/(An+Phe)比值均大于0.1,初步判断草海水体 PAHs 的主要来源为燃烧源。S9的Flu/(Flu+Pyr)比值介于0.4和0.5之间,其PAHs主要来源可能为石油类产品的燃烧;S4和S12的主要污染源则可能兼具石油类产品的泄漏和燃烧。由于S6水样中Pyr未检出(图4中未显示),但可以确定Pyr浓度很低,Flu/(Flu+Pyr)比值应大于0.5,因此S6等12个采样点的Flu/(Flu+Pyr)比值均大于0.5,其水体中PAHs来源主要为煤和柴薪等生物质的燃烧。整体来看,草海PAHs的主要来源为煤和生物质燃烧。根据现场调查,草海周边居民主要以煤和木材、柴薪为能源^[27],与PAHs来源的定性分析结果相吻合。

2.4 PAHs 生态风险评价

PAHs具有一定的亲脂性,可在生物体内累积,经代谢活化后生成有毒的中间产物,这些中间产物将不

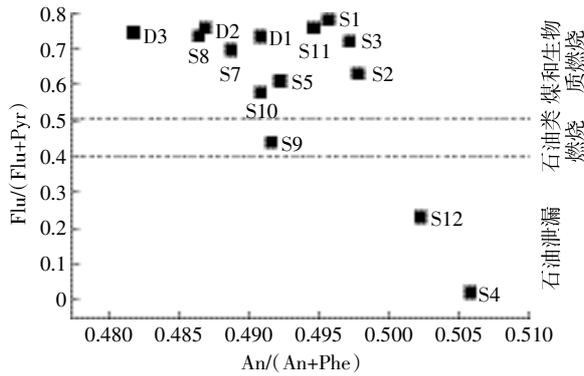


图4 草海水体 PAHs 来源分析

Figure 4 Cross plots of An/(An+Phe) and Flu/(Flu+Pyr) ratios in water of Lake Caohai

可逆地损伤细胞内大分子物质^[28]。我国地表水环境质量标准^[29]要求集中式生活饮用水地表水源地水体中 BaP 浓度低于 $2.8 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$, 本研究中采样点 S1、S3、S8、S10 水体中 BaP 浓度均不符合此标准, 最大超出 3.43 倍, 存在一定的生态风险。Kalf 等^[30]于 1997 年提出用风险商值(Risk quotient, RQ)的方法来评价 PAHs 的生态风险, 但这种方法仅能评价 10 种 PAHs 单体的生态风险, 曹治国等^[26]利用毒性当量因子对此方法进行改进, 并成功应用于滦河^[9]、漳卫南运河^[26]、徒骇马颊河^[20]等水系。改进后的水体 PAHs 生态风险评价方法如下所示:

$$RQ = \frac{C_{\text{PAHs}}}{C_{\text{QV}}}$$

式中: C_{PAHs} 为介质中 PAHs 的浓度; C_{QV} 为相应介质中 PAHs 的风险标准值^[30], 使用的是经毒性当量系数改进后的最低风险浓度值(Negligible concentrations, NCs)和最高风险浓度值(Maximum permissible concentrations, MPCs), 具体见表 2。

最低风险浓度表示低于此浓度对生态系统的负

表 2 单体 PAHs 的最低和最高风险浓度值($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)

Table 2 Negligible concentrations(NCs) and maximum permissible concentrations(MPCs) of individual PAH in water($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)

PAHs	NCs	MPCs	PAHs	NCs	MPCs
Nap	12.0	1200	BaA	0.1	10
Ace	0.7	70	Chr	3.4	340
Acp	0.7	70	BbF	0.1	10
Fl	0.7	70	BkF	0.4	40
Phe	3.0	300	BaP	0.5	50
An	0.7	70	DbA	0.5	50
Flu	3.0	300	InP	0.4	40
Pyr	0.7	70	BghiP	0.3	30

面影响是可以忽略的; 最高风险浓度表示高于此浓度则会对生态系统产生较大的负面影响。通过上式可进一步得到:

$$RQ_{\text{NCs}} = \frac{C_{\text{PAHs}}}{C_{\text{QV}(\text{NCs})}}$$

$$RQ_{\text{MPCs}} = \frac{C_{\text{PAHs}}}{C_{\text{QV}(\text{MPCs})}}$$

式中: RQ_{NCs} 和 RQ_{MPCs} 分别表示低风险商值和高风险商值; $C_{\text{QV}(\text{NCs})}$ 表示水体中相应 PAHs 单体的低风险浓度值; $C_{\text{QV}(\text{MPCs})}$ 表示相应 PAHs 单体的高风险浓度值。

16 种 PAHs 总的风险商值计算公式如下:

$$RQ_{\Sigma\text{PAHs}(\text{NCs})} = \sum_{i=1}^{16} RQ_{i(\text{NCs})} \quad (RQ_{i(\text{NCs})} \geq 1)$$

$$RQ_{\Sigma\text{PAHs}(\text{MPCs})} = \sum_{i=1}^{16} RQ_{i(\text{MPCs})} \quad (RQ_{i(\text{MPCs})} \geq 1)$$

PAHs 风险等级的划分标准如表 3 所示^[26]。

15 个采样点中仅 S5 的 $RQ_{\Sigma\text{PAHs}(\text{MPCs})}$ 为 1.15, 其他采样点均为 0; 各采样点的 $RQ_{\Sigma\text{PAHs}(\text{NCs})}$ 及其组成如图 5 所示。 $RQ_{\Sigma\text{PAHs}(\text{NCs})}$ 的变化范围为 1.24~1 838.96, 其中最高值出现在 S5, 最低值出现在 S6。采样点 S5 多环芳烃浓度最高, 其 $RQ_{\Sigma\text{PAHs}(\text{NCs})}$ 主要来源于 5 环的 BkF(62.64%); 位于湖心区的 S6 多环芳烃浓度最低, 风险最小。各采样点 $RQ_{\Sigma\text{PAHs}(\text{NCs})}$ 的平均值为 639.25, 其中低环 PAH 所占的比例为 26.79%, 中环为 8.34%, 高环为 64.87%。可见高环 PAH 虽然浓度较低, 但其毒性较强, 导致高环 PAHs 的风险商值所占比例较高。总体来看, 15 个采样点中 S5 为高风险, S7、D1 为中等风险, 其他 12 个采样点均为低风险, 其风险主要来源于高环 PAHs。

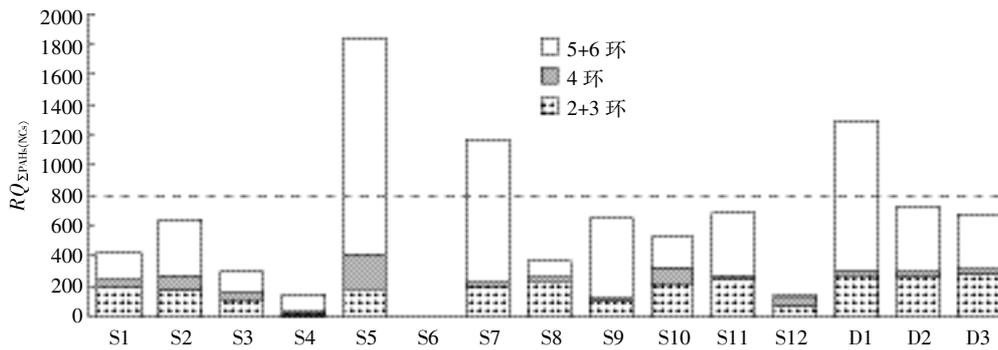
3 结论

通过对草海表层水体中 PAHs 的定量分析发现,

表 3 单体 PAHs 和 Σ PAHs 生态风险等级划分

Table 3 Risk classification of individual PAH and total PAHs

风险等级		$RQ_{(\text{NCs})}$	$RQ_{(\text{MPCs})}$
单体 PAHs	低风险	0	
	中等风险	≥ 1	<1
	高风险		≥ 1
Σ PAHs	无风险	0	
	低风险	≥ 1 且 <800	0
	中等风险-1	≥ 800	0
	中等风险-2	<800	≥ 1
	高风险	≥ 800	≥ 1

图5 各采样点 $RQ_{\Sigma PAHs(NGs)}$ 及其组成Figure 5 $RQ_{\Sigma PAHs(NGs)}$ values and their ring composition of each sample

草海水体 PAHs 组成以 2 环、3 环为主,其浓度高于巢湖、太湖、鄱阳湖等国控重点湖泊,尤其是近岸区南侧,受 PAHs 污染严重。来源分析结果表明,草海水体中 PAHs 主要来源于煤、木材柴薪等生物质的燃烧,主要通过污水直接排放进入草海。草海 80% 的采样点水体中 PAHs 处于低生态风险水平,但近岸区南侧水域处于中、高风险水平。草海水体中 PAHs 对水生生物及周边居民存在一定的生态风险,应引起相关部门的足够重视。

参考文献:

- [1] White K L. An overview of immunotoxicology and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. *Journal of Environmental Science and Health*, 1986, 4(2): 163-202.
- [2] Liu F, Liu J L, Chen Q Y, et al. Pollution characteristic and ecological risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediment of the southern part of the Haihe River system in China[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2013, 58(27): 3348-3356.
- [3] Heemken O P, Stachel B, Theobald N, et al. Temporal variability of organic micropollutants in suspended particulate matter of the River Elbe at Hamburg and the River Mulde at Dessau, Germany[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2000, 38(1): 11-31.
- [4] 郭广惠, 吴丰昌, 何宏平, 等. 中国地表水体多环芳烃含量分布特征及其生态风险评价[J]. *中国科学: 地球科学*, 2012, 42(5): 680-691. GUO Guang-hui, WU Feng-chang, HE Hong-ping, et al. Distribution characteristics and ecological risk assessment of PAHs in surface waters of China[J]. *Science China Earth Sciences*, 2012, 42(5): 680-691.
- [5] 蒋闰兰, 肖佰财, 禹娜, 等. 多环芳烃对水生生物毒性效应的研究进展[J]. *海洋渔业*, 2014, 36(4): 372-384. JIANG Run-lan, XIAO Bai-cai, YU Na, et al. Research advance in toxic effects of PAHs on aquatic animals[J]. *Marine Fisheries*, 2014, 36(4): 372-384.
- [6] Marek T, Jacek N. PAHs diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources[J]. *Environmental Pollution*, 2012, 162: 110-119.
- [7] 许晓伟, 黄岁樑. 地表水中多环芳烃迁移转化研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2011, 34(1): 26-33.

- XU Xiao-wei, HUANG Sui-liang. Transport-transformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface waters[J]. *Environmental Science Technology*, 2011, 34(1): 26-33.
- [8] Wang C, Feng Y J, Sun Q F, et al. A multimedia fate model to evaluate the fate of PAHs in Songhua River, China[J]. *Environmental Pollution*, 2012, 164: 81-88.
- [9] Cao Z G, Liu J L, Luan Y, et al. Distribution and ecosystem risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Luan River, China[J]. *Ecotoxicology*, 2010, 19(5): 827-837.
- [10] 李海燕, 段丹丹, 黄文, 等. 珠江三角洲表层水体中多环芳烃的季节分布、来源和原位分配[J]. *环境科学学报*, 2014, 34(12): 2963-2972. LI Hai-yan, DUAN Dan-dan, HUANG Wen, et al. Seasonal distribution, sources, and in-situ partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and suspended particulate matters from the Pearl River Delta[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(12): 2963-2972.
- [11] 郭广惠, 吴丰昌, 何宏平, 等. 太湖水体多环芳烃生态风险的空间分布[J]. *中国环境科学*, 2012, 32(6): 1032-1039. GUO Guang-hui, WU Feng-chang, HE Hong-ping, et al. Spatial distribution of ecological risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface waters of Lake Taihu[J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(6): 1032-1039.
- [12] Melymuk L, Robson M, Csiszar S A, et al. From the city to the lake: Loadings of PCBs, PBDEs, PAHs and PCMs from Toronto to Lake Ontario[J]. *Environmental Science and Technology*, 2014, 48: 3732-3741.
- [13] Huang L, Chernyak S M, Batterman S A. PAHs, nitro-PAHs, hopanes, and steranes in lake trout from Lake Michigan[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2014, 33(8): 1792-1801.
- [14] 晏妮, 潘鸿, 王洋, 等. 咸宁草海浮游植物时空分布及其数量特征[J]. *环境科学与技术*, 2010, 33(12F): 55-58. YAN Ni, PAN Hong, WANG Yang, et al. Anniversary variety and quantity characteristics of phytoplankton in Caohai Lake of Weining[J]. *Environmental Science Technology*, 2010, 33(12F): 55-58.
- [15] 秦宁, 何伟, 王雁, 等. 巢湖水体和水产品中多环芳烃的含量与健康风险[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(1): 230-239. QIN Ning, HE Wei, WANG Yan, et al. Residues and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water and aquatic products from Lake Chaohu[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(1):

- 230–239.
- [16] Zhi H, Zhao Z H, Zhang L. The fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organochlorine pesticides (OCPs) in water from Poyang Lake, the largest freshwater lake in China[J]. *Chemosphere*, 2015, 119:1134–1140.
- [17] Qiao M, Huang S B, Wang Z J. Partitioning characteristics of PAHs between sediment and water in a shallow lake[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2008, 8(2):69–73.
- [18] 朱 樱, 吴文婧, 王军军, 等. 小白洋淀水-沉积物系统多环芳烃的分布、来源与生态风险[J]. 湖泊科学, 2009, 21(5):637–646.
ZHU Ying, WU Wen-jing, WANG Jun-jun, et al. Distribution, sources and ecological risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in water-sediment system in Lake Small Baiyangdian[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2009, 21(5):637–646.
- [19] Mackay D, Shiu W Y, Ma K C, et al. Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals[M]. 2nd ed. New York: CRC Press, 2006.
- [20] Liu F, Liu J L, Chen Q, et al. Pollution characteristics, ecological risk and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediment from Tuhai-Majia River system, China[J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2012, 13:1301–1314.
- [21] 钱晓莉, 冯新斌, 毕向阳, 等. 贵州草海表层水体和沉积物间隙水中汞的含量和形态分布初步研究[J]. 湖泊科学, 2008, 20(5):563–570.
QIAN Xiao-li, FENG Xin-bin, BI Xiang-yang, et al. Concentrations and distributions of mercury species in surface water and porewater of Lake Caohai, Guizhou Province[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2008, 20(5):563–570.
- [22] 刘凤英. 草海湿地生态系统影响因素分析[J]. 贵州环保科技, 2005, 11(4):34–37.
LIU Feng-ying. Impact factors of wetland ecosystem of Lake Caohai[J]. *Guizhou Environmental Protection Science and Technology*, 2005, 11(4):34–37.
- [23] 王莉丽. 城市污水中多环芳烃的测定方法及其去除特性研究[D]. 西安:西安建筑科技大学, 2012:3–4.
WANG Li-li. The study on measuring method and removal effectiveness for polycyclic aromatic hydrocarbons in Municipal Wastewater[D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2012:3–4.
- [24] 张 琦, 裴国霞, 李汗青, 等. 黄河头道拐段冰体中多环芳烃的分布特征及来源解析[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(11):2221–2227.
ZHANG Qi, PEI Guo-xia, LI Han-qing, et al. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in ice of Toudaoguai section of the Yellow River[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(11):2221–2227.
- [25] Yunker M B, Macdonald R W, Vingarzan R, et al. PAHs in the Fraser River basin: A critical appraisal PAH ratios as indicators of PAH source and composition[J]. *Organic Geochemistry*, 2002, 33(4):489–515.
- [26] 曹治国, 刘静玲, 王雪梅, 等. 漳卫南运河地表水中溶解态多环芳烃的污染特征、风险评价与来源辨析[J]. 环境科学学报, 2010, 30(2):354–260.
CAO Zhi-guo, LIU Jing-ling, WANG Xue-mei, et al. Pollution characteristics, ecological risk assessment and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface water from the Zhangweinan River[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, 30(2):354–260.
- [27] 徐 松, 高 英. 草海湖泊湿地水环境污染现状及可持续利用研究[J]. 环境科学导刊, 2009, 28(5):33–36.
XU Song, GAO Ying. Study on sustainable utilization of Caohai Lake wetland based on analysis of current situation of water pollution[J]. *Environmental Science Survey*, 2009, 28(5):33–36.
- [28] 李 斌, 解启来, 刘昕宇, 等. 流溪河水体多环芳烃的污染特征及其对淡水生物的生态风险[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(2):367–374.
LI Bin, XIE Qi-lai, LIU Xin-yu, et al. Pollution and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons by species sensitivity distributions in the Liuxi River, South China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(2):367–374.
- [29] 国家环保总局. GB 3838—2002 地表水环境质量标准[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. GB 3838—2002 Environmental quality standards for surface water [S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [30] Kalf D F, Crommentuijn T, Vandeplassche E J. Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1997, 36(1):89–97.