

长江口海域表层水体颗粒有机物 $\delta^{15}\text{N}$ 的分布特征*

宋 飞^{1,2} 宋秀贤¹ 俞志明¹

(1. 中国科学院海洋研究所海洋生态与环境科学重点实验室 青岛 266071;

2. 中国科学院研究生院 北京 100049)

提要 以长江口海域 2005 年 4 个季度的现场调查为基础,测定了不同季节表层水体中悬浮颗粒有机物的 ^{15}N 值(^{15}Np),初步分析了 ^{15}Np 的时空分布特点以及表层水体中 ^{15}Np 指示水体富营养化的可行性。结果显示,长江口海域表层水体中平均 ^{15}Np 偏低, ^{15}Np 离散程度较大,农业化肥、大气沉降对该海域氮来源贡献较大,陆源氮输入变化及氮分馏作用程度较大。 ^{15}Np 的空间分布具有季节性差异,陆源氮输入变化及氮分馏作用导致的长江口近岸海域 ^{15}Np 的季节变化是其主要原因。5 月份 ^{15}Np 与 DIN 具有显著正相关性,一定程度上 ^{15}Np 可以指示海域氮富营养化程度。

关键词 长江口, 悬浮颗粒有机物, ^{15}Np , 分布特征, 富营养指示

中图分类号 X55

目前,全球范围内沿海海域富营养化现状日益严重。氮作为富营养化重要组分之一,在某些典型海域的陆源输入呈现出快速增长的趋势(Bowen *et al*, 2001; Smith *et al*, 1999; Valiela *et al*, 1992; 吴玉霖等, 2005; 李学刚等, 2005; 宋金明等, 2006),其输入量的不断增加导致了很多河口水域富营养化现象日益加剧(Valiela *et al*, 1997, 2002; Nixon, 1992)。以我国长江口海域为例,每年大约有 $9.12 \times 10^5 \text{t}$ 的无机氮通过长江口输送入海(沈志良等, 1991),导致该海域富营养化非常严重(孟伟等, 2004; 叶仙森等, 2000)。

富营养化问题的普遍性和严重性,带动了很多相关研究的开展。利用稳定氮同位素技术研究富营养化形成机制、评估富营养化程度也是该领域的研究热点之一(Lake *et al*, 2001; McKinney *et al*, 2001; Cabana *et al*, 1996)。利用氮同位素技术研究富营养化具有指示富营养化程度、氮的来

源、形式以及不同形态氮发生的主要生物地球化学过程(Wigand *et al*, 2001; McClelland *et al*, 1997, 1998)等优点。

我国 $\delta^{15}\text{N}$ 方面的研究,目前主要集中在实验室条件下的氮分馏作用以及利用 $\delta^{15}\text{N}$ 指示陆域湖泊、河流中氮的来源和相关的生物地球化学变化过程研究(俞志明等, 2004; 肖化云等, 2003, 2004; 吴莹等, 2002),对近海海域水体中 $\delta^{15}\text{N}$ 的相关研究报道较少。为此,作者针对长江口海域富营养化现象,结合现场调查初步研究了表层悬浮颗粒物氮同位素的时空分布特征,为深入探讨长江口海域富营养化的形成机制提供重要参考。

1 材料与方法

1.1 采样站位

本研究的调查海域为长江口海域:北纬

* 国家自然科学基金重点项目, 50339040 号和中国科学院知识创新工程重要方向项目, KZCX3-SW-232 号。

宋 飞, E-mail: songfee@hotmail.com

通讯作者: E-mail: zyu@ms.qdio.ac.cn

收稿日期: 2006-01-14, 收修改稿日期: 2007-03-16

30.3°—32.1°, 东经 121.0°—123.5°, 共设 39 个采样站位(图 1), 其中 2 月份调查站位 24 个(图中方框所示站位), 5、9、11 月份调查站位 39 个(图中圆点所示站位)。

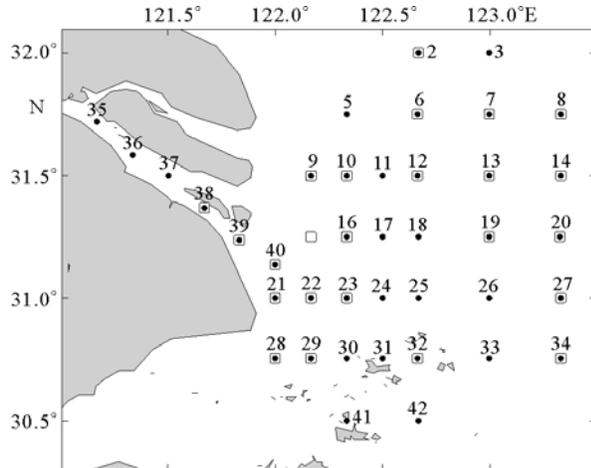


图 1 长江口海域调查站位

Fig.1 Sampling stations in Changjiang River estuary

为了便于分析研究, 根据目标海域表层水体中四个调查季度悬浮颗粒物(SS, mg/L)以及叶绿素(Chlorophyll)/SS 比值的平均值(图 2), 将调查海域分为两部分: 近岸海域(纵断面 10、16、23、30、41 号站及其左侧海域)、远岸海域(其他海域)。其中近岸海域 SS 较高, Chlorophyll 在悬浮颗粒物中所占比例较低, 根据地理位置又分为长江口河道、最大混浊带以及近岸北部海域(口门以外海域); 远岸海域 SS 较低、Chlorophyll 在悬浮颗粒

物中所占比例较高, 也称为生物区。

1.2 样品采集

用经 450 预处理过的 GF/F 滤膜过滤足量的表层海水, 将滤膜在 -20 冷冻保存以测量悬浮颗粒有机物的 $\delta^{15}\text{N}_\text{p}$ 值; 滤液用氯仿固定后冷冻保存以测量硝酸盐(NO_3^-)、亚硝酸盐(NO_2^-)、铵盐(NH_4^+)的浓度。用恒重后的醋酸纤维滤膜过滤一定体积的水样, 通过差量法计算水体中悬浮颗粒物的含量。现场利用 YSI 测定表层水体的温度(T)、叶绿素以及盐度(S), 并分别使用标准方法进行校正。

1.3 样品测定

测量前, 将滤膜在 60 下恒温烘干 36h, 冷却室温后取足量的悬浮颗粒物用锡箔包裹, 然后通过自动进样盘进样到元素分析仪-同位素质谱仪联机(CE flash EA 1112-Finnigan Delta^{plus} XL)进行测量。样品在燃烧管中燃烧转化为 NO_x 和 H_2O , 混合气体产物再经过还原管后 NO_x 被还原成 N_2 , 随后混合气体产物经过脱水管去除 H_2O , N_2 经填充柱色谱分离并送入同位素质谱仪进行氮同位素组成测定, $\delta^{15}\text{N}_\text{p}$ 测量误差为 $\pm 0.2\text{‰}$ 。

$\delta^{15}\text{N}$ 是以大气中 N_2 的氮同位素比值($R = {}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$)为标准的相对值, 计算公式为:

$${}^{15}\text{N}(\text{‰}) = (R_{\text{样品}} - R_{\text{标准}}) / R_{\text{标准}} \times 1000$$

表层水体中的硝酸盐(NO_3^-)以铜镉还原法、亚硝酸盐(NO_2^-)以重氮偶氮法、氨氮(NH_4^+)以靛酚兰法利用荷兰 SKALAR 营养盐自动分析仪检测。

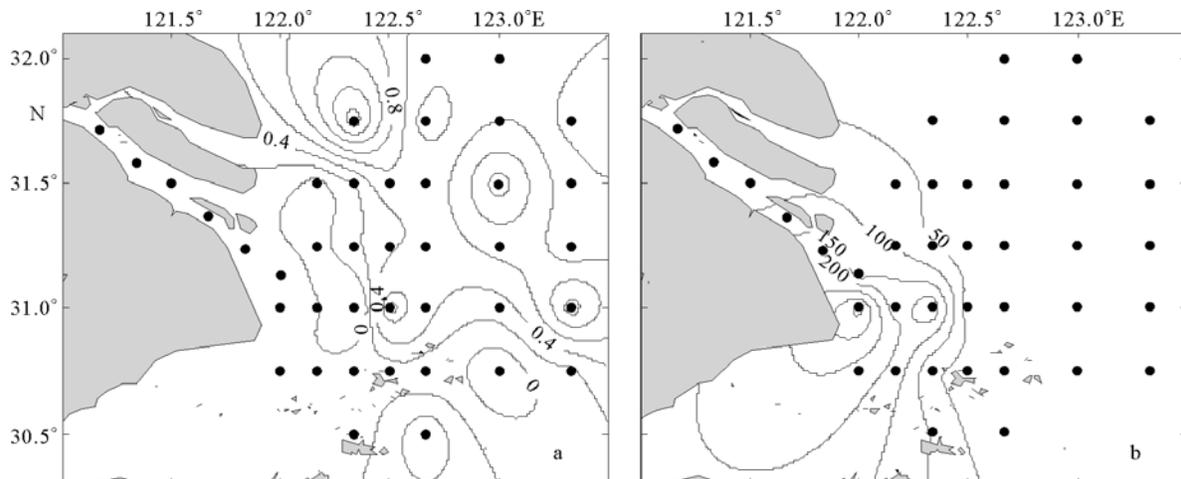


图 2 表层水体季节平均 SS(mg/L)(a)和 Chlorophyll /SS(‰)(b)分布

Fig.2 Distribution of average SS (mg/L) (a) and Chlorophyll /SS(‰) (b) in the surface water

2 结果

长江口海域表层水体中悬浮颗粒物四个季度的 $\delta^{15}\text{Np}$ 值分布范围在 -1.6‰ — 10.1‰ 之间, 主要分布范围在 3.0‰ — 7.0‰ 之间, 总体平均值为 4.8‰ 。

长江口海域表层水体中 $\delta^{15}\text{Np}$ 的分布在不同季节呈现出不同的分布特点(图 3)。

2 月份表层水体中 $\delta^{15}\text{Np}$ 总体水平较低, 平均为 3.7‰ , 分布范围较小, 分布在 0.1‰ — 6.3‰ 之间。该季节沿岸海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 低、远岸海域高。近岸海域的最大混浊带水域 $\delta^{15}\text{Np}$ 较高, 河道水域次之, 最大混浊带外缘水域较小; 除东北部 3、7、8 号站位附近水域外, 远岸海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 均较高。

5 月份表层水体中 $\delta^{15}\text{Np}$ 总体水平最高, 平均为 5.6‰ , 分布范围较大, 分布在 0.6‰ — 10.1‰ 之间。和远岸海域相比, 该季节近岸海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 总体水平较高。近岸海域的河道及最大混

浊带南部水域 $\delta^{15}\text{Np}$ 较低, 远岸海域除东南部分水域外 $\delta^{15}\text{Np}$ 均较低。该海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 极高值出现在近岸海域的 9、10 号站位水域和远岸海域的 27、33 号站位水域, 极低值出现在远岸海域的 26、32 以及 34 号水域。

9 月份表层水体中 $\delta^{15}\text{Np}$ 总体水平开始降低, 平均为 4.6‰ , 分布范围较小, 分布在 2.3‰ — 7.4‰ 之间。和其他海域相比, 该季节长江口中间部分海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 总体水平较低。近岸海域分布均匀, 长江河道水域 $\delta^{15}\text{Np}$ 较高; 远岸海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 分布复杂, 离散度大, 其中东南部分海域(除 34 号站位外) $\delta^{15}\text{Np}$ 较高。 $\delta^{15}\text{Np}$ 的极高值出现在生物区东南部分的 20、27、33 号站附近海域, 而极低值出现在生物区 11、13、23 号站附近海域。

11 月份表层水体中 $\delta^{15}\text{Np}$ 总体水平和 9 月份接近, 平均为 4.7‰ , 分布范围较大, 分布在 -1.6‰ — 9.0‰ 之间。该季节 $\delta^{15}\text{Np}$ 分布较复杂, 总

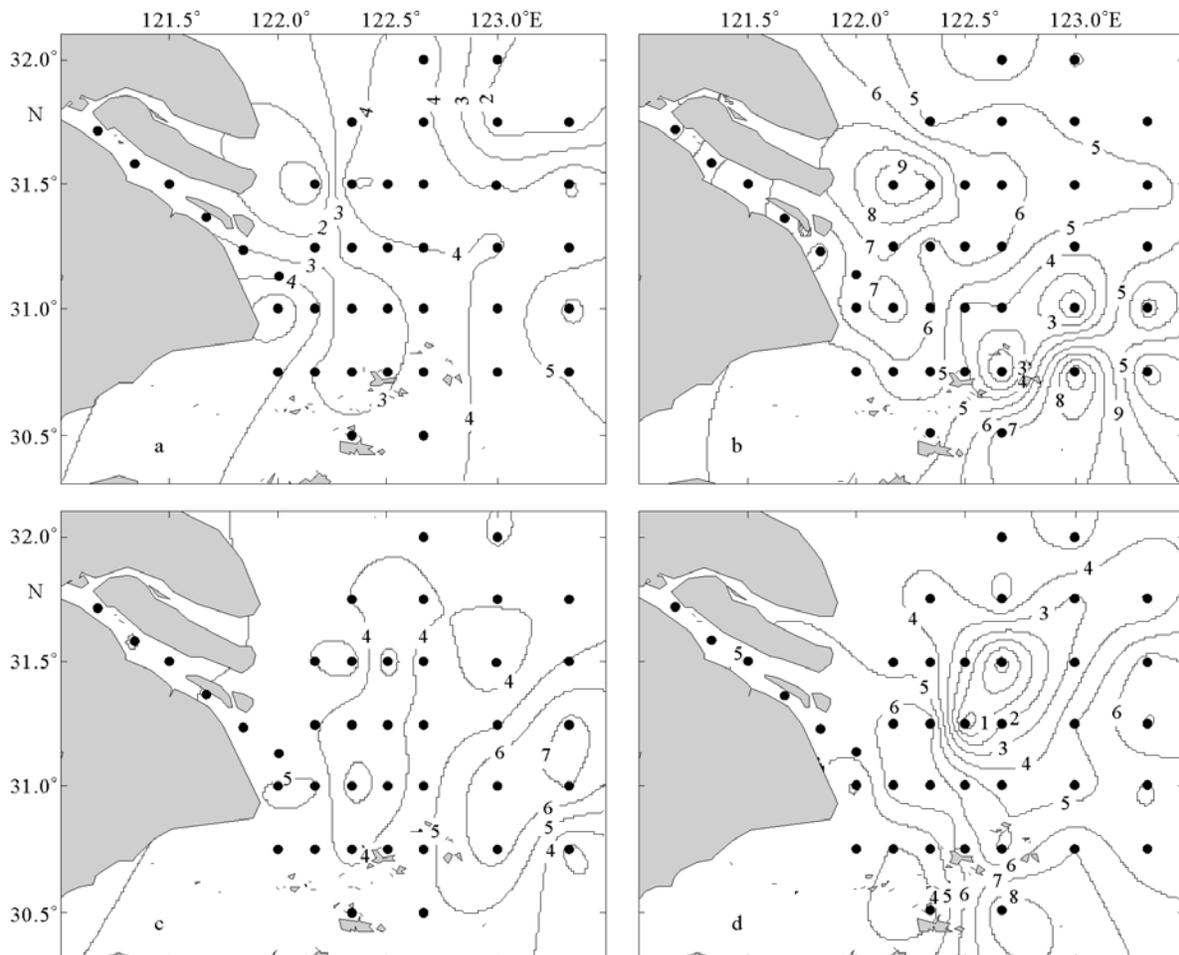


图 3 表层水体 ^{15}Np 空间分布图: (a) 2 月份; (b) 5 月份; (c) 9 月份; (d) 11 月份

Fig.3 Spatial distribution of ^{15}Np in the surface water in Feb (a), May (b), Sep. (c), and Nov. (d)

体上近岸海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 较高。近岸海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 分布均匀, 其中长江口门附近及最大混浊带外缘海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 较大; 远岸海域东南部水域 $\delta^{15}\text{Np}$ 相对较高。 $\delta^{15}\text{Np}$ 极大值出现在远岸海域 42 号海域, 极低值出现在远岸海域 12、17 号海域。

调查结果显示, 长江口海域表层水体中 $\delta^{15}\text{Np}$ 的季节性、区域性差异很大。长江口河道水域表层水体中 $\delta^{15}\text{Np}$ 在 2、11 月份自河道上游至下游逐渐增加, 5、9 月份的规律相反; 和周围海域相比, 最大混浊带海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 一般较高; 和近岸海域相比, 生物区海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 的时空分布复杂, 离散度较大, 东南部海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 高而北部海域低。

3 讨论

3.1 长江口海域 ^{15}Np 的分布

3.1.1 $\delta^{15}\text{Np}$ 总体分布 长江口海域表层水体 $\delta^{15}\text{Np}$ 全年的平均值为 4.8‰, 主要分布在 3.0‰—7.0‰之间(表 1), 与国内外其他河口及海湾区域比较相对较低。另外, $\delta^{15}\text{Np}$ 的最低值和最高值分别为-1.6‰和 10.1‰, 分布范围较大。

水体中悬浮颗粒物 $\delta^{15}\text{Np}$ 值的大小与其 $\delta^{15}\text{Np}$ 本底值和发生的分馏过程有关, 各站 $\delta^{15}\text{Np}$ 值是不同氮来源及其发生的氮分馏作用的综合反映(McClelland *et al.*, 1997; David, 2001)。对于本研究海域的 $\delta^{15}\text{Np}$ 分布而言, 由于氮分馏过程普遍存在并具有双向性(即氮化合物发生分馏作用后, 其 $\delta^{15}\text{Np}$ 既可能增大、也可能减小, 具有偏离本底值、上下震荡的分布特点), 所以, 尽

管进入该海域的氮化物会发生各种分馏作用, 但整个海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 的平均值仍可反映该海域的氮来源本底值信息, 而 $\delta^{15}\text{Np}$ 的离散程度则反映了陆源氮输入变化和氮分馏过程水体 $\delta^{15}\text{Np}$ 的相对影响程度。

长江径流的氮输入在长江口海域的总氮输入量中占主要地位, 研究长江径流的氮来源对于了解长江口海域的氮来源信息具有重要的借鉴意义。长江径流冲淡水的氮来源主要有三种, 即工业及生活污水、农业化肥、大气沉降。不同来源的氮 $\delta^{15}\text{N}$ 本底值范围不同, 相关研究表明, 大气沉降中的氮和农业化肥中的氮的 $\delta^{15}\text{Np}$ 值较低(分别为-12‰—5‰、-3‰—3‰)(Russell *et al.*, 1998; Kreitler *et al.*, 1983), 而工业以及生活污水中的氮的 $\delta^{15}\text{Np}$ 值较高(5‰—9‰)(Waldron *et al.*, 2001; Aravena *et al.*, 1993)。

从表 1 中可以看出, 不同季节长江口海域表层水体中 $\delta^{15}\text{Np}$ 相对其他海域均较低, 说明由长江径流输入氮的主要来源是农业化肥和大气沉降氮, 而工业与生活污水输入氮相对较低。这一推论与沈志良等(2001)对长江及长江口河水和雨水分析后得出的长江流域氮主要来源于化肥和大气沉降的结论一致。另外, 由表 1 可知, $\delta^{15}\text{Np}$ 的分布在不同的月份均具有较大的离散程度, 反映出在长江口海域复杂的水文、化学和生物等条件下, 陆源氮输入变化、氮生物地球化学变化过程及其导致的氮分馏作用程度相对较大。

表 1 长江口海域与其他水域中 ^{15}Np 的比较
Tab.1 Comparison of $\delta^{15}\text{Np}$ in surface water in Changjiang River estuary with other different waters

水域	$\delta^{15}\text{Np}$ 范围(‰)	平均值(‰)	参考文献
Cape Cod, MA	4.2—10.8	8.3	Marci <i>et al.</i> , 2004
Great Bay, NH	8.1—8.7	8.3	Marci <i>et al.</i> , 2004
Apalachicola Bay, FL	5.8—7.2	6.5	Marci <i>et al.</i> , 2004
Narragansett Bay, RI	2.1—7.9	5.6	McKinney <i>et al.</i> , 2001
Tijuana Estuary, CA	6—10.9	8.5	Kwak <i>et al.</i> , 1997
Forth, Scotland	5.0—6.2		Graham <i>et al.</i> , 2001
长江口(2 月份)	0.1—6.3	3.7	本文
长江口(5 月份)	0.6—10.1	5.6	本文
长江口(9 月份)	2.3—7.4	4.6	本文
长江口(11 月份)	-1.6—9.0	4.7	本文

3.1.2 典型水域 $^{15}\text{N}_p$ 分布 综合分析图 3 不同季节长江口海域表层水体 $\delta^{15}\text{N}_p$ 的分布可知, 长江口河道水域表层水体中 $\delta^{15}\text{N}_p$ 空间分布规律较明显, 并具有季节差异性。一方面, 其总体大小季节变化显著, 说明不同季节该水域陆源输入氮组成、来源差异明显; 另一方面, 其空间分布规律显著, 且在不同季节不同, 说明该水域陆源输入氮在输送过程中存在不能忽略的分馏作用, 并且不同季节分馏作用类型及其对 $\delta^{15}\text{N}_p$ 的影响不同。

和周围海域相比, 最大混浊带附近海域表层水体 $\delta^{15}\text{N}_p$ 较高, 说明该水域氮同位素分馏作用系数为负, 且其绝对值较大。结合该海域水文环境及其悬浮颗粒物的组成特点分析, 说明该区域可能存在较强的以分解作用为主的氮生物地球化学变化过程, 即该水域颗粒有机氮的分解产物溶解有机氮、溶解无机氮具有相对较低的 $\delta^{15}\text{N}$, 从而导致剩余颗粒有机氮具有相对较高的 $\delta^{15}\text{N}_p$ 值。

生物区海域表层水体中 $\delta^{15}\text{N}_p$ 离散度较大, 季节差异明显, 这在一定程度上说明该海域氮生物地球化学过程对氮分馏作用较大, 且具有季节差异性。该海域表层水体中微藻密度较高, 可以推断其相关的同化作用以及分解作用对氮的生物地球化学过程贡献较大。

3.2 $^{15}\text{N}_p$ 分布的时空变化特点

3.2.1 $\delta^{15}\text{N}_p$ 的空间分布 由于受径流影响, 长江口海域从口门到外海海域盐度呈现逐渐增加趋势, 而不同盐度水体物理、化学、生物条件及悬浮颗粒有机物的组成会不同, 其对 $\delta^{15}\text{N}_p$ 本底值以及氮的分馏作用的影响也会不同, 从而会导致不同盐度条件下 $\delta^{15}\text{N}_p$ 分布不同。如图 4 及表 2 所示, 总体上, 5、11 月份长江口表层水体 $\delta^{15}\text{N}_p$ 沿近岸水域到远海水域方向逐渐降低; 9 月份则相反, 2 月份趋势不明显。

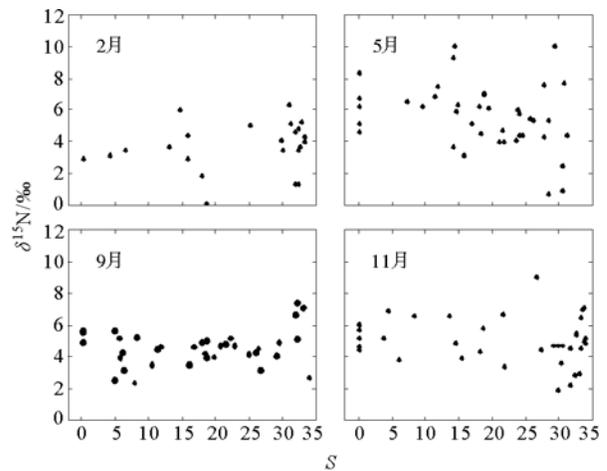


图 4 表层水体 $^{15}\text{N}_p$ -S 关系

Fig.4 Relation between $^{15}\text{N}_p$ and S in the surface water

由于不同季节高盐度远海水域($S>20$)表层水体中 $\delta^{15}\text{N}_p$ 的总体水平均在 5.0‰左右, 其季节变化较小, 对长江口海域 $\delta^{15}\text{N}_p$ 空间分布的季节变化影响不大。这说明导致长江口海域 $\delta^{15}\text{N}_p$ 空间分布季节变化的主要原因是低盐度近岸海域 $\delta^{15}\text{N}_p$ 总体水平的季节变化。

近岸海域表层水体 $\delta^{15}\text{N}_p$ 除受到氮生物地球化学影响外, 还受到长江陆源氮输入的影响, 且后者对近岸海域 $\delta^{15}\text{N}_p$ 的总体水平较大。2 月份陆源输入颗粒氮中农业来源比重相对较大, 具有相对较低的 $\delta^{15}\text{N}$ 本底值, 但由于较低的径流量, 其对长江口海域氮的贡献较小, 导致 $\delta^{15}\text{N}$ 不存在明显的盐度变化趋势。5 月份陆源输入颗粒氮 $\delta^{15}\text{N}$ 本底值较高, 工业来源氮的比重相对较大, 且具有较大的径流量, 因此 $\delta^{15}\text{N}$ 随盐度增加而降低。9 月份 $\delta^{15}\text{N}$ 变化趋势则与 5 月份相反, 农业来源氮比重较大而导致 $\delta^{15}\text{N}$ 本底值较低。11 月份径流量开始降低, 径流对 $\delta^{15}\text{N}$ 分布影响减小, 总体上陆源输入 $\delta^{15}\text{N}_p$ 本底值高于远海水域 $\delta^{15}\text{N}$ 。

表 2 $^{15}\text{N}_p$ 与 DIN、S 的相关性统计

Tab.2 Correlation of $^{15}\text{N}_p$ vs DIN and $^{15}\text{N}_p$ vs S

月份	样本数(个)	$^{15}\text{N}_p$ v.s DIN		$^{15}\text{N}_p$ v.s S	
		Pearson 系数	置信度(%)	Pearson 系数	置信度(%)
2	24	-0.0470	17.2	0.0340	12.5
5	39	0.317	95.1*	-0.297	93.3
9	39	-0.229	84.0	0.227	83.6
11	39	0.176	71.5	-0.185	74.1

* 代表在 95%置信度下显著相关

3.2.2 $\delta^{15}\text{N}_p$ 的季节变化 不同季节长江口海域表层水体中 $\delta^{15}\text{N}_p$ 的大小及其离散程度不同。如图 5 所示, 5 月份长江口海域 $\delta^{15}\text{N}_p$ 较高, 其次为 9、11 月份, 2 月份较低。 $\delta^{15}\text{N}_p$ 的变化趋势和长江径流量的变化类似: 丰水期初期 $\delta^{15}\text{N}_p$ 高, 而在枯水期末期 $\delta^{15}\text{N}_p$ 低。这可能说明长江径流对该海域水体 $\delta^{15}\text{N}_p$ 的分布影响很大。丰水期长江径流输入颗粒氮具有相对较高的 $\delta^{15}\text{N}_p$ 值, 同时其流量较大, 对长江口海域水体悬浮颗粒氮的贡献总体较大; 而枯水期长江径流输入颗粒氮 $\delta^{15}\text{N}_p$ 值较低, 流量较小, 对长江口海域水体悬浮颗粒氮的贡献总体较小。

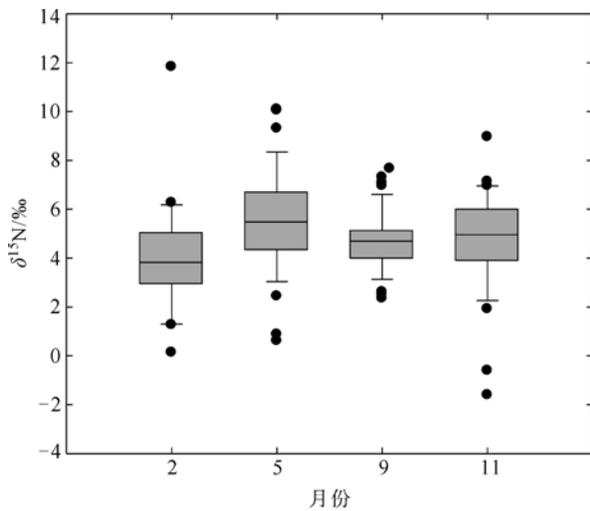


图 5 表层水体 $^{15}\text{N}_p$ 时间分布

Fig.5 Temporal distribution of $^{15}\text{N}_p$ in the surface water

水体中 $\delta^{15}\text{N}_p$ 离散程度的大小既能反映调查期间水域陆源氮输入变化程度的大小, 又能反映导致氮分馏的生物地球化学变化过程的类型、程度的大小。不同季节长江口海域表层水体中 $\delta^{15}\text{N}_p$ 离散程度不同, 反映了陆源氮输入、氮生物地球化学变化过程类型及其程度具有季节差异性。其中 5 月份长江口海域 $\delta^{15}\text{N}_p$ 分布相对分散, 说明该季节不同水域陆源氮输入、氮生物地球化学变化类型、程度的差异较大。

3.3 $^{15}\text{N}_p$ 与海域水体富营养化程度的关系

由于人类活动引起的氮外源输入(包括工业、农业、生活氮输入等)相对其他输入方式的氮总体上往往具有较高的 $\delta^{15}\text{N}_p$ 本底值(Aravena *et al*, 1993; Waldron *et al*, 2001), 当分馏作用对 $\delta^{15}\text{N}_p$ 造成的影响不是很大的情况下, $\delta^{15}\text{N}_p$ 可以在一定

程度上指示富营养化的程度: 富营养化水体中高的溶解无机氮(DIN)的浓度往往对应着水体高的 $\delta^{15}\text{N}_p$ 值。但如果氮的分馏作用较大时, 将掩盖其本底值, $\delta^{15}\text{N}_p$ 对水域富营养化的指示意义明显降低。

如图 6 所示, 并结合表 2 分析, 除 5 月份外, 其他季节长江口海域表层水体中 $\delta^{15}\text{N}_p$ 与水体中 DIN 之间的线性相关性均不明显, 其原因主要有以下三点:

(1) 陆源输入氮的 $\delta^{15}\text{N}_p$ 值和长江口海域 $\delta^{15}\text{N}_p$ 本底值接近; (2) 长江口近岸海域和远岸海域表层水体中悬浮颗粒物的组成不同; (3) 长江口海域水文条件复杂, 存在复杂的、较大程度的氮同位素分馏, 从而掩盖了氮的来源。

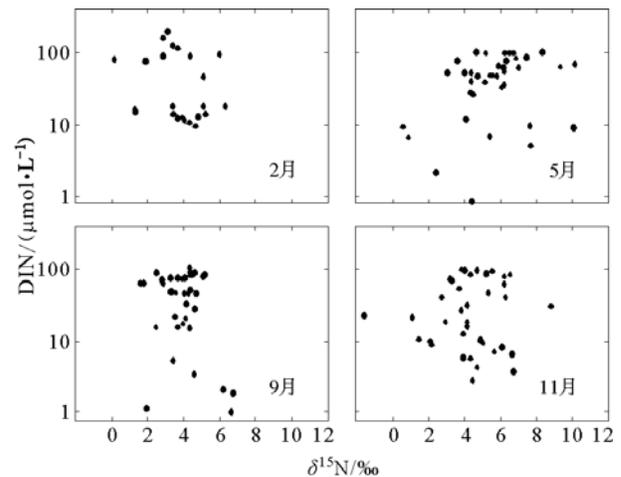


图 6 不同季节表层水体 $^{15}\text{N}_p$ -DIN 关系

Fig.6 Temporal relation between $^{15}\text{N}_p$ and DIN in the surface water

5 月份长江口海域表层水体中 $\delta^{15}\text{N}_p$ 与水体中 DIN 之间具有显著正相关性。这说明该月份 $\delta^{15}\text{N}_p$ 在一定程度上可以指示表层水体中 DIN 的水平。而春季是富营养化及赤潮的高发期, 该指示作用对研究海域富营养化具有重要意义。

4 结论

(1) 和其他水域相比, 长江口海域表层水体中 $\delta^{15}\text{N}_p$ 值较低, 农业化肥、大气沉降对该海域氮来源贡献较大; 分散程度较大, 陆源氮输入变化、氮生物地球化学变化过程及其导致的氮分馏作用程度相对较大。

(2) 长江口河道水域表层水体中 $\delta^{15}\text{N}_p$ 空间递变规律性较强, 季节差异明显; 河道水域陆源

输入氮在向长江口输送过程中的分馏作用影响不能忽略。最大混浊带海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 较高, 该区域氮同位素分馏程度可能较大; 生物区 $\delta^{15}\text{Np}$ 分布较复杂, 具有较大的季节差异性及离散度。

(3) 长江口海域表层水体 $\delta^{15}\text{Np}$ 的空间分布具有季节性差异, 5、11 月份长江口表层水体 $\delta^{15}\text{Np}$ 沿近岸水域到远海水域方向逐渐减小, 9 月份相反, 2 月份规律不明显。 $\delta^{15}\text{Np}$ 空间分布季节变化的主要原因是陆源氮输入变化及氮分馏作用导致的长江口近岸海域 $\delta^{15}\text{Np}$ 的季节变化。

(4) 5 月份长江口海域表层水体 $\delta^{15}\text{Np}$ 值较高, 其次为 9、11 月份, 2 月份较低, 与长江径流“丰水-枯水”变化大致吻合。不同季节 $\delta^{15}\text{Np}$ 的离散程度不同, 其中 5 月份较大, 陆源氮输入、氮生物地球化学变化类型、程度的差异较大。

(5) 5 月份长江口海域表层水体 $\delta^{15}\text{Np}$ 和 DIN 具有显著正相关性, $\delta^{15}\text{Np}$ 在一定程度上可以指示表层水体氮富营养化程度。其他季节该海域表层水体 $\delta^{15}\text{Np}$ 和 DIN 不具有显著相关性。

致谢 刘秀娟、柴超等参与了海上采样工作, 于志强、沈志良老师在样品测量时给予了大力的帮助, 谨此谢忱!

参 考 文 献

叶仙森, 张 勇, 项有堂, 2000. 长江口海域营养盐的分布特征及其成因. 海洋通报, 19 (1): 89—92

吴 莹, 张 经, 张再峰等, 2002. 长江悬浮颗粒物中稳定碳、氮同位素的季节变化. 海洋与湖沼, 33(5): 546—552

吴玉霖, 孙 松, 张永山, 2005. 环境长期变化对胶州湾浮游植物群落结构的影响. 海洋与湖沼, 35(6):487—498

宋金明, 李学刚, 邵君波等 2006. 南黄海沉积物中氮、磷的生物地球化学行为. 海洋与湖沼, 37(4): 370—376

李学刚, 宋金明, 李 宁等, 2005. 胶州湾沉积物中氮与磷的来源及其生物地球化学特征. 海洋与湖沼, 36(6): 562—571

沈志良, 古堂秀, 1991. 长江生源要素的输出通量. 海洋科学, (6): 67 — 69

沈志良, 刘 群, 张淑美等, 2001. 长江和长江口高含量无机氮的主要控制因素. 海洋与湖沼, 32(5): 465—473

肖化云, 刘丛强, 2004. 氮同位素示踪贵州红枫湖河流季节性氮污染. 地球与环境, 32 (1): 71—75

肖化云, 刘丛强, 王仕禄等, 2003. 硝化和反硝化对湖泊有机质沉积成岩前降解作用的研究. 地球化学, 32

(4): 375—381

孟 伟, 秦延文, 郑丙辉等, 2004. 长江口水体中氮、磷含量及其化学耗氧量的分析. 环境科学, 25 (6): 65—68

俞志明, Waser N A D, Harrison P J, 2004. 不同氮源对海洋微藻氮同位素分馏作用的影响. 海洋与湖沼, 35 (6): 524—529

Aravena R, Evans M L, Cherry J A, 1993. Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. Ground Water, 31: 180—186

Bowen J, Valiela I, 2001. The ecological effects of urbanization of coastal watersheds: historical increases in nitrogen loads and eutrophication of Waquoit Bay estuaries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 58:1489—1500

Cabana G, Rasmussen J B, 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. Proc Natl Acad Sci USA, 93: 10844—10847

David Robinson, 2001. $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle. Trends in Ecology & Evolution, 16 (3): 153—162

Graham M C, Eaves M A, Farmer J G *et al*, 2001. A study of carbon and nitrogen stable isotope and elemental ratios as potential indicators of sources and fate of organic matter in sediment of the Forth Estuary, Scotland. Estuary, Coastal and Shelf Science, 52: 375—380

Kreitler C W, Browning L A, 1983. Nitrogen-isotope analysis of groundwater nitrate in carbonate aquifers: natural source versus human pollution, J Hydrol, 61: 285—301

Kwak T J, Zedler J B, 1997. Food web analysis of southern California coastal wetlands using multiple stable isotopes. Oecologia, 110:262—277

Lake J L, McKinney R A, Osterman F A *et al*, 2001. Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems. Can J Fish Aquat Sci, 58:870—878

Marci L C, Valiela I, Kevin D K *et al*, 2004. Assessment of a $\delta^{15}\text{N}$ isotopic method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic ecosystems. J Environ Qual, 33:124—132

McClelland J W, Valiela I, 1998. Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived sources. Limnol Oceanogr, 43:577—585

McClelland J W, Valiela I, Michener R H, 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds. Limnol Oceanogr, 42:930—937

McKinney R A, Nelson W G, Wigand C *et al*, 2001. Ribbed mussel nitrogen isotope signatures reflect nitrogen sources in coastal salt marshes. Ecol Appl, 11:203—214

Nixon S, 1992. Quantifying the relationship between nitrogen input and the productivity of marine. Technology Conference, 5: 57—83

Russell K A, Galloway J N, Macko S A *et al*, 1998. Source of nitrogen in wet deposition in the Chesapeake Bay region. Atom Environ, 32:2453—2465

Smith V H, Tilman G D, Nekola J C, 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution, 100: 179—196

- Valiela I, Bowen J, 2002. Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaics and losses within watersheds. *Environmental Pollution*, 118: 239—248
- Valiela I, Collins G, Kremer J *et al*, 1997. Nitrogen loading from coastal waters to receiving estuaries: new method and application. *Ecological Application*, 7: 358—380
- Valiela I, Foreman K, LaMontagne M *et al*, 1992. Coupling of watersheds and coastal waters: sources and consequences of nutrient enrichment in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 15: 443—457
- Waldron S, Tatner P, Jack I *et al*, 2001. The impact of sewage discharge in a marine embayment: A stable isotope reconnaissance. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 52: 111—115
- Wigand C, Comeleo R, McKinney R A *et al*, 2001. Outline of a new approach to evaluate ecological integrity of salt marshes. *Hum Ecol Risk Assess*, 7: 1541—1554

THE DISTRIBUTION OF $\delta^{15}\text{N}$ IN PARTICULATE ORGANIC MATTER IN SURFACE WATER OF THE CHANGJIANG RIVER ESTUARY

SONG Fei^{1,2}, SONG Xiu-Xian¹, YU Zhi-Ming¹

(1. Key Laboratory of Marine Ecology and Environmental Science, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Science, Qingdao, 266071; 2. Graduate School, Chinese Academy of Science, Beijing, 100049)

Abstract To determine the sources of nitrogen entering the Changjiang (Yangtze) River estuary and understand eutrophication mechanisms in regional areas, nitrogen isotope of suspended particulate organic matter ($\delta^{15}\text{Np}$) was measured in 2005. Results show that the average value of $\delta^{15}\text{Np}$ in surface water of the estuary was lower in a wider range than those of others in the world. Vertical variation of $\delta^{15}\text{Np}$ from surface to bottom changed clearly in season. In the maximum turbid zone and biologically active areas of the estuary, $\delta^{15}\text{Np}$ values were higher and more complicated than those in adjacent areas. The $\delta^{15}\text{Np}$ values varied positively with salinity in February and September, and negatively in May and November. In May, the average of $\delta^{15}\text{Np}$ in the estuary was higher, followed by September, November and February, reflecting seasonal rainy-dry change. Also, the level of $\delta^{15}\text{Np}$ concentration was more fluctuated stationwise in May, during which $\delta^{15}\text{Np}$ was linearly-correlated to DIN in surface water significantly. Air precipitation and agriculture discharge were the major nitrogen sources into the estuary with biogeochemistry and fractionation processes that should be considered. As the seasonal variation of the $\delta^{15}\text{Np}$ in nearshore area was more variable than that in open sea, in May, land-derived nitrogen sources, biogeochemistry processes, and fractionation varied very dynamically. Therefore, the $\delta^{15}\text{Np}$ values could be used to indicate the DIN level in the surface water to some extents.

Key words Changjiang (Yangtze) River estuary, Suspended Particulate Organic matter, $\delta^{15}\text{Np}$, Distribution characteristics, Eutrophication indication