

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20120525001

杜建国, 赵佳懿, 陈彬, 等. 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[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(4): 554-560
Du J G, Zhao J Y, Chen B, et al. Assessing Ecological Risks of Heavy Metals to Marine Organisms in Chinese Offshore and Fujian's Main Bays by Species Sensitivity Distributions [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2013, 8(4): 554-560 (in Chinese)

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

杜建国¹, 赵佳懿², 陈彬^{1,*}, 陈明茹³, 周通⁴, 马志远¹, 俞炜炜¹, 胡文佳¹

1. 国家海洋局第三海洋研究所, 厦门 361005
2. 厦门大学海洋与海岸带发展研究院, 厦门 361102
3. 厦门大学海洋与地球学院, 厦门 361102
4. 福建海洋研究所, 厦门 361012

摘要: 利用物种敏感性分布 (species sensitivity distribution, SSD) 方法构建常见重金属元素对海洋生物的 SSD 曲线, 在此基础上, 结合实际调查数据, 计算了中国近海 7 种重金属 (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) 和福建主要海湾 6 种重金属 (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) 对海洋生物的潜在影响比例 (PAF), 并分析了各种重金属在相应海区的联合生态风险 (msPAF)。结果表明, 中国近海水体重金属对海洋生物的生态风险大小顺序为: 渤海 (20.67%) > 黄海 (18.39%) > 东海 (15.94%) > 南海 (11.26%)。福建主要海湾水体重金属对海洋生物的生态风险大小顺序为: 泉州湾 (47.44%) > 厦门湾 (47.16%) > 罗源湾 (43.03%) > 沙埕港 (34.65%) > 深沪湾 (30.34%) > 三沙湾 (28.64%) > 闽江口 (20.55%) > 诏安湾 (20.42%) > 兴化湾 (18.37%) > 湄洲湾 (17.24%)。

关键词: 重金属; 海洋生物; 生态风险; 物种敏感性分布

文章编号: 1673-5897(2013)4-554-07 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Assessing Ecological Risks of Heavy Metals to Marine Organisms in Chinese Offshore and Fujian's Main Bays by Species Sensitivity Distributions

Du Jianguo¹, Zhao Jiayi², Chen Bin^{1,*}, Chen Mingru³, Zhou Tong⁴, Ma Zhiyuan¹, Yu Weiwei¹, Hu Wenjia¹

1. Third Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Xiamen 361005, China
2. Coastal and Ocean Management Institute, Xiamen University, Xiamen, 361012, China
3. College of Ocean and Earth Sciences, Xiamen University, Xiamen 361005, China
4. Fujian Institute of Oceanography, Xiamen 361012, China

Received 25 May 2012 **accepted** 28 November 2012

Abstract: Species sensitivity distributions (SSD) method was used to assess the ecological risk of eight heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb, Zn) to marine organisms. According to the investigation data, the ecological risks of 7 heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) to marine organisms in Chi-

收稿日期 2012-05-25 录用日期: 2012-11-28

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

作者简介: 杜建国 (1981-), 男, 博士, 助理研究员, 研究方向为海洋生物与生态学, E-mail: dujianguo999@gmail.com;

* 通讯作者 (Corresponding author), E-mail: chenbin910@yahoo.com.cn

nese offshore were assessed, and the ecological risks of 6 heavy metals (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) to marine organisms in Fujian's main bays were also studied. The results showed that the ecological risks of 7 heavy metals in the Chinese offshore were in the order that Bohai Sea (20.67%) > Yellow Sea (18.39%) > East China Sea (15.94%) > South China Sea (11.26%), and the ecological risk of 6 heavy metals in 13 estuaries and bays in Fujian Province were in the order that Quanzhou Bay (47.44%) > Xiamen Bay (47.16%) > Luoyuan Bay (43.03%) > Shacheng Port (34.65%) > Shenhu Bay (30.34%) > Sansha Bay (28.64%) > Minjiang Estuary (20.55%) > Zhaoan Bay (20.42%) > Xinghua Bay (18.37%) > Meizhou Bay (17.24%).

Keywords: heavy metals; marine organisms; ecological risks; species sensitivity distributions (SSD)

生态风险评价有效整合了学术研究、政策制定和生态环境管理,其研究历经20多年发展,风险源从单一风险源扩展到多风险源,风险受体从单一受体发展到多受体,评价尺度也从种群、生态系统扩展到区域和景观水平^[1]。在水污染风险评价中考虑生态风险,有利于减少水生生物所受危害,保持水生态平衡,有利于水质净化、水资源的可持续利用^[2]。在生态风险评价中使用的剂量-效应关系往往针对单个物种,而污染物的危害则波及整个生态系统^[3]。为了利用毒理数据评价污染物对生态系统的危害,基于不同物种对于污染物敏感性差异的物种敏感性分布(species sensitivity distributions, SSD)方法被提出^[4-5]。SSD摒弃了以往单一物种、单一污染物的模式,通过选择某个概率分布并拟合SSD曲线的方法,描述某一种污染物对一系列物种的毒性。这一物种系列可以是某一类生物的序列,一部分选定物种的组合或者一个自然群落。因此,SSD是从生态系统的角度分析不同污染物对不同物种的危害程度,进而对生态风险进行评估^[6-7]。该方法已经被国际上多个国家和机构确立为制定环境质量标准的方法,并应用于生态风险评价^[8-10]。

重金属污染具有来源广、残毒时间长、易蓄积、污染后不易被发现并且难于恢复等特性,已经列为水环境污染评价的重要内容;并且,重金属一旦参与食物链循环,难以被生物降解,最终在生物体内积累,并可沿食物链富集和放大^[11],对水生生物和人体健康有较大的负面影响^[12]。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问题之一。

我国部分海域受到镉、铜、铅和汞的污染,个别海域镉和砷污染严重^[13-15],而污染最严重的海域是工矿企业集中的海湾和河口区域^[16],给当地的生态环境安全带来极大的威胁。这些海域海洋动力学特征相当复杂,受人类活动影响强烈,增加了重金属污染

状况研究的难度。因此,研究我国海洋重金属污染的生态风险显得非常迫切。本研究旨在应用已构建的常见重金属(As、Cd、Cr、Cu、Hg、Mn、Pb、Zn)对海洋生物的SSD曲线作为模型,结合实际调查数据,对我国渤海、黄海、东海、南海7种常见重金属(As、Cd、Cr、Cu、Hg、Mn、Pb、Zn)的生态风险进行分析,进而选取位于东海区的福建主要海湾的6种常见重金属(As、Cd、Cu、Hg、Pb、Zn)的生态风险进行研究,以期为我国海洋环境重金属污染生态风险评价及风险管理提供理论依据。

1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 SSD基本步骤

SSD的构建和应用主要有以下几个步骤:1)毒理数据的获取;2)物种分布和数据处理;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。

应用SSD评估重金属对海洋生物的生态风险模型已经完成构建,本研究将在此基础上结合实际调查数据,进行步骤4)和步骤5)的研究,并对其结果进行分析。

1.2 SSD曲线拟合结果

利用美国环保部EPA ECOTOX数据库(<http://www.epa.gov/ecotox/>)^[17]中重金属对海洋生物的急性毒理数据,采用澳大利亚联邦科学和工业研究组织(CSIRO)提供BurrIII(版本1.0.14)计算软件^[18],构建SSD曲线。SSD的拟合曲线采用BurrIII型分布,结果见表1。

BurrIII型函数的参数方程为:

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

其中, 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:

表1 利用 BurrIIZO 计算物种敏感性分布(SSD)参数的结果
Table 1 Species sensitivity distributions (SSD) parameters calculated by BurrIIZO

	拟合曲线	b	c	k
As	ReWeibull	2.339(α)	0.362(β)	
Cd	BurrIII	11 975.761	1.104	0.291
Cr	BurrIII	17 263.997	1.006	0.457
Cu	BurrIII	222.892	1.026	0.699
Hg	BurrIII	42.764	0.702	1.466
Mn	BurrIII	148.319	0.500	3.900
Pb	BurrIII	2 511.253	1.344	0.927
Zn	BurrIII	7 715.310	1.515	0.346

注:表中各个金属的 SSD 参数均针对海洋生物的全部物种。

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

1.3 PAF 与 msPAF 的计算

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:

$$PAF(x) = \frac{1}{[1+(b/x)^c]^k} \quad (3)$$

在确定 SSD 曲线下的 PAF 可通过计算软件 BurrIIZO(版本 1.0.14)^[18] 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^[19]。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^[7,20-21]。

若 $PAF_1, PAF_2, \dots, PAF_n$ 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:

$$msPAF = 1 - (1 - PAF_1)(1 - PAF_2) \dots (1 - PAF_n) \quad (4)$$

1.4 重金属数据

采用《中国近海海洋环境质量现状与背景值研究》^[22] 和《福建省海湾围填海规划环境化学与环境容量影响评价》^[23] 中的重金属数据进行分析。

2 结果(Results)

2.1 我国近海常见重金属的生态风险

将近海海水环境要素中的 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Pb 和 Zn 等 7 种重金属的背景值^[22] 代入 1.3 中的公式(3),可得出这 7 种重金属在对应海区的 PAF。再按效应相加的原理,将这 7 种重金属的 PAF 值代入 1.3 中的公式(4),即得出各海区的 msPAF。各金属背景值数据及相关计算结果见表 2。

由表 2 可以看出,渤海 7 种重金属中 Zn 的背景值最高(达 $14.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),Cr 和 Cu 次之,分别为 2.99 和 $2.61 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,都超过 $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;Pb 和 As 再次之。但就重金属对海洋生物的潜在影响比例 PAF 而言,As 最高(达 9.88%),即 As 对该海区生物的危害影响程度最高;其次是 Cu,达 4.09%;再次是 Zn,为 3.72%。在黄海,As 对生物的危害程度最大,为 13.52%,其次是 Cd,为 2.41%;再次为 Cu,为 1.35%。东海的趋势与黄海一致。在南海,也是 As 对生物的危害程度最大,为 6.97%,其次是 Zn,为 1.74%;再次为 Cd,为 1.39%。

表 2 中国近海水体常见重金属的生态风险

Table 2 The joint ecological risks of the heavy metals in Chinese offshore

港湾	项目	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
渤海	背景值/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	1.030	0.126	2.990	2.610	0.038	1.440	14.500
	PAF/%	9.88	2.52	2.13	4.09	0.07	0.01	3.72
	联合 msPAF/%				20.67			
黄海	背景值/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	1.540	0.110	0.200	0.552	0.010	0.140	1.900
	PAF/%	13.52	2.41	0.69	1.35	0.02	0	1.28
	联合 msPAF/%				18.39			
东海	背景值/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	1.499	0.009	0.063	0.270	0.014	0.051	0.729
	PAF/%	13.26	1.08	0.43	0.81	0.03	0	0.78
	联合 msPAF/%				15.94			
南海	背景值/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	0.698	0.020	0.170	0.308	0.013	0.330	3.380
	PAF/%	6.97	1.39	0.65	0.89	0.02	0	1.74
	联合 msPAF/%				11.26			

另外,由表 2 还可以看出,As 对中国近海的生态风险大小顺序为黄海>东海>渤海>南海,Cd 对中国近海的生态风险大小顺序为渤海>黄海>南海>东海,Cr 对中国近海的生态风险大小顺序为渤海>黄海>南海>东海,Cu 对中国近海的生态风险大小顺序为渤海>黄海>南海>东海,Hg 对中国近海的生态风险大小顺序为渤海>东海>南海>黄海,Pb 对中国近海的生态风险均不大,除渤海为 0.01%外,其对另外 3 个海域的 PAF 均为 0,Zn 对中国近海的生态风险大小顺序为渤海>南海>黄海>东海。

总体说来,从 msPAF 值可以看出重金属对我国近海的联合生态风险大小顺序为:渤海>黄海>东海>南海。其中,重金属 As 的 PAF 在构成各个海区的联合生态风险 msPAF 时,都占了很大比重;而重金属 Pb 则对四大海区的海洋生物都没有影响或几乎没有影响(从其 PAF 值来看)。Cd、Cr、Cu、

Hg、Pb、Zn 等 6 种重金属背景值/PAF 的最大值都出现在渤海,由此便不难理解我国近海中渤海的联合生态风险 msPAF 最大,受重金属污染最严重。虽然 Cd、Cr、Cu、Pb、Zn 等 5 种重金属 PAF 的最小值都出现在东海,但由于南海多数重金属的 PAF 值较低,尤其是重金属 As 的 PAF 相比其他海区的对应值低得多,故联合生态风险 msPAF 最小。

2.2 福建海湾常见重金属的生态风险

由于海湾、河口区往往是重金属污染程度较高的区域,因此,进一步选取福建主要海湾进行研究。结合福建主要海湾的重金属调查数据^[23],用相等于 2.1 的计算方法和步骤,得出 13 个海湾 6 种重金属(As、Cd、Cu、Hg、Pb、Zn)的 PAF 和相应海湾的联合生态风险 msPAF。各重金属浓度数据及相关计算结果见下表 3。

表 3 福建主要海湾水体重金属的生态风险

Table 3 The joint ecological risks of the heavy metals in the main bays of Fujian

海湾	项目	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
沙埕港	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	3.52	0.41	3.49	0.03	0.45	5.89
	PAF/%	22.67	3.68	10.12	0.06	0	2.32
	联合 msPAF/%			34.65			
三沙湾	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	2.22	0.07	1.50	0.03	1.04	28.96
	PAF/%	17.32	2.08	6.82	0.06	0.01	5.34
	联合 msPAF/%			28.64			
罗源湾	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	8.16	0.47	2.84	0.03	1.23	3.98
	PAF/%	33.45	3.84	9.19	0.06	0.01	1.89
	联合 msPAF/%			43.03			
闽江口	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.94	0.16	1.41	0.14	1.99	12.70
	PAF/%	9.14	2.72	6.62	0.27	0.01	3.47
	联合 msPAF/%			20.55			
兴化湾	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.35	0.023	0.68	0.014	0.02	0.96
	PAF/%	12.26	1.46	4.71	0.03	0	0.89
	联合 msPAF/%			18.37			
湄洲湾	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.24	0.02	0.48	0.02	0.03	1.68
	PAF/%	11.48	1.39	4.00	0.04	0	1.20
	联合 msPAF/%			17.24			
泉州湾	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	11.16	0.12	3.53	0.043	0.28	14.75
	PAF/%	37.61	2.48	10.17	0.08	0	3.75
	联合 msPAF/%			47.44			
深沪湾	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.70	0.17	11.30	0.24	17.71	36.25
	PAF/%	6.99	2.77	17.49	0.46	0.21	6.01
	联合 msPAF/%			30.34			
厦门湾	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	5.16	0.70	16.31	0.054	2.74	15.12
	PAF/%	27.46	4.37	20.72	0.10	0.02	3.80
	联合 msPAF/%			47.16			
诏安湾	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.59	0.17	0.51	0.0125	0.16	1.02
	PAF/%	13.83	2.77	4.11	0.02	0	0.92
	联合 msPAF/%			20.42			

由表3可以看出,沙埕港、罗源湾、兴化湾、湄洲湾、厦门湾、诏安湾等6个海湾各类重金属对海洋生物的潜在影响比例PAF的大小顺序为:As>Cu>Cd>Zn>Hg>Pb;三沙湾、闽江口、泉州湾等海湾各类重金属PAF的大小顺序为:As>Cu>Zn>Cd>Hg>Pb;深沪湾中各类重金属PAF的大小顺序为Cu>As>Zn>Cd>Hg>Pb。

由表3还可以看出,As对福建主要海湾的生态风险范围为6.99%~37.61%,各海湾差异较大,顺序为泉州湾(37.61%)>罗源湾(33.45%)>厦门湾(27.46%)>沙埕港(22.67%)>三沙湾(17.32%)>诏安湾(13.83%)>兴华湾(12.26%)>湄洲湾(11.48%)>闽江口(9.14%)>深沪湾(6.99%);

Cd对福建主要海湾的生态风险范围为1.39%~4.37%,各海湾顺序为:厦门湾(4.37%)>罗源湾(3.84%)>沙埕港(3.68%)>深沪湾(2.77%)≈诏安湾(2.77%)>闽江口(2.72%)>泉州湾(2.48%)>三沙湾(2.08%)>兴华湾(1.46%)>湄洲湾(1.39%);

Cu对福建主要海湾的生态风险范围为4.00%~20.72%,各海湾顺序为:厦门湾(20.72%)>深沪湾(17.49%)>泉州湾(10.17%)>沙埕港(10.12%)>罗源湾(9.19%)>三沙湾(6.82%)>闽江口(6.62%)>兴华湾(4.71%)>诏安湾(4.11%)>湄洲湾(4.00%);

Hg对福建主要海湾的生态风险范围为0.02%~0.46%,各海湾顺序为:深沪湾(0.46%)>闽江口(0.27%)>厦门湾(0.10%)>泉州湾(0.08%)>沙埕港(0.06%)≈三沙湾(0.06%)≈罗源湾(0.06%)>湄洲湾(0.04%)>兴华湾(0.03%)>诏安湾(0.02%);

Pb对福建主要海湾的生态风险范围为0%~0.21%,其中Pb的生态风险不为0%的各海湾顺序为:深沪湾(0.21%)>厦门湾(0.02%)>三沙湾(0.01%)≈罗源湾(0.01%)≈闽江口(0.01%);

Zn对福建主要海湾的生态风险范围为0.89%~6.01%,各海湾顺序为深沪湾(6.01%)>三沙湾(5.34%)>厦门湾(3.80%)>泉州湾(3.75%)>闽江口(3.47%)>沙埕港(2.32%)>罗源湾(1.89%)>湄洲湾(1.20%)>诏安湾(0.92%)>兴华湾(0.89%)。

总体说来,从msPAF值可以看出福建主要海湾重金属的联合生态风险大小顺序为:泉州湾(47.44%)>厦门湾(47.16%)>罗源湾(43.03%)>沙埕港(34.65%)>深沪湾(30.34%)>三沙湾(28.64%)>闽江口(20.55%)>诏安湾(20.42%)

>兴化湾(18.37%)>湄洲湾(17.24%)。其中,重金属As的PAF在构成各个海区的联合生态风险msPAF时,都占了很大比重,如砷在泉州湾的PAF最高,导致其联合生态风险msPAF值接近50%,说明该海湾水体有近半数的生物会受到重金属污染的危害;而重金属Pb则对10个海湾水体中的海洋生物影响较小或没有影响(从其PAF值来看,受影响最大的深沪湾也仅有0.21%的海洋生物会受到Pb的影响)。Cd与Zn的生态风险水平相当,在13个案例海湾中,二者PAF大小顺序时有变换,但其值相差不大。

3 讨论(Discussion)

3.1 重金属对海洋生物的潜在影响比例(PAF)

比较表2、表3中的同样海区、同种重金属的浓度与PAF值,可以得到,As对海洋生物的危害作用最大,就该元素本身的化学性质而言,三价砷为原浆毒,属于烈性有毒物质。另外,SSD拟合过程采用Reibull曲线拟合,查其数据源可知,其数据分布上,藻类的EC₅₀数据所占比重较大,相较于其他重金属的数据分布而言,LC₅₀所占比重较少,故与其他重金属的曲线拟合方式不同。另外,与其他重金属相比,Cd和Cu的损害作用也比较明显,其PAF往往也在构成整个水体联合生态风险msPAF时占有很大比重。总的说来,PAF值的大小,与重金属本身化学性质、毒理作用以及应用SSD方法产生的计算模型都有关,PAF值的情况能够影响联合生态风险msPAF值,即整个案例水体中海洋生物的受污染程度。

3.2 中国近海重金属生态风险

2011年我国海洋环境质量公报指出,黄海北部、大连湾、辽东湾、珠江口受镉和铜的污染比较严重,东海中、南部近岸也受到一定程度的污染^[24],这与我们的结果基本一致。导致近海重金属污染的原因主要有2个:(1)陆源污染物排放。沿海港湾和河口地区是世界各国工农业经济发达地区,附近海域接受大量的工业废水及城市污水,富含重金属的农业污水也随地表径流进入沿海各海湾,这是导致近海局部海域重金属污染的主要原因。如2011年全国主要河流入海污染物总量监测结果显示,2008年入海重金属达2.5万t,其中Cu 3 485 t、Pb 1 850 t、Zn 19 350 t、Cr 150 t、Hg 35 t、砷 3 137 t。(2)被污染的大气沉降。很多重金属在冶炼过程中被释放到大气,然后与空气中的悬浮颗粒结合,造成大气污染。如汞是一种挥发性的物质,所以其燃烧或者融化过程都会导致金属汞蒸气从含汞物质中挥发进入

大气,煤燃烧和固体焚烧导致进入大气中的汞每年有 3 000 t; 锌和铜等金属的提纯与循环使用,导致镉进入大气中的 7 570 t^[25]。这些悬浮在空中的重金属在风和冰霜雨雪的作用下沉降到海洋,造成重金属污染。

3.3 福建主要海湾水体重金属生态风险

在福建主要海湾中,重金属生态风险较大的为泉州湾、厦门湾、罗源湾、沙埕港、三沙湾和闽江口。2009 年福建省海洋环境状况公报指出,福建省中度污染和严重污染海域主要分布在宁德沿海近岸、罗源湾、闽江口、泉州湾和厦门湾近岸局部海域^[26]。二者的范围基本一致,特别是泉州湾,重金属的生态风险最严重。随着现代工业和农业的发展,泉州湾海域人类活动日益加剧,使大量的工业废水和生活污水排入泉州湾。对泉州湾的调查显示,海湾周边的产业以电子、食品、轻纺工业等为主,仅晋江沿岸便有从事漂染、制革、电镀、再生纸、水洗业等企业 240 余家,晋江河口区已成为泉州湾严重污染区域。1985 年出现的一些对栖息环境敏感的种类,如圆腹鲱、赤魴、日本燕魴、双斑东方鲀、羽鳃鲈、竹筴鱼、朝鲜马鲛、绒线鳞鲀、银鲳、断斑石鲈、印度无齿鲷、斑纹犁头鳐等在 2008 年已不复出现^[27]。厦门湾的重金属生态风险也较大,污染除了受城市排污的影响外,受九龙江来水的影响也很强烈。

3.4 建议

重金属一旦释放进入海洋中,将通过沉积物、海水、生物体进行循环直到十年、百年甚至千年才能从生态系统中消除;即使在河口区,自然冲刷过程对水生系统的修复也需要几十年甚至上百年。因此,对海洋中重金属污染的有效对策,很显然防止污染远比修复更有效。因此,建议沿岸各省市地区加强对环境质量的重视和污染治理,保证动态跟踪监测的同时,提高公众环保意识,共同保护海洋环境。保持 Hg、Pb 等低污染的良好现状,尤其注重改善 As、Cu 等的高污染、高风险现状,控制 Cd、Zn 的污染程度,以免其污染加重、恶化。

通讯作者简介:陈彬(1970—),男,环境科学博士,研究员,主要研究方向为海洋生物与生态学,发表学术论文 30 余篇。

参考文献:

[1] 孙洪波, 杨桂山, 苏伟忠, 等. 生态风险评价研究进展[J]. 生态学杂志, 2009, 28(2): 335—341
Sun H B, Yang G S, Su W Z, et al. Research progress on ecological risk assessment [J]. Chinese Journal of Ecology, 2009, 28(2): 335—341 (in Chi-

nese)

- [2] 王丽萍, 周晓蔚, 李继清. 饮用水源污染风险评价的模糊—随机模型研究[J]. 清华大学学报: 自然科学版, 2008, 48(9): 1000—1054
Wang L P, Zhou X W, Li J Q. Integrated fuzzy—stochastic modeling approach for risk assessment of drinking water resources contamination [J]. Journal of Tsinghua University: Science and Technology, 2008, 48(9): 1000—1054 (in Chinese)
- [3] Newman M C, Ownby D R, Mézin L C A, et al. Applying species sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19(2): 508—515
- [4] Kooijman S A L M. A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species [J]. Water Research, 1987, 21(3): 269—276
- [5] Wheeler J R, Grist E P M, Leung K M Y, et al. Species sensitivity distributions: Data and model choice [J]. Marine Pollution Bulletin, 2002, 45(1—12): 192—202.
- [6] Van den Brink P J, Posthuma L, Brock T C M. The value of the species sensitivity distribution concept for predicting field effects: (Non-) confirmation of the concept using semi—field experiments [M]// Posthuma L, Trass T P, Suter G W. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton, FL, USA: Lewis, 2002: 155—193
- [7] 孔祥臻, 何伟, 秦宁, 等. 重金属对淡水生物生态风险的物种敏感性分布评估[J]. 中国环境科学, 2011, 31(9): 1555—1562
Kong X Z, He W, Qin N, et al. Assessing acute ecological risks of heavy metals to freshwater organisms by species sensitivity distributions [J]. China Environmental Science, 2011, 31(9): 1555—1562 (in Chinese)
- [8] Duboudin C, Ciffroy P, Magaud H. Acute—to—chronic species sensitivity distribution extrapolation [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2004, 23(7): 1774—1785
- [9] Wang B, Yu G, Huang J, et al. Development of species sensitivity distributions and estimation of HC5 of organochlorine pesticides with five statistical approaches [J]. Ecotoxicology, 2008, 17(8): 716—724
- [10] 蒋丹烈, 岳龙, 马迪, 等. 应用物种敏感性分布法分析太湖及天目湖水体的生态风险[J]. 环境化学, 2012, 31(3): 296—301
Jiang D L, Yue L, Ma D, et al. Ecological risk as-

- essment of water in Taihu Lake and Tianmu Lake using species sensitivity distribution model [J]. , 2012, 31(3): 296–301 (in Chinese)
- [11] Tang D G, Kent W W, Peter H S. Distribution and partitioning of trace metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) in Galveston Bay waters [J]. *Marine Chemistry*, 2002, 78(5): 29–45
- [12] Loska K, Wiechulab D. Application of principal component analysis for the estimation of source heavy metal contamination in surface sediments from Rybnik Reservoir [J]. *Chemosphere*, 2003, 51(8): 723–733.
- [13] 中华人民共和国国家海洋局. 2008年中国海洋环境质量公报[R]. 北京: 中华人民共和国国家海洋局, 2009
- [14] 中华人民共和国国家海洋局. 2009年中国海洋环境质量公报[R]. 北京: 中华人民共和国国家海洋局, 2010
- [15] 中华人民共和国国家海洋局. 2010年中国海洋环境质量公报[R]. 北京: 中华人民共和国国家海洋局, 2011
- [16] 曲传宇. 呻吟的家园: 海洋污染[M]. 北京: 海洋出版社, 2007: 66–71
- [17] US EPA. Guidelines for Ecological Risk Assessment (EPA/630/R-95/002F) [S]. Washington D C: Office of Research and Development, USA, 1985
- [18] CSIRO (Australia's Commonwealth Scientific and Industrial – Research Organisation). A flexible approach to species protection [EB/OL]. (2002–11–07) [2012–03–09]. <http://www.cmis.csiro.au/envir/burrlioz/>. 2008
- [19] 滕葳, 柳琪, 李倩, 等. 重金属污染对农产品的危害与风险评估[M]. 北京: 化学工业出版社, 2010: 202–210
- Traas T P, Van de Meent D, Posthuma L, et al. The potentially affected fraction as a measure of ecological risk [M]// Posthuma L, Traas T P, Suter G W. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA: Lewis, 2002: 315–343
- [20] 刘良, 颜小品, 王印, 等. 应用物种敏感性分布评估多环芳烃对淡水生物的生态风险[J]. *生态毒理学报*, 2009, 4(5): 647–654
- Liu L, Yan X P, Wang Y, et al. Assessing ecological risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to freshwater organisms by species sensitivity distributions [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(5): 647–654 (in Chinese)
- [21] 暨卫东. 中国近海海洋环境质量现状与背景值研究[M]. 北京: 海洋出版社, 2011: 148–158
- [22] 余兴光, 马志远, 林志兰. 福建省海湾围填海规划环境化学与环境容量影响评价[M]. 北京: 科学出版社, 2008: 30–78
- [23] 中华人民共和国国家海洋局. 2011年中国海洋环境质量公报[R]. 北京: 中华人民共和国国家海洋局, 2012
- [24] Nriagu, J O. A silent epidemic of environmental metal poisoning [J]. *Environmental Pollution*, 1988, 50(1–2): 139–161
- [25] 福建省海洋与渔业厅. 2009年福建省海洋环境状况公报[R]. 福州: 福建省海洋与渔业厅, 2010
- [26] 杜建国, 陈彬, 卢振彬, 等. 泉州湾海域鱼类多样性及营养级变化[J]. *生物多样性*, 2010, 18(4): 420–427
- Du J G, Chen B, Lu Z B, et al. Changes of fish diversity and trophic levels in Quanzhou Bay [J], 2010, 18(4): 420–427 (in Chinese) ◆