

杭州湾海域表层沉积物中重金属污染物的累积及其潜在生态风险评价^{*}

杨耀芳^{1,2}, 曹 维¹, 朱志清¹, 俞海波¹, 毛伟宏¹

(1. 国家海洋局宁波海洋环境监测中心站 宁波 315040; 2. 同济大学环境科学与工程学院 上海 200092)

摘 要: 文章利用 2010 年 8 月杭州湾海域表层沉积物重金属的资料, 对其沉积物含量进行分析, 并采用地累积指数法和潜在生态风险指数法两种方法对其进行评价。经过分析可知, 杭州湾海域表层沉积物重金属平均含量由高到低排序依次为锌、铬、铅、铜、砷、镉、汞, 铬和铅的富集程度最高。两种方法评价结果表明, 地累积指数和潜在生态风险评价指数法对杭州湾海域的评价总体一致, 大多数站位的 I_{geo} 和 R_i 值分级彼此符合, 杭州湾海域沉积物处于清洁或者低风险状态, 沉积物质量状态良好。鉴于两种方法的优缺点, 在评价过程中只有把重金属在沉积环境中的累积程度与其对海洋生态系统的潜在生态危害程度相结合, 才能全面地反映沉积物中污染物的污染状况。

关 键 词: 杭州湾; 沉积物; 重金属; 地累积指数法; 潜在生态风险

随着沿海地区经济的迅速发展, 大量含有重金属的污染物进入近海海域, 绝大部分迅速由水相转入固相, 即结合到悬浮物中, 呈悬浮物态迁移的重金属经水流搬运, 在其负荷量超过搬运能力时, 大多进入沉积物中^[1], 因此沉积物是重金属污染物的载体和“蓄积库”^[2]。重金属是难以生物降解的重要污染物, 一旦进入环境并且达到一定的浓度, 就会对环境产生极大的危害^[3]。沉积物中重金属的浓度是长期积累的结果, 污染物浓度因而较为稳定, 对于河口区尤为如此^[4]。因此, 沉积物监测能以较小采样样本和较低采样频率反应较大时空尺度内海洋环境污染“气候”的变化^[5]。同时, 重金属是具有潜在生态风险的污染物, 由于水动力条件的改变、生物扰动和物理化学条件改变等一系列复杂的过程, 重金属又会从沉积物中释放出来, 从而对水体产生“二次污染”^[3]。因此, 对于水体沉积物重金属评价过程中对其进行累积和潜在生态风险的分析显得非常重要。

目前, 从沉积学的角度提出了多种重金属污染评价方法, 主要有 Hakanson 的潜在生态风险指数法, Muller 的地累积指数法, Tomlison 的污染负荷指数法^[6], Hilton 的回归过量分析法^[7], 平衡分配法, 孔隙水毒性实验, 生物组织残毒素检测和底栖生物评价方法等^[8]。国际上最常用的评价方法是潜在生态风险指数法 (potential ecological risk index)^[1-3,8-11,13-29] 和地累积指数法 (index of geoaccumulation, I_{geo})^[3,10-13]。

杭州湾位于我国东部沿海浙江省东北部, 是钱塘江入海形成的喇叭状河口海湾, 沿岸各省、市经济发达, 工业高度发展, 这样大量含重金属的工业废水以及生活污水势必将影响到杭州湾区域环境质量, 监测保护工作刻不容缓。而沉积物可作为比水介质更稳定、更概括和更强烈的区域环境质量状态和趋势指示作用的监测要素, 现在沉积物的监测和评价便成为众多学者的研究重点。目前, 国内对沉积物的地累积指数法和潜在生态风险综合评价研究多集中在河流、湖泊、湿地以及环渤海诸河口等

^{*} 基金项目: 富营养化污染实时速报和生态效应预警评估技术 (20110514)。

区域,对杭州湾海域研究得比较少。为此,笔者对潜在生态风险指数法指标体系进行适当调整,并结合地累积指数对杭州湾海域进行评价。为调整海洋产业结构、减轻海洋生态压力、控制海洋生态恶化趋势、维护海洋生态健康、实现海洋生态的区域化管理与调控、保证海洋功能区的生态效益和服务功能的持续开发利用,促进海洋经济可持续发展等提供可靠的依据。

1 材料与分析、评价方法

1.1 样品采集及处理

2010 年 8 月宁波市海洋环境监测中心在杭州湾海域采集了 20 个站位的表层沉积物样品。采样站位如图 1 所示。样品采集均根据《海洋调查规范》海洋底质采样要求,采用 0.1 m² 蚌式采泥器一次性采集表层沉积物,一次性采集沉积物样品不少于 1 000 g。表层沉积物样品的采集,固定,贮存及运输均按照 GB17378.3《海洋监测规范》第 3 部分中的相关规定执行。

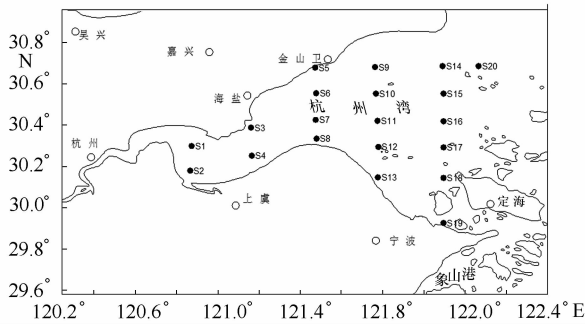


图 1 杭州湾海域表层沉积物采样站位分布

1.2 重金属含量分析

对所采集的表层沉积物样品,分别测定其铜、铅、锌、铬、镉、汞和砷的质量分数,所采用的分析方法分别为:铜、铅、锌、铬和镉用原子吸收分光光度法测定,汞和砷用原子荧光法测定。

为保证数据的准确性和可靠性,实验设计样品空白、样品平行(同批次保证 20%)和标准物质进行质量控制。

1.3 地累积指数法

地累积指数法是德国学者 Müller 于 1969 年提出的,被较多的学者所采用,是目前较为广泛的评价方法之一。地累积指数的计算公式如下。

$$I_{geo} = \log_2 [C_n / (KB_n)]$$

式中: C_n 是元素在沉积物中的含量; B_n 为黏质沉积岩(即普通页岩)中该元素的地球化学背景值; K 为考虑各地岩石差异可能会引起背景值的变动而取的系数(一般值为 1.5)。 I_{geo} 值与重金属污染水平的关系如表 1 所示。

表 1 地累积指数与污染程度分级

I_{geo}	级数	污染程度
<0	0	无
$0 \sim 1$	1	无~中
$1 \sim 2$	2	中
$2 \sim 3$	3	中~强
$3 \sim 4$	4	强
$4 \sim 5$	5	强~极强
>5	6	极强

1.4 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数法是瑞典学者 Hakanson 1980 年提出的。单一金属污染系数 C_i^i , 多金属污染度 C_d , 不同金属生物毒性响应因子 T_r^i , 单一金属潜在生态风险因子 E_r^i , 多金属潜在生态风险指数 R_1 , 其关系如下。

$$C_i^i = C_D^i / C_R^i; C_d = \sum_{i=1}^m C_i^i;$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_i^i; R_1 = \sum_{i=1}^m E_r^i$$

式中: C_D^i 代表样品实测浓度; C_R^i 代表沉积物背景参考值; 因子 T_r^i : 反映了金属在水相、沉积物固相和生物相之间的响应关系; E_r^i 是描述某重金属的生态危害污染程度, 可分为 5 个等级; R_1 是描述某采样点多种重金属潜在生态危害程度的综合值, 可以分为 4 个等级, 各指标对应的污染程度及潜在生态风险程度如表 2 所示。

表 2 C_i ， C_d ， E_i 和 R_i 值相对应的污染程度以及潜在生态风险程度

C_i 范围	单因子污染 物污染程度	C_d 范围	总体污染 程度	E_i 范围	单因子污染 物生态程度	R_i 范围	总潜在生态 风险程度
$C_i<1$	低度	$C_d<8$	低度	$E_i<40$	低	$R_i<150$	低度
$1\leq C_i<3$	中度	$8\leq C_d<16$	中度	$40\leq E_i<80$	中	$150\leq R_i<300$	中度
$3\leq C_i<6$	重度	$16\leq C_d<32$	重度	$80\leq E_i<160$	较重	$300\leq R_i<600$	重度
$C_i\geq 6$	严重	$C_d\geq 32$	严重	$160\leq E_i<320$	重	$R_i\geq 600$	严重
				$E_i\geq 320$	严重		

2 结果与讨论

2.1 沉积物中重金属含量

杭州湾海域表层沉积物的含量测定结果（表 3）表明，各采样点表层沉积物中铜、铅、锌、铬、镉、汞和砷的含量范围分别为 17.23～32.84 mg/kg、22.8～41.0 mg/kg、86.9～135.1 mg/kg、40.1～67.7 mg/kg、0.22～1.30 mg/kg、0.036～0.063 mg/kg、2.50～3.94 mg/kg。铜、铅、锌、铬、镉、汞和砷等

7 种重金属元素平均含量分别为 23.52 mg/kg、32.8 mg/kg、107.3 mg/kg、50.9 mg/kg、0.51 mg/kg、0.049 mg/kg、2.99 mg/kg，由大到小排序依次为锌、铬、铅、铜、砷、镉、汞。从表 3 的杭州湾海域表层沉积物含量结果中可以看出：锌、铅、镉、铜、铬、砷等元素在湾内分布不均，离散性较大；而汞含量分布相对均匀，波动不大。重金属在沉积物中的含量主要受环境背景值、人类活动输入和特定环境因素的影响。

表 3 杭州湾海域表层沉积物含量 mg/kg

站位	铬	汞	砷	锌	镉	铅	铜
S1	48.8	0.047	2.91	109.4	0.33	30.8	17.51
S2	67.7	0.047	2.80	104.5	0.45	34.8	20.13
S3	55.8	0.036	3.19	116.5	0.45	22.8	28.55
S4	57.0	0.043	2.95	104.5	1.30	32.4	20.41
S5	66.3	0.057	3.91	100.6	0.58	25.8	18.01
S6	63.8	0.045	3.05	105.8	0.24	35.4	19.51
S7	59.8	0.043	2.66	110.5	0.57	32.7	27.92
S8	50.0	0.046	3.14	123.5	0.49	29.9	32.84
S9	54.0	0.047	3.53	108.5	1.18	36.4	24.40
S10	40.7	0.046	2.76	102.7	0.41	24.9	25.94
S11	40.1	0.044	2.72	90.3	0.41	28.5	21.76
S12	51.5	0.051	2.60	121.7	0.51	40.0	28.65
S13	53.0	0.039	2.66	99.4	0.31	35.5	24.36
S14	47.8	0.060	3.59	135.1	0.45	36.4	26.28
S15	41.5	0.047	2.61	133.9	0.43	41.0	26.07
S16	48.3	0.052	2.65	99.2	0.52	36.7	17.23
S17	47.7	0.051	2.50	112.8	0.49	34.0	30.12
S18	40.5	0.056	2.54	90.5	0.22	34.9	17.95
S19	41.9	0.063	3.12	86.9	0.55	29.1	25.24
S20	42.9	0.059	3.94	89.3	0.31	33.6	17.54

在受重金属污染的环境中，水相中的重金属含量甚微，而且随机性大，常因污水排放状况与水体动力条件的不同，其含量分布也不同，但沉积物中的重金属含量由于累积作用往往比相应水相中的含量要高得多，且表现出较强分布规律^[9]。7 种重金属在靠岸的站位都出现了峰值，这可能与沿岸排污有关。

黄向青等^[27]在研究珠江口沉积物时将表层沉积物与同期监测的海水溶解相重金属测试平均结果相比，比值高的则认为在沉积物的富集程度相对高。笔者将杭州湾海域表层沉积物重金属的平均值与同期进行的海水溶解相重金属测试平均结果相比，得到的比值为：汞 2 333，砷 1 929，铜 5 667，铅 21 559，镉 4 821，铬 299 647，锌 4 054。可以看出，杭州湾海域表层沉积物对铬和铅的富集程度特别高，这说明两者水溶解性较差，而汞、砷、铜、镉和锌的相应比值偏低，尤其是砷和汞，说明其富集程度低。

2.2 地累积指数法

地累积指数法的评价，关键点在于各个金

属元素的地球化学背景值 B_n 的选择。张弛等^[10]选取评价所在地潮滩背景值作为评价的背景值，李海燕等^[11]选取当地土壤背景值作为评价背景值，戴秀丽^[12]选取普通页岩中重金属地球化学平均背景值，张淑娜^[13]选取 1980 年前天津海域细粒级类型表层沉积物估算的背景值。笔者选取 1983 年杭州河床以下的地层污染元素值作为背景值，以真实地反映杭州湾海域污染状况，并与后文生态风险评价法保持一致。

计算结果见表 4。从表 4 可以看出 7 种重金属元素的污染程度由大到小排序依次为：镉、铅、锌、铜、铬、砷、汞。大多数采样点的镉处于“无~中”的污染水平，S9 站位达到了中级污染程度，而 S4 站位达到了“中~强”的污染等级。锌和铅有个别站位处于“无~中”的污染级别，但大多数站位和铬、铜、砷、汞一样是 0 级，处于无污染状态。经过地累积指数法评价可知杭州湾海域整体处于清洁状态，沉积物状态良好。

表 4 杭州湾海域各采样点重金属元素地累积指数及指数分级

站位	I_{geo}							分级						
	铬	汞	砷	锌	镉	铅	铜	铬	汞	砷	锌	镉	铅	铜
S1	-1.19	-3.00	-2.50	-0.24	0.15	-0.34	-1.10	0	0	0	0	1	0	0
S2	-0.71	-3.00	-2.56	-0.30	0.58	-0.16	-0.90	0	0	0	0	1	0	0
S3	-0.99	-3.38	-2.37	-0.15	0.59	-0.78	-0.39	0	0	0	0	1	0	0
S4	-0.96	-3.12	-2.48	-0.30	2.12	-0.27	-0.88	0	0	0	0	3	0	0
S5	-0.74	-2.72	-2.08	-0.36	0.96	-0.59	-1.06	0	0	0	0	1	0	0
S6	-0.80	-3.06	-2.44	-0.29	-0.32	-0.14	-0.94	0	0	0	0	0	0	0
S7	-0.89	-3.12	-2.63	-0.22	0.93	-0.25	-0.43	0	0	0	0	1	0	0
S8	-1.15	-3.03	-2.39	-0.06	0.72	-0.38	-0.19	0	0	0	0	1	0	0
S9	-1.04	-3.00	-2.22	-0.25	1.98	-0.10	-0.62	0	0	0	0	2	0	0
S10	-1.45	-3.03	-2.58	-0.33	0.43	-0.65	-0.53	0	0	0	0	1	0	0
S11	-1.47	-3.09	-2.60	-0.51	0.46	-0.45	-0.79	0	0	0	0	1	0	0
S12	-1.11	-2.88	-2.67	-0.08	0.77	0.04	-0.39	0	0	0	0	1	1	0
S13	-1.07	-3.27	-2.63	-0.38	0.03	-0.13	-0.62	0	0	0	0	1	0	0
S14	-1.22	-2.64	-2.20	0.07	0.59	-0.10	-0.51	0	0	0	1	1	0	0
S15	-1.42	-3.00	-2.66	0.05	0.53	0.07	-0.52	0	0	0	0	1	1	0
S16	-1.20	-2.85	-2.64	-0.38	0.78	-0.09	-1.12	0	0	0	0	1	0	0
S17	-1.22	-2.88	-2.72	-0.19	0.71	-0.20	-0.32	0	0	0	0	1	0	0
S18	-1.46	-2.74	-2.70	-0.51	-0.44	-0.16	-1.06	0	0	0	0	0	0	0
S19	-1.40	-2.57	-2.40	-0.57	0.88	-0.42	-0.57	0	0	0	0	1	0	0
S20	-1.37	-2.67	-2.07	-0.53	0.06	-0.21	-1.10	0	0	0	0	1	0	0

2.3 潜在生态风险评价指数法

2.3.1 评价指标体系的确定

潜在生态风险评价基于元素丰度和释放能力的原则, 评价假设了如下的前提条件^[14]: ① 潜在生态风险指数与沉积物重金属污染程度正相关, 这可以通过富集系数来体现; ② 所选重金属种类能足以代表受污染区域的污染状况, 受污染的重金属种类越多, R_i 值应越大; ③ 得出的重金属毒性系数能够说明不同重金属具有不同的毒性效应。

对应上述的条件, 对潜在生态风险评价指数做如下的改进。

(1) 背景值的选择。对于 T_i 的选择, 是潜在生态风险指数法评价的关键所在。大多数人以 Hakanson 提出的全球工业化之前沉积物中重

金属最大值作为参比^[8,16-19], 何云峰等^[20]将 20 年前的运河沉积物作为评价背景值, 邴海健等^[3]选取研究对象岩心最底部 10 cm 元素浓度均值作为其背景值, 陈富荣^[1]选取当地土壤背景值作为评价背景值, Dauvalter 等^[15]将 14 世纪前工业时代 36~37 cm 深度沉淀物中的重金属浓度作为评价背景值。笔者列出了工业化前地球化学最高背景值、1983 年“六五”计划杭州段河床以下的地层背景值、中国大陆沉积物背景值和中国土壤背景见表 4, 从表 4 中可以看出沉积物中各重金属元素的后 3 项背景值数据都比较接近, 但是与工业化前地球化学最高背景值相比, 数据稍微偏低点, 为了更好地反映杭州湾海域的状况, 选用 1983 年杭州河床以下的地层污染元素值作为背景值。

表 5 沉积物中重金属元素的背景值 mg/kg

背景值	铬	汞	砷	锌	镉	铅	铜
工业化前地球化学最高背景值 ^[19]	90	0.250	15.0	175.0	1.000	70	50.0
1983 年 65 计划杭州段河床以下的地层背景值 ^[20]	74	0.250	11.0	86.0	0.200	26	25.0
中国大陆沉积物背景值 ^[21]	70	0.030	8.5	66.0	0.100	25	20.0
中国土壤背景 ^[22]	61	0.065	11.2	74.2	0.097	26	22.6

(2) 毒性系数的确定。重金属毒性系数应代表重金属通过转运途径对人体和水生生态系统造成危害大小的信息, 同时选用毒性系数有不确定性^[23], 它的选取与金属元素丰度与释放效应有关^[24]。依据 Hakanson 的基本理论, 有不少研究者对毒性系数做了研究。徐争启^[24]和陈静生等^[25]对毒性因子进行验算; 刘文新等^[28]结合乐安江重金属污染特征, 设定 6 种重金属的数值顺序: 镉 (30) > 砷 (10) > 铜 = 铅 (5) > 铬 (2) > 锌 (1); 何云峰等^[20]根据刘文新的研究和运河 (杭州段) 金属污染的特征, 设定了 7 种重金属生物毒性响应因子的数值顺序: 镉 (30) = 汞 (30) > 砷 (10) > 铜 (5) = 铅 (5) > 铬 (2) > 锌 (1)。这些都是国内较早在这方面的研究, 此后的研究都基于此, 数值与此差别不大^[16]。

目前的评价大多引用 Hakanson 或者何云峰等^[20]的结果。笔者结合何云峰、Hakanson 和杭

州湾海域的特点, 对毒性系数做了适当的调整, 确定各个重金属毒性系数为汞 (40) > 镉 (25) > 砷 (10) > 铜 (5) = 铅 (5) > 铬 (2) > 锌 (1)。

(3) 金属评价的分级标准。依据 Hakanson 的基本理论, 其分级评价对象的包括 (多氯联苯)、锌、铅、镉、铬、汞、砷和铜等 8 项。现在大多数人引用时, 不论评价的指标有几项, 都直接引用 Hakanson 分级^[1,6,16,19,25], 笔者认为分级标准应该根据评价指标的项数适当的调整。刘成等^[29]在同 Hakanson 多次探讨后认为, 如果所测沉积物中的污染物少于 Hakanson 提出的 8 种时, 应根据所测污染物的种类及其数量确定相应的 C_d 和 R_i 值范围进行分析。因此, 笔者在何云峰等^[20]、刘文新^[28]、吴祥庆^[9]和马德毅^[4]等研究基础上结合杭州湾的污染特点, 将 Hakanson 指标分级体系做如下调整: C_i^i 范围和 E_i^i 范围不变; $C_d < 7$, 低度; $7 \leq C_d < 14$, 中度;

$14 \leq C_d < 28$, 重度; $C_d \geq 28$, 严重; $R_1 < 120$, 低度; $120 \leq R_1 < 240$, 中度; $240 \leq R_1 < 480$, 重度; $R_1 \geq 480$, 严重。

2.3.2 潜在生态风险评价指标法评价结果
根据重新调整的指标体系,对杭州湾海域表层沉积物进行评价,评价结果见表 5。

表 6 各站位潜在风险指数及单因子污染参数

站 位	C _i ^j								污 染 程 度 分 级	C _d	E _i ^j								R ₁	潜在生态风险 污 染 程 度 分 级
	铬	汞	砷	锌	镉	铅	铜	铬			汞	砷	锌	镉	铅	铜				
S1	0.66	0.19	0.26	63.92	1.67	1.18	0.70	低度	5.94	1.32	7.52	2.65	1.27	41.75	5.92	3.50	63.92	低度		
S2	0.91	0.19	0.25	79.71	2.24	1.34	0.81	低度	6.95	1.83	7.52	2.55	1.22	55.88	6.70	4.03	79.71	低度		
S3	0.75	0.14	0.29	78.12	2.26	0.88	1.14	低度	6.82	1.51	5.76	2.90	1.35	56.50	4.38	5.71	78.12	低度		
S4	0.77	0.17	0.27	185.50	6.52	1.24	0.82	中度	11.00	1.54	6.88	2.68	1.22	162.88	6.22	4.08	185.50	中度		
S5	0.90	0.23	0.36	97.21	2.92	0.99	0.72	中度	7.28	1.79	9.12	3.55	1.17	73.00	4.97	3.60	97.21	低度		
S6	0.86	0.18	0.28	53.75	1.21	1.36	0.78	低度	5.89	1.72	7.20	2.77	1.23	30.13	6.80	3.90	53.75	低度		
S7	0.81	0.17	0.24	95.45	2.86	1.26	1.12	中度	7.74	1.62	6.88	2.42	1.29	71.38	6.29	5.58	95.45	低度		
S8	0.68	0.18	0.29	87.07	2.47	1.15	1.31	中度	7.51	1.35	7.36	2.85	1.44	61.75	5.75	6.57	87.07	低度		
S9	0.73	0.19	0.32	173.33	5.92	1.40	0.98	中度	10.79	1.46	7.52	3.21	1.26	148.00	7.00	4.88	173.33	中度		
S10	0.55	0.18	0.25	72.76	2.03	0.96	1.04	低度	6.20	1.10	7.36	2.51	1.19	50.63	4.78	5.19	72.76	低度		
S11	0.54	0.18	0.25	72.97	2.06	1.10	0.87	低度	6.04	1.08	7.04	2.47	1.05	51.50	5.48	4.35	72.97	低度		
S12	0.70	0.20	0.24	90.87	2.57	1.54	1.15	中度	7.80	1.39	8.16	2.36	1.41	64.13	7.68	5.73	90.87	低度		
S13	0.72	0.16	0.24	61.20	1.53	1.37	0.97	低度	6.14	1.43	6.24	2.42	1.16	38.25	6.83	4.87	61.20	低度		
S14	0.65	0.24	0.33	84.61	2.27	1.40	1.05	中度	7.50	1.29	9.60	3.26	1.57	56.63	7.01	5.26	84.61	低度		
S15	0.56	0.19	0.24	79.66	2.16	1.58	1.04	中度	7.32	1.12	7.52	2.37	1.56	54.00	7.88	5.21	79.66	低度		
S16	0.65	0.21	0.24	88.18	2.58	1.41	0.69	低度	6.93	1.30	8.32	2.41	1.15	64.50	7.05	3.45	88.18	低度		
S17	0.64	0.20	0.23	86.97	2.46	1.31	1.20	中度	7.35	1.29	8.16	2.27	1.31	61.38	6.54	6.02	86.97	低度		
S18	0.55	0.22	0.23	51.33	1.11	1.34	0.72	低度	5.22	1.09	8.96	2.31	1.05	27.63	6.70	3.59	51.33	低度		
S19	0.57	0.25	0.28	94.70	2.76	1.12	1.01	中度	7.00	1.13	10.08	2.84	1.01	69.00	5.59	5.05	94.70	低度		
S20	0.58	0.24	0.36	64.32	1.57	1.29	0.70	低度	5.77	1.16	9.44	3.58	1.04	39.13	6.46	3.51	64.32	低度		

从沉积物单因子污染参数计算可知,各金属的污染程度由大到小排序依次为镉、铅、锌、铜、铬、砷、汞。铬、汞和砷的 C_i^j 值均小于 1,这几项指标均属于轻度污染,锌所有站位都处于 1~3 之间,属于中度污染,镉所有站位都属于中度污染及以上,其中,S9 站位处于重度污染,而 S4 站位的 C_i^j 值已经到到 6 以上,属于严重污染,铅的大多数站位处于中度污染,而铜也有 45%属于中度污染,其他的站位处于低度污染状态。从沉积物多因子污染参数来看,有 10 个站位(既 50%的站位)的镉值大于 7,属于中度污染,其他的站位均小于 7,属于低度污染。

从单因子潜在生态风险参数 E_i^j 的结果

(表 5)可以看出,7 种重金属元素对杭州湾海域生态风险构成危害的顺序由大到小排序依次为镉、汞、铅、铜、砷、铬、锌。铬、汞、砷、锌、铅、铜的 E_i^j 值均小于 40,表明 6 种重金属均为低生态风险;而镉的 E_i^j 值大多数在 40 和 80 之间,属于中度污染,而 S4 和 S9 的 E_i^j 则在 80~160 之间,属于较重污染。从总体潜在生态风险指数 R_1 来看,S4 和 S9 由于镉的贡献较高, R_1 值处于 120 到 240 之间,属于中度污染,其他站位的 R_1 均小于 120,属于低度生态风险等级。经过潜在生态风险评价指标法评价可知,杭州湾海域整体处于低度污染状态,沉积物状态良好。

各污染物潜在生态风险的贡献见图 2, 镉的贡献率最高, 达到了 73%, 其次是汞, 贡献率为 9%, 锌的贡献率最低。可以看出镉成为所有元素中最主要的生态风险贡献因子, E_i^i 平均值为 63.9, 潜在生态风险达到中等水平。除去镉以外的其余元素在各样点中均处于轻微污染水平, 包括浓度较高的重金属锌、铅、铜, 尽管污染程度已达到较高水平, 但其生物毒性系数较小, 致使在水体中未能体现出潜在生态风险。

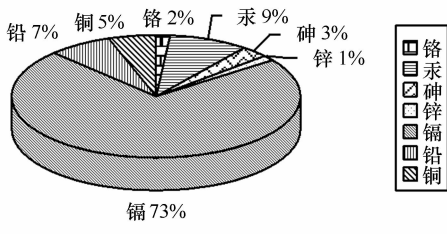


图 2 各污染物潜在生态风险的贡献

2.4 两种方法的比较

从潜在生态风险评价的单因子污染参数 C_i^i 来看, 7 种重金属的污染程度由大到小排序依次为镉、铅、锌、铜、铬、砷、汞, 这与地累积指数法评价结果相一致, 但与单因子潜在生态风险参数 E_i^i 污染程度由大到小排序依次为镉、汞、铅、铜、砷、铬、锌不一致。多因子污染评价结果有 50% 的站位属于中度污染, 其他属于轻度污染, 总体潜在生态风险指数评价结果仅有 10% 的站位属于中度污染, 其他属于轻度污染。这些不一致被认为可能是因为有些污染源素虽然污染程度较高, 但其具有亲颗粒性, 容易被悬浮物迁移进入沉积物中矿化埋藏使他们对生物的毒性降低, 以至于使其潜在生态风险程度降低^[14], 最具有代表性的如铅和锌。

以上两种评价方法的对杭州湾海域的评价总体一致, 大多数站位的 I_{geo} 和 R_i 值分级彼此符合。其差异主要是侧重点不同, 地累积指数法以全球沉积页岩的平均含量为标准制定污染等级, 侧重单一金属, 既未引入生物有效性和相对贡献比例, 也没有充分考虑金属形态分布和地理空间异质性的影响。相对而言, Hakan-son 潜在生态风险指数法比较简明, 其前提条件分别体现了对化学分析 (包括形态分布)、数据

加和、生物毒性及指数灵敏度的要求, 指标涵盖了环境化学、生物毒理学和生态学内容, 同时顾及了背景值的地域分异性。不过, 也存在某些不足, 如确定毒性加权系数带有主观性; 没有考虑可能存在的拮抗作用; 指标没有充分体现 pH、Eh、碱度、有机质等对毒性的影响^[27]; 尚未包括水文、地貌等沉积环境条件对元素地球化学分布的校正影响^[28]。因此, 只有把各污染物在沉积环境中的累积程度与其对海洋生态系统的潜在生态危害程度相结合, 相互补充和借鉴, 才能全面地反映沉积物中污染物的污染状况。

3 结论

(1) 杭州湾海域表层沉积物重金属平均含量由高到低排序依次为锌、铬、铅、铜、砷、镉、汞, 其中铬和铅的富集程度最高。

(2) 从地累积指数法评价结果可以看出 7 种重金属元素的污染程度由大到小排序依次为镉、铅、锌、铜、铬、砷、汞。大多数采样点的镉处于“无~中”污染水平, S9 站位达到了中级污染程度, 而 S4 站位达到了“中~强”的污染等级。锌和铅有个别站位处于“无~中”污染级别, 但大多数站位和铬、铜、砷、汞一样是 0 级, 处于无污染状态。

(3) 从总体潜在生态风险指数 R_i 来看, S4 和 S9 站位由于镉的贡献较高, R_i 值处于 120~240 之间, 属于中度污染, 其他站位的 R_i 均小于 120, 属于低度生态风险等级。

(4) 从以上的分析可知, 地累积指数和潜在生态风险评价指数法对杭州湾海域的评价总体一致, 大多数站位的 I_{geo} 和 R_i 值分级彼此符合。两种方法评价结果可知, 杭州湾海域沉积物处于清洁或者低风险状态, 沉积物质量状态良好。但镉在累积和潜在生态风险评价中处于中级污染水平, 应加强对杭州湾海域的监测和保护工作。

(5) 鉴于两种方法的优缺点, 在评价过程中应该把重金属在沉积环境中的累积程度与其对海洋生态系统的潜在生态危害程度相结合, 才能全面地反映沉积物中重金属的污染状况。

参考文献

- [1] 陈富荣. 沉积物镉等重金属地球化学分布、赋存特征及危害性研究[J]. 安徽地质, 2009, 19(3): 201—203.
- [2] 张少峰, 林明裕, 魏春雷, 等. 广西钦州湾沉积物重金属污染现状及潜在生态风险评价[J]. 海洋通报, 2010, 29(4): 451—453.
- [3] 邴海健, 吴艳宏, 刘恩峰. 长江中下游不同湖泊沉积物中重金属污染物的累积及其潜在生态风险评价[J]. 湖泊科学, 2010, 22(5): 675—683.
- [4] 马德毅, 王菊英. 中国主要河口沉积物污染及潜在生态风险评价[J]. 中国环境科学, 2003, 23(5): 521—525.
- [5] 马德毅. 海洋沉积物的污染指示作用和监测方法[J]. 海洋通报, 1993, 12(5): 91—95.
- [6] 陈建军, 胡祖武, 刘振乾. 广州市石井河沉积物重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(7): 3202—3204.
- [7] HILTON J. A mathematical model for analysis of sediment core data: implications for calculations and trace metal transport mechanism[J]. Chemical Geology, 1985, 48: 281—291.
- [8] 丘耀文, 朱良生. 海陵湾沉积物中重金属污染及其潜在生态危害[J]. 海洋环境科学, 2004, 23(1): 22—24.
- [9] 吴祥庆, 黎小正, 兰柳春, 等. 广西合浦儒艮国家级自然保护区表层沉积物重金属污染及其潜在生态危害评价[J]. 广东农业科学, 2010(5): 153—155.
- [10] 张弛, 高效江, 宋祖光, 等. 杭州湾河口地区表层沉积物中重金属的分布特征及污染评价[J]. 复旦学报, 2008, 47(4): 535—539.
- [11] 李海燕, 黄延, 王崇臣, 等. 北京西城区雨水管道沉积物中重金属污染风险评价[J]. 环境污染与防治, 2010, 32(3): 28—32.
- [12] 戴秀丽, 孙成. 太湖沉积物中重金属污染状况及分布特征探讨[J]. 上海环境科学, 2001, 20(2): 71—73.
- [13] 张淑娜, 唐景春. 天津海域沉积物重金属潜在生态风险危害评价[J]. 海洋通报, 2008, 27(2): 85—90.
- [14] 张丽旭, 蒋晓山, 赵敏, 等. 珠江口表层沉积物有害重金属分布及评价[J]. 生态环境, 2007, 16(2): 389—393.
- [15] 唐银健. Hakanson 指数法评价水体沉积物重金属生态风险的应用进展[J]. 环境科学导刊, 2008, 27(3): 66—68.
- [16] 蒋晓霞, 肖树林, 支崇远, 等. 阿哈水库沉积物重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 上海环境科学, 2009, 28(4): 149—161.
- [17] 殷晋铎, 么俊东, 薛恩树, 等. 大沽排污河沉积物重金属和砷污染及生态风险性研究[J]. 环境工程, 2004, 22(1): 70—72.
- [18] 常芳, 郭翠花, 张红. 汾河太原段土壤重金属污染的潜在风险评价[J]. 山西大学学报: 自然科学版, 2009, 32(2): 304—307.
- [19] 李杰, 祁士华, 王向琴, 等. 海南小海沉积物中的重金属分布特征及潜在生态风险评价[J]. 安全与环境工程, 2008, 15(2): 18—21.
- [20] 何云峰, 朱广伟, 陈英旭, 等. 运河(杭州段)沉积物中重金属的潜在生态风险研究[J]. 浙江大学学报: 农业与生命科学版, 2002, 28(6): 669—674.
- [21] 张淑娜, 刘伟, 王德龙. 海河干流(市区段)表层沉积物重金属污染及变化趋势分析[J]. 干旱环境监测, 2008, 23(3): 129—133.
- [22] 程祥圣, 刘汉奇, 张昊飞, 等. 黄浦江沉积物污染及潜在生态风险评价初步研究[J]. 生态环境, 2006, 15(4): 682—686.
- [23] 范文宏, 张博, 张融, 等. 锦州湾沉积物中重金属形态特征及其潜在生态风险[J]. 海洋环境科学, 2008, 27(1): 54—56.
- [24] 徐争启, 倪师军, 虞先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境与科学技术, 2008, 31(2): 112—116.
- [25] 陈静生, 王忠, 刘玉机, 等. 水体金属污染潜在危害: 应用沉积学方法评价[J]. 环境科技, 1989, 9(1): 16—19.
- [26] 程杰, 李学德, 花日茂, 等. 巢湖水体沉积物重金属的分布及生态风险评价[J]. 农业环境科学学, 2008, 27(4): 1403—1408.
- [27] 黄向青, 梁开, 刘雄, 等. 珠江口表层沉积物有害重金属分布及评价[J]. 海洋湖沼通报, 2006(3): 28—33.
- [28] 刘文新, 栾兆坤, 汤鸿霄, 等. 乐安江沉积物中金属污染的潜在生态风险评价[J]. 生态学报, 1999, 19(2): 206—210.
- [29] 刘成, 王兆印, 何耘, 等. 环渤海湾诸河口潜在生态风险评价[J]. 环境科学研究, 2002, 15(5): 33—37.