

小清河口的叶绿素 *a* 及理化环境因子的分布特征和统计分析

高元鹏¹, 姚鹏¹, 米铁柱², 陈洪涛¹, 张欣泉¹, 于志刚¹

(1. 中国海洋大学 化学化工学院, 山东 青岛 266100; 2. 中国海洋大学 环境科学与工程学院, 山东 青岛 266100)

摘要: 根据 2002 年 6 月对小清河口及毗邻海域进行的一次大面调查资料, 对叶绿素 *a*、营养盐、溶解氧、化学耗氧量等环境因子的空间分布特征进行了研究, 分析了各环境参数之间的相关性。结果表明, 研究区域没有明显的层化现象, 各参数的垂直分布都比较均匀。各环境参数在河口内外的分布情况具有显著差异。河口内为高温、低盐、高营养盐、低溶解氧、高化学耗氧量和高叶绿素 *a*, 河口外则与此相反。在河口外, 硝酸盐由于受到黄河水输入的影响而比河口内浓度更高, 这使得河口外磷限制情况加剧而硅限制情况减轻。除亚硝酸盐外, 各参数均表现出良好的相关性。河口内丰富的营养盐使得浮游藻类过度繁殖, 水体叶绿素 *a* 含量平均达到 8.0 mg/m³, 而河口外叶绿素 *a* 含量只有 1.5 mg/m³。溶解氧在河口外海域平均值为 3.5 mg/L, 而在河口内却低于 2.0 mg/L, 处于低氧状态, 河口内最上游的站位表层达到了无氧状态, 是营养盐和有机物的双重污染促使了这种情况的发生。

关键词: 小清河口; 叶绿素 *a*; 溶解氧; 营养盐; 缺氧

中图分类号: X832

文献标识码: A

文章编号: 1000-3096(2011)07-0071-11

海洋浮游藻处于海洋食物链(网)的低端, 是海洋生态系统的初级生产者, 在海洋生物群落结构中具有举足轻重的作用。海洋浮游藻依靠叶绿素来进行光合作用, 将太阳能转化为化学能, 以供细胞生长繁殖所需。叶绿素 *a* 在所有浮游藻细胞中的存在使其成为衡量海洋浮游藻生物量的重要指标。

影响海洋浮游藻生物量的理化环境因子主要包括温度、盐度、营养盐和一些痕量的无机元素如铁、铜等。此外诸如浮游动物摄食、潮汐、径流、降雨等生物、水文、气象条件对浮游藻的分布也有重要影响。在人类活动的影响下, 近岸的河口和海岸带区域环境状况正在发生着深刻的变化。其中, 营养盐浓度和结构的改变所引起的一系列海洋生态系统结构和功能的变化已引起越来越多的重视^[1-6]。陆源营养盐输入的变化改变了水体中固有的营养盐组成结构, 海洋浮游藻的群落结构也随之发生变化, 一些藻类过度繁殖, 消耗了营养盐, 表层溶解氧产量增加, 但同时也使得水体混浊度增加, 进入真光层的阳光减少, 限制了底层藻类的光合作用, 使其产氧量降低, 藻类生产力提高使得浮游动物等的食物增加, 生长加快而增加氧气消耗; 死亡的藻类碎屑和陆源输入的有机物沉入水体底层, 微生物的分解作用也使得

氧的消耗增加; 沉积物表层的硫细菌分解有机物的副产物硫化氢以及水体中本身的还原物质被氧化也消耗了表层水体中的氧, 最终使得整个水体都呈缺氧状态, 个别区域甚至会出现无氧的情况^[7]。一般来说, 水体中溶解氧小于 2 mg/L 时, 依赖氧气生存鱼类等生物就难以在其中存活, 整个生境就会遭到破坏。

小清河口位于渤海莱州湾西部, 受渤海环流、黄河和小清河等周边河流的多重影响, 已成为莱州湾主要污染物石油类和 COD 的主要来源之一, 其输入莱州湾的污染物已超过莱州湾区域污染物总入海量的 1/3^[12]。对此区域以及毗邻的莱州湾, 已有多个方面的较多的研究^[7-12]。本文主要从叶绿素 *a* 的分布入手, 结合对溶解氧、营养盐等理化环境因子的分析, 以期对河口低溶解氧现象获得进一步的认识, 为了解低溶解氧的形成机理和调控机制奠定基础。

收稿日期: 2010-04-24; 修回日期: 2010-06-28

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2008ZX07526-003); 山东省自然科学基金项目(Y2008E06)

作者简介: 高元鹏(1977-), 男, 山东平度人, 硕士研究生, 研究方向为海洋生物地球化学, E-mail: gypabc@ouc.edu.cn; 陈洪涛, 通信作者, E-mail: chenht@ouc.edu.cn

1 材料与方法

1.1 样品采集

2002年6月租用当地渔船(鲁寿0956号)在莱州湾小清河口水域进行了一个航次的大面调查。共布设了34个站点,其中N1至N5站在河道内,其余站在河口海域(图1)。并同时在小清河下游支脉沟舟桥和清河舟桥采集水样进行对比。

采水器经1:5 HCl浸泡,以去离子水洗净。根据深度的不同,深度5 m以下站点(C6、E2、E3、E4、F2、F3、G2、G3、N5)采集表、中、底层水样,5 m以上站点均取表底两层。DO样品经现场固定,回岸上实验室后立即测定,其余水样装入5 L塑料桶,现场加入氯仿(5 mL/L),回岸上实验室后用0.45 μm 醋酸纤维滤膜(预先用1:1 000 HCl浸洗,并以去离子水洗至中性)过滤,过滤后的样品中加 HgCl_2 避光保存,用于营养盐测定;滤膜对折后用铝箔包裹装入封口袋中,冷冻保存,用于叶绿素 a 测定。取250 mL样品装入聚乙烯瓶中,带回实验室后测定COD。温度、盐度和深度数据由CTD采集获得。

1.2 样品分析

DO采用Winkler碘量法测定^[13],氧饱和度计算所用氧溶解度系采用联合国教科文组织出版的国际海洋学常用表中的数值,并根据现场温度、盐度进行了校正^[14]。COD采用碱性高锰酸钾法测定^[13]。营养盐的分析方法如下^[15-16]:溶解无机磷($\text{PO}_4\text{-P}$)的测定采用磷钼蓝比色法;活性硅酸盐($\text{SiO}_3\text{-Si}$)采用硅钼蓝比色法;硝酸氮($\text{NO}_3\text{-N}$)采用镉-铜还原法;亚硝酸氮($\text{NO}_2\text{-N}$)采用重氮偶氮法;氨氮采用次溴酸钠氧化法,各方法的相对标准偏差均小于5%。叶绿素 a

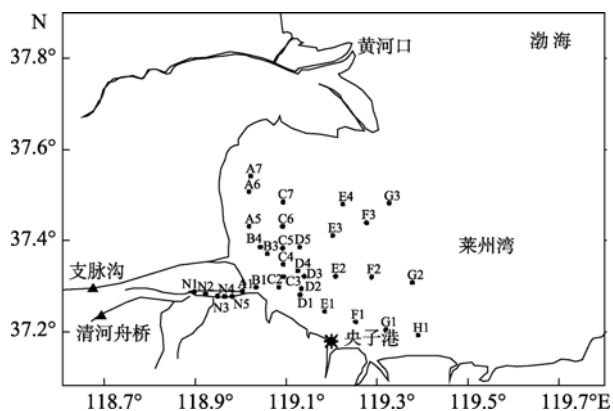


图1 小清河口采样站位图

Fig. 1 Sampling Stations in the Xiaoqing River Estuary

的测定采用改进后的荧光光度法^[15]。

2 结果与讨论

表1给出了调查期间莱州湾小清河口及毗邻海域表、底两层的叶绿素 a 及环境因子的平均值及变化范围。因为河口内、外数值相差较大,所以将站位分为两部分:河口内(N1-N5, A1)和河口外(其余站位)。

由于水深较浅(平均5.5 m),小清河口及毗邻海域水体混合较均匀,无论是河口内还是河口外,表、底两层各环境要素的平均值均非常接近,没有明显的层化现象。但是,在大面分布上河口内、外却有较大差异,河口内的温度、COD、 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、DIN和Chl- a 要高于河口外,相差由几倍到一百多倍不等。从盐度上来看,河口外盐度均在30以上且变化不大,表明主要受到海水的影响;河口内除A1站外均在30以下,且从上游至下游逐渐增加,说明河流的影响占主要地位。A1站底层盐度达到31.80, N2-N5站底层盐度也比表层高2~3,表明在河口区域可能存在一个盐度楔,高盐的水体先从底部侵入河口。

温度的平均值在河口内是底层高于表层,而在河口外则是表层高于底层。呈现这种特点的还有盐度、DO和氧饱和度。COD、 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 平均值在河口内是表层高于(或等于)底层,而在河口外则相反。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和Si/N平均值无论在河口内还是河口外均是表层低于底层,其余的参数($\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、DIN、N/P和Chl- a)则是底层低于表层。

2.1 温度和盐度

图2给出了小清河口及毗邻海域水温在表、底层的分布。表、底层有基本相同的分布趋势,均是湾边沿向湾中部递减,且分布较为均匀。盐度在表、底层的分布趋势比较一致(图3),和温度的分布相反,是从湾边沿向湾中央逐渐升高。在河口内盐度明显低于河口外,最低是N1站底层的4.70,这主要是由于小清河的淡水输入所致。

2.2 DO、氧饱和度和COD

图4~6分别给出DO、氧饱和度和COD在表、底层的分布。DO在河口外的表、底层比较接近,而在河口内,表层略低于底层,说明表层消耗要高于底层。在河口内最上游的N1站,表层DO为0,底层也只有0.06 mg/L,溶解氧含量极低,基本呈现无

表 1 叶绿素 *a* 及环境因子的平均值及变化范围

Tab. 1 Mean values and variation ranges of Chl-*a* and other environmental parameters

环境因素	含量				平均值
	表层(河口外)	表层(河口内)	底层(河口外)	底层(河口内)	
温度()	23.07	23.77	22.89	24.05	23.45
	22.19 ~ 23.89	23.23 ~ 24.71	21.93 ~ 23.88	22.79 ~ 25.10	
盐度	30.75	17.97	30.75	19.73	24.80
	29.90 ~ 32.10	5.10 ~ 28.90	30.30 ~ 32.10	4.70 ~ 31.80	
溶解氧(mg/L)	3.47	1.00	3.42	1.24	2.29
	3.16 ~ 3.72	0 ~ 2.07	3.13 ~ 3.74	0.06 ~ 3.00	
氧饱和度(%)	67.0	19.2	66.1	24.0	58.4
	61.0 ~ 71.9	0 ~ 38.2	60.5 ~ 72.2	0.97 ~ 58.0	
COD(mg/L)	1.53	14.73	1.53	14.20	8.00
	0.23 ~ 4.87	3.75 ~ 25.65	0.50 ~ 5.04	5.61 ~ 28.31	
SiO ₃ -Si(μmol/L)	8.55	177.3	9.15	153.3	87.06
	2.83 ~ 16.68	54.91 ~ 332.9	3.17 ~ 15.27	21.33 ~ 318.5	
PO ₄ -P(μmol/L)	0.24	21.51	0.24	18.04	10.01
	0.12 ~ 0.54	5.23 ~ 48.39	0.11 ~ 0.54	1.83 ~ 46.25	
NO ₃ -N(μmol/L)	5.51	2.12	5.56	2.55	3.94
	0.83 ~ 13.43	0.69 ~ 1.04	0.88 ~ 13.90	0.84 ~ 4.15	
NO ₂ -N(μmol/L)	0.61	1.85	0.60	1.78	1.21
	0.11 ~ 2.99	0.42 ~ 3.17	0.10 ~ 3.38	0.31 ~ 3.52	
NH ₄ -N(μmol/L)	6.34	656.3	5.99	529.7	299.6
	1.13 ~ 22.44	187.0 ~ 881.0	2.08 ~ 17.50	25.33 ~ 824.3	
DIN(μmol/L)	12.45	660.3	12.14	534.0	304.7
	3.06 ~ 35.15	195.2 ~ 968.2	4.63 ~ 27.12	31.36 ~ 826.9	
N/P	54.1	39.1	53.1	34.4	45.2
	13.5 ~ 140	18.2 ~ 67.7	18.5 ~ 87.5	17.1 ~ 57.9	
Si/N	0.78	0.27	0.82	0.34	0.55
	0.33 ~ 1.52	0.16 ~ 0.38	0.23 ~ 1.51	0.19 ~ 0.68	
叶绿素 <i>a</i> (mg/m ³)	1.55	8.90	1.52	7.25	4.81
	0.12 ~ 4.14	1.61 ~ 13.94	0.29 ~ 2.80	3.40 ~ 10.67	

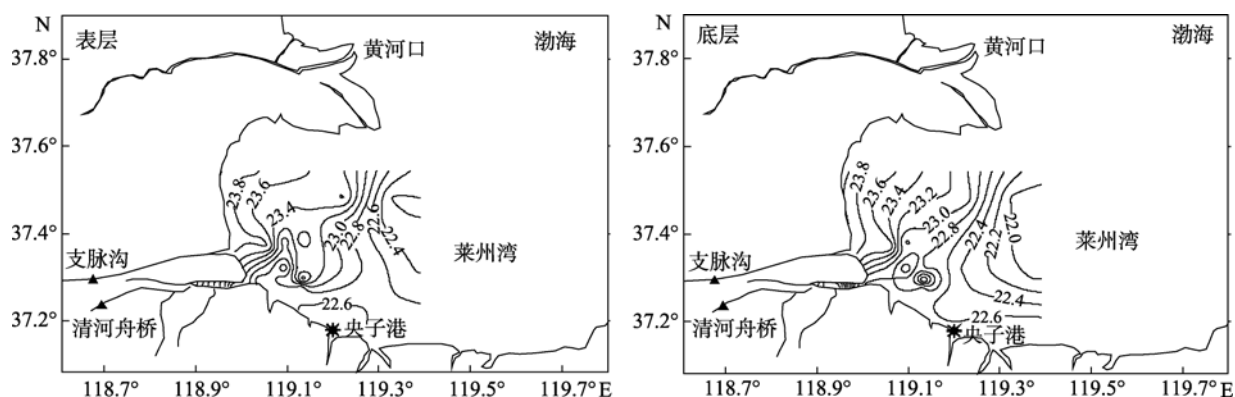


图 2 表、底层水温()分布

Fig. 2 Distributions of temperature in the Xiaoqing River Estuary

氧状态。从 N1 站向下游, 溶解氧含量逐渐增大, 除了 A1 站底层达到 3.00 mg/L 外, 河口内站点表、底层溶解氧均小于 2.10 mg/L, 平均为 1.12 mg/L, 表明河口内水体溶解氧含量处于低氧状态。而在河

口外溶解氧分布比较均匀, 含量在 3.13 ~ 3.74 mg/L 之间, 结合氧饱和度的数据来看, 河口内表层氧饱和度平均只有 19.2%, 氧含量离饱和状态相差甚远。

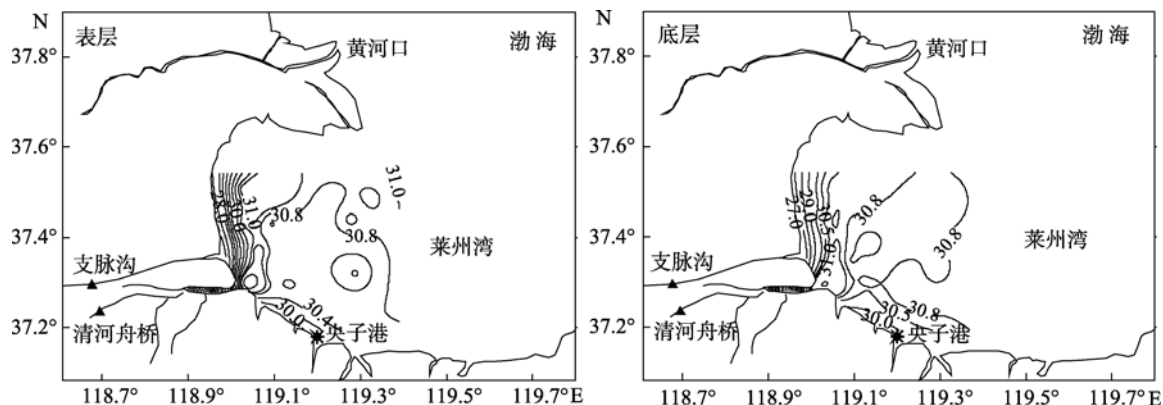


图 3 表、底层盐度分布

Fig. 3 Distributions of salinity in the Xiaoqing River Estuary

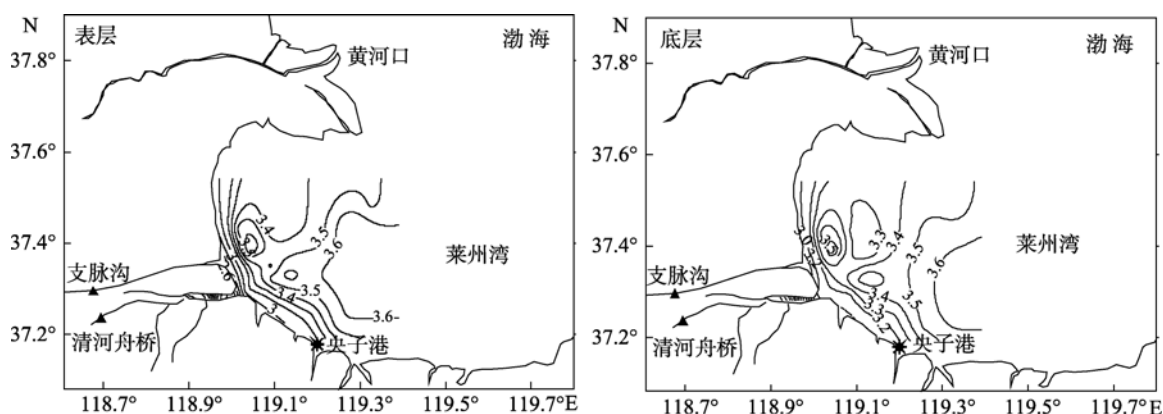


图 4 表、底层溶解氧分布

Fig. 4 Distributions of DO in the Xiaoqing River Estuary

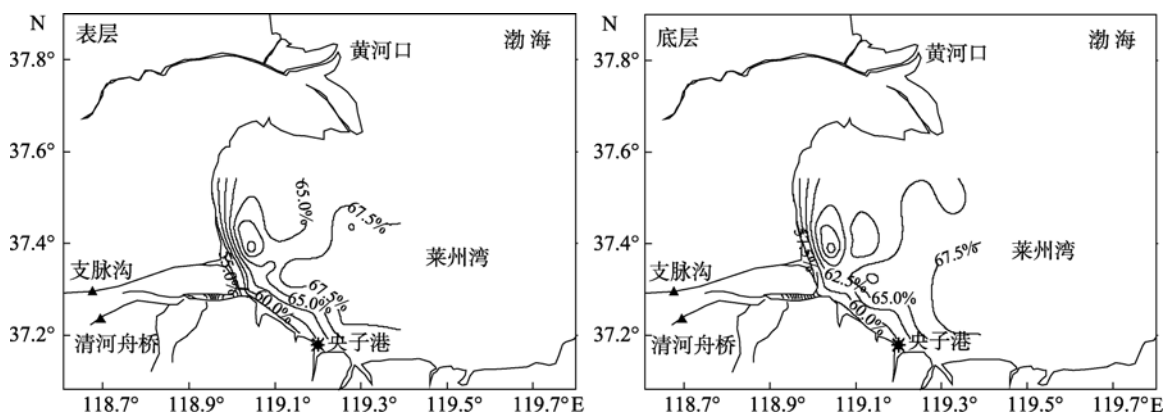


图 5 表、底层氧饱和度分布

Fig. 5 Distributions of oxygen saturation in the Xiaoqing River Estuary

COD 的分布与 DO 和氧饱和度的正好相反, 在河口外 COD 值较低, 平均在 1.53 mg/L, 而河口内 COD 值平均达到 14.46 mg/L。从河口向外 COD 逐渐降低, 在研究区域中部达到最低, 然后向湾中央方向略有增高趋势。这种分布形式在河口外底层表现的要比表层明显。

2.3 营养盐

图 7~图 12 给出了溶解态营养盐(PO_4 -P、 SiO_3 -Si、 NO_3 -N、 NO_2 -N 和 NH_4 -N)和 DIN 在表、底层的分布。小清河口及毗邻海域磷酸盐由河口内向河口外是迅速降低的, 在河口外整体分布较均匀, 平均为

0.24 $\mu\text{mol/L}$, 范围在 0.11 ~ 0.54 $\mu\text{mol/L}$ 之间, 在研究区域北部和东部各有一个低磷酸盐“水舌”向中部伸展。在河口内磷酸盐平均含量接近 20 $\mu\text{mol/L}$, 最高达到 48.39 $\mu\text{mol/L}$, 且底层的磷酸盐含量均比表层的低, 这可能是因为盐水楔的存在使得表层受陆

源输入的影响比底层大。清河舟桥采样点的磷酸盐含量是 24.31 $\mu\text{mol/L}$, 和河口内相比并不是最高, 说明在清河舟桥以下, 小清河还有别的磷酸盐输入源。而支脉沟的磷酸盐含量只有 0.84 $\mu\text{mol/L}$, 说明支脉沟不是磷酸盐主要输入源。

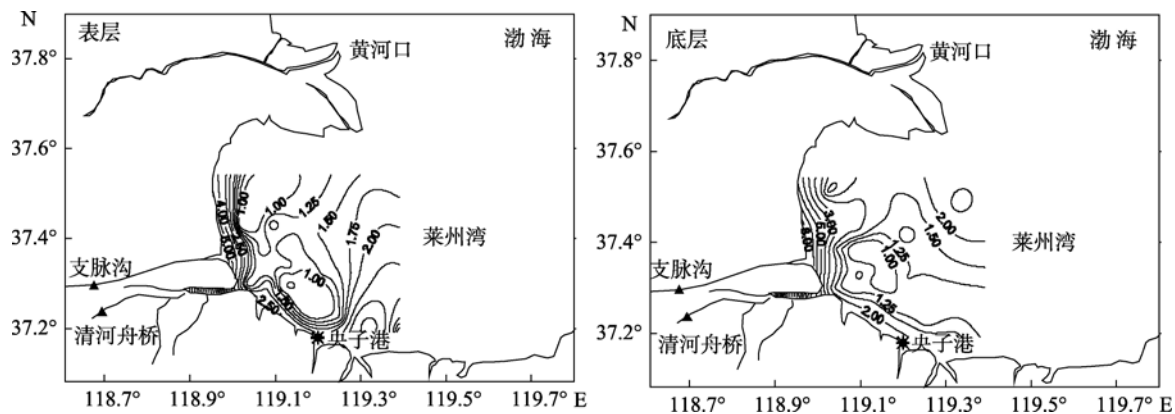


图 6 表、底层化学耗氧量分布

Fig. 6 Distributions of COD in the Xiaoqing River Estuary

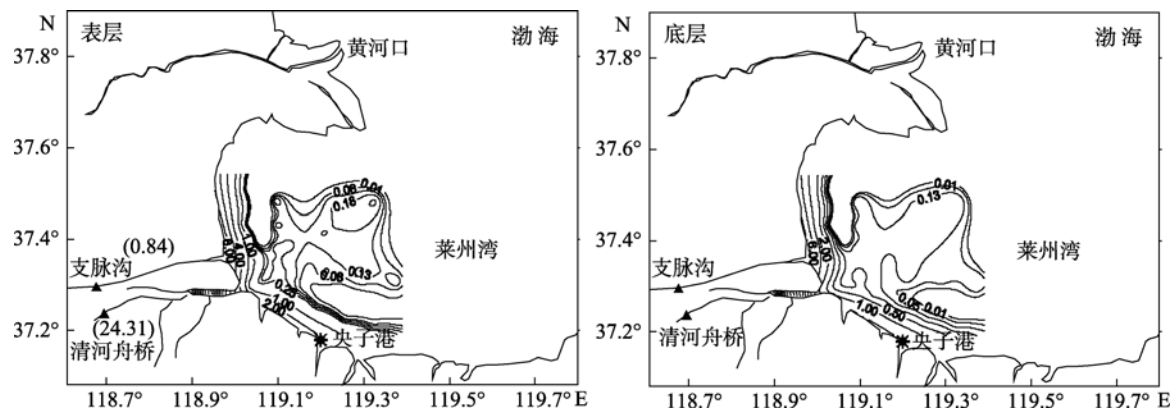


图 7 表、底层磷酸盐分布

Fig. 7 Distributions of phosphate in the Xiaoqing River Estuary

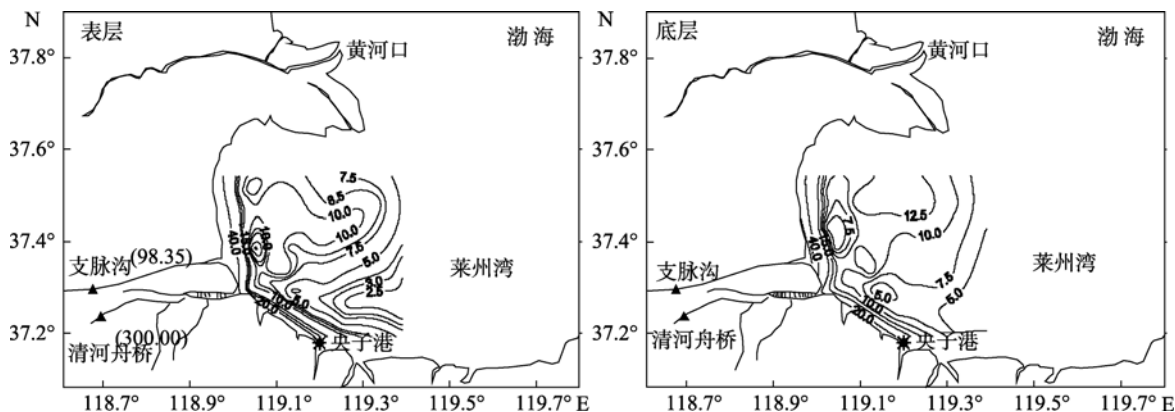


图 8 表、底层硅酸盐分布

Fig. 8 Distributions of silicate at Xiaoqing River Estuary

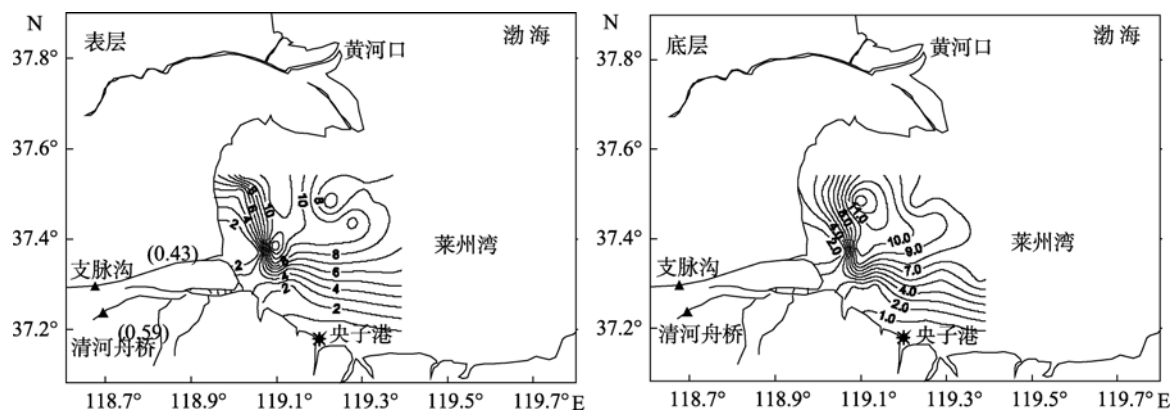


图9 表、底层硝酸盐分布

Fig. 9 Distributions of nitrate in the Xiaoqing River Estuary

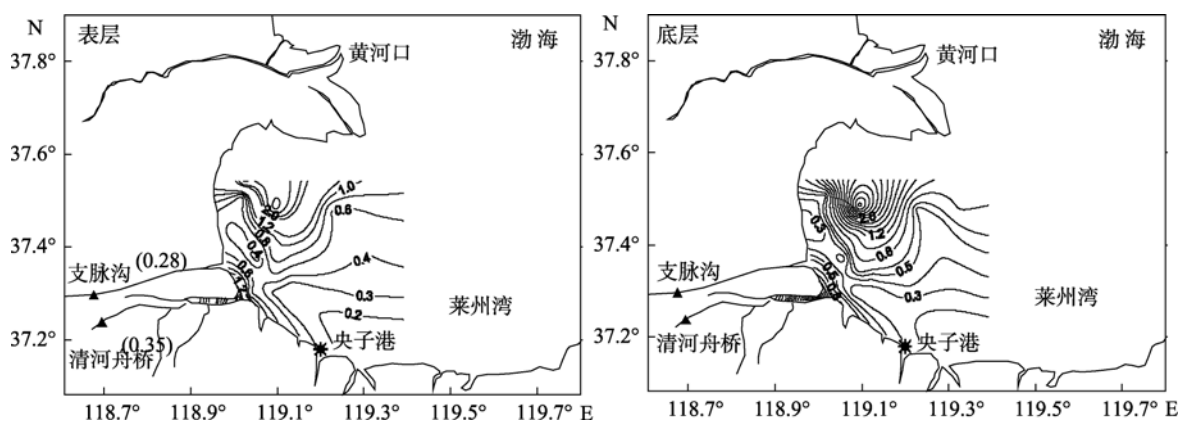


图10 表、底层亚硝酸盐分布

Fig. 10 Distributions of nitrite in the Xiaoqing River Estuary

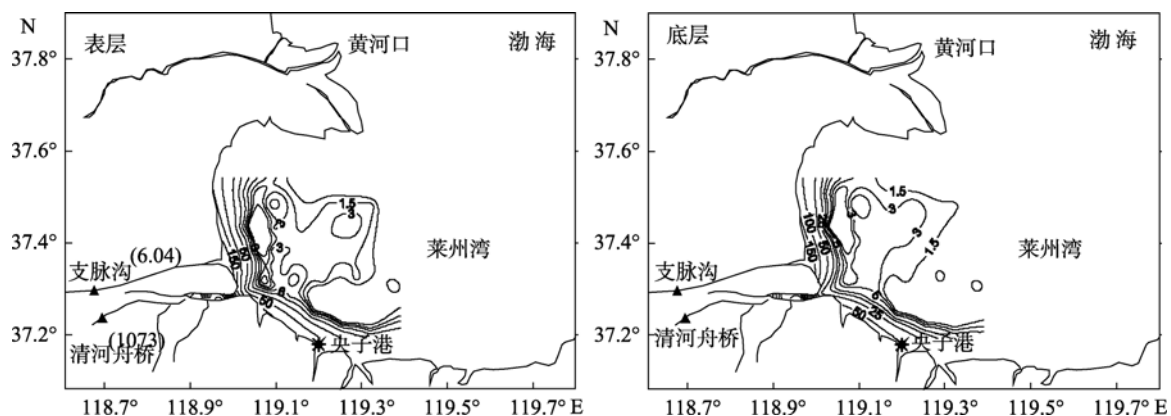


图11 表、底层氨氮分布

Fig. 11 Distributions of ammonia in the Xiaoqing River Estuary

硅酸盐的分布和磷酸盐类似，均是河口内明显高于河口外，但是和磷酸盐不一样的是，在河口外只在研究区域东部有一个明显的低硅酸盐“水舌”向中部延伸，且表层比底层表现明显。支脉沟和清河舟桥的硅酸盐含量分别是 $98.35 \mu\text{mol/L}$ 和 $300 \mu\text{mol/L}$ ，均较河口更高。

硝酸盐和亚硝酸盐在河口内平均含量比较接近，但是在河口外硝酸盐含量是亚硝酸盐的近 10 倍，而且硝酸盐含量是河口外比河口内高，亚硝酸盐则相反。硝酸盐从河口内向河口外逐渐升高，这很大程度上是因为高硝酸盐含量的黄河水影响的缘故。亚硝酸盐的分布特点也是从河口内向河口外逐渐升高，

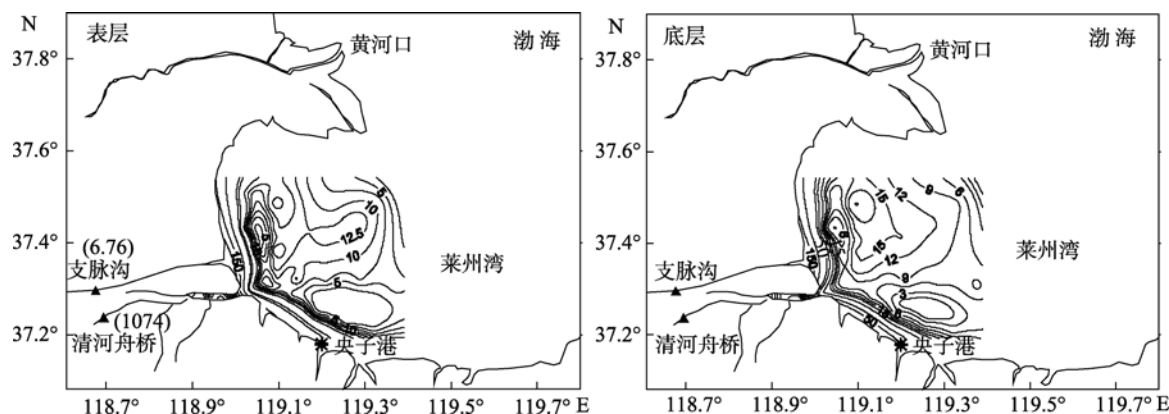


图 12 表、底层溶解无机氮分布

Fig. 12 Distributions of DIN in the Xiaoqing River Estuary

并在研究区域北部形成一个高值区，但是和硝酸盐不同的是，在河口外研究区域从东南部向西北方向有一个不很规则的低亚硝酸盐“水舌”，阻断了从河口向外亚硝酸盐含量增大的梯度，这可能是逆时针运动的渤海环流的影响所致。硝酸盐和亚硝酸盐在支脉沟和清河舟桥的含量均较其在河口内表层的平均值小，这进一步说明了在研究区域陆源输入的硝酸盐和亚硝酸盐对此区域的贡献甚小，对此区域影响最大的是黄河。

氨氮的分布和磷酸盐大致相似，均是在研究区域北部和东部各有一个低含量“水舌”向中部伸展。在河口内、外，氨氮的含量相差近十倍。河口内表层平均含量达到了 $650 \mu\text{mol/L}$ ，而在清河舟桥含量更是高达 $1000 \mu\text{mol/L}$ ，表明小清河是河口氨氮最主要的来源。在河口外，氨氮含量迅速降低，在研究区域东部 G2 站表层，降到了最低，只有 $1.13 \mu\text{mol/L}$ 。

在大部分站点 DIN 的主要成分是氨氮，氨氮占 DIN 的平均百分含量达到了 60%，在近岸的站点尤

其高，河口内更是接近 100%，在河口外离岸较远的站点，硝酸盐占 DIN 的比例上升，在 G2 站表层达到了 80%。

2.4 叶绿素 *a*

小清河口表、底层叶绿素 *a* 平面分布分别如图 13 所示。叶绿素 *a* 的含量在表层略高于底层，但是分布趋势一致，均是在河口内、河口外北部形成高值区，在河口外南部含量较低。河口内的平均含量是河口外的 5~6 倍。河口内表层的平均含量接近 9 mg/m^3 ，在支脉沟，叶绿素 *a* 含量最高，高达 28.8 mg/m^3 ，在清河舟桥也超过了 20 mg/m^3 ，说明在河道内藻类繁殖过盛，而在河口外北部的高值区，叶绿素 *a* 含量只有 $2\sim3 \text{ mg/m}^3$ ，河口外平均只有 1.5 mg/m^3 。

2.5 N1-G3 “断面”

为了更好的说明叶绿素 *a* 与环境因子从河口内向河口外的变化趋势，选取 N1-N5、A1、B1、C3、

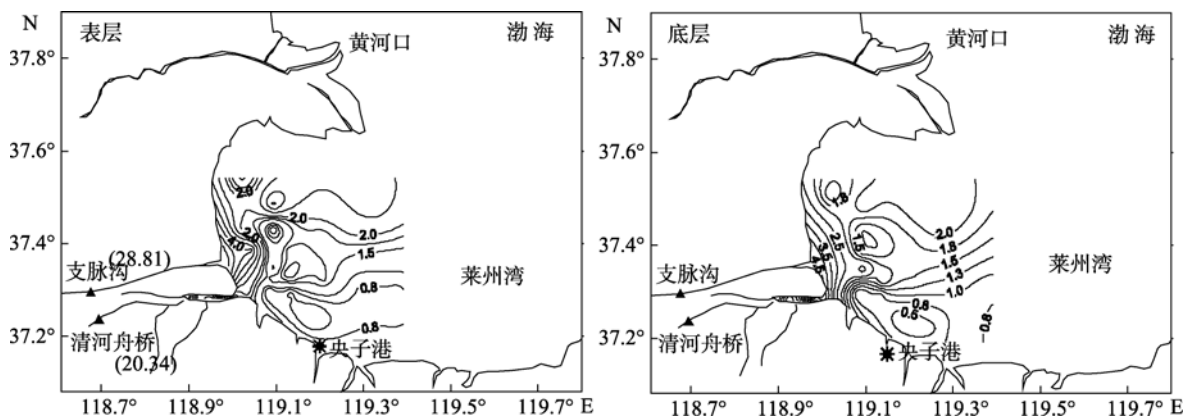


图 13 表、底层叶绿素 *a* (mg/m^3) 分布

Fig. 13 Distributions of Chl-*a* in the Xiaoqing River Estuary

D4、E3、F3 和 G3 共 12 个站点组成 N1-G3 “断面”，并选择 DO 作为参比。从图 14 可以看出叶绿素 *a* 和 DO 在从河口内向河口外的过程具有截然相反的趋势。DO 从河口内向河口外方向迅速升高，出了河口之后，升高趋势有所减缓，而叶绿素 *a* 则是从河口内的高浓度向外迅速降低，在河口外趋于稳定。

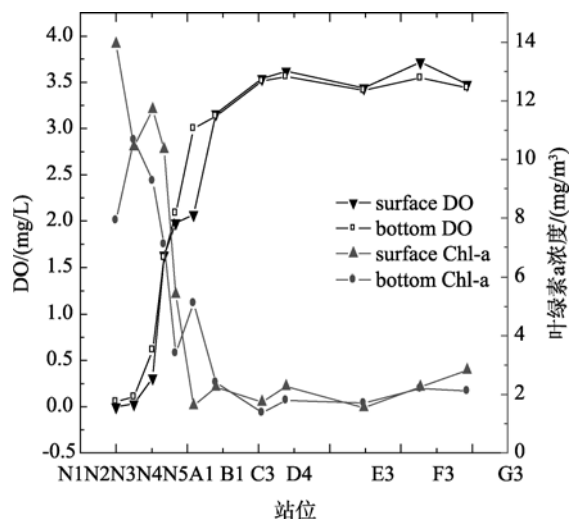


图 14 叶绿素 *a* 与 DO 在 N1-G3 断面变化曲线

Fig. 14 Distributions curves of Chl-*a* and DO at N1-G3 section

2.6 相关分析

使用 SPSS 软件，将所有站位叶绿素 *a* 浓度与理化环境因子作了相关性分析。结果表明，除了亚硝酸盐之外，叶绿素 *a* 与各环境因子以及各环境因子之间均表现出不同程度的相关性(表 2)。叶绿素 *a* 与盐

度、DO、氧饱和度和硝酸盐表现出显著的负相关，和温度、COD、硅酸盐、磷酸盐和氨氮、DIN 则表现出显著的正相关。叶绿素 *a* 和硅酸盐、磷酸盐的显著正相关表明这两种营养盐是浮游藻类生长的控制因素。此外，氮磷比和硅氮比的数据也表明，在研究区域内，磷和硅为限制元素，在河口内硅限制情况重一些，而河口外磷限制情况重一些。叶绿素 *a* 和硝酸盐之间虽然也是显著的负相关，但是不如盐度显著，这可能是因为在河口外硝酸盐受黄河水的影响较大。

2.7 回归分析

为了进一步明确 DO、叶绿素和营养盐之间的关系，使用 Origin 软件对研究区域海水的 DO 与浮游藻类叶绿素 *a* 以及氨氮与叶绿素 *a* 进行了多元回归分析(图 15, 图 16)。结果表明：叶绿素 *a* 与 DO 和氨氮的关系取决于它们的浓度。当 DO > 3 mg/L 时，叶绿素 *a* 值在 1.5 mg/m³ 附近振荡，与 DO 没有明显的关系。当 DO < 3 mg/L 时，叶绿素 *a* 与 DO 之间具有二次抛物线关系，随着 DO 的升高，叶绿素 *a* 含量逐渐下降。对于氨氮，情况正好相反，当其浓度小于 25 μmol/L 时，叶绿素 *a* 在 1.5 mg/m³ 附近振荡，与其没有明显的关系。当其浓度大于 25 μmol/L 时，叶绿素 *a* 与之具有二次抛物线关系，叶绿素 *a* 含量随着氨氮浓度的升高而升高。这是氧的产生与消耗之间矛盾运动的结果。海水中的 DO 主要来源于大气中氧气的溶解和海洋浮游以及底栖藻类的光合作用，此外河流输入、外海交换和大气湿沉降也能带来一部分

表 2 调查期间叶绿素 *a* 与环境因子的 Pearson 相关系数(双尾检验)

Tab. 2 Pearson correlations (two tailed) between Chl-*a* and other environmental parameters

	<i>T</i>	盐度	DO	氧饱和度	COD	SiO ₃ -Si	PO ₄ -P	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	DIN	Chl- <i>a</i>
<i>T</i>	1											
盐度	-0.666**	1										
DO	-0.665**	0.944**	1									
氧饱和度	-0.643**	0.943**	0.999**	1								
COD	0.689**	-0.980**	-0.950**	-0.949**	1							
SiO ₃ -Si	0.662**	-0.991**	-0.963**	-0.962**	0.984**	1						
PO ₄ -P	0.650**	-0.989**	-0.925**	-0.923**	0.974**	0.969**	1					
NO ₃ -N	-0.304**	0.338**	0.354**	0.349**	-0.378**	-0.365**	-0.352**	1				
NO ₂ -N	0.233*	-0.153	-0.359**	-0.364**	0.241*	0.187	0.139	0.250*	1			
NH ₄ -N	0.629**	-0.931**	-0.953**	-0.955**	0.939**	0.950**	0.901**	-0.383**	0.298**	1		
DIN	0.628**	-0.931**	-0.953**	-0.955**	0.939**	0.950**	0.901**	-0.370**	0.306**	1.000**	1	
Chl- <i>a</i>	0.638**	-0.876**	-0.886**	-0.884**	0.898**	0.745**	0.606**	-0.340**	0.098	0.661**	0.660**	1

**表示显著水平在 0.01, *表示显著水平在 0.05, 样本量为 77 个

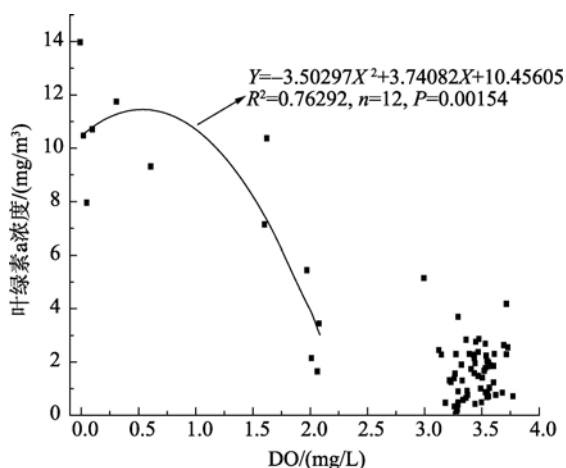


图 15 叶绿素 *a* 与 DO 的回归分析
Fig. 15 Regression analysis of Chl-*a* and DO

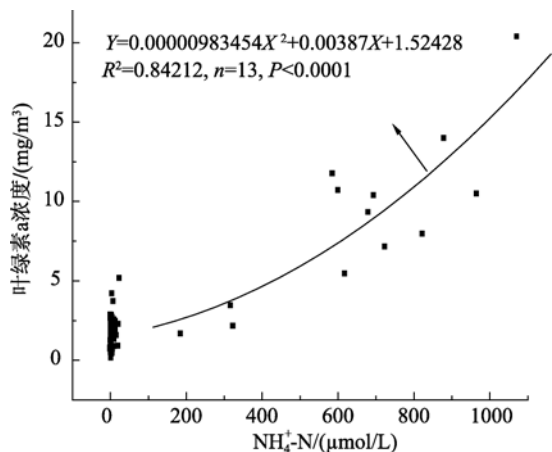


图 16 叶绿素 *a* 与氨氮的回归分析
Fig. 16 Regression analysis of Chl-*a* and NH₄-N

DO, 消耗的途径有水体中氧向大气的扩散、细菌的分解作用、水体中亚硫酸盐、硫化物、亚铁盐和氨类等还原性物质被氧化、碳氢化合物、脂肪、蛋白质等有机化合物的微生物降解等^[17-19], 但是消耗途径的建立以及产氧与耗氧谁占优势很大程度上取决于外部条件。当浮游藻类丰度较小时, 表层海水产氧也少, 所产的氧几乎全被海水吸收, 消耗的途径没有完全建立, 氧含量迅速增加直至达到饱和状态, 多余的氧通过扩散进入大气; 在合适的营养盐条件下, 浮游藻类丰度增加甚至过量繁殖, 表层产氧也较多, 但是由于好氧细菌对死亡藻体的分解作用、硫细菌分解副产物硫化氢的氧化以及大量有机污染物的降解等消耗途径的建立, 大量消耗了 DO, 使得水体中 DO 不升反降, DO 的平衡被打破。只要有营养盐输入, 藻类就会生长繁殖, 久而久之, 产生的氧不

足以抵消消耗的氧, DO 含量逐渐降低直至水体中没有 DO 存在。因此, 小清河口低溶氧的问题根源在于富营养化。

2.8 低氧区的形成

一般来说, DO < 2 mg/L 为低氧, 在某些系统内 DO < 3 mg/L 即视为低氧^[20]。在研究区域河口内站点大部分 DO 值在 2 mg/L 以下, 明显处于低氧状态。分析结果还显示河口内低氧的情况很大程度上是由于营养盐和有机物的双重污染引起的, 但是这种情况为什么仅限在河口内呢? 为什么没有在河口外海域也形成一个如墨西哥湾或长江口外那样的低氧区呢? 在墨西哥湾北部的大陆架发现的大面积底层低氧区形成的主要原因在于通过密西西比-阿查法拉亚系统(Mississippi-Atchafalaya system)输入的营养盐的增加^[21], 而在长江口外海域温盐跃层的存在是形成低氧海区底层氧亏损的主要原因, 长江径流携带的氮、磷污染物输入只是为氧亏损水域表层浮游植物的生长提供丰富的营养盐, 起到了加剧该水域氧亏损的作用^[22]。由此可见, 河口外海域低氧区的形成的主要原因既可能是富营养化, 也可能是水体层化作用。在小清河口外海域水体较浅, 水体混合均匀, 又有渤海环流和黄河水的双重影响, 没有层化现象存在, 同时小清河径流量也有限, 径流带来的营养物质迅速地被稀释, 对外海的影响力不够, 所以并没有形成河口外海域底层的低氧区。而在小清河口内, 陆地径流输入是占主要地位的, 径流带来的高营养盐和高有机污染物一方面使藻类过量繁殖产氧增加, 另一方面也使微生物分解活动和还原物质氧化作用加剧, 耗氧速度也提高, 两相比较, 耗氧占尽优势, 最终形成河口内低氧环境。

3 结论

在研究区域内, 河口内和河口外的情况具有显著差异。小清河口内营养盐含量丰富, 氨氮是小清河主要的溶解无机氮形式, 含量是河口外的近百倍, 磷、硅的含量也比河口外高几十倍; 在河口外, 硝酸盐由于受到黄河水输入的影响而比河口内丰富, 这使得河口外磷限制情况加剧和硅限制情况减轻。河口内丰富的营养盐使得浮游藻类过度繁殖, 水体叶绿素 *a* 含量平均达到 8 mg/m³, 河口外的叶绿素 *a* 含量则只有 1.5 mg/m³。溶解氧在河口外海域平均值为 3.5 mg/L, 而在河口内却低于 2 mg/L, 处于低氧状态,

最上游的 N1 站表层则到了无氧状态, 是营养盐和有机物的双重污染促使了这种情况的发生。

参考文献:

- [1] 沈志良. 胶州湾营养盐结构的长期变化及其对生态环境的影响[J]. 海洋与湖沼, 2002, 33(3): 322-331.
- [2] 刘东艳, 孙军, 钱树本, 等. 胶州湾浮游植物研究-环境因子对浮游植物群落结构变化的影响[J]. 青岛海洋大学学报自然科学版, 2002, 32(3): 415-421.
- [3] Justic D, Rabalais N N, Turner R E, et al. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. Estuarine[M]. UK.: Coastal and Shelf Science, 1995: 339-356.
- [4] Philippart C J M, Cadee G C, van Raaphorst W, et al. Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: Algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential[J]. Limnology and Oceanography, 2000, 45(1): 131-144.
- [5] Yu Zhigang, Mi Tiezhu, Yao Qingzheng, et al. The nutrients concentration and the changes in decade-scale in the central Bohai Sea[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2001, 20(1): 65-75.
- [6] 陈尚, 朱明远, 马艳, 等. 富营养化对海洋生态系统的影响及其围隔实验研究[J]. 地球科学进展, 1999, 14(6): 571-576.
- [7] 马建新, 郑振虎, 李云平, 等. 莱州湾浮游植物分布特征[J]. 海洋湖沼通报, 2002, 4: 63-67.
- [8] 王俊, 李洪志. 渤海近岸叶绿素和初级生产力研究[J]. 海洋水产研究, 2000, 23(1): 23-28.
- [9] 米铁柱, 于志刚, 姚庆祯, 等. 春季莱州湾南部溶解态营养盐研究[J]. 海洋环境科学, 2001, 20(3): 14-18.
- [10] 高会旺, 吴德星, 白洁, 等. 2000 年夏季莱州湾生态环境要素的分布特征[J]. 中国海洋大学学报, 2003, 33(2): 185-191.
- [11] 孙军, 刘东艳, 柴心玉, 等. 莱州湾及潍河口夏季浮游植物生物量和初级生产力的分布[J]. 海洋学报, 2002, 24(5): 81-90.
- [12] 童钧安. 莱州湾主要污染物来源及分布特征[J]. 黄渤海海洋, 1994, 12(4): 16-20.
- [13] 国家海洋局. 海洋监测规范[M]. 北京: 海洋出版社, 1991.
- [14] UNESCO. International oceanographic tables[R]. Paris: NIO-UNESCO, Vol. 2.1973.
- [15] Parsons TR, Maita Y, Lalli CM, et al. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis[M]. New York: Pergamon Press, 1984.
- [16] Grasshoff K, Ehrhardt M, Kermling K, et al. Methods of seawater analysis: second Weinheim: revised and extended edition[M]. Weinheim: Verlag Chemie, 1983.
- [17] 崔毅, 宋云利, 杨琴芳, 等. 渤海溶解氧的时空变化与环境因子和浮游植物的关系初探[J]. 海洋水产研究, 1993, 14: 113-118.
- [18] 彭云辉, 陈玲娣. 珠江河口水域溶解氢与硝酸盐、Chla 及硝酸盐与磷酸盐的关系[J]. 海洋学报, 1994, 16(1): 136-141.
- [19] 丘耀文, 王肇鼎. 珠江口伶仃洋水域溶解氢特征[J]. 热带海洋, 1994, 13(2): 99-102.
- [20] National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Oxygen Depletion in Coastal Waters[C]// Nancy N. Rabalais. NOAA's State of the Coast Report, Silver Spring, MD: NOAA. 1998 (on-line).
- [21] Turner R E, Rabalais N N. Coastal eutrophication near the Mississippi river delta[J]. Nature, 1994, 368: 619-621.
- [22] 李道季, 张经, 吴莹, 等. 长江口外氧的亏损[J]. 中国科学 D 辑, 2002, 32(8): 686-694.

Chlorophyll *a* and other environmental parameters in the Xiaoqing River Estuary, Laizhou Bay: spatial distributions and statistical analysis

GAO Yuan-peng¹, YAO Peng¹, MI Tie-zhu², CHEN Hong-tao¹, ZHANG Xin-quan¹, YU Zhi-gang¹

(1. College of Chemistry and Chemical Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China)

Received: Apr., 24, 2010

Key words: Xiaoqing River Estuary; chlorophyll *a*; dissolved oxygen; nutrient; hypoxia

Abstract: Based on the observations from Jun. 6 to 7, 2002 in the Xiaoqing River Estuary, Laizhou Bay, Bohai, the spatial distributions and statistical correlations of chlorophyll *a* (Chl-*a*) and other environmental parameters, such as nutrient, dissolved oxygen (DO), chemical oxygen demand (COD), were analyzed. Regression analysis of Chl-*a* with DO and nutrients was performed to better understand their relationships. The research area is quite shallow, the water body is mixed equably, and there is no obvious stratification. So all parameters were well distributed vertically; however, the horizontal distributions of each parameter within and out of the estuary were significantly different. The levels of temperature, nutrients (except nitrate and nitrite), COD and Chl-*a* were relatively higher within the Xiaoqing River Estuary, whereas salinity and DO were lower. The nitrate out of the estuary was more abundant than that within the estuary because of the input of the Yellow River, and it intensified the phosphorous limitation and reduced the silicate limitation out of the estuary. Except nitrite, all parameters showed good correlations with each other. There were negative correlations between Chl-*a* and DO or nitrate, and positive correlations between Chl-*a* and phosphorous, silicate or ammonia. Regression analysis showed that the relationships between Chl-*a* and DO and ammonia were concentration-dependent. When the DO was higher than 3mg/L or the ammonia was higher than 25 μ mol/L the Chl-*a* had a square parabolic correlation with either of them, and there was no obvious relationship found when the DO and ammonia were at lower concentrations. The phytoplankton multiplied excessively because of high nutrient levels in the estuary, and the mean Chl-*a* content in the water was up to 8mg/m³. However, the mean Chl-*a* out of the estuary was only 1.5 mg/m³ because of the phosphorous limitation. The mean value of DO out of the estuary was 3.5mg/L, but within the estuary it was lower than 2mg/L (there was no DO at the surface layer of most upriver station). Hypoxia happened within the estuary, which was triggered by the co-pollution of nutrients and organic pollutants.

(本文编辑: 康亦兼)