

保护人体健康的萘水质基准研究

于紫玲¹,侯云波^{1,2},马瑞雪¹,甘乔玮³,黄梓茹⁴,向明灯^{1*},于云江^{1**} (1.生态环境部华南环境科学研究所,国家环境保护环境污染健康风险评价重点实验室 广东 广州 510655; 2.三峡大学生物与制药学院,湖北 宜昌 443002; 3.广东第二师范学院生物与食品工程学院,广东 广州 510303; 4.仲恺农业工程学院环境科学与工程学院,广东 广州 510225)

摘要: 依据我国《人体健康水质基准制定技术指南》(HJ 837—2017),通过对萘的非致癌毒性效应及第二、三和四营养级的生物累积系数分析,推导了同时饮水和消费水产品以及仅消费水产品的萘污染物人体健康水质基准。研究结果显示,第二、三和四营养级的最终营养级生物累积系数分别为 248, 533, 406L/kg, 同时饮水和消费水产品的萘的人体健康水质基准为 16.6μg/L, 仅消费水产品的萘的人体健康水质基准为 18.9μg/L。

关键词: 萘; 多环芳烃; 水质基准; 人体健康

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2020)07-3010-10

DOI:10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2020.0336

Development of human health ambient water quality criteria for naphthalene in China. YU Zi-ling¹, HOU Yun-bo^{1,2}, MA Rui-xue¹, GAN Qiao-wei³, HUANG Zi-ru⁴, XIANG Ming-deng^{1*}, YU Yun-jiang^{1**} (1.State Environmental Protection Key Laboratory of Environmental Pollution Health Risk Assessment, South China Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Guangzhou 510655, China; 2.College of Biological and Pharmaceutical Sciences, China Three Gorges University, Yichang 443002, China; 3.School of Biology and Food Engineering, Guangdong University of Education, Guangzhou 510303, China; 4.College of Environmental Science and Engineering, Zhongkai University of Agriculture and Engineering, Guangzhou 510225, China). *China Environmental Science*, 2020,40(7): 3010~3019

Abstract: In this study, the human health ambient water quality criteria (AWQC) for naphthalene (NaP) were derived, which followed the Chinese Technical Guideline for Deriving Water Quality Criteria for the Protection of Human Health (HJ 837—2017). The available toxicity values for noncarcinogenic toxicological effects of NaP were analyzed. The national bioaccumulation factor (BAFs) for aquatic trophic levels (TLs) 2, 3, and 4 of NaP were performed. Results showed that the national BAF values of NaP were 248L/kg, 533L/kg, and 406L/kg for TLs 2, 3, and 4, respectively. The human health AWQC for noncarcinogenic effects for NaP are 16.6μg/L for consumption of water and organisms and 18.9μg/L for consumption of organisms only.

Key words: naphthalene; polycyclic aromatic hydrocarbons; water quality criteria; human health

萘(Nap)是由 2 个苯环组成、具有较高水溶解性的低分子量多环芳烃(PAHs)^[1-2]。萘分布广泛,通常各种矿物燃烧(如煤、石油、天然气)、木材以及其他含碳氢化合物不完全燃烧或在还原气下热解都可能生成萘^[3]。萘在水环境中广泛检出,是水环境中含量及占比较高的多环芳烃之一^[4-5]。Meng 等^[5]汇总分析了中国 14 个湖泊水体中 PAHs,结果显示水中萘的平均含量为 6250ng/L,其含量超过欧盟 2013/39/EU 指令对萘的水环境质量标准为(2μg/L)^[6]和加拿大保护水生生物的水环境质量指导值(1.1μg/L)^[7],可能对生态环境和人体健康造成威胁。目前,美国 126 种水环境优先控制污染物^[8]、欧盟 2013/39/EU 号决议上提出的水环境优先有害物质名单^[6]、我国首批由中国环境监测总站公布的 68 种水环境优先污染物黑名单中均包括萘^[9]。

水质基准是制订环境标准的科学基础,它是环境因子(污染物质或有害要素)对人体健康与生态系统不产生有害效应的剂量或水平^[10-11]。目前,国外许多国家和机构如美国^[12]、欧盟^[13]、WHO^[14]、加拿大^[15-16]、澳大利亚^[17]等均已形成较为完善的基准研究框架和方法体系。2015 年美国更新发布了 94 种包含保护人体健康的污染物水质基准,其中 PAHs 含 10 种^[18]。欧盟 2013/39/EU 指令规定的环境质量标准中 PAHs 含 7 种^[6]。相比之下,我国对水质基准的研究相对滞后。近年来,基于国际主流的水质基准推导方法,

收稿日期: 2019-11-02

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC1801102);广州市科技计划项目(201804010234);中央级公益性科研院所基本科研业务专项(PM-zx097-201904-096)

* 责任作者, 副研究员, xiangmingdeng@scies.org; ** 研究员, yuyunjiang@scies.org

我国开展水质基准研究并已获得系列研究成果。2017年6月,环境保护部批准发布了《人体健康水质基准制定技术指南》(HJ 837—2017)^[19],用以规范人体健康水质基准的制定工作。现有关于人体健康基准的研究中,主要针对太湖流域双酚 A^[20]、双酚 AF^[21]、双酚 S^[22]等污染物进行了研究;此外,重金属铅^[22-23]和砷^[23]也有零星报道。针对多环芳烃菲的水生生物急性基准和慢性基准,Wu 等^[24-25]采用 US EPA 指南推荐的方法对多环芳烃菲的水生生物急性基准和慢性基准进行了推导,阈值分别为 0.033mg/L 和 0.012mg/L。针对我国环境基准污染物的筛选,本研究前期结合了美国 EPA 和 ATSDR 联合制定的基于 Superfund 的优先排序方法^[26]和澳大利亚优先污染物筛选方法^[27]的工作经验,研究筛选出 26 种保护人体健康的水环境基准污染物清单,其中 3 种多环芳烃(苯并[a]芘、菲、萘)^[28]。然而,关于 PAHs 的人体健康水质基准,国内尚未见相关报道。因此,本研究以萘为研究对象制定保护人体健康萘的水质基准。

本研究依据我国《人体健康水质基准制定技术指南》(HJ 837—2017)^[19],通过对萘的毒性效应、生物累积系数(BAF)、相关源贡献率以及人体暴露参数等分析,推导了萘同时饮水和消费水产品以及仅消费水产品的人体健康水质基准。本研究旨在为我国水环境中萘标准制修定及健康风险评估提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 人体健康水质基准推导方法

保护人体健康的萘水质基准推导方法主要依据《人体健康水质基准制定技术指南》(HJ 837—2017)。根据国际癌症研究机构(IARC)和 1986 年美国环保署的致癌风险评估准则对致癌物的分类,萘分别为 2B^[28]和 C 类致癌物^[29],为可能的人类致癌物,并且目前关于其致癌效应的报道较少。因此,本研究主要考虑萘的非致癌效应,并依据指南采用非致癌效应的推导方法对萘的人体健康水质基准进行推导。

$$AWQC = RfD \cdot RSC \cdot \left(\frac{BW \times 1000}{DI + \sum_{i=2}^4 (FI_i \cdot BAF_i)} \right) \quad (1)$$

式中:RfD 为非致癌效应的参考剂量,mg/(kg·d);RSC 为相关源贡献率,%;BW 为人体体重,kg;FI_i 为不同营养级(2、3 和 4)对应的水产品摄入量,kg/d;DI 为饮用水摄入量,L/d;BAF_i 为最终营养级,为污染物在某一营养级(2、3 和 4)生物的累积系数,L/kg。

1.2 不同营养级的生物累积系数

生物累积系数的推导主要分个体生物基线 BAF、物种基线 BAF、营养级基线 BAF 和最终营养级 BAF 推导 4 个步骤,其中个体生物基线 BAF 推导主要根据污染物的疏水性、代谢率和生物放大作用等。本研究中萘为离子型有机化学物质,其辛醇—水分配系数(logK_{ow})为 3.03>5,属中到高疏水性化合物,且在生物体内属代谢速率较高的物质。根据指南生物累积系数推导程序中的程序 2 优先选用野外实测法进行推导。其计算公式如下:

$$\text{基线BAF} = \left(\frac{\text{实测BAF}}{f_{fd}} - 1 \right) \cdot \frac{1}{f_l} \quad (2)$$

式中:

$$\text{实测BAF} = \frac{C_t}{C_w} \quad (3)$$

$$f_{fd} = \frac{1}{1 + POC \cdot K_{ow} + DOC \cdot 0.08 \cdot K_{ow}} \quad (4)$$

式中:基线 BAF 为基于自由溶解和脂质标准化的生物累积系数,L/kg;实测 BAF 为实测生物累积系数,L/kg;f_l 为组织中的脂质分数,%;f_{fd} 为化学物质在水中的自由溶解分数;C_t 为污染物质在特定组织中的浓度,mg/kg;C_w 为污染物质在水体中的浓度,mg/L;POC 为颗粒态有机碳浓度,kg/L;DOC 为溶解态有机碳浓度,kg/L;K_{ow} 为该化学物质的辛醇—水分配系数。

物种基线 BAF 为多个个体生物基线 BAF 的几何平均值;某一营养级基线 BAF 为某一营养级中多个物种基线 BAF 的几何平均值;最终营养级 BAF 用于描述污染物质在特定营养级(2、3 和 4 级)生物中的生物积累潜力。每一营养级的最终营养级 BAF 计算公式如下:

$$\text{最终营养级BAF}_{TL,n} = [(\text{营养级BAF})_{TL,n} \cdot (f_l)_{TL,n} + 1] \cdot f_{fd} \quad (5)$$

式中:最终营养级 BAF_{TL,n} 为污染物质在某一营养级(2、3 和 4 级)生物中的 BAF,L/kg;营养级基线 BAF_{TL,n} 为污染物在某一级营养级(2、3 和 4 级)的平均基线 BAF,L/kg。

1.3 水质基准推导所需参数

推导保护人体健康的萘水质基准所需参数主要包括:(1)人体暴露参数:人体体重(BW)、饮水量(DI)、不同营养级水产品每日摄入量(FI);(2)萘的毒性参数:非致癌效应的参考剂量(RfD);(3)生物累积系数(BAF);(4)相关源贡献率(RSC)。

对于人体体重和饮水量主要选用指南《人体健康水质基准制定技术指南》(HJ 837—2017)的推荐值,其中我国成年(>18岁)男女的平均体重(BW)为60.6kg,每日饮用水量(DI)为1.85L。不同营养级水产品每日摄入量(FI)参考艾舜豪等^[20]和李佳凡等^[22],确定中国成人对第二、三和四营养级的水产品摄入量分别为FI₂=0.0126kg/d、FI₃=0.0100kg/d和FI₄=0.0075kg/d。生物累积系数中第二、第三和第四营养级的脂质分数确定分别为1.9%、2.6%和3.0%^[18,31]。

萘的剂量—效应毒性参数主要选取美国环保署的综合风险信息系统(IRIS)、有毒物质和疾病登记局(ATSDR)、扩展毒理学网络(EXTOXNET)等作为数据的来源。结果显示,美国环保署IRIS对萘评估的口服参考剂量为0.02mg/(kg·d)^[30],此外,有毒物质和疾病登记局和美国加利福尼亚环保署也对萘的毒性进行了评估,但均未给出相关的毒性参数值。因此本研究确定推导保护人体健康萘的水质基准参考剂量为0.02mg/(kg·d)。

萘的相关源贡献率依据指南附录D中暴露决策树法确定。萘存在于各种环境介质^[4-5],在水^[32]、沉积物、生物^[3]、土壤和食品等均有检出,涉及多种暴露源和暴露途径^[33]。目前还没有充足的数据描述相关暴露源/暴露途径的趋势和高端值,且缺乏足够的信息对每一暴露源进行描述。因此,选择20%的参考剂量作为萘的相关源贡献率。

1.4 数据收集与处理

汇总分析了国内外期刊平台包括Elsevier、SpringerLink、ACS、Wiley Online Library、CNKI、万方等关于中国主要流域和湖泊中水体和生物体中萘的浓度数据。检索关键词包括“多环芳烃”、“polycyclic aromatic hydrocarbons”、“PAHs”、“萘”、“naphthalene”;检索范围为2009~2018年。因文献提供的数据表达方式不尽相同,为便于数据统计分析,收集汇总的数据均为报道的平均值或中位值。萘污染物在中国主要流域和湖泊的分布参考《中国地表

水环境水体代码编码规则》(HJ 932—2017)^[34]的分类规则,将其划归为松辽流域、海河流域、黄河流域、淮河流域、长江流域、东南沿海流域和珠江流域7个流域片区。鱼类等生物的营养级信息主要通过Fishbase数据库(<http://www.fishbase.org>)获取。营养级的确定参考美国营养与健康调查(NHNES)^[31]的方法,当营养级水平为1.6~2.4时,确定为第二营养级;当营养级水平为2.5~3.4,确定为第三营养级;当营养级水平大于或等于3.5,则确定为第四营养级。采用One-way ANOVA检验比较不同种类及不同营养级生物体中萘含量差异,P<0.05则认为差异显著。

2 结果与讨论

2.1 数据筛选结果

通过国内外公开发表文献的检索,收集了我国河流、湖泊和海湾生物体及其水体中萘含量数据,汇总共61种生物,其中,鱼类46种,头足类1种,甲壳类10种,贝类4种(表1和表2)。结果显示,鱼类中萘含量范围为n.d.~207.9ng/g(湿重,下同),平均值为17.0ng/g;甲壳类的含量范围为1.50~23.7ng/g,平均值为15.0ng/g;贝类的含量范围为0.71~7.72ng/g,平均值为3.32ng/g(图1b)。One-way ANOVA分析结果显示鱼类和甲壳类体中萘含量显著高于贝类(P<0.05)。不同物种之间因食性、栖息水层以及对污染物的吸收、代谢能力等差异直接或间接地影响生物对污染物的积累^[35]。通常,栖息于不同水层的生物在一定程度上决定了其摄食食性,从而影响其体内污染物的富集^[36]。本研究中不同栖息水层鱼类中萘含量由高到低依次为:中上层(18.4ng/g)、中底层(16.1ng/g)、底层(15.5ng/g)和岩礁性(14.3ng/g)(图2a),但不同栖息水层生物体中萘含量差异不显著(P>0.05)。此外,许多研究认为PAHs在沿食物链传递过程中能在生物体中逐级增加^[37-38]。Peruglani等^[37]研究发现PAHs沿食物链的生物放大效应在亚得里亚海得到了很好的体现,结果显示,高营养级生物(如鲱、鲭、蓝鳍、无须鳕)等体内PAHs含量明显高于头足类和贝类等生物。本研究中不同营养级生物体中萘含量由高到低依次为:第三营养级生物(22.6ng/g)、第四营养级(15.2ng/g)和第二营养级生物(8.94ng/g)(图2b)。One-way ANOVA分析结果显示

示第三营养级生物体中萘含量显著高于第二营养级生物($P<0.05$).

表 1 收集数据涉及的物种及相关信息
Table 1 Species collection and relevant information

采样区域	采样时间	物种数	物种名称	样品份数	POC (kg/L)	DOC (kg/L)
长江三峡库区 ^[40]	2009年5月	5	1.草鱼;2.黑鱼;3.鲫;4.鲤;5.青鱼	35	3.00×10^{-7} ^[41]	3.63×10^{-6} ^[42]
黄河三角洲 ^[43]	2008年8月	8	1.矛尾刺虾虎鱼;2.白鲢;3.梭鱼;4.花鲈;5.胡子鲶;6.天津厚蟹;7.中国对虾;8.中华绒螯蟹	46	3.60×10^{-7} ^[44]	2.60×10^{-6} ^[45]
松花江 ^[46]	2014年4月	2	1.鲫;2.鲤	49	2.36×10^{-6} ^[47]	5.87×10^{-6} ^[47]
太湖 ^[48]	2009年9月	4	1.鲫;2.翘嘴鲌;3.鲤;4.鳙	82	2.90×10^{-6} ^[19]	5.00×10^{-6} ^[19]
白洋淀 ^[49]	2007年10月	4	1.鲫;2.乌鳢;3.草鱼;4.白鲢	45	2.63×10^{-6} ^[50]	5.52×10^{-6} ^[50]
巢湖 ^[51-52]	2014年11月—2015年5月	9	1.鳊鱼;2.白鲢;3.鳙;4.鲤;5.鲫;6.白鱼(翘嘴鲌);7.毛鱼;8.大银鱼;9.背角无齿蚌	520	2.05×10^{-6} ^[53]	3.52×10^{-6} ^[53]
鄱阳湖 ^[54]	2011年8月	2	1.花鲢(鳙);2.银鲤鱼	14	4.00×10^{-7} ^[41]	2.01×10^{-6} ^[55]
淀山湖 ^[56]	/	6	1. 鲫;2.黄颡鱼;3.红鳍鲌;4.翘嘴红鲌;5.草鱼;6.鲤鱼	35	1.78×10^{-6} ^[57]	3.70×10^{-6} ^[57]
黑龙江大庆湖泊群 ^[58]	2012年2~4月	2	1.鲤;2.鲢	36	2.36×10^{-6} ^[47]	5.87×10^{-6} ^[47]
大亚湾 ^[59]	2012年4月	24	1.雷氏小沙丁鱼;2.金色小沙丁鱼;3.裘氏小沙丁鱼;4.前鳞骨鲻;5.日本金线鱼;6.多齿蛇鲻;7.六指马鲅;8.黄斑鲻;9.龙头鱼;10.卵鲹;11.李氏衔鱼;12.绿斑细棘鰕虎鱼;13.平鲷;14.多鳞鰕;15.细鳞鲷;16.舌鰕虎鱼;17.纹缟鰕虎鱼;18.孔鰕虎鱼;19.红狼牙鰕虎鱼;20.长叉口虾蛄;21.断脊口虾蛄;22.口虾蛄;23.隆线强蟹;24.红星梭子蟹	1005	4.15×10^{-7} ^[60]	1.41×10^{-6} ^[60]
渤海湾 ^[61]	2010年10月~2011年10月	12	1.矛尾复鰕虎鱼;2.红螺;3.梭鱼;4.鳀鱼;5.鳙;6.舌鳎鱼;7.狼鱼;8.章鱼;9.蟹;10.扁玉螺;11.皮皮虾;12.虾	1211	3.48×10^{-7} ^[62]	2.19×10^{-6} ^[62]
厦门湾 ^[63]	2007年9月	7	1.尼罗罗非鱼;2.花鲈;3.黑鲷;4.黄鳍鲷;5.青石斑鱼;6.菲律宾蛤仔;7.远海梭子蟹	32	1.18×10^{-6} ^[64]	1.33×10^{-6} ^[64]

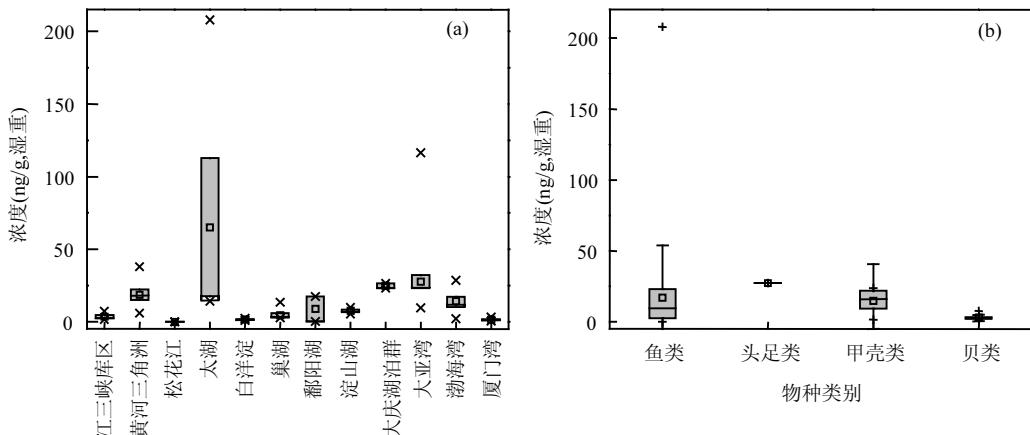


图 1 我国河流湖泊生物体中萘含量分布

Fig.1 Concentration of Nap in organisms from rivers and lakes in China

不同河流、湖泊和海湾生物体中萘含量存在一定的空间差异。萘含量由高到低依次为:太湖(65.2ng/g)、大亚湾(27.7ng/g)、黑龙江大庆湖泊(24.8ng/g)、黄河三角洲(18.5ng/g)、渤海湾

(14.3ng/g)、鄱阳湖(4.57ng/g)、淀山湖(7.69ng/g)、巢湖(4.57ng/g)、三峡库区(3.42ng/g)、白洋淀(1.55ng/g)、厦门湾(1.40ng/g)、松花江(未检出)(图1a).One-way ANOVA 分析结果显示太湖、大亚湾

和黑龙江大庆湖泊中萘含量显著高于其他河流、湖泊和海湾($P<0.05$),这可能与周边城市的人口密度、

工业化程度、产业类型等以及海湾港口建设、航运活动等有关^[39].

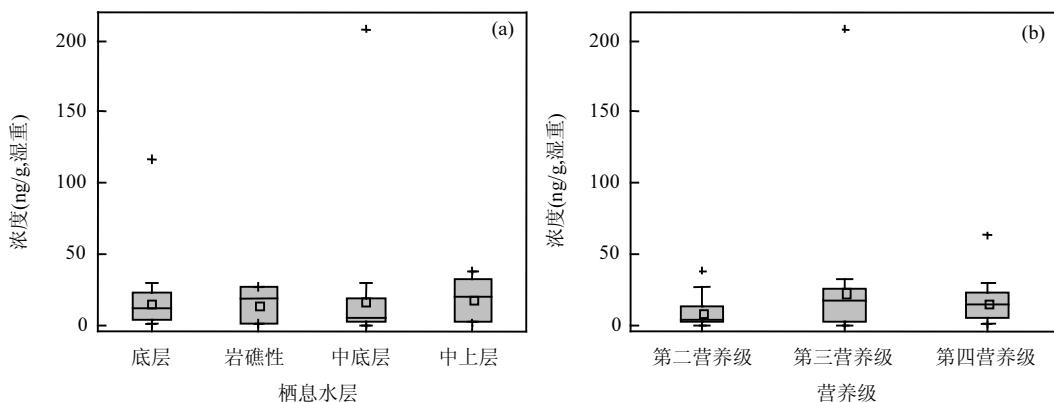


图2 不同栖息水层(a)和不同营养级(b)生物体中萘含量分布
Fig.2 Concentration of Nap in different habitats (a) and trophic levels (b)

2.2 生物累积系数 BAF

研究水域中 POC 的含量范围为 3.00×10^{-7} ~ 2.90×10^{-6} kg/L, 平均值为 1.01×10^{-6} kg/L; DOC 的含量范围为 1.33×10^{-6} ~ 5.87×10^{-6} kg/L, 平均值为 2.77×10^{-6} kg/L(表 1). 将 POC、DOC 代入式(4), 计算萘在水中的自由溶解分数 f_{d} 范围为 0.9965~0.9994, 平均值为 0.9987.

本研究按 1.2 中不同营养级的生物累积系数推导方法, 对个体生物基线 BAF、物种基线 BAF、营养级基线 BAF 和最终营养级 BAF 进行推导(表 2). 结果显示第二、三和四营养级基线 BAF 分别为 18316, 20504, 13538L/kg; 第二、三和四营养级的最终营养级 BAF 分别为 248,533,406L/kg, 说明萘在生物体中表现出中到高的富集能力.

表2 我国主要流域和湖泊中生物物种基线 BAF 和营养级 BAF(L/kg)
Table 2 The species baseline BAF and trophic BAF in major rivers and lakes(L/kg)

序号	生物种类	栖息环境 ^a	营养级 ^a	物种基线 BAF	营养级基线 BAF
1	背角无齿蚌(<i>Anodonta woodiana</i>)	底层	2	2477	
2	鲫鱼(<i>Carassius auratus</i>)	中底层	2	29246	
3	草鱼(<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	底层	2	29246	
4	中国对虾(<i>Fenneropenaeus chinensis</i>)	底层	2	9844	
5	白鲢(<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)	中底层	2	35096	
6	梭鱼(<i>Liza haematocheila</i>)	中上层	2	69337	
7	扁玉螺(<i>Neverita didyma</i>)	底层	2	78867	
8	断脊口虾蛄 (<i>Oratosquilla interrupta</i>)	底层	2	1346	
9	长叉口虾蛄 (<i>Oratosquilla nepa</i>)	底层	2	3205	18316
10	口虾蛄 (<i>Oratosquilla oratoria</i>)	底层	2	4314	
11	尼罗罗非鱼(<i>Oreochromis niloticus</i>)	中底层	2	5795	
12	罗非鱼(<i>Oreochromis mossambicus</i>)	中底层	2	2055	
13	前鳞骨鲻(<i>Osteomugil ophryseni</i>)	岩礁性	2	3919	
14	鲻鱼(<i>Parabramis pekinensis</i>)	中底层	2	2571	
15	红螺(<i>Rapana bezona Linnaeus</i>)	底层	2	13931	
16	菲律宾蛤仔(<i>Ruditapes philippinarum</i>)	底层	2	1803	
17	矛尾刺虾虎鱼(<i>Acanthogobius hasta</i>)	底层	3	8580	
18	黑鲷(<i>Acanthopagrus schlegel</i>)	底层	3	6001	20504
19	鲻(<i>Aristichthys nobilis</i>)	中底层	3	21494	
20	李氏衔鱼(<i>Callionymus richardsoni</i>)	底层	3	2734	
21	毛鱼(<i>Coilia ectenes taihuensis</i>)	中上层	3	1438	

续表 2

序号	生物种类	栖息环境 ^a	营养级 ^a	物种基线 BAF	营养级基线 BAF
22	白鱼、翘嘴鮊(<i>Culter alburnus</i>)	中底层	3	49940	
23	鲤(<i>Cyprinus carpio</i>)	中底层	3	20239	
24	鳀鱼(<i>Engraulis japonicus</i>)	中上层	3	14510	
25	中华绒螯蟹(<i>Eriocheir sinensis</i>)	底层	3	2214	
26	隆线强蟹 (<i>Eucrate crenata</i>)	底层	3	1690	
27	雷氏小沙丁鱼(<i>Harengula nymphaea</i>)	中上层	3	3451	
28	天津厚蟹(<i>Helice tientsinensis</i>)	底层	3	8898	
29	黄斑鮨(<i>Leiognathus bindus</i>)	底层	3	12615	
30	青鱼(<i>Mylopharyngodon piceus</i>)	底层	3	22082	
31	章鱼(<i>Octopus vulgaris</i>)	底层	3	204856	
32	远海梭子蟹(<i>Portunus pelagicus</i>)	底层	3	2803	
33	红星梭子蟹(<i>Portunus sanguinolentus</i>)	底层	3	2538	
34	大银鱼(<i>Protosalanx hyalocranus</i>)	底层	3	3392	
35	平鲷(<i>Rhabdosargus sarba</i>)	岩礁性	3	1951	
36	裘氏小沙丁鱼(<i>Sardinella jussieu</i>)	中上层	3	2179	
37	多鳞鮨 (<i>Sillago sihama</i>)	岩礁性	3	2799	
38	矛尾复鰕虎鱼(<i>Synechogobius hasta</i>)	底层	3	72059	
39	纹缟鮨虎鱼(<i>Tridentiger trigonocephalus</i>)	底层	3	3125	
40	绿斑细棘鮨虎鱼(<i>Acentrogobius chlorosigmatooides</i>)	底层	4	2143	
41	狼鱼(<i>Anarrhichthys ocellatus</i>)	底层	4	94000	
42	乌鳢(<i>Channa argus</i>)	中底层	4	19684	
43	红鳍鮈(<i>Chanodichthys erythropterus</i>)	中底层	4	16605	
44	胡子鲶(<i>Clarias fuscus</i>)	底层	4	4385	
45	舌鳎鱼(<i>Cynoglossus robustus</i>)	底层	4	104686	
46	青石斑鱼(<i>Epinephelus awoara</i>)	岩礁性	4	1300	
47	翘嘴红鮋(<i>Erythroculter ilishaformis</i>)	中底层	4	11206	
48	舌鰕虎鱼 (<i>Glossogobius giuris</i>)	中底层	4	5930	
49	龙头鱼(<i>Harpodon nehereus</i>)	中底层	4	2793	
50	花鲈(<i>Lateolabrax japonicus</i>)	岩礁性	4	3523	13538
51	加州鲈鱼(<i>Micropterus salmonides</i>)	中底层	4	5499	
52	日本金线鱼(<i>Nemipterus japonicus</i>)	底层	4	2171	
53	红狼牙鰕虎鱼(<i>Odontamblyopus rubicundus</i>)	中底层	4	1663	
54	黄颡鱼(<i>Pelteobagrus fulvidraco</i>)	底层	4	10255	
55	六指马鲅(<i>Polynemus sextarius</i>)	底层	4	1069	
56	金色小沙丁鱼(<i>Sardinella aurita</i>)	中上层	4	2313	
57	多齿蛇鲻(<i>Saurida tumbil</i>)	岩礁性	4	1719	
58	卵鳎(<i>Solea ovata</i>)	底层	4	2171	
59	黄鳍鲷(<i>Sparus latus</i>)	底层	4	609	
60	细鳞鲻(<i>Therapon jarbua</i>)	底层	4	2030	
61	孔鰓虎鱼(<i>Trypauchen vagina</i>)	底层	4	2087	

注:^a数据来源为Fishbase <https://www.fishbase.se/search.php>.

2.3 基准计算与分析

表 3 为推导萘的人体健康水质基准所需的参数,经式(1)计算,推导出我国成人同时饮水和消费水产品保护人体健康的萘的水质基准为 16.6μg/L,仅消费水产品保护人体健康的萘的水质基准为 18.9μg/L.

本研究将我国推导出萘的人体健康水质基准与其他国家或地区进行了比较与分析.目前,美国推导人体通过饮水和消费水产品的萘的水质基准为

143μg/L^[65],美国加利福尼亚州制定的保护人体健康的饮用水中萘基准为 170μg/L^[66].美国现行的饮用水标准规定儿童对萘污染物的 1d 健康指导值(one-day HAs)和 10d 健康指导值(ten-day Has)均为 0.5mg/L^[67];欧盟 2013/39/EU 指令对萘的水环境质量标准为 2μg/L^[6].通过比较发现,我国推导出萘的水质基准值远低于美国的基准值和健康指导值,但较欧盟的水环境质量标准要高,这表明直接套用其他国家的水质基准值并不适用于中国的水环境管理,

其他国家推导水质基准值无法反映中国主要河流和湖泊水体及水生生物体中萘的污染特征。人体健康水质基准是对水体中的污染物阈值的限定,是基于科学实验和推论所获得的客观结果。当其作为科学依据转化为环境标准时,需考虑社会、经济、技术等因素综合分析制定。目前,我国水体中萘含量范围为0.18~218ng/L(图3),远低于推导的萘基准值,说明我国水环境中萘的健康风险处于可接受风险水平,同时本研究推导的萘基准值可作为今后水环境中萘标准制定的科学依据。

表3 保护人体健康的萘水质基准推导参数

Table 3 Summary of input parameters for human health
AWQC for Nap

参数名称	参数符号	单位	变量赋值
参考剂量	RfD	mg/(kg·d)	0.02
相关源贡献率	RSC	%	20
人体体重	BW	kg	60.6
饮水摄入量	DI	L/d	1.85
第二营养级水产品摄入量	FI ₂	kg/d	0.0126
第三营养级水产品摄入量	FI ₃	kg/d	0.0100
第四营养级水产品摄入量	FI ₄	kg/d	0.0075
第二营养级的最终生物累积系数	BAF	L/kg	348
第三营养级的最终生物累积系数	BAF	L/kg	533
第四营养级的最终生物累积系数	BAF	L/kg	406

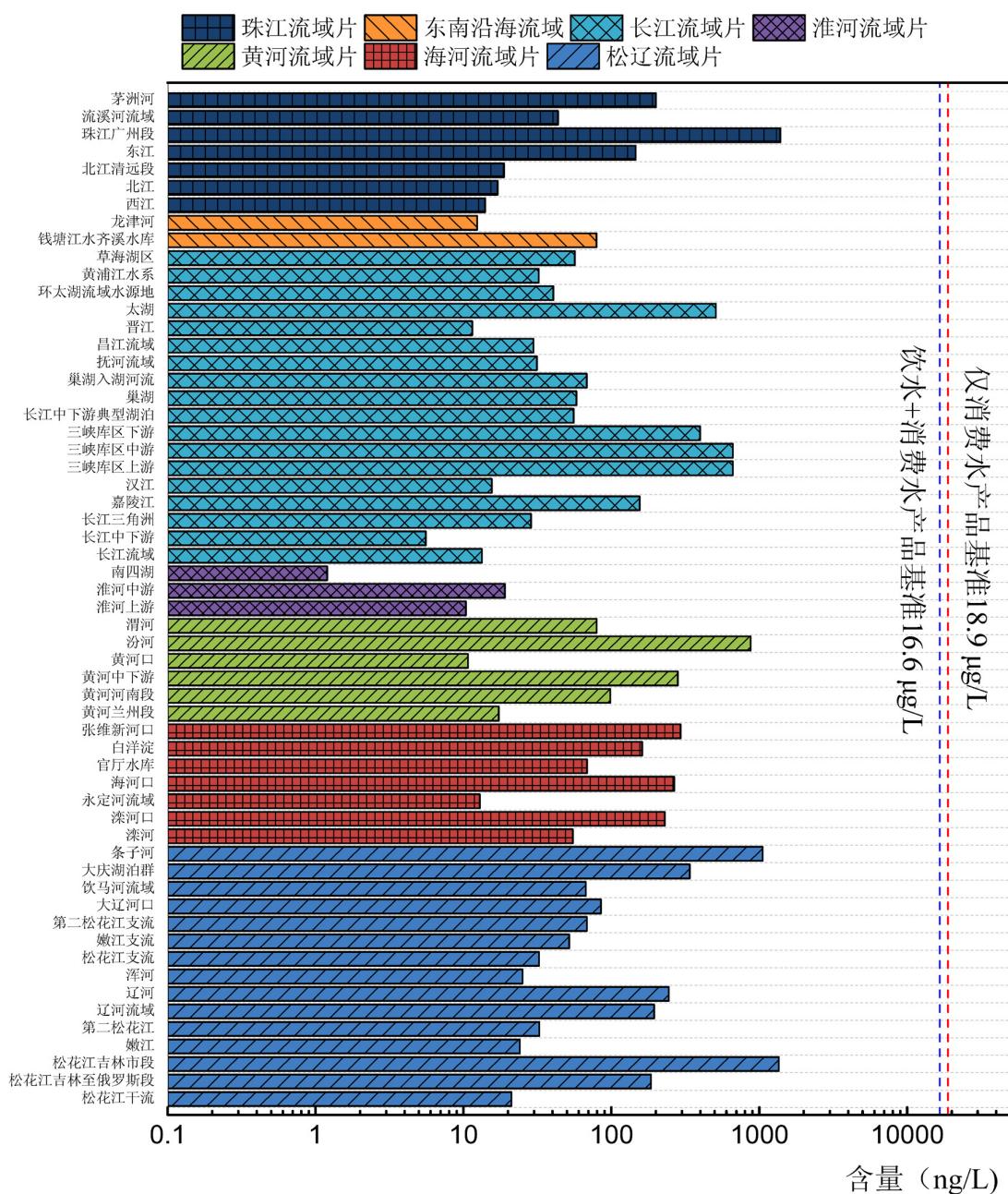


图3 我国河流湖泊水中萘含量分布

Fig.3 Concentrations of Nap in water of rivers and lakes in China

2.4 不确定性与参数灵敏度分析

保护人体健康的水质基准推导过程中涉及的参数如 BW、DI、FI、BAF 和 RSC 等对萘基准的结果产生一定的不确定性。本研究采用 Crustal Ball 软件对参数的不确定性进行灵敏度分析。参数灵敏度分析结果显示,BW 对同时饮水和消费水产品和仅消费水产品的萘基准值贡献最大,分别为 40.5% 和 38.8%;其次为 RSC, 分别为 38.7% 和 36.3%;其他参数影响较小(<8%)。因此,获得准确的人体暴露参数数据和相关源贡献率是减少萘基准值不确定性的关键。

3 结语

本研究依据《人体健康水质基准制定技术指南》(HJ 837-2017)^[28],推导出同时饮水和消费水产品的萘的人体健康水质基准为 16.6 μg/L, 仅消费水产品的萘的人体健康水质基准为 18.9 μg/L。本研究采用 HJ 837-2017 的方法在推导消费水产品对人群健康的影响时,同时考虑了污染物在不同营养级上的富集。对我国居民来说,摄食的大部分水产品主要以水产养殖为主,人工投饵养殖后生物种群多样性低,食物链缩短甚至是消失,因此今后我国在推导水质基准过程考虑生物在营养级上的富集还需进一步探究。此外,我国环境基准基础数据的调查和整编尚处于起步阶段,关于典型水体基本物理化学性质、生物物种调查、典型污染物的环境行为、毒性数据等研究基本处于空白,在基准推导过程中,仍沿用国外一些参数,如不同营养级生物脂质分数等,给推导出的基准值带来一定的不确定性。

参考文献:

- [1] Tao Y, Liu D. Trophic status affects the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water columns, surface sediments, and plankton of twenty Chinese lakes [J]. Environmental Pollution, 2019,252:666-674.
- [2] Board M, Board O S. Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects [M]. National Research Council, 2003.
- [3] Domingo J L, Nadal M. Human dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: A review of the scientific literature [J]. Food and Chemical Toxicology, 2015,86:144-153.
- [4] Han D, Currell M J. Persistent organic pollutants in China's surface water systems [J]. Science of the Total Environment, 2017,580:602-625.
- [5] Meng Y, Liu X, Lu S, et al. A review on occurrence and risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lakes of China [J]. Science of the Total Environment, 2019,651:2497-2506.
- [6] EC. Directive 2013/39 EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy [S]. Official Journal of the European Union, 2013.
- [7] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) [S].
- [8] USEPA. Priority pollutant list [R]. <https://www.epa.gov/eg/toxic-and-priority-pollutants-under-clean-water-act#toxic>
- [9] 周文敏,傅德黔,孙宗光.水中优先控制污染物黑名单 [J]. 中国环境监测, 1996,6(4):1-3
Zhou W M, Fu D Q, Sun Z G. Blacklist of priority pollutants in water [J]. Environmental monitoring in China, 1996,6(4):1-3.
- [10] Feng C, Wu F, Mu Y, et al. Interspecies correlation estimation—applications in water quality criteria and ecological risk assessment [J]. Environmental Science & Technology, 2013,47(20):11382-11383.
- [11] Wu F, Meng W, Zhao X, et al. China embarking on development of its own national water quality criteria system [J]. Environmental Science & Technology, 2010,44(21):7992-7993.
- [12] USEPA. Methodology for deriving ambient water quality criteria for the protection of human health (2000) [R]. U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC 20460, 2000.
- [13] EC (European Communities). No.27 technical guidance for deriving environmental quality standards [R]. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), 2011.
- [14] WHO. Guidelines for drinking-water quality fourth edition [M]. WHO. World Health Organization, 2011.
- [15] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). Summary of a protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines (CCME 2006) [R]. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006.
- [16] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). A protocol for the derivation of groundwater quality guidelines for use at contaminated sites [R]. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006.
- [17] Australian. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality volume1 [R]. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2000.
- [18] USEPA. Fact sheet: Human health ambient water quality criteria: 2015 update [R]. Office of Water, United States Environmental Protection Agency, EPA 820-F-15-001, 2015.
- [19] HJ 837-2017 人体健康水质基准制定技术指南 [S].
HJ 837-2017 Technical guideline for deriving water quality criteria for the protection of human health [S].
- [20] 艾舜豪,李 霽,王晓南,等.太湖双酚 A 的水质基准研究及风险评价 [J]. 环境科学研究, 2019,33(3):581-588.
Ai S H, Li J, Wang X N, et al. Water quality criteria and risk assessment of bisphenol A in Taihu Lake [J]. Research of Environmental Sciences, 2019,33(3):581-588.
- [21] 陈 金,王晓南,李 霽,等.太湖流域双酚 AF 和双酚 S 人体健康水质

- 基准的研究 [J]. 环境科学学报, 2019,39(8):2764–2770.
- Chen J, Wang X N, Li J, et al. Development of ambient water quality criteria of bisphenol AF and bisphenol S for the protection of human health in Taihu Lake [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019,39(8):2764–2770.
- [22] 李佳凡,姚竞芳,顾佳媛,等.黄浦江铅的人体健康水质基准研究 [J]. 环境科学学报, 2018,38(12):4840–4847.
- Li J F, Yao J F, Gu J Y, et al. Human health based water quality criteria of lead in Huangpu River [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38(12):4840–4847.
- [23] 曹文杰.基于人体健康的湘江砷、铅水质基准研究 [D]. 湖南:湘潭大学, 2016.
- Cao W J. Study on the water quality criteria of arsenic and lead in Xiangjiang River Basin based on human health [D]. Hunan, Xiangtan University, 2016.
- [24] Wu J Y, Yan Z G, Liu Z T, et al. Development of water quality criteria for phenanthrene and comparison of the sensitivity between native and non-native species [J]. Environmental Pollution, 2015,196:141–146.
- [25] Wu J, Liu Z, Yan Z, et al. Derivation of water quality criteria of phenanthrene using interspecies correlation estimation models for aquatic life in China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015,22(12):9457–9463.
- [26] ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Support document to the 2015 priority list of hazardous substances that will be candidates for toxicological profiles [R]. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology and Human Health Sciences, Atlanta, GA 30333, 2015.
- [27] NEPC (National Environment Protection Council). National Pollutant Inventory—Technical advisory panel [R]. National Environment Protection Council, 1999.
- [28] Yu Y, Yu Z, Xiang M, et al. Screening and prioritization of chemical hazards for deriving human health ambient water quality criteria in China [J]. Journal of Environmental Management, 2019,245:223–229.
- [29] IARC. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans volume 82 some traditional herbal medicines, some mycotoxins, naphthalene and styrene [R]. World Health Organization International Agency for Research on Cancer, 2002.
- [30] USEPA. Toxicological review of naphthalene [R]. U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC, 1998. https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0436tr.pdf.
- [31] USEPA. Estimated fish consumption rates for the U.S. population and selected subpopulations (NHANES 2003–2010) [R]. Environmental Protection Agency Washington, DC, 2014.
- [32] Zhang Y, Zhang L, Huang Z, et al. Pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in drinking water of China: Composition, distribution and influencing factors [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019,177:108–116.
- [33] Preuss R, Angerer J, Drexler H. Naphthalene—an environmental and occupational toxicant [J]. International Archives of Occupational and Environmental Health, 2003,76(8):556–576.
- [34] HJ 932–2017 中国地表水环境水体代码编码规则 [S]. HJ 932–2017 Coding rules of water bodies for China's surface-water environment [S].
- [35] 孙润霞,林钦,柯常亮,等.海洋生物体多环芳烃污染残留及其健康风险评价研究 [J]. 南方水产科学, 2012,8(3):71–78.
- Sun R X, Lin Q, Ke C L, et al. Rivew of assessment on residual contamination and health risk of PAHs in marine organisms [J]. South China Fisheries Science, 2012,8(3):71–78.
- [36] Monikh A F, Hosseini M, Khoei K J, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons levels in sediment, benthic, benthopelagic and pelagic fish species from the Persian Gulf [J]. International Journal of Environmental Research, 2014,8(3):839–848.
- [37] Perugini M, Visciano P, Giannarino A, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine organisms from the Adriatic Sea, Italy [J]. Chemosphere, 2007,66(10):1904–1910.
- [38] 董军,栾天罡,邹世春,等.珠江三角洲淡水养殖沉积物及鱼体中DDTs和PAHs的残留与风险分析 [J]. 生态环境, 2006,15(4):693–696.
- Dong J, Luan T G, Zou S C, et al. Residues and risk assessment of DDTs and PAHs in sediments and fish from Pearl River Delta area [J]. Ecology and Environment, 2006,15(4):693–696.
- [39] Sun R X, Sun Y, Li, Q X, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and marine organisms: Implications of anthropogenic effects on the coastal environment [J]. Science of the Total Environment, 2018,640:264–272.
- [40] Wang J, Bi Y, Henkelmann B, et al. PAHs and PCBs accumulated by SPMD-based virtual organisms and feral fish in Three Gorges Reservoir, China [J]. Science of the Total Environment, 2016,542:899–907.
- [41] Zhang L J, Xue M, Wang M, et al. The spatiotemporal distribution of dissolved inorganic and organic carbon in the mainstem of the Changjiang (Yangtze) River and the effect of the Three Gorges Reservoir [J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2014, 119:741–757.
- [42] 虞丹尼,周光明,吉芳英,等.三峡水库溶解有机质的三维荧光光谱研究 [J]. 化学学报, 2011,69:960–966.
- Yu D N, Zhou G M, Ji F Y, et al. Research on fluorescence excitation emission matrix of dissolved organic matters from the Three Gorges Reservoir [J]. Acta Chimica Sinica, 2011,69:960–966.
- [43] Zhang Y, Cui B, Zhang Q, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the food web of coastal wetlands: Distribution, sources and potential toxicity [J]. Clean—Soil Air Water, 2015,43(6):881–891.
- [44] 乔淑卿,石学法,白亚之,等.黄河口及邻近渤海海域悬浮体和沉积物中有机碳、氮的分布特征及其影响因素 [J]. 沉积学报, 2011, 29(2):354–362.
- Qiao S Q, Shi X F, Bai Y Z, et al. Distribution of organic carbon, nitrogen in suspended and surface sediment and their controlling factors off the Huanghe (Yellow River) mouth and the nearby Bohai Sea [J]. Acta Sedimentologica Sinica, 2011,29(2):354–362.
- [45] 张龙军,张向上,王晓亮,等.黄河口有机碳的时空输运特征及其影响因素分析 [J]. 水科学进展, 2007,18(5):674–682.
- Zhang L J, Zhang X S, Wang X L, et al. Spatial and temporal distribution of particulate and dissolved organic carbon in Yellow River estuary [J]. Advances in Water Science, 2007,18(5):674–682.
- [46] 贾立明,赵然,陈鑫,等.松花江干流鱼体中的多环芳烃分布特征与营养级转移评估 [J]. 环境化学, 2015,34(3):599–601.

- Jia L M, Zhao R, Chen X, et al. Distribution and trophic transfer assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon in fish from the main stream of Songhua River [J]. Environmental Chemistry, 2015,34(3): 599–601.
- [47] Sun H G, Han J T, Li D W, et al. Organic carbon transport in the Songhua River, NE China: Influence of land use [J]. Hydrological Processes, 2017,31(11):2062–2075.
- [48] Su H, Wu F, Guo J, et al. Distribution characteristics and risk assessments of PAHs in fish from Lake Taihu, China [J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2015,21(7):1753–1765.
- [49] Xu F L, Wu W J, Wang J J, et al. Residual levels and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in freshwater fishes from Lake Small Bai-Yang-Dian, Northern China [J]. Ecological Modelling, 2011,222(2):275–286.
- [50] Xia B, Zhang L J. Carbon distribution and fluxes of 16 rivers discharging into the Bohai Sea in summer [J]. Acta Oceanologica Sinica, 2011,30(3):43–54.
- [51] 丁佳栋.巢湖流域多环芳烃和有机氯农药生物富集初步研究 [D]. 合肥:合肥工业大学, 2016.
- Ding J D. Preliminary study of biological concentration polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in Chaohu Lake [D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2016.
- [52] 方冰芯,吴义国,刘丙祥,等.巢湖最大入湖河流背角无齿蚌中多环芳烃的含量、来源及风险评价 [J]. 环境污染与防治, 2017,7:699–703.
- Fang B X, Wu Y G, Liu B X, et al. Concentrations, sources and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Anodonta woodiana* from the largest river into Chaohu [J]. Environmental Pollution & Control, 2017,7:699–703.
- [53] 张金流,鲍祥,汪文强,等.巢湖水体颗粒和溶解有机碳浓度的时空动态变化及其来源初探 [J]. 世界科技研究与发展, 2016,38(2):78–83+107.
- Zhang J L, Bao X, Wang W Q, et al. Spatial-temporal variations and sources of particulate and dissolved organic carbon in Chaohu Lake [J]. World Sci-Tech R&D, 2016,38(2):78–83+107.
- [54] Zhao Z, Zhang L, Cai Y, et al. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) residues in several tissues of edible fishes from the largest freshwater lake in China, Poyang Lake, and associated human health risk assessment [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014,104:323–331.
- [55] Yao X , Zhang L , Zhang Y , et al. Denitrification occurring on suspended sediment in a large, shallow, subtropical lake (Poyang Lake, China) [J]. Environmental Pollution, 2016,219:501–511.
- [56] 朱俊敏.上海淀山湖典型持久性有机污染物(POPs)多介质迁移、归趋及模拟研究 [D]. 上海:华东师范大学, 2017.
- Zhu J M. Multimedia migration, fate and simulation study of typical persistent organic pollutants (POPs) in Dianshan Lake of Shanghai [D]. Shanghai, East China Normal University, 2017.
- [57] 朱广伟,许海,朱梦圆,等.三十年来长江中下游湖泊富营养化状况变迁及其影响因素 [J]. 湖泊科学, 2019,31(6):1510–1524.
- Zhu G W, Xu H, Zhu M Y, et al. Changing characteristics and driving factors of trophic state of lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River in the past 30 years [J]. Journal of Lake Sciences, 2019,31(6):1510–1524.
- [58] 王晓迪,臧淑英,张玉红,等.大庆湖泊群水体和淡水鱼中多环芳烃污染特征及生态风险评估 [J]. 环境科学, 2015,36(11):4291–4301.
- Wang X D, Zhang S Y, Zhang Y H, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of PAHs in water and fishes from Daqing Lakes [J]. Environmental science, 2015,36(11):4291–4301.
- [59] Sun RX, Lin Q, Ke C L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments and marine organisms from the Daya Bay, South China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2016,103(1/2):325–332.
- [60] 黄道建,郭振仁,綦世斌,等.大亚湾溶解有机碳的时空分布 [J]. 生态科学, 2012,31(5):548–552.
- Huang D J, Guo Z R, Qi S B, et al. Spatial-temporal distribution of dissolved organic carbon in the Daya Bay [J]. Ecological Science, 2012,31(5):548–552.
- [61] 钟林仁.渤海湾环境中多环芳烃及其代谢产物污染水平研究 [D]. 石家庄:河北师范大学, 2012.
- Zhong L R. The study of polycyclic aromatic hydrocarbons and their metabolites pollution level in eco-environment of Bohai Bay [D]. Shijiazhuang: Hebei Normal University, 2012.
- [62] 商荣宁.2010年黄、渤海有机碳的分布特征及影响因素 [D]. 青岛:中国海洋大学, 2011.
- Shang R N. The distribution and influence factors of organic carbon in the Bohai Sea and Yellow Sea of 2010 [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2011.
- [63] Li Q, Zhang X, Yan C. Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination of recent sediments and marine organisms from Xiamen Bay, China [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2010,58(3):711–721.
- [64] Hong H S, and Lin J. Preliminary study on the distribution of nutrients, organic matter, trace metals in sea surface microlayer in Xiamen Bay and Jiulong Estuary [J]. Acta Oceanologica Sinica, 1990,(1):86–95.
- [65] USEPA. Ambient water quality criteria for polynuclear aromatic hydrocarbons [R]. Criteria and Standard Division, Office of Water Planning and Standards, U. S. Environmental Protection Agency Washington, D.C., 1980.
- [66] OEHHA. Proposed action level for naphthalene [R]. Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2000. <https://oehha.ca.gov/media/downloads/water/chemicals/nl/palnaphthalene.pdf>.
- [67] USEPA. 2012 edition of the drinking water standards and health advisories [R]. U. S. Environmental Protection Agency Washington, D.C., 2012.

作者简介: 于紫玲(1989-),女,湖南邵阳人,上海海洋大学硕士研究生,主要从事环境污染健康及基准研究.发表论文 10 余篇.