

文章编号: 1674-5566(2017)01-0094-09

DOI:10.12024/jso.20160401742

长江口及其邻近海区主要化学要素基线值变化特征

谭赛章^{1,2}, 孙亚伟^{1,2}, 可愚^{1,2}, 叶属峰^{1,2}

(1. 国家海洋局东海环境监测中心, 上海 200137; 2. 海洋赤潮灾害立体监测技术与应用国家海洋局重点实验室, 上海 200137)

摘要:通过对 2000、2006 和 2013 年长江口及其邻近海区表层海水调查数据剔除异常值, 进行态性检验后, 确定了化学要素 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、DIN、Cu、Pb、Cd 和 As 的基线值, 初步探讨了各要素基线值的变化趋势。结果表明: 目前 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 基线值呈现升高趋势, DIN 基线值呈现出先降低后升高的趋势, Cu、Pb、Cd 和 As 基线值整体呈现降低趋势, 研究海域的污染状况正由营养盐污染和重金属污染并存过渡到单纯的营养盐污染。不同季节间, 各项要素的平面分布存在一定差异, 但整体表现为近河口区偏高, 远岸偏低。利用因子分析方法初步探讨了基线值发生变化的原因, 发现营养元素的污染来源不断发生变化, 尤其是 DIN, 其源头增多; 重金属元素来源得到有效控制, 源头趋于单一, 并且不同重金属元素的来源差异较大。

关键词: 长江口; 基线值; 因子分析; 营养盐; 重金属

中图分类号: X 131.2 **文献标志码:** A

随着环境问题引发公众关注的程度越来越高, 环境风险意识渐入人心, 这促使一些国家立法机构及国际委员会开始设定环境中化学要素的风险阈值, 而要确定区域内某化学要素的风险阈值, 首先要弄清楚该区域中化学要素含量的现状^[1]。正是在这样的背景下, 基线值开始进入公众视野, 它主要用来对环境现状进行表征, 并在地面环境地球化学领域率先起步, 为后续了解地表环境污染及恶化程度、预测和监测全球环境变化奠定了重要基础^[2]。

海洋化学要素基线的研究起步较晚, 认识到基线能够了解海洋环境污染程度、预测海洋环境变化趋势及将来环境扰动(不管是自然的还是人为的)提供对比标准或尺度^[3], 基线研究得到了较快发展。目前国外的研究主要集中在海洋生物体和沉积物^[4-5], 并为认识两者的生态安全提供了重要依据, 国内研究主要集中在方法确定以及基线值的表达上^[6-7], 在发挥其指示意义方面研究较少。化学要素基线值作为对环境现状的表征, 若能够在固定区域内每隔一段时间(如 5

~10 年)进行一次确认, 以此来表征海水中化学要素在长期人类活动、自然条件下的变化趋势, 将对海洋环境具有重要的指示意义^[2]。本文以此为出发点, 选用 2000、2006 和 2013 年长江口及邻近海域表层海水化学要素磷酸盐($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)、溶解无机氮(DIN)、铜(Cu)、铅(Pb)、镉(Cd)和砷(As)的调查数据, 对基线值变化展开研究, 分析海洋环境污染现状和变化规律, 促进对海洋生态环境安全的把握。

1 基础数据与研究方法

1.1 研究区域与数据来源

研究数据来源于国家海洋局东海环境监测中心海洋环境监测数据, 采样站位共 30 个(图 1)。所用数据为系统性、完整性较好的 2000、2006 和 2013 年的表层海水环境质量监测数据, 采样时间为每年的 5 月(春季)、8 月(夏季)和 10 月(秋季)。海水水质的分析按照《海洋监测规范》(GB 17378.4—2007)中所规定的方法进行。

收稿日期: 2016-04-18 修回日期: 2016-07-31

基金项目: 海洋公益性行业科研专项(20110515-5)

作者简介: 谭赛章(1988—), 男, 工程师, 研究方向为海洋环境化学。Email: tansaizhang1988@126.com

通信作者: 叶属峰, Email: ysf6@vip.sina.com

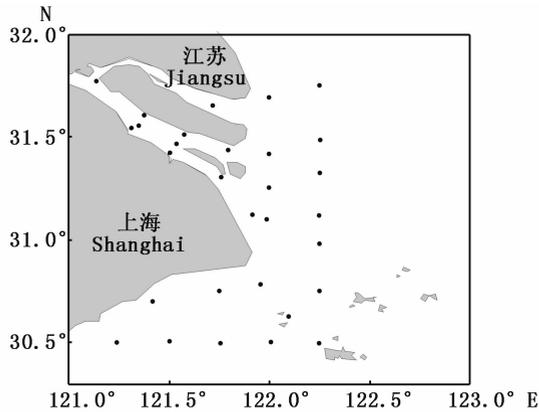


图1 采样站位

Fig.1 Sampling sites

1.2 数据统计与处理方法

由于环境系统的开放性,决定了环境系统的离散性,因此,统计获得的化学要素基线值应包括宏观性和微观性两部分^[6],其中宏观性常由样本均值或中位值给出,这里称为基线值的最佳估计值,微观性即数据分布的离散程度,一般由样本的标准偏差给出,本文主要讨论基线值宏观性一面的变化趋势。用样本估计总体的基线值,目前最常用的统计方法有态性检验法^[8]、稳健统计法^[6]及相对累积频率法^[9],其中稳健统计是为了避免异常值的干扰和求解分布类型时所引入的误差,计算较为繁琐,而相对累积频率是基于元素的浓度值呈对数正态分布,但实际环境中很多元素的分布并非如此,因此本文选择适用范围最广的态性检验法对该海域环境要素基线值进行确定,具体步骤:首先对调查数据进行 Grubbs 检验(取显著值为: $\alpha = 0.01$ 时判断为异常值),剔除异常值,然后对主要环境要素的浓度值分布进行正态、对数正态和偏态的假设检验,其中正态分布表明数据的随机性是受多种微小、独立因素综合影响的结果,数据的密度函数以均数为中心左右对称,对数正态分布表明数据的对数服从正态分布,不属于这两种类型的则为偏态分布,其数据的密度函数左右不对称。由于样本数均大于 50,所以选择 D 检验法判别分布类型^[10]。

若数据满足正态分布的要求,则计算出算术平均值(\bar{x})和标准偏差(s),以算术平均值作为基线值的最佳估计值,以 $(\bar{x} - s) \sim (\bar{x} + s)$ 作为基线值范围;若数据满足对数正态分布的要求,则计算出几何平均值(\bar{x}')和几何标准偏差(s'),以几何平均值作为基线值的最佳估计值,以 $(\bar{x}'/s') \sim$

$(\bar{x}' \times s')$ 作为基线值范围;若数据呈偏态分布,则以中位值作为基线值的最佳估计值,取数列累积分布频率 10% 的对应值作为基线值下限,取数列累积分布频率的 90% 的对应值作为基线值上限。

2 结果与讨论

2.1 化学要素态性分布特征

在未受污染的近海海水及河口水中,各要素处于自然状态,要素浓度值应为正态分布^[11]。但对研究海域进行分析后发现各项要素并不完全服从正态分布,其中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 DIN 在 2000 年均均为正态,2006 年均均为偏态,2013 年分别为正态和偏态,重金属元素 Cu、Pb、Cd 和类金属 As(以下统称为重金属),2000 年分别为正态、偏态、对数正态和偏态,2006 年则全部为偏态,2013 年分别为对数正态、对数正态、对数正态和正态。可以看出,即使对于同种要素,在不同的年份,表现出的态性也并不一致,比如重金属元素 Cu 在 2000 年表现为正态,2006 年为偏态,2013 年则为对数正态。

化学要素浓度值态性分布的差异,一方面与人类活动带来的污染压力不断变化有关,另一方面还与各个要素自身的迁移转化规律有关。首先在污染压力方面,长江口作为地面径流重要的入海口,是研究海域污染的重要来源,随着长三角地区海洋生产总值的逐年提高^[12],长江污染要素的入海通量也在逐年发生变化,通过对近十年来长江径流营养盐和重金属的排放量进行梳理,发现长江口水质中以磷、氮为主的营养盐和重金属元素每年的排放量都在发生变化。其次,各个要素自身的迁移转化规律差异较大。对营养盐来说,迁移输送与长江冲淡水的扩展途径密不可分,夏季冲淡水的主体左转朝东北方向扩展,冬季则右转贴岸南下,同时营养盐元素还受到生物活动的影响^[13]。对重金属元素来说,其来源广而复杂,分布特征除受环流和径流影响外,还受各种物理、化学反应的影响,比如 Cu 易受 Fe-Mn 氧化物和有机物的吸附而沉降到底层沉积物中脱离水相,As 则容易受高盐度影响从固相解离到水相中^[14],这都会造成不同要素浓度值态性分布的差异。

2.2 化学要素基线变化及污染状况

2000、2006 和 2013 年主要化学要素的基线

值如图 2 所示,包括宏观性和微观性两部分,其中最佳值代表了宏观性,变化范围代表了微观性。为了明确变化趋势,我们将各项要素不同年份的基线值进行了对比,从宏观性来看, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 基线值持续升高,其中 2006 年较 2000 年升高了 5.7%,2013 年较 2006 年升高了 10.9%,整体来看,基线值升高速率也有加快的趋势;DIN 基线值呈现出“V”字形,表现为先降低后升高,2000 年的基线值最高,2013 年次之,2006 年最低;Cu、Cd 和 As 基线值持续降低,3 种金属元素 2006 年的基线值较 2000 年下降幅度都超过了 30%,而 2013 年与 2006 年相比,Cu、Cd 降低幅度继续超过了 30%,As 的降低幅度变小,为 10.2%;Pb 的

基线值呈现倒“V”形,表现为先升高后降低,2006 年的基线值最高,2000 年次之,2013 年最低。

为了解研究海域基本的污染状况,我们将各项要素的基线值与海水水质标准进行对比,发现 2000 年 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、DIN 和 Pb 的基线值均高于一类海水水质标准,Cd 基线值接近一类海水水质标准,到 2006 年 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、DIN 和 Pb 三项的基线值仍高于一类海水水质标准,其他要素基线值均低于该标准,到 2013 年,只有 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、DIN 的基线值高于一类海水水质标准。这表明研究海域的污染状况正由营养盐污染和重金属污染并存的过渡到单纯的营养盐污染。

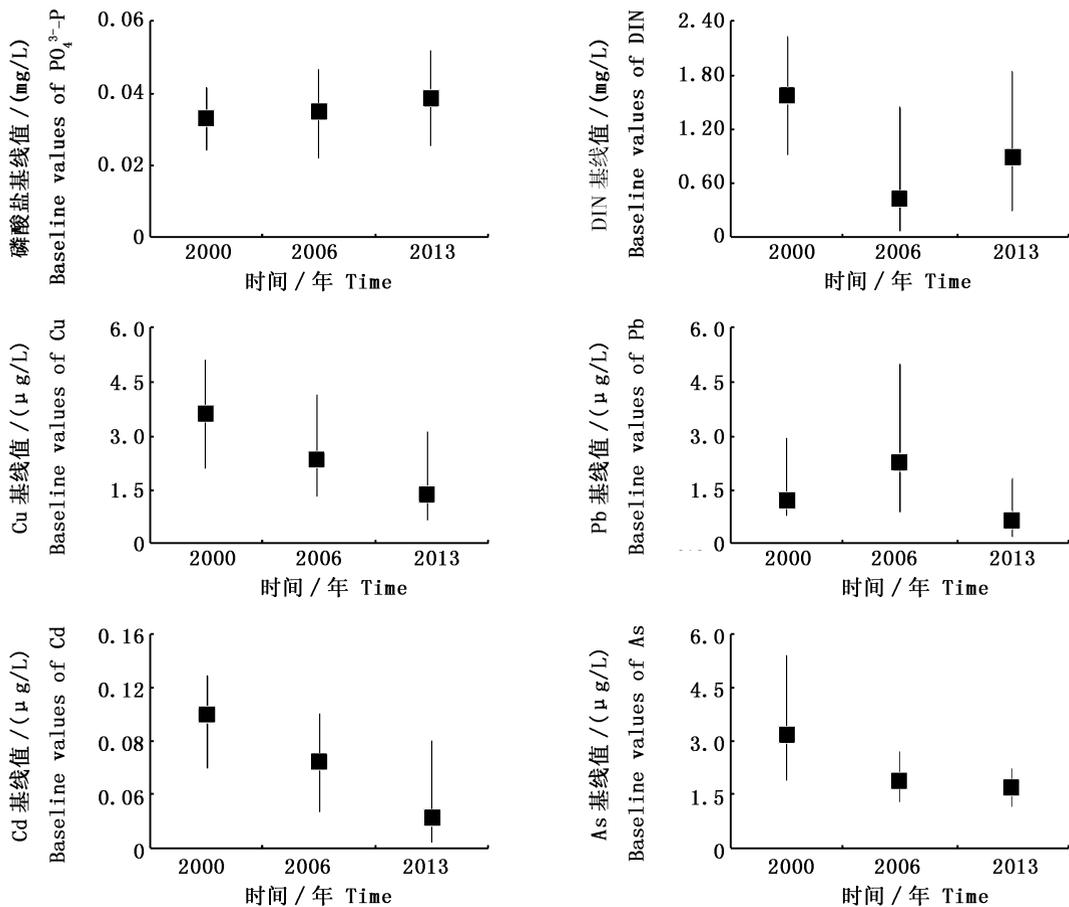


图 2 2000、2006 和 2013 年不同要素基线值变化规律(■代表最佳值, -代表变化范围)

Fig. 2 Parameters baseline values of 2000, 2006 and 2013(■optimum value, -variation range)

2.3 化学要素的分布特征

结合各项要素的调查数据(图 3-8)及相关的研究资料^[13-17],该区域内表层海水中 DIN 浓度分布随季节略有变化。春季,陆源径流量偏小,

高浓度 DIN 被限定在一定范围内,平面分布呈现近岸高、远岸低的态势;夏季,陆源径流量增大,高浓度范围扩大,局部区域分布变得复杂,但整体仍为近河口区偏高,并由近岸向远岸递减,并

且已有研究发现 DIN 平均浓度的季节变化与长江入河口区营养盐多年平均浓度的季节变化相符。PO₄³⁻-P 的分布与 DIN 类似,春季时,高浓度集中在杭州湾和长江口南岸附近,此时认为该海域的污染源主要为杭州湾和长江径流,夏季到秋季,污染加强且范围扩展,受复杂水动力条件如湍流的裹带等影响,存在孤立的高值区分布,有研究认为 PO₄³⁻-P 除了径流输入,还受外海流系高质量浓度磷输入的影响^[13]。

分析发现重金属浓度最高值主要出现在夏季,这与李磊等^[14]对长江溶解态重金属的研究结果相一致,何荣等^[18]通过对徐六泾重金属的通量估算,发现各重金属通量丰水季节平均值均为枯水季节的 1.8~2.2 倍,因此分析浓度高值主要出现在夏季,主要因为周边各重要河流、尤其是长江此时进入洪季,径流量较春季明显增大,携带的重金属也随之增多。从平面分布可以看出,随

着长江径流量在不同月份内的增大和减小,冲淡水影响范围也会扩大和缩小,各重金属分布也随之发生较大变化:春季,表层各重金属浓度在河口附近等值线梯度较大;夏季,会随冲淡水呈扇形向外扩展;秋季,等值线密集范围会有一定收缩。高值区域的分布特点与王百顺等^[17]研究结果类似,大体可分为 3 类:沿岸条带状高值区、沿岸-离岸联片高值区和点源发散状高值区,并且随着河流重金属供给的改变及溶解态-颗粒态不停地转换,各种分布形式可以相互转化。将本文重金属的调查数据与上世纪 80 到 90 年代长江口及其附近海域的历史数据^[17,19]进行对比发现,重金属含量总体呈现先升高后降低的变化趋势,并且在 2000 年左右的重金属含量相对较高,这与王长友等^[20]对长江径流重金属排放总量的变化趋势研究结果基本一致。

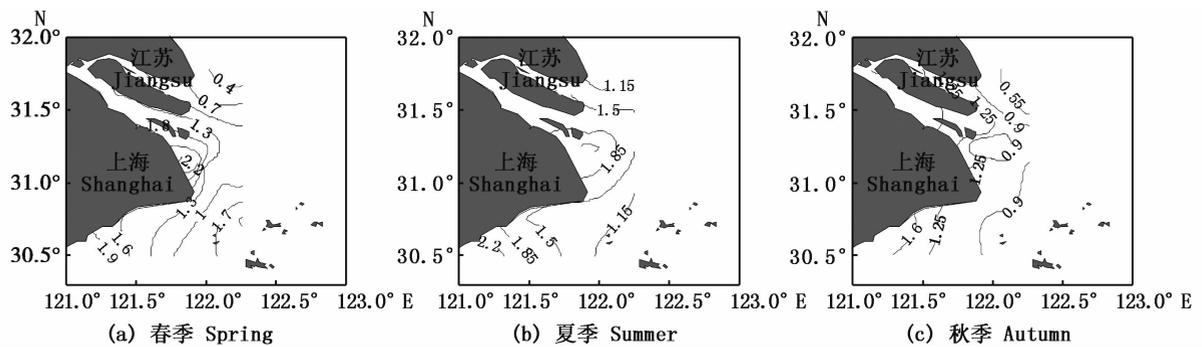


图 3 2006 年表层水体中溶解无机氮平面分布 (mg/L)

Fig. 3 Horizontal distribution of DIN in surface water in 2006 (mg/L)

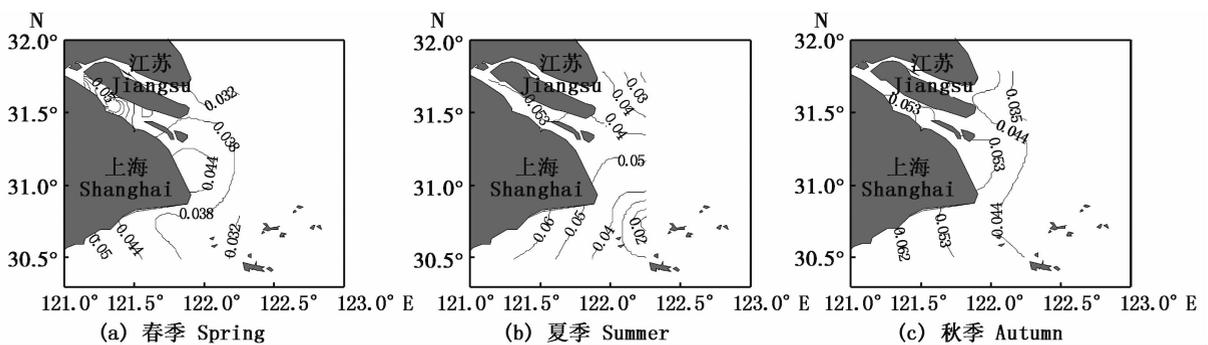


图 4 2006 年表层水体中磷酸盐平面分布 (mg/L)

Fig. 4 Horizontal distribution of PO₄³⁻-P in surface water in 2006 (mg/L)

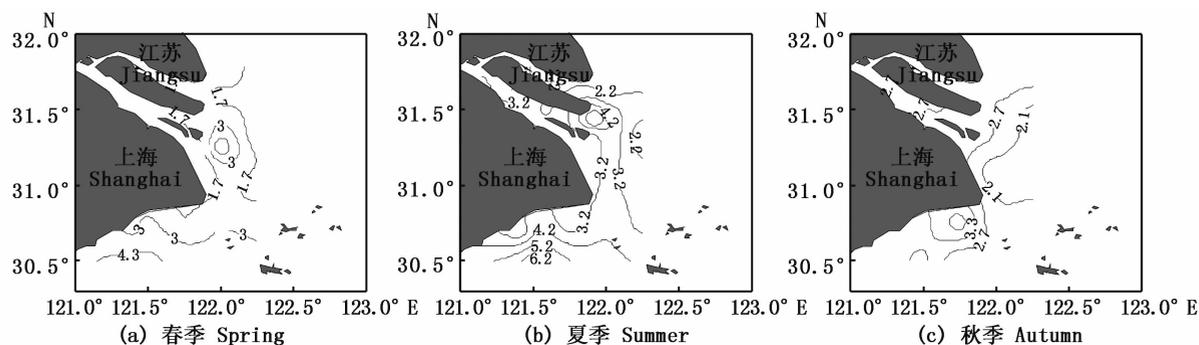


图 5 2006 年表层水体中铜平面分布 ($\mu\text{g/L}$)
 Fig. 5 Horizontal distribution of Cu in surface water in 2006 ($\mu\text{g/L}$)

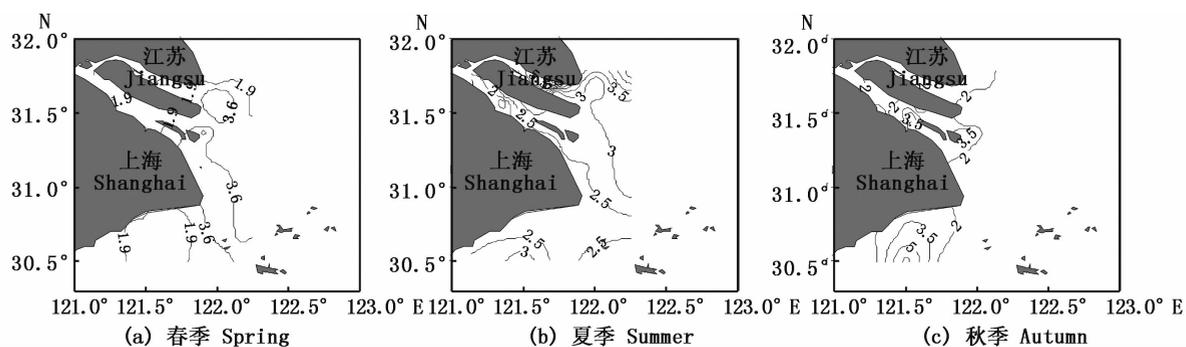


图 6 2006 年表层水体中铅平面分布 ($\mu\text{g/L}$)
 Fig. 6 Horizontal distribution of Pb in surface water in 2006 ($\mu\text{g/L}$)

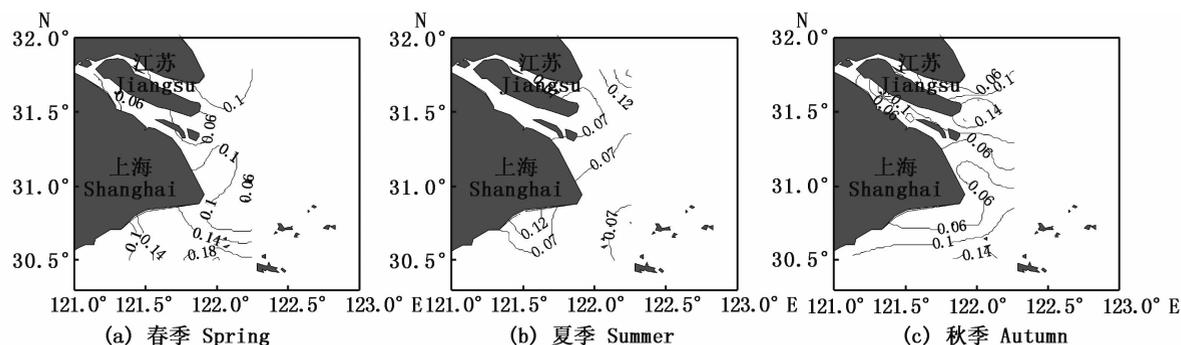


图 7 2006 年表层水体中镉平面分布 ($\mu\text{g/L}$)
 Fig. 7 Horizontal distribution of Cd in surface water in 2006 ($\mu\text{g/L}$)

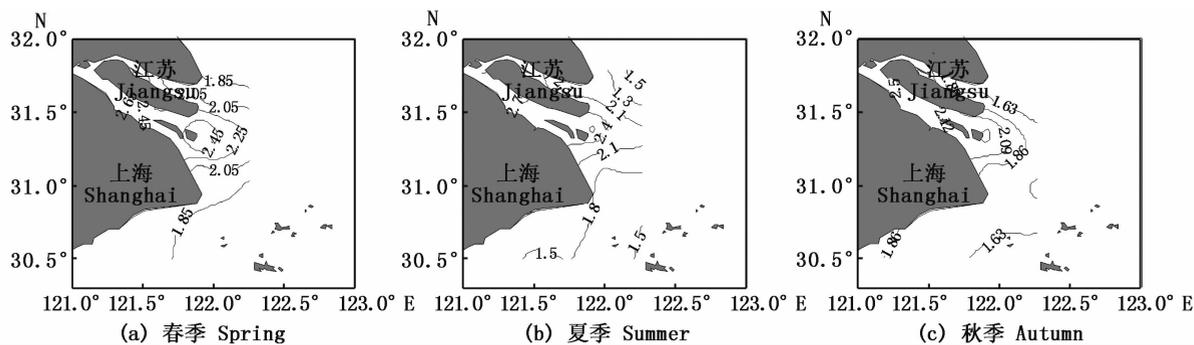


图 8 2006 年表层水体中砷平面分布 ($\mu\text{g/L}$)
 Fig. 8 Horizontal distribution of As in surface water in 2006 ($\mu\text{g/L}$)

2.4 化学要素的统计学初探

调查分析获得的化学要素种类虽多,但不同要素间可能会存在关联,我们通过因子分析法将多个要素综合为少数几个因子,每个因子代表一个或多个存在关联的要素,这些因子可以用来判断不同要素的来源,即每一个主因子代表了一个潜在的污染来源^[21],这将有助于我们初步了解不同环境要素基线发生变化的原因。我们利用软件 SPSS 19.0 对 2000、2006 和 2013 年调查数据进行分析,首先得到初始因子载荷矩阵,然后采用方差最大正交旋转法得到最终因子载荷矩阵,因子旋转后每个变量的因子负荷是原变量与主因子之间的相关系数,代表着在系统中的重要程度。表 1 至表 3 分别为 2000、2006 和 2013 年的最终因子载荷矩阵(仅列出了大于 30% 的载荷),在保证主因子的累积贡献率大于 85% 的基础上,2000、2006 和 2013 年均归纳出了 4 个主因子。

表 1 2000 年调查数据最终因子载荷矩阵

Tab.1 Loading of each variable on each of four factors of 2000

元素 Parameter	主因子 Factor			
	1(31.41)	2(25.83)	3(15.43)	4(12.88)
PO ₄ ³⁻ -P	<	0.943	<	<
DIN	0.883	<	<	<
Cu	<	<	<	0.961
Pb	0.718	0.446	<	<
Cd	<	<	0.898	<
As	0.575	0.312	0.381	<

注: < 表示载荷小于 30% (下同)

Note: < means factor loadings less than 30% (the same below)

表 2 2006 年调查数据最终因子载荷矩阵

Tab.2 Loading of each variable on each of four factors of 2006

元素 Parameter	主因子 Factor			
	1(41.18)	2(20.07)	3(14.89)	4(13.61)
PO ₄ ³⁻ -P	0.895	<	<	<
DIN	0.868	<	<	<
Cu	<	0.988	<	<
Pb	<	<	<	0.991
Cd	<	<	0.990	<
As	0.861	<	<	<

2000 年,因子 1 在 DIN、Pb 和 As 上为高负载;因子 2 在 PO₄³⁻-P 上为高负载,在 Pb 上也有一定负载;因子 3 在 Cd 上为高负载;因子 4 在 Cu 上为高负载。2006 年,因子 1 在 PO₄³⁻-P、DIN 和

表 3 2013 年调查数据最终因子载荷矩阵

Tab.3 Loading of each variable on each of four factors of 2013

元素 Parameter	主因子 Factor			
	(49.20)	2(19.24)	3(15.47)	4(9.28)
PO ₄ ³⁻ -P	0.907	<	<	<
DIN	0.785	0.470	<	<
Cu	<	0.926	<	<
Pb	<	<	0.989	<
Cd	<	<	<	0.979
As	0.910	<	<	<

As 上有较强的负载;因子 2 在 Cu 上为高负载;因子 3 在 Cd 上为高负载;因子 4 在 Pb 上为高负载。2013 年,因子 1 在 PO₄³⁻-P、DIN 和 As 上为高负载;因子 2 在 Cu 上为高负载;因子 3 在 Pb 上为高负载;因子 4 在 Cd 上为高负载。相关研究表明^[12-14],长江口及其附近海域 DIN、PO₄³⁻-P 和重金属的污染源主要包括河流、面源排放和工业排污,其中又以河流所占比例最大,因此可以推断因子 1 代表了河流输入;而因子 3 和因子 4 仅在金属元素上存在较强负荷,因此可以推断它们分别代表了不同种类的工业排污;因子 2 在不同时期负荷变化较大,并且对营养盐和金属元素都有一定程度的负荷,结合东海区治污现状,目前虽然对污染物的点源排污进行了总量控制,但广大的面源无组织排放仍难以限制^[22],因此推断因子 2 代表了面源无组织排放,包括了农业排污和大气(雨水)输送等。

可以看出,在营养元素方面,2000 年,PO₄³⁻-P 和 DIN 分别受不同因子支配,说明这个时期两者在污染来源方面存在较大差异,到 2006 年,PO₄³⁻-P 和 DIN 趋于一致,均受因子 1 支配,而到 2013 年,PO₄³⁻-P 和 DIN 在共同受因子 1 支配的前提下,DIN 还受到了因子 2 的影响,这说明近年来,DIN 的源头增加,即面源无组织排放的影响增大,这可能是造成 DIN 基线值 2013 年明显升高的主要原因。在金属元素方面,2000 年,Pb 和 As 存在交叉支配,其中 Pb 受因子 1 和因子 2 支配,As 更加复杂,同时受因子 1、因子 2 和因子 3 共同支配,说明这个时期两者的来源较复杂,到 2006 年和 2013 年,金属元素不存在交叉支配现象,即每个变量只受一个主因子影响,这说明金属元素的来源开始趋于单一化,并且 Cu、Pb 和 Cd 均以单变量主因子出现,即一个主因子只支配了一个变

量,这说明不同金属元素间在源头方面存在差异。金属元素的来源由复杂变单一,这与近年来工业污水需经污水厂处理再排入河流也有一定关系,源头得到了有效控制可能是造成金属元素基线值降低的主要原因。

3 结论

利用数据统计方法,计算了 2000、2006 和 2013 年长江口及邻近海域表层海水主要化学要素基线值,结果表明:

(1) 从基线变化趋势来看,不同要素的基线变化并不一致, PO_4^{3-} -P 持续升高,DIN 呈现出先降低后升高的趋势,Cu、Cd 和 As 基线值持续降低,Pb 先升高后降低,分析后发现该海域的污染状况正由营养盐污染和重金属污染并存过渡到单纯的营养盐污染。

(2) 研究区域表层海水中营养元素分布受陆源径流影响明显,但整体表现为近河口区偏高,远岸偏低,受复杂水动力的影响,还存在部分孤立的高值区;重金属元素浓度最高值均出现在夏季,随着河流重金属供给的改变及存在形态的转变,不同季节间各种分布形式存在差异。

(3) 因子分析的结果表明营养元素的污染来源不断发生变化,其中 PO_4^{3-} -P 的主要污染源在 2000 到 2006 年间发生了较大变化,DIN 在 2006 到 2013 年间源头增加,造成了基线值明显升高。在金属元素方面,污染源得到有效控制,是金属元素基线值普遍降低的重要原因。

参考文献:

- [1] LEPELTIER C. A simplified statistical treatment of geochemical data by graphical representation [J]. *Economic Geology*, 1969, 64(5): 538-550.
- [2] 陈振民. 环境本底值背景值基线值概念的商榷[J]. *河南地质*, 2000, 18(2): 158-160.
CHEN Z M. Discussion on the conception of the environmental original value & the environmental background value and the environmental baseline value [J]. *He nan Geology*, 2000, 18(2): 158-160.
- [3] 腾彦国,倪师军,张成江. 环境地球化学基线研究简介[J]. *物探化探计算技术*, 2001, 23(2): 135-139.
TENG Y G, NI S J, ZHANG C J. Introduction to the study of environmental geochemical baseline [J]. *Computing Techniques for Geophysical and Geochemical Exploration*, 2001, 23(2): 135-139.
- [4] FRANTZEN S, MAAGE A, DUINKER A, et al. A baseline

- study of metals in herring (*Clupea harengus*) from the Norwegian Sea, with focus on mercury, cadmium, arsenic and lead[J]. *Chemosphere*, 2015, 127: 164-170.
- [5] CONTI M E, MECOZZI M, FINOIA M G. Determination of trace metal baseline values in *Posidonia oceanica*, *Cystoseira* sp., and other marine environmental biomonitors; a quality control method for a study in South Tyrrhenian coastal areas [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(5): 3640-3651.
- [6] 张宇峰,张雪英,徐炎华,等. 海洋环境基线值表达方式的探讨[J]. *南京工业大学学报*, 2003, 25(2): 82-85.
ZHANG Y F, ZHANG X Y, XU Y H, et al. Discuss of expressions on environmental baseline [J]. *Journal of Nanjing University of Technology*, 2003, 25(2): 82-85.
- [7] WEI C Y, WEN H L. Geochemical baselines of heavy metals in the sediments of two large freshwater lakes in China; implications for contamination character and history [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2012, 34(6): 737-748.
- [8] 于涛. 南海海水中溶解态铜、铅、锌、镉环境背景值的初步研究[J]. *台湾海峡*, 2003, 22(3): 329-333.
YU T. Study about dissolved heavy metals and their background values in South China Sea [J]. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 2003, 22(3): 329-333.
- [9] KARIM Z, QURESHI B A, MUMTAZ M. Geochemical baseline determination and pollution assessment of heavy metals in urban soils Karachi, Pakistan [J]. *Ecological Indicators*, 2015, 48: 358-364.
- [10] 张润楚. 数理统计学[M]. 北京: 科学出版社, 2010: 85-86.
ZHANG R C. *Mathematical statistics*[M]. Beijing: Science Press, 2010: 85-86.
- [11] 顾宏堪. 渤海海洋化学[M]. 北京: 科学出版社, 1991: 17-40.
GU H K. *Marine chemistry of Bohai and Yellow sea*[M]. Beijing: Science Press, 1991: 17-40.
- [12] 范丽,程金平,郭广勇. 长江口污染物种类及其来源[J]. *江苏环境科技*, 2008, 21(s1): 10-12, 15.
FAN L, CHENG J P, GUO G Y. Pollutant category and its source in Yangtze River Estuary[J]. *Jiangsu Environmental Science and Technology*, 2008, 21(s1): 10-12, 15.
- [13] 陈法锦,陈建芳,张海生,等. 2009 年夏季长江口及邻近海域硝酸盐、磷酸盐的变化规律及其行为特征[J]. *海洋学研究*, 2011, 29(3): 48-56.
CHEN F J, CHEN J F, ZHANG H S, et al. The behavior of nitrate and phosphate in Changjiang River Estuary and its adjacent East China Sea during summer of 2009[J]. *Journal of Marine Sciences*, 2011, 29(3): 48-56.
- [14] 李磊,平仙隐,沈新强. 春、夏季长江口溶解态重金属的时空分布特征及其污染评价[J]. *浙江大学学报(理学版)*, 2011, 38(5): 541-549.
LI L, PING X Y, SHEN X Q. Spatial and temporal

- distribution and pollution evaluation of the dissolved heavy metals in the Changjiang Estuary [J]. *Journal of Zhejiang University (Science Edition)*, 2011, 38(5): 541-549.
- [15] 柴超, 俞志明, 宋秀贤, 等. 三峡工程蓄水前后长江口水域营养盐结构及限制特征[J]. *环境科学*, 2007, 28(1): 64-69.
- CHAI C, YU Z M, SONG X X, et al. Characteristics of nutrient structures and limitation in the Yangtze River Estuary before and after water storage of the Three Gorges Project[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(1): 64-69.
- [16] 姚庆祯, 张经. 长江口及邻近海域痕量元素砷、硒的分布特征[J]. *环境科学*, 2009, 30(1): 33-38.
- YAO Q Z, ZHANG J. Distributions of arsenic and selenium in the Yangtze Estuary and its adjacent areas [J]. *Environmental Science*, 2009, 30(1): 33-38.
- [17] 王百顺, 刘阿成, 陈忠阳. 1984-2000 年长江口海域水质重金属浓度分布变化[J]. *海洋通报*, 2003, 22(2): 32-38.
- WANG B S, LIU A C, CHEN Z Y. Distribution changes of dissolved heavy metal concentration in Changjiang estuary and its adjacent waters, 1984-2000[J]. *Marine Science Bulletin*, 2003, 22(2): 32-38.
- [18] 何荣. 从流域到东海近岸重金属输送的初步研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2011: 2-15.
- HE R. Preliminary study on the transport of heavy metals from river basin to the coastal shelf of East China Sea[D]. Shanghai: East China Normal University, 2011: 2-15.
- [19] 黄清辉, 沈焕庭, 茅志昌. 长江河口溶解态重金属的分布和行为[J]. *上海环境科学*, 2001, 20(8): 372-374, 377.
- HUANG Q H, SHEN H T, MAO Z C. Distribution and behaviour of dissolved heavy metals in the river Yangtze estuary [J]. *Shanghai Environmental Sciences*, 2001, 20(8): 372-374, 377.
- [20] 王长友. 东海 Cu、Pb、Zn、Cd 重金属环境生态效应评价及环境容量估算研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2008: 1-25.
- WANG C Y. The studies of environmentally ecological effects assessment and environmental capacity estimation of the heavy metal Cu, Pb, Zn and Cd in the East China Sea [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2008: 1-25.
- [21] DAVIES B E. Heavy metal contaminated soils in an old industrial area of Wales, Great Britain; source identification through statistical data interpretation [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1997, 94(1/2): 85-98.
- [22] 张健, 施青松, 邬翱宇, 等. 杭州湾丰水期主要污染因子的分布变化及成因[J]. *东海海洋*, 2002, 20(4): 35-41.
- ZHANG J, SHI Q S, WU A Y, et al. Distribution characteristic analysis of main pollution factor in rainy season in the Hangzhou Bay [J]. *Donghai Marine Science*, 2002, 20(4): 35-41.

Variation characteristics of parameters baseline values for the Changjiang Estuary and its adjacent areas

TAN Saizhang^{1,2}, SUN Yawei^{1,2}, KE Yu^{1,2}, YE Shufeng^{1,2}

(1. East China Sea Environment Monitoring Center, State Oceanic Administration, Shanghai 200137, China; 2. Key Laboratory of Integrated Marine Monitoring and Applied Technologies for Harmful Algal Blooms, Shanghai 200137, China)

Abstract: The pollution baseline values for different elements in the Changjiang Estuary and its adjacent areas were measured by investigation data obtained in 2000, 2006 and 2013, of which the abnormal data were first excluded and then normal distribution test was carried out. Trends of pollution baseline values from 2000, 2006 and 2013 were discussed, which showed that the pollution baseline values of phosphate increased while Cu, Cd and As decreased obviously. The results showed that the concentrations and fluctuation degree of parameters were different, and as a whole, the spatial distribution of different elements shows higher concentration in estuarine area, and the concentration decreases with the distance from the estuary. Factor analysis results show that the pollution source of nutrient is changing obviously, and the DIN contains two major pollutant sources recently. The source of metal is simple and unique, and the transformation of different metal elements in seawater is different.

Key words: The Changjiang Estuary; baseline value; factor analysis; nutrient; heavy metal