

胶州湾水生系统中痕量金属组分场态特征

叶思源¹ 周永青¹ 丁喜桂²

(1. 青岛海洋地质研究所, 山东 青岛 266071; 2. 山东科技大学, 山东 青岛 266510)

摘要:笔者利用宏量组分、微量组分、痕量金属组分的化学总量、环境因子等测试资料, 深入讨论了胶州湾不同介质痕量金属的生物地球化学总体特征及各介质痕量金属组分在平面上的分布, 揭示了胶州湾水生系统对陆源物质输入的响应。整个水生系统从垂向上看, 表层沉积物是所有痕量金属组分的富集带; 该系统中的生物相对于其所处水环境具有显著的富集痕量金属组分作用, 生物体中 Cu、Hg 和 As 生物浓缩系数依次为 1385、93 和 725。从横向上看, 痕量金属组分化学场的研究揭示了痕量金属组分总量在底层水和沉积物介质中的分布主要受控于河口, 即高值区分布于胶州湾的各个主要河口区, 特别是沉积物中金属组分浓度的高值区主要集中分布于胶州湾的东部。而孔隙水中 Cu 的高值主要分布于水交替较弱的海域, 如红岛前缘。但生物体中的痕量金属组分化学场空间分布规律与上述各介质的化学场均不吻合, 亦即生物体中痕量金属组分的浓度与其所处环境中的同名金属组分浓度无关。生物对痕量金属组分的富集并不简单地取决于它所处环境介质中同名金属组分的总量, 而存在形态上的选择性。并且通过回归分析揭示了底层水对生物体中 Cu、Hg 和 As 的富集贡献较大。

关键词:痕量金属组分; 底层水; 孔隙水; 沉积物; 杂色蛤; 水生系统; 青岛胶州湾

中图分类号: P595 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3657(2006)05-1109-09

水生生物对其所处环境中的痕量金属组分具有生物浓缩、累积和放大作用, 这一现象已被众多研究者所认识^[1-3]。由于水生系统中较高水平的痕量金属组分浓度不仅会对水生生物产生负面影响, 而且会通过食物链危害人类健康, 因此近年来有关痕量金属组分的生物累积作用方面的研究受到越来越多的关注^[4]。

胶州湾位于黄海的中部, 东经 120°04'~120°23', 北纬 35°58'~36°18', 北邻山东半岛, 呈长轴为 33.3 km 及短轴为 27.8 km 的椭圆形, 水域面积近 300 km²。湾内平均水深为 6~7 m, 最大水深分布于南部, 为 64 m。湾口两端相距仅约 3 km, 属半封闭的水文系统(图 1)。胶州湾是中国重点的经济港湾, 随着城市化和工业化的进程, 胶州湾接纳着从陆地输入的大量营养物质, 成为生物活动稠密的地带和生产力最高的海洋系统。这一水生系统也是最易接受人为释放环境物质的敏感空间。在这里所进行的生物地球化学循环构成了环境-生物-环境的物质传输转化过程, 从而使生物体对环境的响应更为强烈。笔者利用 2003 年和 2004 年在胶州湾采集的底层水、孔隙

水、表层沉积物和生物样中痕量金属组分 Cu、Hg 和 As 的测试资料, 研究了胶州湾水生系统中痕量金属组分在底层海水、表层沉积物孔隙水(简称孔隙水)、表层沉积物(简称沉积物)、杂色蛤中的分布和生物对上述痕量金属组分的浓缩、累积和放大效应, 提出了水生系统中指示各痕量金属组分污染的相应介质。

1 样品的采集与测试

于 2003—2004 年 6 月在胶州湾开展了 2 个航次的采样工作, 每个站位分别采集了底层水、孔隙水、沉积物和生物样品(图 1)。采样方法引用鲁静^[5]提出的方法, 具体是:①底层水取样采用 QCC10 型球阀式采水器, 提取接近表层沉积物的底层水, 水样用 1:1 的硝酸溶液酸化;②沉积物的取样采用 0.05 m³ 曙光型采泥斗, 采集表层 10~15 cm 处的沉积物;③孔隙水是由冷冻后的沉积物经过离心分离得到的, 用型号为 LXJ-II B 的低速大容量多管离心机以 3 000 r/min 的速度离心 15 min 后取离心水, 酸化后冷冻保存;④杂色蛤采用耙网

收稿日期: 2005-10-17; 改回日期: 2005-12-19

基金项目: 中国重点海岸带滨海环境地质调查与评价项目(12112010310402)资助。

作者简介: 叶思源, 女, 1963 年生, 博士, 研究员, 主要从事生态环境地球化学研究; E-mail: siyuanye@hotmail.com。

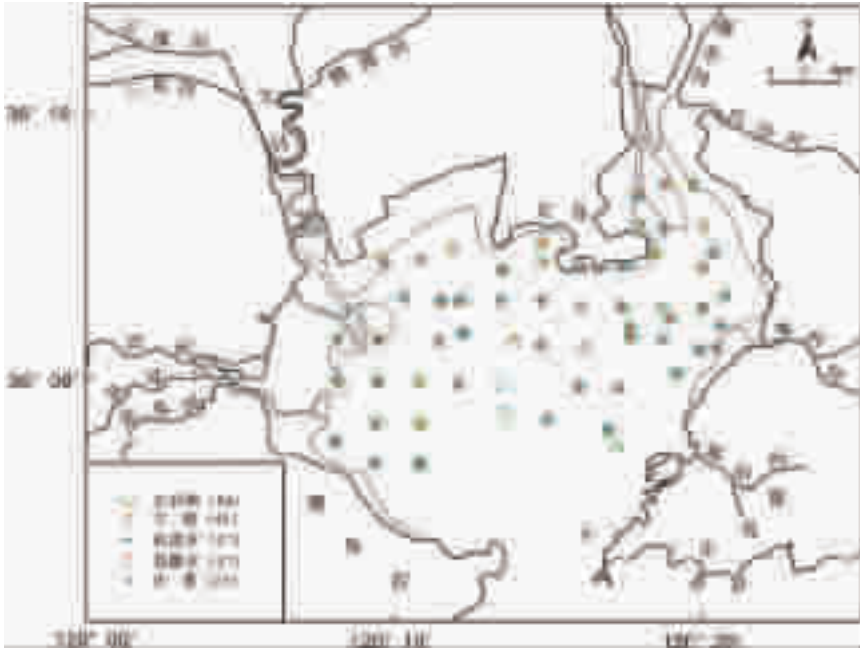


图 1 研究区实测站位分布图

Fig.1 Distributions of measurement stations in the study area

获取,并选取足够数量的完好贝类样品存于冰箱或保温桶中。将现场采集的清洁海水淋洒在样品上,样品保持润湿状态,但不能浸入水中。

痕量金属组分 Cu 用原子吸收石墨炉法测定; Fe、Mn 采用等离子光谱和质谱方法测得; Hg 和 As 采用原子荧光法测定。

2 结果和讨论

基于文献上使用的术语不统一,有的名称相同,涵义却不同;抑或术语名称不同,但赋予的涵义却是相同的。为力避使用上的混乱现象和准确运用术语,本论文中使用的专业术语的名称和内涵作如下规定。宏量组分(Major Element 或 Macroelement)系根据元素在水中的浓度间于 $10^{-5} \sim 10^{-2}$ 水平范围定义的。在本文的宏量组分指 K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 和 HCO_3^- 。微量组分(Minor Element 或 Microelement)系根据元素在水中的浓度间于 $10^{-8} \sim 10^{-5}$ 水平范围定义的。在本文的微量组分指 Fe 和 Mn。痕量金属组分(Trace Element)系根据元素在水中的浓度间于 $10^{-12} \sim 10^{-8}$ 水平范围定义的。在本文的痕量金属组分特指 Cu、Hg 和 As。

2.1 青岛胶州湾水生系统中各介质化学成分的基本特征

本文虽聚焦于金属组分 Cu、As 和 Hg 的研究,但为了掌握研究区化学场背景的总体特征,在此对宏量组分、环境因子组分也给出了概要的总结。笔者对胶州湾水生系统中的底层海水(47 个样)、孔隙水(47 个样)、沉积物(64 个样)和生物(48

个样)4 种介质化学成分进行测试,进行统计求得该 4 种介质中各元素的均值,并将此结果与标准海水或与其相邻的相对无污染的崂山海域的同名组分进行比较(表 1)。

2.1.1 宏量组分

本研究就底层水和孔隙水中的宏量组分和微量组分进行了化学测试,可看出组成底层水和孔隙水的宏量组分的浓度顺序是相同的(表 1),如阴离子为 $Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$; 阳离子为 $Na^+ > Mg^{2+} > K^+ > Ca^{2+}$ 。

底层水与孔隙水相比,底层水的 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、TDS 浓度相对较高,而孔隙水中的 K^+ 、 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 HCO_3^- 离子显示出较高浓度。若将底层水和孔隙水与标准海水比较,除了 HCO_3^- 和 K^+ ,其他的宏量组分均保持在较低的浓度水平。

宏量组分的上述分布特征表明,近海不同层次水化学分布既相互联系,又存在各自独立的特征,底层水和孔隙水均受到陆源物质输入的影响,且此影响在孔隙水中更显著。

2.1.2 环境因子(COD、BOD、DO)

胶州湾水生系统中底层水的有机污染综合指标化学耗氧量(COD)偏高,如底层水中化学耗氧量(COD)的均值比崂山湾海域的表层海水的均值含量高近 1 倍,相应地其溶解氧(DO)含量较崂山湾的含量偏低,胶州湾底层水中生化需氧量(BOD)均值为 $1.754 \mu g/l$ 。

2.1.3 痕(微)量组分

对比底层水、孔隙水和标准海水痕量金属组分浓度,底层水和孔隙水均具有污染暴露现象,即底层水和孔隙水痕量

表 1 胶州湾海域化学成份特征

Table 1 Chemical composition of the Jiaozhou Bay

参数名称		底层水	孔隙水	标准海水 ^[6]	参数名称		沉积物	双贝壳
宏量组分 (mg/l)	K ⁺	398.92	449.38	399	宏量组分 (mg/kg)	K ⁺		
	Na ⁺	10066	10057.54	10770		Na ⁺		
	Ca ²⁺	377.92	388.38	412		Ca ²⁺		
	Mg ²⁺	1265.5	1209.46	1290		Mg ²⁺		
	Cl ⁻	18947	18275.38	19354		Cl ⁻		
	SO ₄ ²⁻	2623.8	2630.38	2712		SO ₄ ²⁻		
	HCO ₃ ⁻	167.62	741.08	140		HCO ₃ ⁻		
TDS	33847	33751.62	35077	TDS				
痕(微量)组分 (μg/l)	As	1.13	12.93	1.7	痕(微量)组分 (mg/kg)	As	8.17	1.81
	Hg	0.06	0.09	0.001		Hg	0.07	0.04
	Cu	2.08	9.11	0.25		Cu	20.08	1.97
	Fe	513	2868	0.055		Fe	28244	
	Mn	53	6962	0.014		Mn	781	
环境因子 (mg/kg)	COD	1.209		0.75**	环境因子 (mg/kg)	COD		
	BOD	1.754				BOD		
	DO	4.734		9.52**		DO	23.534	
Mn/Fe		0.10	2.43		Mn/Fe		0.028	

注:生物体 Hg 为湿重浓度,其他元素为干重浓度;** 底层水的 COD 和 DO 浓度与崂山区海域相比。

金属组分浓度均高于标准海水的同名痕量组分的含量。但底层水和孔隙水各自存在着不同的化学特征。底层水中 Fe 含量远大于 Mn,其痕量金属组分的浓度序列为 Cu>As>Hg。而孔隙水中 Mn 浓度远大于 Fe,其痕量金属组分的浓度序列为 As>Cu>Hg。

水生系统中沉积物化学是以 Fe 浓度值高于 Mn 浓度值为特征的,痕量金属组分的浓度分布序列为 Cu>As>Hg,与底层水的分布序列相同,而与孔隙水的不同。无论是 Fe 还是 Mn 主导的化学环境中 Hg 总是处在较低浓度水平。

水生系统生物地球化学研究表明,生物不仅体现了对环境物质暴露的响应特征,从所研究的 3 种痕量金属来看,它们在生物体中得到了较高浓度的富集,其富集系数可高达 3 个数量级。同时发现痕量金属组分在生物体中浓度分布序列为 Cu>As>Hg,与底层水和沉积物的分布顺序一致。由此可设想生物体中的痕量金属组分的浓度水平与所处环境介质存在着内在的必然联系。

2.2 各介质化学场

依据各介质化学测试数据编制了化学组分分布系列图,其中包括 3 个痕量金属组分(Cu、Hg、As);2 个微量金属组分(Fe、Mn);3 种水体耗氧有机污染指标(COD、BOD₅、DO)。此外,在底层水中有 29 组样品还测试了宏量组分(K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、Cl⁻、SO₄²⁻、HCO₃⁻和 TDS 等)。但由于篇幅限

制,下面仅就痕量金属组分 Cu、Hg 和 As 给出其空间分布图(图 2~13),其他化学组分的空间分布图从略,仅给出概要性的总结。

2.2.1 底层海水的化学场

底层海水是直接参与海底水岩系统地球化学作用的,也是底栖生物食物的载体,因此,揭示底层海水化学场是至关重要的。

(1)宏量组分化学场

为了了解湾内陆缘输入的方向和空间位置,绘制了 HCO₃⁻/Cl⁻浓度场,该比值变动幅度为 0.007~0.052,大致呈现由河口向海域方向逐渐递减的趋势,据此可知底层海水东部受李村河、墨水河和白沙河影响较大,西部受大沽河、洋河、岛耳河、泉泉河影响较大。

(2)环境因子化学场

在分析有机污染浓度时,由于痕量有机污染物的分析测试费用通常较高,因此采用综合指标来度量,即化学需氧量(COD)和生化需氧量(BOD₅)。其中生化需氧量(BOD)系指 20℃时水样中有机成分微生物分解需要氧的数量。标准 BOD 试验在实验室内进行 5 天(BOD₅) 占总 BOD 总量的 70%~80%。此外,化学需氧量(COD)系指有机物氧化需要的氧量,通常由高铬酸盐氧化物所决定。在水环境中,若 COD 比 BOD₅ 高,表明有机物依次与铁离子、亚硫酸盐、硫化物和

亚硝酸盐等进行了化学反应。

海水中溶解氧(DO)浓度除与环境质量有关外,其绝对浓度受水温控制,并呈负相关关系。足够的溶解氧是海洋生物呼吸作用的必要条件,但有机污染严重的水域,由于氧化有机物需要消耗溶解氧,溶解氧的浓度往往较低,甚至缺氧。

从上述 3 个参数的等值线图中,可以看到 COD 与 BOD₅ 在研究区的分布态势一致,其值域分别为 0.27~3.04 mg/l 和 0.16~5.71 mg/l。该两参数在墨水河、白沙河、红岛和大沽河三角洲等地呈高值分布,由此向南呈递降分布。溶解氧(DO)浓度分布范围为 3.00~9.82 mg/l,分布趋势与 COD 和 BOD₅ 相反。

因此认为胶州湾的东部和北部比南部污染严重,并且是受物源控制的。

(3)痕(微)量组分化学场

底层水痕(微)量组分的浓度值变化较大,极值间可以相差几倍或几个数量级。为了把握痕量组分在空间上的分布规律,将其绘制成等值线图(图 2~4)。由于痕量组分的迁移和转化与微量组分 Fe 和 Mn 密切相关,在此一并加以描述。

底层水 Fe 浓度值变化幅度为 0.05~2.02 mg/l,最高值主要分布于大沽河、墨水河和李村河河口处,由此 3 个高值区向其他海域减小。

底层水 Mn 浓度值变化幅度为 0.008~0.12 mg/l,研究区存在两个高值区,分别分布于大沽河和墨水河河口处,由此向胶州湾中部减小,与铁浓度场分布规律类似。

痕量金属组分 Cu、Hg 和 As 均显示出河口高值特征,其具体是:①底层水 Cu 浓度变化幅度为 0.96~3.63 μg/l,其分布呈现东北和西侧高,由此向其他海域递减(图 2)。②底层水 Hg 浓度变化幅度为 0.0106~0.0982 μg/l,其分布规律与 Cu 一致(图 3)。③底层水 As 浓度变化幅度为 0.675~2.61 μg/l,其最高值分布于墨水河和李村河河口处,次高点分布于大沽河河口处,由此向其他海域降低(图 4)。

2.2.2 孔隙水化学场

孔隙水是沉积物沉积时储存于沉积物颗粒之间的底层海水,也是沉积物固体在成岩作用过程中形成的沉积水的起源。孔隙水化学成分定量研究是海相沉积水形成理论研究的重要途径和领域;同时,孔隙水又是海底底栖生物赖以生存的一个重要的环境因素,是生物有效物质的搬运介质,它可将溶解物质从溶解场所搬运到沉积场所,尤其是在早期成岩阶段,它比固体对物理、化学及生态环境的变化更为敏感和迅速。因此,它又是研究环境物质生物有效性的一个重要内容。

(1)宏量组分浓度场

孔隙水宏量组分的分布亦反映了河流输入的影响,如宏量组分 Cl⁻与 HCO₃⁻/Cl⁻的空间分布揭示了该海湾受陆缘输入影响的特点。HCO₃⁻/Cl⁻值变动幅度为 0.014~0.140,呈东高西低的分布特点。在湾的中部有一个高点,其周围分布较

低。若将其与上覆底层海水相比,该参数整体值显著增高,且高值区的分布向偏东方向移动。

上述现象提供的信息是:①孔隙水不同于底层海水,它是底层海水与沉积物发生水岩相互作用后的产物;②孔隙水化学场的空间分布呈现出较为复杂的态势,也即是相邻区域化学场可能存在较大的差异。此信息可导向对其痕量元素空间分布的理解。

(2)孔隙水痕(微)量组分浓度场

孔隙水 Fe 浓度值变化幅度为 0.05~12.3 mg/l,其高值分布于岛耳河的正东向和李村河河口处,由此向中部降低,比底层海水的 Fe 浓度高。

孔隙水 Mn 浓度值变化幅度为 0.24~25.2 mg/l,其高值分布于研究区西部,向东递减,比底层水高近 100 倍,且高值区分布于大沽河口。

痕量组分比同站位的底层水的同名组分均高数倍或几个数量级。根据其空间分布特征,可将其分成两类:河口富集型和低能沉积型。前者包括 Fe、Mn、As 和 Hg,表现为具有河口高浓度富集特征,后者为 Cu,富集于水动力条件较弱的低能沉积地带,在此为红岛前缘海域。其平面上的分布如下:

Cu 浓度变化幅度为 0.97~44.53 μg/l,其空间分布规律与底层水的同名组分分布相反,量值较底层水高约 10 倍(图 5)。

As 含量变动幅度为 1.75~43.1 μg/l,最高值区分布于大沽河和李村河河口,次高值分布于岛耳河、墨水河、白沙河等河口地域,向研究区中部降低(图 6)。与底层水相比,变化趋势总体一致,但局部存在着一定的差异,其量值较底层水的高约 10 倍。

Hg 浓度变化幅度为 0.010~0.209 μg/l,其高值分布西部河口及李村河河口(图 7),比底层水的量值高,二者分布规律基本一致。

由孔隙水化学场分布规律可推知孔隙水系统与其上覆的底层海水通过界面水的传递,可进行物质交换,是个开放系统,这可由部分组分(如 Hg 和 As)与底层水的同名组分分布相关得到证实。孔隙水痕量金属组分浓度比底层海水高,以及与底层海水空间分布上存在的差异性表明,孔隙水化学成分与其“围岩”沉积物固体发生了水岩作用,沉积物的痕量元素可向孔隙水释放,这是沉积物二次污染的第一步,是危险的地球化学信息。

2.2.3 表层沉积物化学场

研究表层沉积物化学场特征对研究海水、孔隙水、特别是生物的化学特征是十分重要的。

(1)有机碳(OrgC)浓度场

表层沉积物有机碳浓度变化幅度为 0.228%~1.82%,高值区分布于墨水河、李村河河口处,次高值分布于岛耳河河口附近,由此向胶州湾中部降低。

(2)痕(微)量组分化学场

Fe 浓度值变化幅度为 1.29%~4.01%,其高值分布于李村河河口及红岛前缘,由此向西、向南减少。表层沉积物 Fe 浓

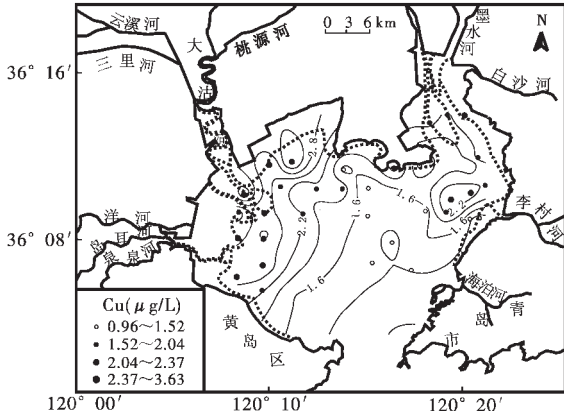


图 2 底层水 Cu 含量分布等值线图

Fig.2 Contour diagram of Cu distribution in bottom water

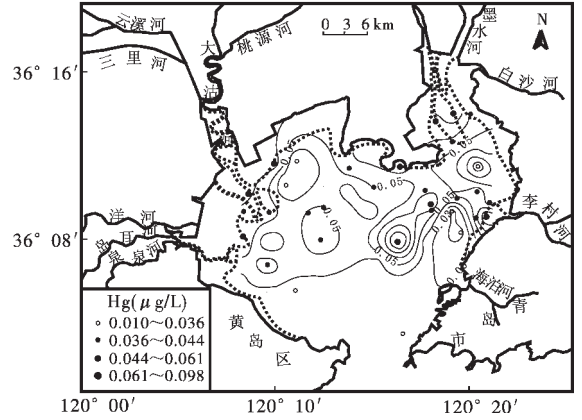


图 3 底层水 Hg 含量分布等值线图

Fig.3 Contour diagram of Hg distribution in bottom water

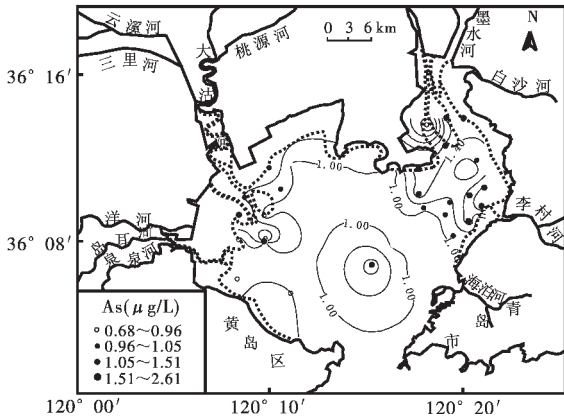


图 4 底层水 As 含量分布等值线图

Fig.4 Contour diagram of As distribution in bottom water

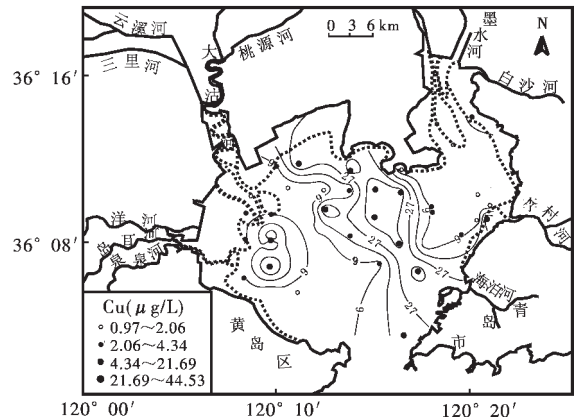


图 5 孔隙水 Cu 含量分布等值线图

Fig.5 Contour diagram of Cu distribution in pore water

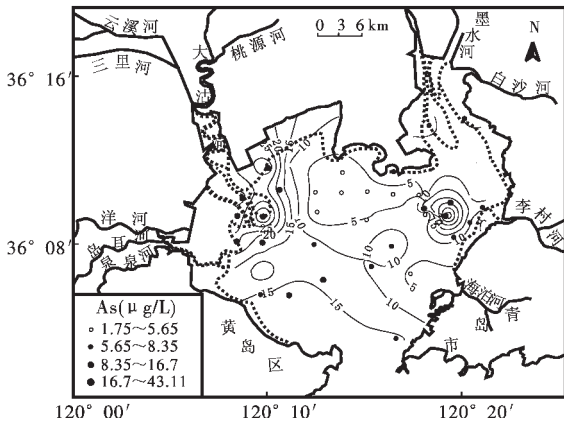


图 6 孔隙水 As 含量分布等值线图

Fig.6 Contour diagram of As distribution in pore water

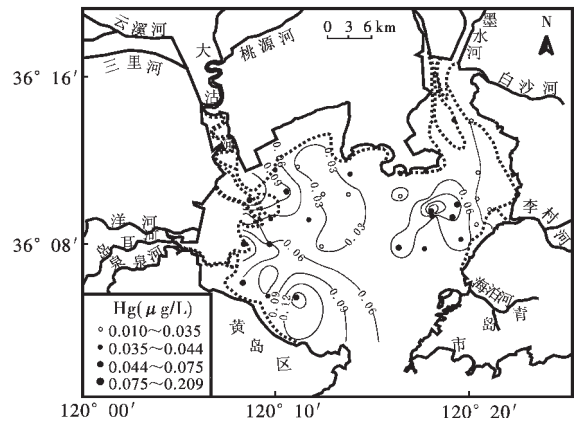


图 7 孔隙水 Hg 含量分布等值线图

Fig.7 Contour diagram of Hg distribution in pore water

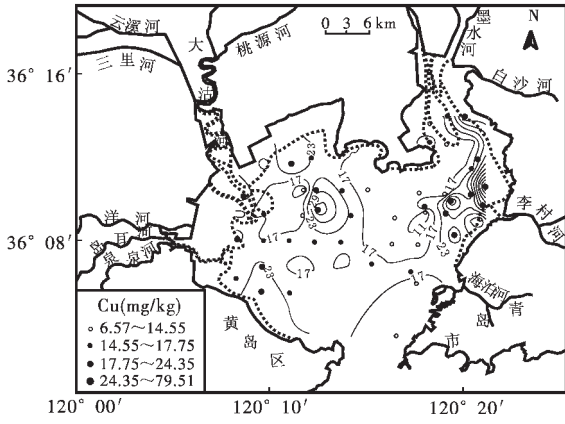


图 8 沉积物 Cu 含量分布等值线图

Fig.8 Contour diagram of Cu distribution in sediments



图 9 沉积物 Hg 含量分布等值线图

Fig.9 Contour diagram of Hg distribution in sediments

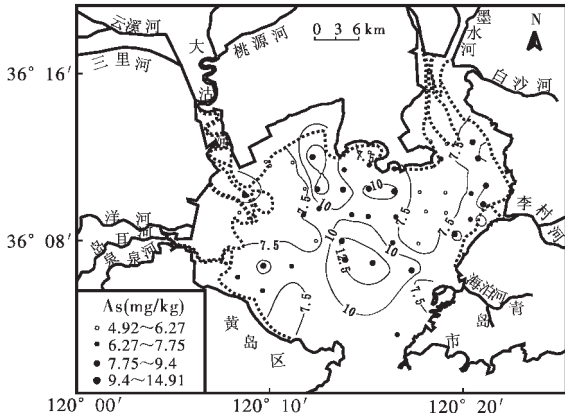


图 10 沉积物 As 含量分布等值线图

Fig.10 Contour diagram of As distribution in sediments



图 11 杂色蛤 Cu 含量分布等值线图

Fig.11 Contour diagram of Cu distribution in clams



图 12 杂色蛤 Hg 含量分布等值线图

Fig.12 Contour diagram of Hg distribution in clams



图 13 杂色蛤 As 含量分布等值线图

Fig.13 Contour diagram of As distribution in clams

表 2 痕量元素在不同介质的线性回归方程

Table 2 Linear regression equations of trace metals in different media

元素	回归方程	判定系数 R^2
Cu	$C_{生物} = 1.21 \times 10^3 C_{底层水} + 3.48 C_{孔隙水} - 4.42 \times 10^2 C_{沉积物} + 7.97 \times 10^3$	0.187
Hg	$C_{生物} = -3.53 \times 10^2 C_{底层水} + 3.79 \times 10^2 C_{孔隙水} + 3.69 \times 10^2 C_{沉积物} + 37.53$	0.313
As	$C_{生物} = 1.86 \times 10^3 C_{底层水} - 40.65 C_{孔隙水} - 2 \times 10^2 C_{沉积物} + 8.2 \times 10^3$	0.155

注:判定系数 R^2 体现了回归模型所能解释的因变量变异的百分比。 R^2 越大,其线性关系越明显;当 $R^2=1$ 时,表示所有的观测点全部落在回归直线上; $R^2=0$,表示自变量与因变量无线性关系。 $C_{生物}$ 代表各金属组分浓度,下标代表对应的介质。

度分布与底层水和孔隙水的不一致。

Mn 浓度值变化幅度为 185~1 032 mg/kg, 高值区分布于东西两侧河口附近及红岛前缘,由此向南呈递减分布。表层沉积物 Mn 浓度与底层海水的基本一致,与孔隙水不一致。

在同介质固相中 Fe 与 Mn 的分布是不一致的,甚至是对立的。Fe 主要以高价态以及低价态参与了硅酸盐矿物的生成,形成了 Mg 和 Fe 的矿物种,诸如伊利石、绿泥石等,而其他痕量元素是被粘土矿物颗粒吸附进入矿物的。以往对太平洋中部软泥的研究表明 Fe、Mn 在硅酸盐矿物沉析生成过程中的分离作用显著,Fe 先于、多于 Mn 等金属组分进入沉积物中,因此在沉积物中出现了富铁和贫锰的状态。

Cu 浓度值变动幅度为 6.57~79.5 mg/kg, 其高值区主要分布于白沙河和李村河口(图 8)。

Hg 浓度值变动幅度为 0.01~0.26 mg/kg, 其高值区主要分布于白沙河和李村河口,次高值区分布红岛前缘和海泊河口等地(图 9)。

As 浓度值的变动幅度为 4.92~14.9 mg/kg, 与 Hg 浓度场分布类似(图 10)。

表层沉积物化学组分浓度场显示:比底层水的同名组分高 3~4 个数量级,沉积物对海水的清洁作用是不言而喻的,其化学场的空间分布仍显示受物源的控制。表层沉积物化学场与孔隙水化学场空间分布规律的不一致性反映了海底底部水岩系统发生的吸附和解吸、溶解和沉淀作用的对立,该水岩系统并未达到统一的平衡状态。

2.2.4 生物体痕量组分化学场

本文生物体痕量组分浓度系指杂色蛤的可食部分测得的组分浓度值。其空间分布如下。

Cu 浓度值变动幅度为 1.19~15.54 mg/kg, 其高值点分布于沧口水道末梢东侧(图 11),比沉积物的低,比孔隙水的高约 10 倍以上,比底层水高 2 个数量级。

Hg 浓度值变动幅度为 0.015~0.184 mg/kg, 最高点位于红岛的西南近岸和白沙河口(图 12),比沉积物的同名组分低,比孔隙水、底层水的均高 3 个数量级。

As 浓度值变动幅度为 0.92~3.83 mg/kg, 其高值点分布于沧口水道末端的两侧,在红岛近岸潮间带及其前缘(图 13),其量值比沉积物的同名组分低,但比孔隙水同名组分浓度值高 1~2 个数量级,比底层海水的高 3 个数量级。

从总体来看,痕量金属组分 Cu、Hg 和 As 在生物体中的

表 3 不同介质的标准化回归系数

Table 3 Standardized regression coefficients in different media

元素	标准化回归系数		
	底层水	孔隙水	沉积物
Cu	0.487	0.044	-0.288
Hg	-0.516	0.393	0.193
As	0.420	-0.105	-0.028

注:标准化回归系数绝对值越大,表明其贡献越大。

含量仅低于沉积物,均高于孔隙水,远高于底层海水,通常高数倍直至 3 个数量级。生物对痕量金属组分的富集作用是很显著的。其平面分布显示,高值分布与沉积物、孔隙水以及底层水的同名组分分布无关。

2.3 底层水、孔隙水、沉积物与生物间的线性回归分析

以上剖析了底层水、孔隙水、沉积物及生物等多层次介质中痕量污染元素的空间分布规律,生物体中痕量金属组分的分布并未呈现与其所依存的介质中痕量金属组分化学场一致性,那么,痕量元素在生物体类的富集究竟与其所处介质的化学组分关系如何?是哪种介质化学组分对生物富集的贡献较大?笔者通过在胶州湾所采集的 47 个同站位多介质同采的资料进行多元回归分析法来论证。多元回归分析是指根据多个自变量的最优组合建立回归方程来预测因变量的回归分析。在回归分析中,采用强行进入法(即所选择的自变量全部进入回归模型)来确定变量之间的定量关系(表 2)。

可以看出痕量组分在各介质中的线性回归不明显(表 2),判定系数 R^2 的值均较小。虽然各介质的线性关系不明显,但不同介质对生物体痕量组分的贡献是不同的,其贡献的大小可从回归分析中的标准化回归系数(表 3)得到论证。可以看出,底层水相对于其他介质对生物体中 Cu、Hg、As 的富集的贡献较大。

2.4 痕量金属组分的生物富集、放大和积累

痕量金属组分与生物机体之间的相互作用中,涉及的生物机体对痕量金属组分的吸收、分布、转化、排泄等生物过程已超出本论文的研究内容,在此仅就痕量金属组分的生物富集、放大和积累展开讨论。痕量金属组分在生物体内的富集、放大和积累程度由生物浓缩系数(BCF)来表征,即:

$$BCF=C_b/C_e$$

其中:BCF—生物浓缩系数;

C_b —某种元素在有机体中的浓度;

C_e —某种元素在机体周围环境中的浓度,笔者采用了底层水的浓度值。

据此计算,杂色蛤中痕量金属组分 Cu、Hg 和 As 生物浓缩系数依次为 1385、93 和 725,表明杂色蛤中 Cu 具有严重浓缩现象,蛤对 As 的浓缩也不容忽视。

3 结 论

(1)由胶州湾的底层水和孔隙水宏量组分和环境因子等化学参数可知,研究海域受到陆缘淡水的补给与混和,补给量从河口到海域方向呈明显减弱的趋势。

(2)沉积物、底层水化学场的空间分布态势表明,痕量金属组分在该二介质中的分布主要受控于物源的分布,且具有河口富集的特征。孔隙水痕量金属组分除 Cu 外,均表现为河口高值特征与底层水的同名组分分布类似。生物体痕量金属组分却主要分布于沧口水道的末端和环红岛的海域以及龙泉河的入海口处,由此可推测生物体痕量金属组分浓度值与所处环境同名金属组分浓度总量无关,生物体对环境物质的吸收具有选择性。

(3)水生系统中沉积物是各痕量元素的富集地,痕量金属组分在各介质中分布的递减序列为:沉积物>生物体>孔隙水>底层水,其中生物体痕量金属组分的浓度比底层水高数倍乃至 3 个数级以上。据此,认为沉积物可较好地作为水生系统中 Cu、Hg 和 As 污染的指示剂(indicator)。

(4)底层水的 Mn/Fe 比为 0.10,孔隙水为 2.42,可知由 Mn 主导的孔隙水中的痕量金属组分浓度值较之由 Fe 主导的底层水普遍要高,由此可推知痕量金属组分与 Mn 在水中的存在时间是一致的。

(5)通过回归分析揭示了底层水对生物体中 Cu、Hg、As 的富集的贡献较大,杂色蛤中 Cu 具有严重浓缩现象,同时,As 的浓缩也不容忽视。

参考文献(References):

- [1] Fowler S W. Critical review of selected heavy metal and chlorinated hydrocarbon concentrations in the marine environment [J]. Mar. Environ. 1990,29:1~64.
- [2] Phillips D J H, Rainbow P S. Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants[M]. London:Elsevier, 1993:371.
- [3] Szeffer P, Wolowicz M, Kusak A, et al. Distribution of mercury and other trace metals in the cockle *Cerastoderma glaucum* from the Mediterranean Lagoon Etangde Thau [J]. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1999,36:56~63.
- [4] 何雪琴,温伟英,张观希,等. 大亚湾底栖生物重金属现状与评价[J]. 河海大学学报,2001,29(3):103~106.
He Xueqin, Wen Weiyang, Zhang Guanxi, et al. Current situation and assessment of heavy metal contents in benthons in Daya Bay [J]. Journal of Hohai University, 2001, 29(3):103~106(in Chinese with English abstract).
- [5] 鲁静,原晓军,姜竹田,等. 近岸海域生态地球化学评价方法及内容探讨[J]. 中国地质, 2004, 31(增刊):45~50.
Lu Jing, Yuan Xiaojun, Jiang Zhutian, et al. Research for eco-geochemical investigation and evaluation in China's coastal area[J]. Geology in China, 2004,31(Supp.): 45~50(in Chinese with English abstract).
- [6] 冯士箴,李凤岐,李少菁. 海洋科学导论[M]. 北京:高等教育出版社, 1999.120~499.
Feng Sizuo, Li Fengqi, Li Shaojing. Introduction of Marine Science [M]. Beijing: Higher Education Press, 1999.120~499(in Chinese).

Chemical field of trace metals in the aquatic system of the Jiaozhou Bay, Qingdao

YE Si-yuan¹, ZHOU Yong-qing¹, DING Xi-gui²

(1. Qingdao Institute of Marine Geology, CGS, Qingdao 266071, Shandong, China;

2. Shandong University of Science and Technology, Qingdao 266510, Shandong, Shandong, China)

Abstract: By using the total chemical concentration of the macrocomponents, microcomponents and trace metal components as well as the environmental factors, the paper discusses in detail the general biogeochemical characteristics of trace metals in different media and areal distribution of trace metals of various media in the Jiaozhou Bay and reveals the response of the aqueous system of the bay to the terrestrial material input. Viewing the aquatic system as a whole, vertically, the surface sediments are the concentration zones of all trace metals and the organisms in the system have obvious bioaccumulation effect compared to their aquatic surroundings. The bioaccumulation factors of clams are 1385 for Cu, 93 for Hg and 725 for As. Laterally, the total amount of trace metals in both bottom water and sediments are mainly controlled by the proximity to the estuary, i.e. the high concentrations are generally distributed in various main estuaries in the Jiaozhou Bay. Especially, the high value areas of trace metals in the sediments mainly occur in the east of the Jiaozhou Bay. The high content of the metal Cu in pore water is mainly restricted in hydro-dynamically quiet areas, e.g. at the frontal edge of Hongdao Island. However, the distribution pattern of the chemical field of the trace metals in organisms such as clams is not coincident with that of the above-mentioned various media, i.e. the concentrations of trace metals in organisms are not related to the concentrations of the same metal in the ambient sediments or seawaters. Therefore, the authors believe that the accumulation of a given trace metal in organisms does not simply depend on the total amount of the given metal in the ambient media, but that there is selectivity. Organisms have their own choice to accommodate trace metals. Moreover, regression analysis shows that bottom water makes an appreciable contribution to the enrichment of Cu, Hg and As in organisms.

Key words: trace metal; bottom water; pore water; sediment; variegated clam; aquatic ecosystem; Jiaozhou Bay, Qingdao

About the first author: YE Si-yuan, female, born in 1963, Ph.D and senior researcher, specializes in the geochemical study of aquatic ecosystems; E-mail: siyuanye@hotmail.com.