

应用物种敏感性分布评估九龙江口水体 重金属生态风险*

赵佳懿¹ 杜建国^{2**} 陈彬² 刘正华² 林金兰^{2,3} 俞炜炜² 马志远² 胡文佳²

(¹厦门大学海洋与海岸带发展研究院, 福建厦门 361102; ²国家海洋局第三海洋研究所, 福建厦门 361005; ³国家海洋环境监测中心-广西海洋环境监测中心站, 广西北海 536000)

摘要 采用物种敏感性分布法(SSD)构建常见重金属元素对海洋生物的SSD曲线,结合九龙江口水体5、8、11月份21个站位重金属调查数据,计算了九龙江口7种重金属(As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn)不同暴露浓度对海洋生物的潜在影响比例(PAF),并分析了在相应站位重金属复合污染生态风险(msPAF)。结果表明,7种重金属中As的生态风险最大(即PAF值最高);时间尺度上,5月份总的msPAF较其他月份稍高;空间尺度上,西溪至海门岛(1~7号站位)污染较严重,其中又以位于西溪和玉枕洲的2号和5号站位的msPAF为最。

关键词 联合生态风险; 潮汐; 季节; 动态变化

中图分类号 X171.5 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2014)2-0400-08

Assessing ecological risks of heavy metals to marine organisms in the Jiulongjiang Estuary by species sensitivity distribution. ZHAO Jia-yi¹, DU Jian-guo^{2**}, CHEN Bin², LIU Zheng-hua², LIN Jin-lan^{2,3}, YU Wei-wei², MA Zhi-yuan², HU Wen-jia² (¹ Coastal and Ocean Management Institute, Xiamen University, Xiamen 360112, Fujian, China; ² Third Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Xiamen 361005, Fujian, China; ³ The National Marine Environmental Monitor Center-Marine Environmental Monitoring Station of Guangxi, Beihai 536000, Guangxi, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2014, 33(2): 400-407.

Abstract: In the present work, a species sensitivity distribution (SSD) method was used to assess the ecological risk of common heavy metals to marine organisms. The ecological risk was characterized by potentially affected fraction (PAF) of species in relation to concentration of the toxic materials. According to the investigation data obtained at 21 stations in the Jiulongjiang Estuary in May, August and November, the PAFs of seven heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, and Zn) to marine organisms were calculated. The results showed that As had the highest PAF among the seven heavy metals at each station of the Jiulongjiang Estuary. Spatially, the multi-substance PAF (msPAF) in May was higher than in other months. Temporally, the msPAF of the Stations 1-7 (from the Xixi Stream to the Haimen Isle of the Jiulongjiang Estuary) suffered from heavier pollution. In particular, the pollution status of the Station 2 and Station 5 was the most serious among all the investigated stations.

Key words: multi-substance PAF; tide; season; dynamic change.

生态风险评价主要是客观评价环境在污染胁迫下可能或正在形成的生态负效应的可能性(US

EPA, 1998),可以预测污染物对生态系统的危害(US EPA, 1998; 朱琳和佟玉洁, 2003)。生态风险评价的方法有多种,采用传统方法以一种生物的生态毒理数据外推具有很大的不确定性和误差,而物种敏感性分布(species sensitivity distributions, SSD)法则基于不同物种对污染物敏感性差异,进行统计学外推的生态风险评价的方法,置信度较高(Maltby

* 海洋公益性行业科研经费专项(201105015)、国家海洋局青年海洋科学基金项目(2011143)、国家自然科学基金项目(31101902)、福建省自然科学基金项目(2012J05074)、国家海洋局第三海洋研究所基本科研业务费专项(海三科2011006)资助。

** 通讯作者 E-mail: dujianguo@tio.org.cn

收稿日期: 2013-07-20 接受日期: 2013-11-12

et al. 2009)。因此在生态风险评价和环境标准制定中 SSD 法被越来越多的研究者接受和使用 (Wheeler et al. 2002)。

重金属污染物具有毒性强、残毒时间长、不可降解和生物富集效应等特点,重金属污染已成为威胁海洋生态系统安全及人类健康的一大隐患(孙维萍等 2009)。河口和海湾是陆源物质向海洋运输的主要通道,是受人类活动影响最强烈的地区之一 (Talaue-McManus et al. 2003)。同时,河口湾是陆源淡水和外海高盐水的耦合地带,其地球化学过程和海洋动力学特征相当复杂(李云海等,2010),故河口海域水体重金属的生物毒性或潜在生态风险是当前水环境重金属研究倍受关注的热点之一。本研究应用已构建的常见重金属对海洋生物的 SSD 模型作为基础,结合九龙江口 21 个站位的重金属调查数据,对九龙江口 7 种常见重金属元素(As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn)的生态风险及各站位的联合生态风险进行分析,讨论了季节、潮汐等要素对重金属生态风险的影响,以期对河口重金属生态风险管理工作提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

九龙江位于福建省南部,是福建省第二大河流,流域面积约为 $1.47 \times 10^4 \text{ km}^2$,由北溪和西溪两大支流构成,以北溪为主流。其中北溪流域面积 9803 km^2 ,干流河长 285 km,年平均径流量为 $8.9 \times 10^9 \text{ m}^3$;西溪流域面积 3964 km^2 ,干流河长 172 km,年平均径流量为 $3.7 \times 10^9 \text{ m}^3$ 。两溪在龙海市境内长洲附近汇合流入九龙江口(洪华生等 2006)。九龙江河口区位于厦门港西南部,其近海端以北为厦门港西海域,系东西走向的沉溺河口,近河端处河道河汊发育,形成浒茂洲、乌礁洲、玉枕洲等数片沙洲(杨逸萍和胡明辉,1996)。河口潮汐为正规半日潮,潮流为半日潮,往复流,潮流急,潮差较大,涨潮时向内,落潮时向外;受冲淡水影响,表层余流顺流向东,底层余流则溯江而上;潮流转流时刻落后于高、低潮时刻(陈金泉等,1985;国家海洋局第三海洋研究所,1987)。九龙江流经龙岩、漳州、厦门等 13 个市县,不仅是龙岩、漳州、厦门 3 市的饮用水源,也是重要的工农业生产水源,是支撑福建省闽西南地区经济社会系统的重要基础性资源,其水环境安全对于福建省乃至海峡西岸经济区的影响重大(余兴光等,

2012)。随着现代工业和农业的发展,九龙江流域人类活动日益加剧,使得大量的工业废水和生活污水排入到九龙江,2011 年九龙江入海重金属排放达到 147 t(福建省海洋与渔业厅 2012)。

1.2 SSD 原理与基本步骤

SSD 法是剂量-效应评价方法之一。SSD 的基本假设包括 2 个方面:某生物对某一化学物质的敏感性可用毒性数据代表;该(组)生物对这一化学物质的敏感性(LC_{50} 或 EC_{50} 等毒理数据)为随机数据且符合某一分布,即能够被某一分布描述,如正态分布和逻辑斯蒂分布等。这样,可用的生态毒理学数据可以被看作是生态系统敏感性分布的一个样本,可以用来估算该分布的参数(Posthuma et al. 2002; Wheeler et al. 2002; 孔祥臻等 2011)。因此,将不同生物的毒理数据的浓度值($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)对这组数据以大小排列的分位数做图,并选用一个分布对这些点进行参数拟合,得到 SSD 曲线(Posthuma et al., 2002; 王印等 2009)。从一种生物的毒性数据外推到其他生物具有很大的不确定性和误差,而多物种毒性数据的 SSD 法则可以降低这一不确定性,并表现化合物的影响在物种间的变化状况(Maltby et al. 2009)。

SSD 有正向(forward use)和反向(inverse use)2 种用法(van Straalen 2002)。正向用法一般用于风险评价即由污染物环境浓度出发,通过 SSD 曲线得到可能受影响的物种的比例(PAF),用以表征生态系统或者不同类别生物的生态风险;反向用法一般用于环境质量标准的制定,即用来确定一个可以保护生态系统中大部分物种的污染物浓度,一般使用 HC5(对研究物种的 5% 产生危害的污染物浓度值)表示(Newman et al. 2000; Maltby et al. 2009)。

SSD 的构建和应用主要包括以下步骤:1) 毒理数据的获取;2) 物种分组和数据处理;3) SSD 曲线拟合;4) HC5 和 PAF 计算;5) 多种污染物联合生态风险 msPAF 计算。

1.3 SSD 曲线拟合及 HC5 计算

利用美国环保署 EPA ECOTOX 数据库(<http://www.epa.gov/ecotox/>)中重金属对海洋生物的急性毒理数据,本文选取未分组的(即全部物种)数据进行拟合,以构建重金属对海洋生物的 SSD 曲线。采用澳大利亚联邦科学和工业研究组织 CSIRO 提供 BurrIIZO(版本 1.0.14) 计算软件(CSIRO 2008),构建 SSD 曲线。

BurrIII 型函数的参数方程为:

$$F(x) = \frac{1}{[1 + (b/x)^c]^k} \quad (1)$$

式中 x 为环境浓度 ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) b 、 c 、 k 为函数的 3 个不同参数(下同)。

当 k 趋于无穷大时, BurrIII 分布可变化为 Re-Weibull 分布:

$$F(x) = \exp(-\frac{a}{x^b}) \quad (2)$$

在 SSD 拟合曲线上对应 5% 累积概率的污染物浓度为 HC5。应用 BurrIII 分布计算 $HC(q)$ 的公式为:

$$HC(q) = \frac{b}{[(\frac{1}{q})^{\frac{1}{k}} - 1]^{\frac{1}{c}}} \quad (3)$$

作者已经建立了重金属 As、Cd、Cr、Cu、Mn、Hg、Pb、Zn 的 SSD 曲线(杜建国等 2013a 2013b), 在此基础上, 本研究结合九龙江口 21 个站位的调查数据, 详细分析九龙江口海水重金属的生态风险。

1.4 PAF 和 msPAF 计算

PAF 表示环境浓度超过生物毒理终点值的物种比例, 即给定的污染物浓度在 SSD 曲线上对应的累积概率。BurrIII 分布计算 PAF 的公式为:

$$PAF(x) = \frac{1}{[1 + (b/x)^c]^k} \quad (4)$$

在确定的 SSD 曲线下的 PAF 可通过计算软件 BurrIizO(版本 1.0.14)(CSIRO, 2008) 直接得出结果。

SSD 曲线用于生态风险评价的优势之一是可以用来计算多种污染物的联合生态风险, 用 msPAF 复合潜在应用百分比表示。在重金属复合污染中, 重金属含量不同, 复合效应亦不同(滕葳, 2010)。对于不同毒理作用方式的污染物, 则采用效应相加的方式进行计算(孔祥臻等, 2011)。若 PAF_1 、 PAF_2 、 PAF_n 为 n 种污染物各自产生的潜在影响比例, 各污染物的毒理作用方式 TMOA 不同, 则复合潜在影响比例 msPAF 计算公式为:

$$msPAF = 1 - (1 - PAF_1)(1 - PAF_2) \dots (1 - PAF_n) \quad (5)$$

由于本文的研究对象是不同毒理作用方式的污染物, 故采用效应相加的方式, 即使用公式(5)进行计算。

1.5 重金属含量调查

于 2009 年 5 月 21 日、8 月 11 日和 11 月 23 日

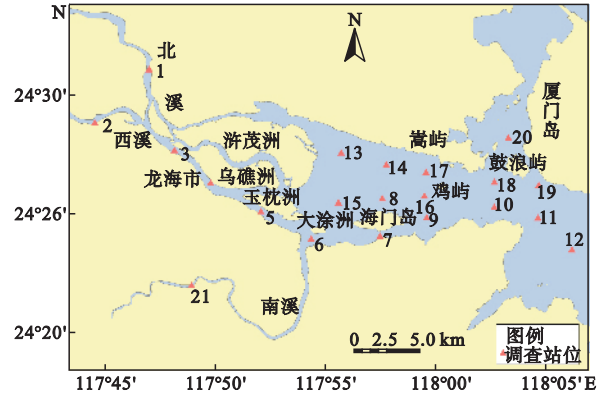


图 1 九龙江口水质站位监测布设示意图

Fig. 1 Distribution of 21 stations for monitoring the quality of water in Jiulongjiang Estuary

在福建九龙江口 21 个站位调查的海水中的重金属含量。调查站位分布如图 1 所示。

2 结果与分析

2.1 九龙江口 5、8、11 月水体重金属生态风险

九龙江口 2009 年 5、8、11 月 21 个站位的 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Pb、Zn 等 7 种重金属的生态风险和联合生态风险见表 1。As 的 PAF 在不同月份的变化趋势基本一致 2~6 号站位的 PAF 水平在所有可比站位中相对较高; 但就个别站位而言, 会出现 1 月份反常的高值或低值, 如 5 号站位, 其 As 的 PAF 在 5 月高平潮时期处于同期可比站位中较低水平, 而在其他时间, 该站位的 As 的 PAF 都是同期可比站位中的最高值或次高值; 15 号站位, 其 As 的 PAF 在 8 月处于同期可比站位中较高水平, 不同于 As 在该站位其他时间的 PAF 都是同期可比站位中较低值。

Cr 的 PAF 在 8 和 11 月相邻站位间的波动幅度较大 21 个站位的最大值跨度也较大, 而其在 5 月则波动较小 21 个站位的最大值跨度也相对较小。

Cu 的 PAF 在各月份的波动趋势较一致, 其中 5 月高平潮的趋势与 11 月的趋势接近, 5 月低平潮的趋势与 8 月的趋势接近。

Hg 的 PAF 在 5、8、11 月的最大值出现的站位有所不同, 5 月的最大值出现在站位 5 和站位 6, 8 月的最大值出现在站位 6, 11 月的最大值出现在站位 15, 每个月 21 个站位 PAF 的大小分布情况也有较大差异。

Pb 的 PAF 在 5、8、11 月对单个站位或整个九龙江口调查水域的生态风险都很小, 大多站位的 PAF 为 0。

表 1 九龙江口 2009 年 5 月高平潮、5 月低平潮、8 月、11 月重金属生态风险(%)

Table 1 Ecological risks of the heavy metals in Jiulongjiang estuary in May (flood slack) , May (ebb slack) , August and November , 2009

站位	季度	项目	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn	msPAF
1	5 月高	PAF	11.19	1.53	0.25	7.33	0.01	0	1.31	20.23
	5 月低	PAF	-	-	-	-	-	-	-	-
	8 月	PAF	8.46	1.49	0.70	7.39	0.04	0.01	1.38	18.26
	11 月	PAF	6.60	1.45	0.65	6.35	0.01	0.00	1.82	15.93
2	5 月高	PAF	33.51	1.11	0.26	6.40	0.01	0.00	1.31	39.43
	5 月低	PAF	-	-	-	-	-	-	-	-
	8 月	PAF	28.28	0.95	0.52	6.90	0.04	0.00	1.41	35.16
	11 月	PAF	17.71	1.08	0.66	5.74	0.01	0.00	1.74	25.11
3	5 月高	PAF	20.75	1.37	0.62	7.39	0.04	0.01	1.12	28.90
	5 月低	PAF	16.71	1.36	0.36	7.05	0.02	0.00	0.90	24.61
	8 月	PAF	21.52	1.05	0.61	7.03	0.02	0.00	1.11	29.05
	11 月	PAF	15.79	1.45	1.31	7.50	0.04	0.00	2.21	25.94
4	5 月高	PAF	19.52	1.56	0.64	7.56	0.02	0.01	1.34	28.23
	5 月低	PAF	21.52	1.28	0.59	7.37	0.04	0.00	1.18	29.53
	8 月	PAF	21.89	0.97	0.46	7.05	0.02	0.00	1.17	29.28
	11 月	PAF	13.89	1.41	0.94	6.71	0.02	0.00	1.64	22.85
5	5 月高	PAF	15.65	1.88	0.59	7.09	0.02	0.00	1.20	24.49
	5 月低	PAF	29.62	1.32	0.61	7.63	0.05	0.01	1.12	36.99
	8 月	PAF	28.74	1.00	0.67	7.03	0.02	0.00	1.25	35.68
	11 月	PAF	19.52	1.36	0.85	5.90	0.05	0.00	1.13	26.81
6	5 月高	PAF	14.50	2.02	0.48	6.24	0.03	0.00	1.34	22.90
	5 月低	PAF	24.55	1.59	0.67	7.52	0.06	0.00	1.31	32.73
	8 月	PAF	25.72	1.20	0.91	7.96	0.03	0.01	1.74	34.26
	11 月	PAF	11.91	1.51	1.05	5.77	0.07	0.00	1.27	20.19
7	5 月高	PAF	13.89	1.95	0.77	5.48	0.03	0.00	1.02	21.64
	5 月低	PAF	16.71	1.92	0.8	6.94	0.02	0.00	1.31	25.59
	8 月	PAF	16.71	1.22	0.63	6.92	0.02	0.00	1.21	24.84
	11 月	PAF	12.60	1.74	1.14	6.09	0.02	0.00	1.42	21.42
8	5 月高	PAF	13.26	1.94	0.68	5.74	0.02	0.00	1.00	21.18
	5 月低	PAF	17.22	1.97	0.49	6.05	0.02	0.00	1.27	25.11
	8 月	PAF	11.91	1.71	0.54	6.88	0.04	0.00	0.98	20.63
	11 月	PAF	10.43	1.76	0.64	5.58	0.01	0.00	1.15	18.41
9	5 月高	PAF	13.26	1.97	0.57	5.56	0.02	0.00	1.27	21.18
	5 月低	PAF	15.09	1.9	0.65	5.92	0.02	0.00	1.18	23.08
	8 月	PAF	16.71	1.59	0.51	6.80	0.02	0.00	1.07	24.83
	11 月	PAF	11.91	1.79	1.20	5.36	0.03	0.00	1.12	20.04
10	5 月高	PAF	11.91	1.95	0.49	5.64	0.02	0.00	0.85	19.60
	5 月低	PAF	12.60	2.00	0.75	5.38	0.02	0.00	1.08	20.45
	8 月	PAF	14.50	1.92	0.70	6.33	0.04	0.00	1.13	22.91
	11 月	PAF	11.19	1.81	1.00	5.05	0.02	0.00	1.30	19.11
11	5 月高	PAF	9.64	1.86	0.43	5.17	0.02	0.00	0.90	17.04
	5 月低	PAF	11.91	1.95	0.69	5.34	0.02	0.00	0.77	19.45
	8 月	PAF	13.89	1.80	0.41	5.51	0.04	0.00	0.80	21.09
	11 月	PAF	12.60	1.77	0.70	4.80	0.02	0	1.05	19.71
12	5 月高	PAF	11.19	1.77	0.67	4.68	0.02	0	0.83	18.10
	5 月低	PAF	11.91	1.58	0.69	5.08	0.01	0.00	0.85	18.98
	8 月	PAF	13.89	1.71	0.34	5.42	0.04	0	0.94	21.00
	11 月	PAF	12.60	1.72	0.66	4.61	0.02	0	0.93	19.38
13	5 月高	PAF	13.89	1.84	0.88	5.77	0.02	0	1.24	22.05
	5 月低	PAF	18.18	1.82	0.66	7.39	0.02	0	1.38	27.13
	8 月	PAF	8.97	1.78	0.90	7.69	0.04	0.00	1.90	19.79

续表 1
Table 1 Continued

站位	季度	项目	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn	msPAF
14	11月	PAF	9.64	1.66	0.71	5.77	0.02	0	1.14	17.83
	5月高	PAF	14.50	1.85	0.74	5.69	0.02	0	1.14	22.35
	5月低	PAF	13.89	1.94	0.85	7.21	0.02	0	1.47	23.47
	8月	PAF	8.89	1.70	0.61	7.43	0.03	0	1.62	18.96
15	11月	PAF	13.26	1.66	1.41	6.07	0.02	0	1.23	21.99
	5月高	PAF	13.26	1.93	0.70	5.49	0.02	0	1.27	21.20
	5月低	PAF	18.18	1.98	0.59	6.40	0.02	0.00	1.50	26.51
	8月	PAF	27.05	1.82	0.59	7.13	0.08	0	1.59	34.98
16	11月	PAF	11.91	1.73	0.59	6.24	0.02	0	1.23	20.32
	5月高	PAF	13.26	1.91	0.63	5.42	0.02	0	1.08	20.91
	5月低	PAF	15.65	2.01	0.82	6.00	0.02	0	1.18	23.87
	8月	PAF	11.19	1.74	0.64	6.51	0.03	0	1.18	19.92
17	11月	PAF	11.91	1.74	0.62	5.59	0.02	0.00	1.15	19.74
	5月高	PAF	16.19	1.91	0.79	5.61	0.02	0	1.2	23.95
	5月低	PAF	16.19	1.94	0.56	6.26	0.02	0	1.41	24.49
	8月	PAF	9.64	1.73	0.56	6.73	0.02	0	1.30	18.73
18	11月	PAF	12.60	1.81	0.68	5.52	0.02	0	1.29	20.53
	5月高	PAF	11.91	1.82	0.42	5.54	0.02	0	0.88	19.38
	5月低	PAF	13.89	1.90	0.76	5.51	0.02	0	1.12	21.69
	8月	PAF	13.26	1.78	0.45	5.90	0.04	0	1.17	21.16
19	11月	PAF	13.26	1.77	0.45	5.27	0.02	0.00	1.15	20.59
	5月高	PAF	11.91	1.74	0.36	4.93	0.02	0.00	0.90	18.76
	5月低	PAF	13.26	1.87	0.42	5.51	0.02	0	1.08	20.79
	8月	PAF	13.26	1.74	0.53	5.72	0.04	0	0.94	20.85
20	11月	PAF	12.60	1.74	0.36	4.90	0.01	0	1.20	19.61
	5月高	PAF	11.19	1.81	0.67	5.19	0.02	0	0.77	18.53
	5月低	PAF	10.43	1.80	0.52	5.17	0.02	0	0.93	17.81
	8月	PAF	13.89	1.66	0.50	5.90	0.04	0	0.99	21.53
21	11月	PAF	13.89	1.74	0.48	5.22	0.02	0	1.14	21.12
	5月高	PAF	16.71	1.25	0.44	6.09	0.02	0.01	1.20	24.05
	5月低	PAF	-	-	-	-	-	-	-	-
	8月	PAF	12.60	1.18	0.57	7.48	0.05	0.01	1.44	21.74
	11月	PAF	5.48	1.43	0.60	9.15	0.02	0	6.78	21.58

-无调查原始数据。

Cd 和 Zn 的 PAF 在 21 个站位的大小变化情况基本一致,但 Zn 元素在 11 月的第 21 号站位出现了一个相比于同一月份、其他站位或同一站位、不同月份反常的极高值。

总体而言,相同站位、不同时间,同一重金属的 PAF 变化趋势大致相近,个别站位的 PAF 值在不同潮期或不同月份有较大不同。

2.2 九龙江口高、低平潮水体重金属生态风险

As 的 PAF 在高平潮时变化范围较大,为 9.64% (11 号站位) ~ 33.51% (2 号站位,位于西溪处) 除 2 号站位的突出峰值外,其他站位的 PAF 都在 9% ~ 21% 范围内较为平稳。As 的 PAF 低平潮时在相对较低的范围(11% ~ 25%) 波动,其波动幅度较高平潮时略大;最高值为 29.62% (玉枕洲南侧

的 5 号站位),最低值为 10.43% (20 号站位)。

Cd 的 PAF 在高平潮时的变化范围为 1.11% (2 号站位) ~ 2.02% (6 号站位),在低平潮时为 1.28% (4 号站位) ~ 2.01% (16 号站位)。从可比的 3 ~ 20 号等 18 个站位来看,各站位的浓度与生态风险变化情况基本一致,都在西溪与北溪交汇处的 3 号站位及鼓浪屿以南、最靠近陆地的 10 号站位有一个低值。

Cr 的 PAF 不论是高平潮还是低平潮在相邻站位间的波动较大且波动趋势相似,但在 8 ~ 13 号站位两种潮期的 PAF 变化有较大差异:高平潮时呈递减趋势,低平潮时呈上下波动趋势。高平潮时 Cr 的 PAF 的变化范围为 0.25% (1 号站位) ~ 0.67% (20 号站位);低平潮时为 0.36% (3 号站位) ~ 0.85%

(14 号站位)。

Cu 的 PAF 在高平潮时的变化范围为 4.68% (12 号站位) ~ 7.56% (4 号站位); 低平潮时为 5.08% (12 号站位) ~ 7.63% (5 号站位)。高、低平潮时期各站位的浓度与生态风险变化情况基本一致, 都是自西溪与北溪交汇处(3 号站位)至厦门岛最近外海的 12 号站位递减, 在其后的 13 ~ 20 号站位又有所增加。

Hg 的 PAF 分布与其他元素相差较大。Hg 的 PAF 在较低的值域中变化, 高平潮时的范围为 0.02% (2 号站位) ~ 0.04% (3 号站位), 低平潮时为 0.01% (12 号站位) ~ 0.06% (6 号站位)。从可比的 3 ~ 20 号等 18 个站位来看, Hg 的 PAF 在自西溪与北溪的交汇处沿龙海市沿岸, 经乌礁洲、玉枕洲、大涂洲到海门岛南侧(即 7 号站位之前)有不规则的波动, 在 8 号站位之后基本都稳定于较低水平(0.02%), 仅 12 号站位在低平潮时期的 PAF 降为 0.01%。

Pb 的 PAF 无论是高平潮还是低平潮大多数站位的值都为 0, 可见 Pb 在九龙江口海域的生态风险较小。

Zn 的 PAF 在高平潮时的变化范围为 0.77% (20 号站位) ~ 1.34% (4 和 6 号站位), 低平潮时为 0.77% (11 号站位) ~ 1.50% (15 号站位)。从各个相邻站位的情况来看, 高平潮时期的波动相对较大。

2.3 九龙江口水体重金属联合生态风险

重金属对九龙江口的联合生态风险在北溪支流处(1 号站位)有个低值, 在西溪支流处(2 号站位)有个高值, 随着西溪和北溪的交汇(3 号站位), msPAF 有所下降, 沿龙海市经乌礁洲、玉枕洲、大涂洲、海门岛一带(4 ~ 8 号站位)呈波动形式, 且该区域的 msPAF 处于较高水平。由图 2 可以看出, 玉枕洲、大涂洲附近呈一圈深色带; 其后(9 ~ 站位 9 ~ 站位 21)变化趋于缓和, 在 13、14 或 15 号站位, msPAF 又出现小幅度的升高。月份不同, 升高的站位也有所不同: 5 月份(包括高平潮时期和低平潮时期), msPAF 在 13 号站位处有所升高, 且在 13 ~ 17 号站位保持相对高值; 8 月份, msPAF 在 15 号站位处出现异于该处其他月份的特别高值; 11 月份, msPAF 在 14 号站位处有所升高。总体上说, 位于西溪处的 2 号站位和位于玉枕洲南侧的 5 号站位的 msPAF 最高。

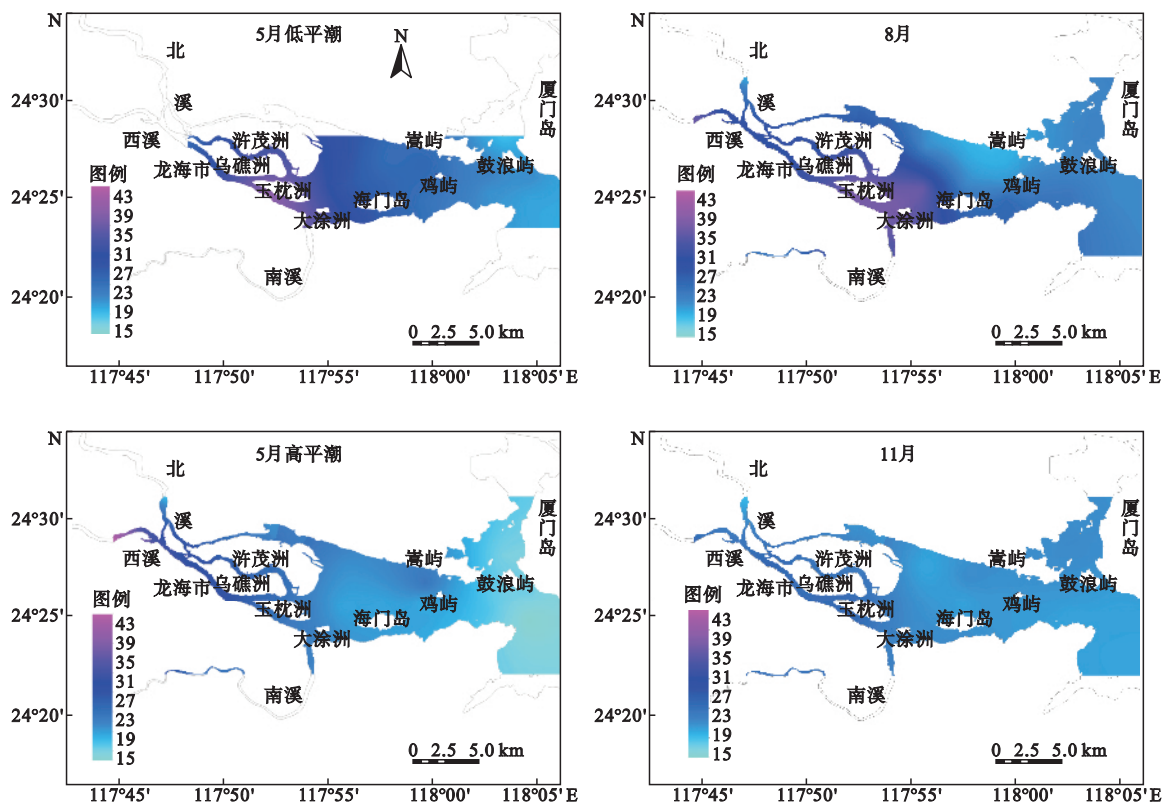


图 2 不同月份 21 个站位的联合生态风险地理分布示意图

Fig. 2 Geographical distribution of msPAF on all the 21 stations in different months

总体而言,可以把九龙江口水体重金属生态风险分为3个区段:自西溪、北溪沿龙海市经乌礁洲、玉枕洲、大涂洲到海门岛等的南侧(即1~8号站位),为生态风险较高的区域,其中以2、5号站位为最,在低平潮时期尤为明显;浒茂洲、玉枕洲北侧、大涂洲北侧、海门岛西北侧、鸡屿、嵩屿等围成的海区(即13~17号站位)的生态风险次之;其他站位所在海域生态风险较小。

3 讨论

3.1 潮汐对九龙江口重金属生态风险的影响

九龙江河口区属于感潮河段,外海潮波经厦门湾口传入九龙江河口区时,主要表现以驻波为主、兼有前进波的传播特征;潮汐性质属正规半日潮,沿上游方向传播时,潮差变小而落潮历时增大。九龙江河口区潮流为往复流,一般情况下涨潮流速小于落潮流速(郑吉祥等,2008)。同样的水温、水深和采样深度,在同一天的不同时段,仅由于潮汐作用所有站位的各种重金属浓度都有变化,但并未呈现出明显的、一致的变化情况(如普遍升高或普遍降低)。不同区域、不同站位,同种重金属在高平潮和低平潮时期的差别程度也不同。这主要是由于潮汐过程中海水、淡水的混合作用,导致水体中重金属含量分布具有潮汐性特征,各种重金属含量的峰值出现的站位、时间有所差异。高平潮时期,在重金属含量较低的海水顶托、控制下,重金属含量相对较高的径流限制在河道感潮段上端,其他站位重金属元素含量则相对较低。落潮开始后携带大量重金属元素的径流水迅速进入湾内,相应站位的重金属含量升高(林彩等,2011)。但影响各站位水体中重金属含量的因素还有地形、底质、河流惯性等,且重金属对海洋生物的毒理作用及损害程度不同,其PAF不同。多种因素综合影响,使各站位在不同潮汐时期(高平潮和低平潮时期)的联合生态风险 $msPAF$ 不同。

3.2 季节对九龙江口重金属生态风险的影响

不同月份、不同季节,相同站位的同种重金属PAF会有所差异,这主要是由于不同季节的水温和降水不同。5月为丰水期,水温梯度主要出现在河口区淡水端,总体上表现出淡水端水温较高,咸水端水温较低的特征,但在高潮期河口区东北端以及在低潮期河口区中部局部区域出现水温较高的区域;8月为平水期,表层水温高值梯度主要出现在河口区的淡水端,水温向海端逐渐降低,低值出现在调查海

区东部近海端;11月枯水期,表层水温高值主要出现在河口区的淡水端,混合区的低值主要出现在海门岛至漳州之间局部海域,而在近海端,即鼓浪屿附近海域水温较高。水温梯度在一定程度上会影响水动力作用以致影响咸、淡水的重金属流通与混合。同时较高的水温可影响海洋化学反应的程度和速度以及海洋生物活动,进而影响化学、生物作用下的重金属沉降与释放。降水影响陆地径流向海的流通量,降水量大,陆地径流向海的流通量也相对较大,故纵观21个站位的联合生态风险 $msPAF$,5月的值多处于相对较高的水平,8月的值次之(除15号站位在8月有一个突出的高值),11月的值相对较低。

3.3 相同站位水体重金属与沉积物重金属评价结果的异同

研究表明,九龙江河口水域表层沉积物重金属的潜在生态风险依次为 $Cd>Hg>As>Pb>Cu>Cr>Zn$ 。多种重金属的生态系统的潜在生态风险综合指数表明,九龙江表层沉积物重金属污染属于中等生态危害(林彩等,2011)。而综合表2~4各种重金属的PAF可以看出,水体重金属生态风险大小依次为 $As>Cu>Cd>Zn>Cr>Hg>Pb$ 。产生这样的差别的原因主要有:1)水体中7种重金属含量的大小顺序与这些重金属在表层沉积物中含量的大小顺序有所差别,使得这7种重金属对相应生态环境产生的生态风险不同;2)所用的生态风险评价方法不同——计算表层沉积物重金属的潜在生态风险的研究使用的是生态危害指数法,而本研究计算水体重金属的潜在生态风险使用的是SSD法。但无论是沉积物还是水体各种重金属的潜在生态风险排序中, Cd 都居于前3位,其污染应当引起关注。

4 结论

各站位重金属As生态风险最大(即PAF值最高)。

同样的水温、水深和采样深度,在同一天的不同时段,仅由于潮汐作用所有站位的各种重金属浓度都有变化,但并未呈现出明显的、一致的变化情况(如普遍升高或普遍降低)。不同区域、不同站位,同种重金属在高平潮和低平潮时期的差别程度也不同。

不同月份、不同季节,相同站位的同种重金属含量有所差异。这主要是由于不同季节的水温和降水不同。5月21个站位的联合生态风险 $msPAF$ 值多

处于相对较高的水平,8月次之(除15号站位在8月有一个突出的高值),11月相对较低。

河口区淡水端,即自西溪、北溪,沿龙海市沿岸,经乌礁洲、玉枕洲、大涂洲等南侧到海门岛南侧(1~7号站位)的是污染较严重的区域,位于西溪的2号站位和位于玉枕洲的5号站位的 $msPAF$ 最高。

随着社会经济的快速发展,九龙江口重金属污染日益严重,尤其是As、Cu污染问题更为突出,其次是Cd和Zn,应加强对陆源入海污染物河口输入的环境监管,控制排放浓度及排放总量。

参考文献

- 陈金泉,傅子琅,何发祥,等. 1985. 厦门湾潮、余流及其对泥沙、污染物迁移的影响. 台湾海峡, 4(1): 16-19.
- 杜建国,赵佳懿,陈彬,等. 2013a. 应用物种敏感性分布评估重金属对海洋生物的生态风险. 生态毒理学报, 8(4): 561-570.
- 杜建国,赵佳懿,陈彬,等. 2013b. 应用物种敏感性分布评估中国近海和福建主要海湾水体重金属生态风险. 生态毒理学报, 8(4): 554-560.
- 福建省海洋与渔业厅. 2012. 2011年福建省海洋环境状况公报. 福州: 福建省海洋与渔业厅.
- 国家海洋局第三海洋研究所. 1987. 厦门港海洋环境综合调查报告. 台湾海峡, 6(4): 337-357.
- 洪华生,王卫平,张玉珍. 2006. 九龙江流域生态环境需水量初步研究. 厦门大学学报(自然科学版), 45(6): 819-823.
- 孔祥臻,何伟,秦宁,等. 2011. 重金属对淡水生物生态风险的物种敏感性分布评估. 中国环境科学, 31(9): 1555-1562.
- 李云海,陈坚,黄财宾,等. 2010. 泉州湾沉积物重金属分布特征及环境质量评价. 环境科学, (4): 931-938.
- 林彩,林辉,陈金民,等. 2011. 九龙江河口沉积物重金属污染评价. 海洋科学, 35(12): 11-17.
- 孙维萍,于培松,潘建明. 2009. 灰色聚类法评价长江口、杭州湾海域表层海水中的重金属污染程度. 海洋学报, 31(1): 79-84.
- 滕葳,柳琪,李倩,等. 2010. 重金属污染对农产品的危害与风险评估. 北京: 化学工业出版社.
- 王印,王军军,秦宁,等. 2009. 应用物种敏感性分布评估DDT和林丹对淡水生物的生态风险. 环境科学学报, 29(11): 2407-2414.
- 杨逸萍,胡明辉. 1996. 九龙江口的地球化学研究//张经. 中国主要河口的生物地球化学研究. 2. 化学物质的迁移与环境. 北京: 海洋出版社: 54-67.
- 余兴光,刘正华,马志远,等. 2012. 九龙江河口生态环境状况与生态系统管理. 北京: 海洋出版社.
- 郑吉祥,张国荣,潘伟然,等. 2008. 九龙江河口航道理论最低潮面与潮波传播关系分析. 厦门大学学报(自然科学版), 47(1): 145-148.
- 朱琳,佟玉洁. 2003. 中国生态风险评估应用探讨. 安全与环境学报, 3(3): 22-24.
- CSIRO (Australia's Commonwealth Scientific and Industrial-Research Organisation). 2008. A flexible approach to species protection. <http://www.cmis.csiro.au/envir/bur-rlioz/>.
- Maltby L, Brock TCM, Vanden Brink PJ. 2009. Fungicide risk assessment for aquatic ecosystems: Importance of inter specific variation, toxic mode of action, and exposure regime. *Environmental Science & Technology*, 43: 7556-7563.
- Newman MC, Ownby DR, Mézin LCA, et al. 2000. Applying species sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19: 508-515.
- Posthuma L, Traas TP, Suter GW. 2002. General introduction to species sensitivity distributions// Posthuma L, Traas TP, Suter GW. eds. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA: Lewis: 3-9.
- Talaue-McManus L, Smith SV, Buddemeier RW, et al. 2003. Biophysical and socio-economic assessments of the coastal zone: The LOICZ approach. *Ocean and Coastal Management*, 46: 323-333.
- US EPA. 1998. Guidelines for ecological risk assessment (EPA/630/R-95/002F). Office of Research and Development, Washington DC, USA.
- van Straalen NM. 2002. Threshold models for species sensitivity distributions applied to aquatic risk assessment for zinc. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 11: 167-172.
- Wheeler JR, Grist EPM, Leung KMY, et al. 2002. Species sensitivity distributions: Data and model choice. *Marine Pollution Bulletin*, 45: 192-202.

作者简介 赵佳懿,女,1990年生,硕士研究生,主要从事海洋生物与生态学研究. E-mail: zjy125689887@foxmail.com
责任编辑 魏中青