

# 大辽河口营养物基准推导方法

王 蕾<sup>1</sup>, 单阳阳<sup>1</sup>, 边均翠<sup>1</sup>, 李正炎<sup>1,2</sup>

(1. 中国海洋大学环境科学与工程学院, 山东 青岛 266100; 2. 中国海洋大学海洋环境与生态教育部重点实验室, 山东 青岛 266100)

**摘要:** 河口富营养化与流域氮、磷营养物的输入直接相关, 制定河口营养物基准, 可用于控制河口及其近岸海域富营养化, 为环境管理的科学决策提供依据。大辽河是渤海最大的入海河流之一, 河口污染较为严重; 本文采用频数分布法、非参数分析法和实验室模拟压力响应关系法探讨大辽河口及近岸海域营养物基准的推导, 最终得到大辽河口总氮(TN)、总磷(TP)及叶绿素 *a*(Chl-*a*)推荐基准值分别为 1.008 mg/L, 0.067 mg/L 和 1.175 mg/m<sup>3</sup>, 以期为大辽河口及其近岸海域富营养化评估和营养物标准制定提供科学依据。

**关键词:** 营养物基准; 大辽河口; 频数分布; 压力响应关系

**中图分类号:** X323 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3096(2020)12-0001-013

**DOI:** 10.11759/hyxx20200309001

河口是淡水和海水的过渡带, 受淡水径流和海洋潮汐两种动力作用的影响, 环境因子变化剧烈, 各种物理、化学和生物过程耦合多变, 生态环境较复杂, 生态系统敏感脆弱<sup>[1]</sup>。由于陆源的输入和充当“过滤器”的功能使得营养物大量滞留在河口, 使其在自然状态下就容易呈现出营养盐富足的状况<sup>[2]</sup>。再由于河口地区通常人口密集, 经济发达, 人类活动产生的工业污水、生活污水和农业废水的过度排放, 致使我国大部分河口已受到氮、磷等营养物质的污染, 富营养化问题严重, 赤潮频发<sup>[3]</sup>, 严重破坏生态系统平衡。河口营养物基准是河口环境中营养状态参数对河口不产生不良或者有害影响的最大剂量(无作用剂量)或浓度<sup>[4-5]</sup>。河口营养物基准研究有助于提升河口环境管理的科学决策水平, 控制河口及其近岸海域富营养化, 为维护河口及其近岸海域生态系统健康提供科学支撑<sup>[6]</sup>。

美国环保署(USEPA)推荐使用频数分布法、回归曲线法和压力响应模型法等方法进行回顾计算来确定河口参照状态, 进而得到营养物基准值<sup>[7-9]</sup>并先后制定了坦帕湾<sup>[10-11]</sup>, 南佛罗里达河口和沿海水域<sup>[12]</sup>的基准值。而中国对于营养物基准的研究则多为湖泊营养物基准, 对于河口营养物基准则尚未系统开展。郑丙辉等<sup>[13]</sup>采用参照点或观测点指标频数分布法对长江口及舟山海区富营养化指标的原因变量进行了参照状态的确定。杨福霞<sup>[14]</sup>运用频数

分布法、简单线性回归模型、非线性拟合法得到大辽河口总氮和总磷的基准值。苏静<sup>[15]</sup>和胡莹莹<sup>[16]</sup>等以辽河口为例, 应用频数分布法建立了辽河口和近岸海域营养物总磷、总氮、溶解性活性磷酸盐、溶解无机氮及响应指标叶绿素 *a* 和溶解氧的推荐基准值。总体来说, 对于营养物基准的制定大多使用频数分布法。

大辽河口位于我国东北地区南部辽宁省境内, 是浑河与太子河水系的混合河流经多个市县之后于营口市入海, 位于辽东湾北部, 全长 1 430 km。大辽河口区域经济社会发展状况良好, 是我国重要的生态经济区, 但发达的工农业为大辽河口区域带来严重的环境问题, 工业废水、生活污水和农业灌溉所施用化肥过量排放, 最终汇入大辽河口, 导致河口区域富营养化问题严重, 河口水质的恶化不仅影响河口生态系统结构, 还给沿海渔业带来威胁, 阻碍该地区的经济可持续发展。故亟需针对大辽河口营养物基准研究为大辽河口富营养化控制提供科学依

收稿日期: 2020-03-09; 修回日期: 2020-05-04

基金项目: 水体污染控制与治理科技重大专项项目(2017ZX07301-002); 国家重点研发计划项目(2018YFC1407601)

[Foundation: Major Science and Technology Program for Water Pollution Control and Treatment, No. 2017ZX07301-002; National Key Research and Development Program, No. 2018YFC1407601]

作者简介: 王蕾(1995-), 女, 重庆人, 硕士生, 主要从事海洋环境生态学研究, 电话: 15683051621, E-mail: wlwtfly@163.com; 李正炎, 通信作者, 电话: 86-532-66786381, E-mail: zhengyan@ouc.edu.cn

据。故本研究在频数分布法基础上,补充了以压力响应关系为原理的非参数分析法和室内模拟藻类生长压力响应关系法制定大辽河及其近岸海域营养物基准值,并对三种方法进行比较,为河口近岸营养物基准制定提供理论和方法参考。

## 1 研究区域与实验方法

### 1.1 研究区域

本研究收集了大辽河口 2009 年、2010 年、2015 年—2017 年 3、5、8 月历史数据(表 1),研究区域采样站位共 25 个(图 1),包含了淡水、咸水、咸淡水混合区域。河流段区域盐度从 0.1 至 25.8 变化,河

口近岸区盐度变化范围为 17.9 至 32。河流段水体中的总氮(TN)含量介于 0.850~7.973 mg/L,河口近岸段含量介于 0.595~5.889 mg/L,其最大值均远劣于《地表水环境质量标准》V类水质,但总体表现为河口近岸区浓度较低;河流段水体中的总磷(TP)含量介于 0.035~0.228 mg/L,河口近岸区含量介于 0.021~0.192 mg/L,其最大值分别为《地表水环境质量标准》Ⅲ类和Ⅳ类标准,其污染程度小于 TN,仍然表现为河口近岸区浓度低于河流段浓度。叶绿素 *a*(Chl-*a*)在河流段和河口近海段的变化范围均较大,分别为 0.560~10.254 mg/m<sup>3</sup>和 0.695~10.890 mg/m<sup>3</sup>,这与影响浮游植物生长状况因素较多有关。

表 1 站位坐标及数据数值变化范围

Tab. 1 Station coordinates and data value change range

站位	东经	北纬	盐度范围	TN 浓度范围/(mg/L)	TP 浓度范围/(mg/L)	Chl- <i>a</i> 浓度范围/(mg/m <sup>3</sup> )
河流段采样站位						
S1	122°08.957'	40°40.847'	9.920~25.800	0.925~4.351	0.039~0.228	0.850~6.200
S2	122°10.942'	40°41.677'	6.330~22.600	1.570~7.260	0.066~0.171	0.910~2.760
S3	122°12.722'	40°41.002'	3.930~20.500	1.502~5.890	0.066~0.194	0.629~3.260
S4	122°13.763'	40°42.743'	1.370~18.400	1.525~5.770	0.078~0.195	1.150~4.980
S5	122°10.704'	40°43.827'	0.500~18.400	0.951~5.430	0.038~0.208	0.930~3.080
S6	122°08.364'	40°46.187'	0.420~17.700	1.267~6.255	0.046~0.209	0.560~2.660
S7	122°08.790'	40°50.328'	0.350~17.200	0.850~6.423	0.045~0.218	1.050~7.140
S8	122°16.739'	40°52.204'	0.350~15.400	1.582~6.639	0.065~0.250	0.780~6.630
S9	122°19.932'	40°56.340'	0.210~12.000	1.120~6.263	0.048~0.191	1.020~10.254
S10	122°23.024'	41°00.435'	0.100~7.100	2.790~7.973	0.035~0.198	2.700~9.791
河口近岸区采样站位						
A1	122°5.113'	40°40.046'	18.000~30.100	0.856~5.889	0.046~0.112	0.921~10.890
A2	122°2.702'	40°40.011'	22.300~30.300	1.051~3.408	0.031~0.131	0.764~9.561
A3	122°0.029'	40°40.002'	25.300~30.700	0.956~3.707	0.043~0.096	1.190~7.684
B1	122°7.702'	40°39.758'	25.700~30.500	1.025~4.789	0.060~0.192	1.065~8.261
B2	122°6.097'	40°38.799'	27.600~32.000	0.957~3.583	0.032~0.127	1.258~7.991
B3	122°4.122'	40°37.607'	28.840~31.700	1.021~3.125	0.041~0.114	0.889~5.231
B4	122°2.088'	40°36.471'	26.900~30.900	0.651~2.965	0.060~0.106	0.754~6.395
C1	122°8.093'	40°37.709'	28.600~30.100	1.121~3.361	0.049~0.190	0.695~7.594
C2	122°6.830'	40°36.012'	26.400~31.100	1.152~2.968	0.036~0.117	0.958~6.983
C3	122°5.492'	40°34.045'	26.400~31.800	0.829~1.285	0.047~0.099	0.998~7.065
T1	122°5.110'	40°39.071'	17.900~30.300	0.595~1.109	0.035~0.106	—
T2	122°3.721'	40°36.180'	26.400~31.100	0.652~2.251	0.049~0.125	—
T3	121°57.661'	40°40.022'	26.100~30.900	0.995~3.654	0.032~0.134	—
T4	121°57.663'	40°37.381'	29.600~31.500	0.598~1.109	0.021~0.086	—
T5	122°1.984'	40°39.065'	26.700~30.600	0.947~3.217	0.047~0.109	—

注:“—”表示未收集到相关数据。

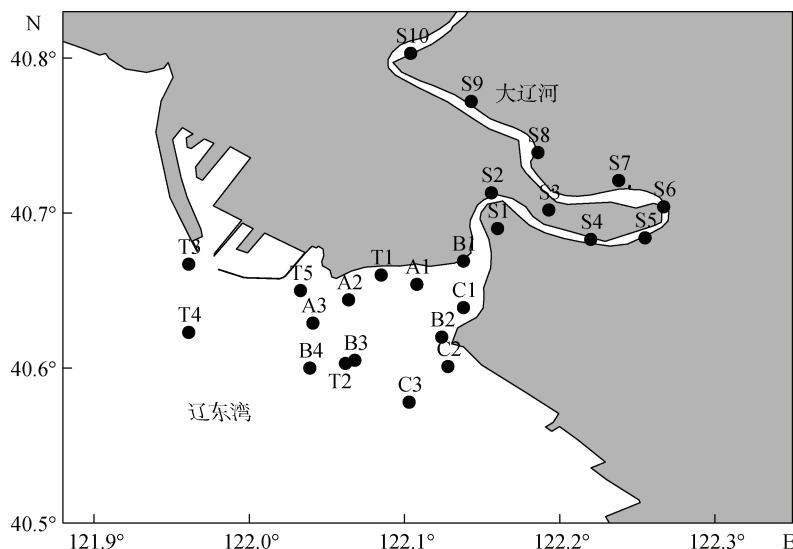


图 1 大辽河口研究区域及站位分布示意  
Fig. 1 Location of the study area and stations

## 1.2 实验方法

研究表明<sup>[17]</sup>, 从 1952 年至 2016 年, 渤海赤潮发生最频繁的区域为渤海湾北部、辽东湾西部和东部的海域; 渤海共发生赤潮 189 次, 其中影响面积超过 1 000 km<sup>2</sup> 的有 21 次; 2000 年以后, 赤潮发生频率在明显增加; 由中肋骨条藻和原甲藻引发的赤潮次数分别为 11 次和 10 次。考虑辽河口分布的优势藻和赤潮藻及室内可培养情况, 以中肋骨条藻、微小原甲藻和广泛分布于世界近岸海域并能形成有害赤潮的赤潮异弯藻为研究对象。

实验室培养采用人工海水(AW 配方)<sup>[18]</sup>, 由于赤潮多发生在近岸海域, 根据辽河口水环境特征, 近岸海域盐度均值为 30 左右, 故调节人工海水盐度为 30。将藻类培养所需器皿, 海水等均置于高压灭菌锅

120℃灭菌 20 min 后自然冷却备用。

浮游藻一般主要吸收利用溶解无机态营养盐, 对于颗粒态和溶解有机态营养盐则不能直接吸收利用。有研究表明<sup>[15]</sup>, 在辽河口水体中, 溶解无机态氮和溶解磷酸盐均为总氮和总磷的主要存在形式。故在实验室中添加溶解无机态氮磷营养盐作为营养物, 得到实验室模拟的溶解态营养物基准值, 根据现场调查数据得到磷酸盐与总磷和无机氮与总氮比值, 进而计算总氮和总磷的基准值。实验分为固定氮浓度组和固定磷浓度组, 浓度梯度如表 2, 所添加氮、磷营养盐为 NaNO<sub>3</sub> 和 NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 固定氮和磷浓度值根据辽河口水体中营养盐实际浓度和频数分布法得到的营养盐基准值综合考虑确定。其他微量营养液按照 f/2 配方加入<sup>[19-20]</sup>。

表 2 实验氮、磷浓度

Tab. 2 Experimental concentrations of nitrogen and phosphorus

固定组序号	1	2	3	4	5	6	7	8
固定 P 浓度	N 浓度/(mg/L)							
0.08 mg/L	0	0.220	0.390	0.690	1.190	2.090	3.670	6.440
固定 N 浓度	P 浓度/(mg/L)							
1.50 mg/L	0	0.002	0.004	0.010	0.020	0.050	0.110	0.250

将处于指数生长期的藻类在 1 700 r/min, 15℃的条件下离心 10 min, 用灭菌后的人工海水冲洗后再离心 2~3 次, 得到的藻泥用添加微量元素和维生素的人工海水饥饿培养 24 h, 以消除增殖过程中的残留氮、磷营养盐。再将该培养液分别接种到不同浓

度梯度的营养盐培养液中, 每组 3 个平行组。最后将培养液 100 mL 置于 250 mL 锥形瓶中在光照培养箱中培养, 培养温度 23℃, 光照强度 60 μmol·m<sup>-2</sup>·s<sup>-1</sup>, 光周期 12L : 12D, 盐度 30, 每天摇晃培养瓶 3~4 次保持气体溶解量并防止浮游藻聚集。每 24 h 采用流

式细胞仪(BD Accuri C6 Plus Flow Cytometer)测定藻液细胞量,在细胞量出现下降时终止实验。

## 2 研究方法

### 2.1 营养物指标选择

根据美国《河口和近岸海域营养物基准制定技术指南》<sup>[9]</sup>中规定,理论上应包括用于解释河口和近岸海域富营养化原因和结果的所有变量,包括总氮(TN)、总磷(TP)、叶绿素 *a*(Chl-*a*)、透明度(SD)或藻类浊度、溶解氧(DO)。TN、TP 的过量排入河口是导致水体富营养化的直接原因,可作为富营养化的原因变量;SD、Chl-*a* 和 DO 可对水体富营养化做出响应。结合国内外的指标选择和现有数据,选择 TN 和 TP 作为原因变量。Chl-*a* 可以响应水体中藻类的变化规律,与藻类生物量直接相关,可以直观描述水体的富营养化,是富营养化评价的常用指标<sup>[21]</sup>,故本研究选择了 Chl-*a* 作为响应变量,由于 SD 和 DO 的历史数据较少,故未将 SD 和 DO 作为响应变量。

### 2.2 频数分布法

USEPA 在营养物基准制定过程中最常用的方法是频数分布法,利用频数分布曲线识别区域的参照状态确定基准值,参照状态指某水体受到影响最小的、最接近自然状态点位的监测数据表征结果,一般需要识别未受影响的参照点<sup>[6]</sup>。根据河口及近岸流域的社会经济发展以及污染状况确定是否存在参照点,再采用参照点或者观测点指标频数分布法确定基准值。一般情况下,在参照点数据充足的情况下,取参照点营养物指标频数分布曲线的上 25%分位点对应值;在参照点不足的情况下,选择所有观测点营养物指标频数分布曲线的下 25%分位点对应值作为参照状态。如果多数水质的监测数据受污染程度较大,那么应该选营养物指标频率分布曲线的上或下第 5%对应值,以期恢复到以前的自然条件<sup>[22]</sup>。

### 2.3 压力响应关系法

压力响应关系法可通过建立氮、磷营养物浓度与藻类生物量或者叶绿素 *a* 响应变量之间的关系,得出营养物基准。自 2010 年 USEPA 发布《运用压力响应关系模型得到数值型营养物基准技术指南》<sup>[23]</sup>起,氮、磷营养物和初级生产力之间的压力响应关系已经得到了广泛研究,国内外运用氮磷浓度作为原因变量,浮游藻的生物量和叶绿素 *a* 作为响应变量

已经得到许多溪流和湖泊的营养物基准值,但对于河口基准研究则较少开展。

#### 2.3.1 非参数分析法

分类回归树(CART)模型是一种典型的非参数模拟方法,可以揭示响应变量与一系列压力变量之间的复杂作用关系,可有效解决响应变量和压力变量之间的非线性、分层及高阶关系<sup>[24]</sup>。非参数分析法的基本原理是环境变量的平均值和方差改变会引起生态系统的结构变化<sup>[25]</sup>,当从多个点位取得的响应变量按照一定的环境梯度排列时,在压力和响应变量之间建立的相应关系中会出现因变量统计属性的阈值或突变点,将其分成平均值和/或方差差异最大的两组的那个突变点即为拐点<sup>[25-26]</sup>。拐点的识别主要采用偏差降低的方法对环境阈值评价并进行非参数拐点分析<sup>[25, 27]</sup>。一组样本的偏差是指单个样本值与组内样本平均值之间差异的平方和<sup>[28]</sup>,可以表示为

$$D = \sum_{k=1}^n (y_k - \mu)^2, \quad (1)$$

式中,  $D$  为偏差;  $n$  为样本大小;  $\mu$  为  $n$  个观测量  $y_k$  的均值。对于分类变量,偏差可以定义为:

$$D = -2 \sum_{k=1}^g n_k \log(p_k), \quad (2)$$

式中,  $g$  为类别个数;  $p_k$  为观测量;  $n_k$  为观测变量在类别  $k$  中的个数。

当响应变量分为两个子组时,两个子组的偏差之和总会小于或者等于总体偏差。每个可能的拐点都与偏差的减少量有关。

$$\Delta_i = D - (D_{\leq i} + D_{> i}), \quad (3)$$

式中,  $D$  为整体数据  $y_1, \dots, y_n$  的偏差;  $D_{\leq i}$  为子组  $y_1, \dots, y_i$  的偏差;  $D_{> i}$  为子组  $y_{i+1}, \dots, y_n$  的偏差。拐点  $r$  是  $\Delta_i$  最大时对应的  $i$  值:  $r = \max_i \Delta_i$ 。此时拐点  $r$  对应的环境压力变量  $x_r$  即为响应阈值。拐点的不确定性可采用自举法(bootstrap)模拟估计<sup>[29]</sup>,以 90%置信区间表示。

先用 R 软件中的 CART 模型建立 TN、TP 与 Chl-*a* 的压力响应关系模型,识别 TN 和 TP 与响应变量 Chl-*a* 的重要变量,首先选择的变量通常是最重要的或者对 Chl-*a* 的浓度产生重大影响的变量,再通过非参数拐点分析来验证树中的每个节点的 CART 结果,以便找到 Chl-*a* 浓度发生突然变化时对应的 TP 和 TN 阈值浓度,并采用自助模拟法抽样的 1 000 个数据中值 90%的置信区间定义拐点的不确定性。



### 2.3.2 室内模拟压力响应关系法<sup>[14]</sup>

室内模拟基于营养物质与浮游藻生长之间的压力响应关系, 根据室内实验得到固定氮不同磷浓度梯度和固定磷不同氮浓度梯度下浮游藻的生物量。以得到的时间和浮游藻生物量为横纵坐标, 选择拟合程度较好的 Logistic 模型拟合, 本研究采用拟合效果较好的 S-logistic2 模型进行拟合, 具体形式如下:

$$B_t = b + \frac{B_f}{1 + \frac{B_f - B_0}{B_0} e^{-Rt}}, \quad (4)$$

其中  $B_t$  为  $t$  时刻(d)浮游藻类的生物量(cells/mL),  $B_f$  为终止生物量(cells/mL),  $B_0$  为初始浮游生物量(cells/mL),  $R$  为浮游藻的种群增长率(cells·mL<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>),  $t$  为培养时间(d)。

通过 S-logistic2 生长模型拟合得到  $B_f$ ,  $B_f$  与浮游藻初始生物量和生理状态无关, 可表征环境能够容纳的浮游藻种群的最大生物量。用  $B_f$  随营养物单位浓度变化增量表示藻类对营养物变化响应敏感程度, 可用 Boltzmann 模型方程拟合  $B_f$  随营养物浓度变化曲线, 曲线拐点  $x_0$  是终止生物量的突变点, 取该拐点为营养物生态基准的计算点。Boltzmann 模型方程具体形式如下:

$$B_f = b + \frac{a - b}{1 + e^{-\frac{x - x_0}{c}}}, \quad (5)$$

其中  $a$ 、 $b$  和  $c$  是方程参数,  $x$  为营养盐浓度(mg/L)。由实验测定数据( $t$ ,  $B_t$ ), 利用 Logistic 生长模型方程获得参数  $B_f$ , 应用 Bootstrap 抽样方法, 从每个营养物浓度梯度中任意抽取一个  $B_f$  参数值, 抽得的数据组成一组数据, 共可得到 3<sup>7</sup> 组不同的数据, 其中 3 为浮游藻平行培养数, 7 为营养物浓度梯度设置数。任意抽取一组数据用于 Boltzmann 模型方程的参数估计, 就可得到一套模型参数的估计值(其中包括参数  $x_0$  的估计值)。随机抽取 200 套数据分别用于参数估计, 产生估计数据  $x_0$  的分布, 取该分布的中位数作为营养物基准值, 其 97.5、2.5 百分位数作为生态基准的 95% Bootstrap 置信区间上、下限。获得各实验浮游藻  $x_0$  值后, 取较小的  $x_0$  值(最敏感浮游藻的生态响应值)作为实验室获得的基准值。

### 2.4 数据分析方法

本研究频数分布分析采用统计软件 SPSS24.0, 模拟数据分析采用 Origin 2018 及 Matlab。CART 分析采用 R 软件。

## 3 结果与讨论

### 3.1 频数分布曲线法推导的基准值

根据研究区域近年的社会经济发展及环境质量状况, 判定难以找到充足数量的未受人为活动影响的参照点, 故采用所有观测点数据确定参照状态。先将收集到的数据对数化, 以保证数据符合正态分布后进行频数分布分析, 得到频数分布曲线(图 2)和分布结果(表 3)。根据中国近岸海域环境质量公报<sup>[30-34]</sup>可知, 从 2009 年至今, 辽河流域污染状况令人堪忧, 污染物入海量居高不下, 主要污染物为氨氮, 使得辽河口及近岸海域营养物污染较严重。通过分析统计收集得到的数据可知, 超过 80% 的 TN 数据值属于《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)劣五类; 超过 90% TP 数据值属于《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)二类或三类标准, 表明对于 Chl-*a* 尚无相关水质标准。故选择 TN 频数分布曲线下 5% 分位点作为推荐基准值; TP、Chl-*a* 频数分布曲线下 25% 分位点作为推荐基准值。得到 TN、TP、Chl-*a* 的推荐基准值分别为 1.008 mg/L, 0.057 mg/L; 1.735 mg/m<sup>3</sup>。

### 3.2 非参数分析法确定基准值

CART 分析结果表明大辽河口水体中营养物和 Chl-*a* 之间存在分层结构(表 4)。结果表明 TP 是影响大辽河口水体 Chl-*a* 的重要预测变量, 这可能与大辽河口近年来均受磷限制有关<sup>[35-36]</sup>; 当 lg(TP) 大于 -1.177, 即 TP 浓度大于 0.067 mg/L 时, TN 对 Chl-*a* 的影响才起作用。当 TP 浓度小于 0.067 mg/L 时, 平均 lg(Chl-*a*) 为 0.208, 即 Chl-*a* 浓度为 1.614 mg/m<sup>3</sup>, 而当 TP 浓度大于 0.067 mg/L 时, 平均 lg(Chl-*a*) 为 0.879, 即 Chl-*a* 浓度为 7.568 mg/m<sup>3</sup>; 当 TP 和 TN 值均较高时, Chl-*a* 有较大浓度, 这与实际藻类生长实际状况相符。由于 TP 是影响大辽河口 Chl-*a* 变化的重要预测变量, 非参数拐点分析得到的 TP 拐点值与 CART 分析节点相同, 均为 0.067 mg/L, 置信区间为 0.066~0.074 mg/L; TN 是影响大辽河口 Chl-*a* 变化的次要预测变量, 非参数拐点分析得到的 TN 拐点值与 CART 分析节点差异较小, 因为后者是先考虑 TP 对 Chl-*a* 影响, 再考虑 TN 作用的结果, 对最终结果有一定影响。TN 拐点置信区间为 0.998~3.890 mg/L, CART 分析节点亦包含在其中, 表明这两种方法之间无明显差异, 为了最小化风险, 选择较小值作为基准值, 即得到的 TN、TP 基准推荐值分别为 1.607 mg/L 和 0.067 mg/L。

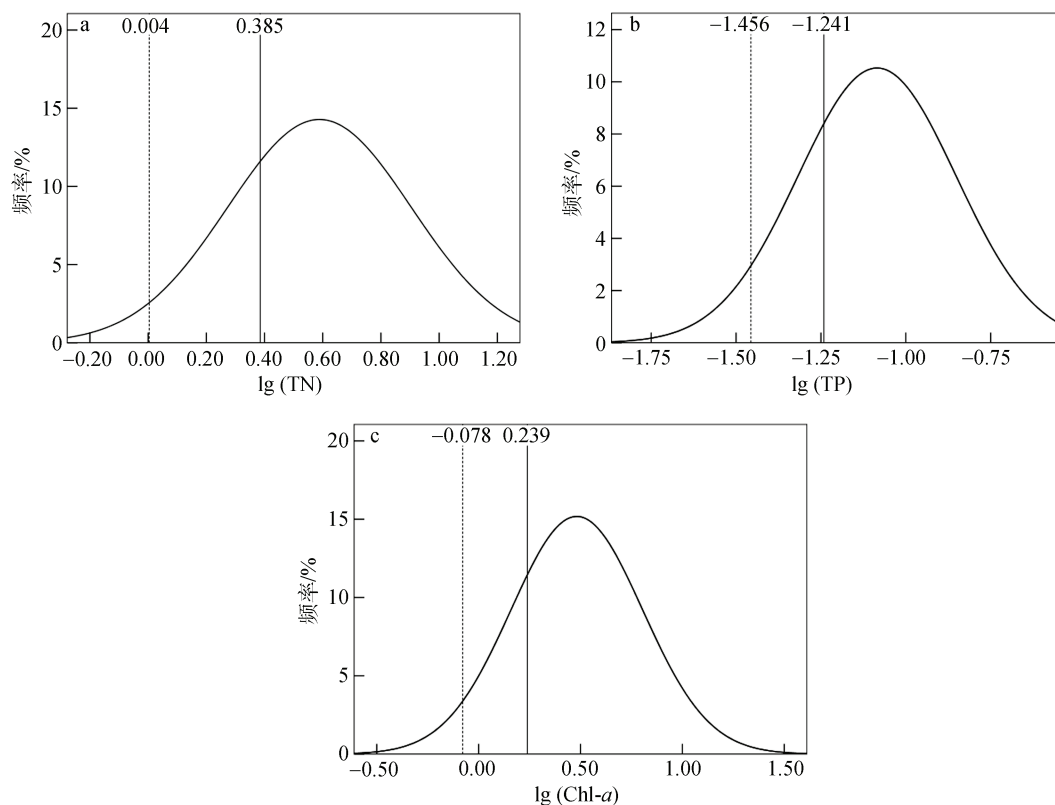


图 2 大辽河口营养物质频数分布曲线

Fig. 2 Frequency distribution curves of nutrients in the Daliaohe estuary

注：图中虚线表示频数分布曲线下 5%分位点，实线表示频数分布曲线下 25%分位点，图 a、b、c 依次表示 TN、TP 和 Chl-a 的频数分布曲线

表 3 大辽河口水体营养物质频数分布统计结果

Tab. 3 Frequency distribution results of nutrients in the waters of the Daliaohe estuary

指标	频数分布曲线(对数转换后)		推荐基准值	
	下 5%分位点	下 25%分位点	下 5%分位点	下 25%分位点
TN/(mg/L)	0.004	0.385	1.008	2.318
TP/(mg/L)	-1.456	-1.241	0.035	0.057
Chl-a/(mg/m <sup>3</sup> )	-0.078	0.239	0.836	1.735

表 4 非参数方法确定大辽河口营养物质随 Chl-a 变化阈值

Tab. 4 Change point estimation results of nutrients for Chl-a responses in the Daliaohe estuary obtained by nonparametric approaches

指标	CART 节点	非参数拐点分析方法		lg(Chl-a)均值[n] ± 标准误差
		拐点	置信区间	
lg(TN)	0.274	0.206	-0.001, 0.590	0.366[70] ± 0.294 0.959[54] ± 0.219
lg(TP)	-1.177	-1.177	-1.132, -1.831	0.208[47] ± 0.208 0.879[77] ± 0.234
TN/(mg/L)	1.883	1.607	0.998, 3.890	2.322[70] ± 0.294 9.099[54] ± 0.219
TP/(mg/L)	0.067	0.067	0.066, 0.074	1.614[77] ± 0.208 7.568[47] ± 0.234

### 3.3 室内模拟压力响应关系法

根据收集得到的数据,可以得出  $PO_4^{3-}/TP$  比值的中位数为 0.303, 平均数为 0.366,  $DIN/TN$  比值中位数为 0.632, 平均数为 0.660。平均值和中位数较为接近, 取其中位数 0.330 和 0.632 分别做为  $PO_4^{3-}/TP$  和  $DIN/TN$  的比值, 再根据得到的  $PO_4^{3-}$  和  $DIN$  的基准值, 计算  $TP$  和  $TN$  的基准值。

根据实验得到三种浮游藻类在不同营养条件下的生长过程(如图 3~图 5)可知, 浮游藻的生长曲线均接近“S”型, 当固定  $DIN$  浓度为 1.5 mg/L,  $PO_4^{3-}$  浓度在 0.02~0.25 mg/L 范围变化时, 随着  $PO_4^{3-}$  浓度增大, 三种浮游藻类生物量均随着浓度的增加而增加, 这与磷浓度充足, 营养物浓度越高, 生长状况更好有关;  $PO_4^{3-}$  浓度为 0.002~0.01 mg/L 范围时, 随  $PO_4^{3-}$  浓度增加, 浮游藻的生物量变化不大, 这可能是磷浓度过低, 阻碍了浮游藻类的生长; 当固定  $PO_4^{3-}$  为

0.08 mg/L 时, 中肋骨条藻和微小原甲藻的最终生物量基本随  $DIN$  浓度增加而逐渐上升, 赤潮异弯藻的最终生物量则在  $DIN$  浓度为 2.09~6.44 mg/L 范围时, 随  $DIN$  浓度升高而下降, 这可能与赤潮异弯藻的最适生长氮磷比为 25 有关, 超过这个值时, 其生长反而受到限制<sup>[37]</sup>。

由表 5 和 6 可以得到三种浮游藻类对营养物的生态响应值, 选择最敏感的响应值做为大辽河口营养物的实验室模拟基准值, 再根据得到的  $PO_4^{3-}$  和  $DIN$  的基准值, 从而得到  $TP$  和  $TN$  的基准值, 则实验室模拟得到的  $TP$  和  $TN$  的基准值分别为 0.104 mg/L 和 0.381 mg/L, 置信区间分别为 0.091~0.131 mg/L 和 0.381~0.613 mg/L。

### 3.4 讨论

综合以上三种方法得到的辽河口营养物基准推荐值如表 7 所示。频数分布曲线法、非参数分析法

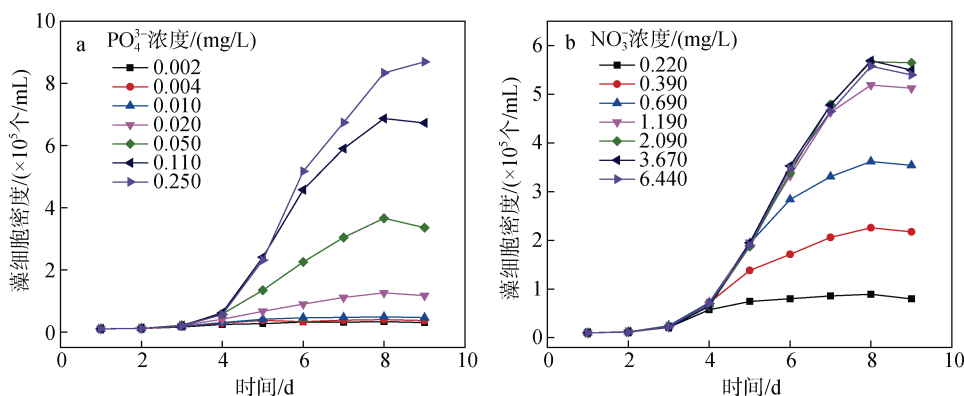


图 3 中肋骨条藻生长曲线

Fig. 3 Growth curve of *Skeletonema costatum*

注: a 表示固定氮浓度时不同磷浓度下各藻的生长曲线, b 表示固定磷浓度时不同氮浓度下各藻的生长曲线

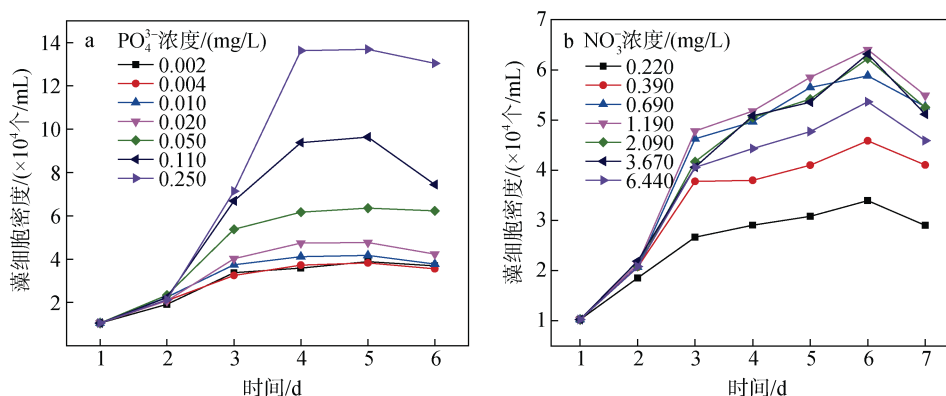


图 4 赤潮异弯藻生长曲线

Fig. 4 Growth curve of *Heterosigma akashiwo*

注: a 表示固定氮浓度时不同磷浓度下各藻的生长曲线, b 表示固定磷浓度时不同氮浓度下各藻的生长曲线

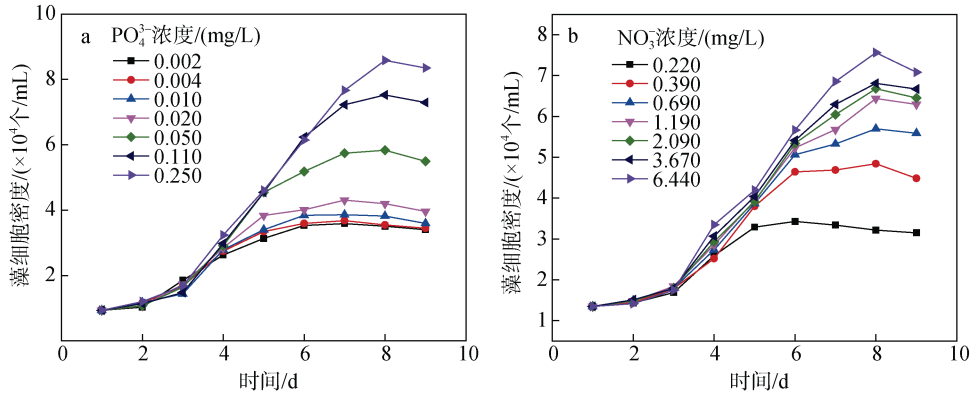


图5 微小原甲藻生长曲线

Fig. 5 Growth curve of *Prorocentrum minimum*

注: a 表示固定氮浓度时不同磷浓度下各藻的生长曲线, b 表示固定磷浓度时不同氮浓度下各藻的生长曲线

表5 室内压力响应模拟得到的大辽河口磷基准值  
Tab. 5 Predicted nutrient criteria of phosphorus in the Daliaohe estuary

浮游藻类	浮游藻的生态响应值/(mg/L)	置信区间/(mg/L)	
		下限	上限
中肋骨条藻	0.040	0.035	0.043
赤潮异湾藻	0.096	0.075	0.099
微型原甲藻	0.034	0.030	0.043
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> 基准值	0.034	0.030	0.043
TP 生态基准值	0.104	0.091	0.131

表6 大辽河口氮基准预测值  
Tab. 6 Predicted nutrient criteria of nitrogen in the Daliaohe estuary

浮游藻类	浮游藻的生态响应值/(mg/L)	置信区间/(mg/L)	
		下限	上限
中肋骨条藻	0.241	0.118	0.387
赤潮异湾藻	0.394	0.385	0.417
微型原甲藻	0.440	0.352	0.500
DIN 生态基准值	0.241	0.118	0.387
TN 生态基准值	0.381	0.187	0.613

表7 三种方法得到的大辽河口营养物基准值比较  
Tab. 7 Comparison of the three methods used to establish the nutrient criteria for the Daliaohe estuary

方法	TN 基准值/(mg/L)	置信区间/(mg/L)	TP 基准值/(mg/L)	置信区间/(mg/L)	Chl-a 基准值/(mg/m <sup>3</sup> )
频数分布法	1.008	—	0.056	—	1.735
非参数分析法	1.607	0.998~3.890	0.067	0.066~0.074	—
室内模拟压力响应关系法	0.381	0.187~0.613	0.104	0.091~0.131	—

注: “—” 表示无相关计算基准值

和实验室模拟压力响应关系得到的 TN 基准值各不相同, 频数分布曲线法得到的基准值接近非参数分析法的置信区间下限, 分别在地表水环境质量 III 类 (1.0 mg/L) 标准和 IV 类 (1.5 mg/L) 与 IV 类标准和 V 类 (2.0 mg/L) 标准之间; 实验室模拟压力响应关系得到的 TN 基准值则较小, 处于地表水环境质量 I 类 (0.2 mg/L) 和 II 类标准 (0.5 mg/L) 之间; 实验室模拟压力响应关系法得到的 TP 基准值与频数分布曲线法和非参数分析法得到的基准值相比较, 实验室验证压力响应关系法得到的 TP 基准值处于地表水环境质量 II 类 (0.1 mg/L) 和 III 类 (0.2 mg/L) 标准之间, 频数分布曲线法和非参数分析法得到的 TP 基准值相接近, 均小于 II 类标准, 大于 I 类 (0.02 mg/L) 标准。由此可知, 3 种方法得到的基准值有所差异, 在地表水环境质量标准分类级别上有所不同, 但均在的标准范围之内。但地表水环境质量标准适用于淡水水域, 如河流湖泊水库等, 原则上不适用于咸淡水混合的河口区域, 故用此标准来对河口 TN 和 TP 基准值的判断存在一定的不确定性, 这里仅作为分级参考, 河口标准分级还有待后续研究。



频数分布曲线法得到的基准值是基于氮、磷现场监测所得数据,能影响现场氮、磷浓度变化的因素均能影响得到的基准值,即与营养物排放负荷、盐度、水力停留时间、潮汐作用、风和悬浮颗粒物等因素相关<sup>[38-39]</sup>,基准值仅考虑到与营养物变化相关因素,并没有考虑到浮游藻和营养物压力之间的响应关系。非参数分析法和实验室模拟压力响应关系法均基于浮游藻类和营养物压力响应关系原理,因此,获得的营养物的基准值与影响浮游藻类生长繁殖因素有关。气象、水文和生物条件均是影响浮游藻生长繁殖的因素,例如营养物浓度、营养物结构、生物竞争、盐度,温度、潮汐作用、水力停留时间、悬浮颗粒物、光照强度等<sup>[40]</sup>;实验室模拟与非参数法又有所不同,实验室模拟的压力响应关系法是在固定的温度、盐度和光照条件下,为模拟了最优条件,但在实验室条件下,未能模拟自然环境下河口的水文条件和生物环境,导致营养物结构和浓度是影响实验室模拟压力响应关系法基准值的主要因素。影响因素的不同可能是导致三种方法得到基准值各不相同的原因。

目前,由于各个国家对于推导营养物基准方法差异性,和河口及海湾营养物由于生态环境上地域性不同存在的营养物敏感度差异,使得各个河口的营养物基准值差异较大,如表 8。美国坦帕湾各个

海湾的 TN 基准值分别为 1.08 mg/L、1.62 mg/L、1.24 mg/L、0.97 mg/L,该值是国家河口计划通过建立水质模型得到,根据定量分析叶绿素与湾内营养物浓度关系,以期恢复海草床达到 1950 年覆盖度的 95%确定了叶绿素 *a* 管理目标浓度,进而提出了营养盐数值基准,并随后编制了海草床恢复的保证计划。这些基准值与本研究相比,坦帕湾的 TN 基准值高于辽河口的基准值,各个河口对营养物敏感性的差异性,以及地域水文条件的差异可能是导致大辽河口营养物基准值与美国海湾营养物基准值差异的主要原因。与国内研究相比,同是频数分布法,本研究得到的 TN 基准值与苏静<sup>[15]</sup>得到基准值差异较小,与胡莹莹<sup>[16]</sup>基准值则差异较大,这可能与研究区域不同有关,本文和杨福霞所研究区域均包含了淡水、咸水和咸淡水混合区域;而胡莹莹<sup>[16]</sup>的研究则为近岸海域,使得所得结果偏低。有研究<sup>[31]</sup>也表明从大辽河口到口门至外海区域,由于混合作用, TN 浓度从口门至近海区域浓度逐渐降低;而本研究得到的 TP 基准值约是苏静<sup>[15]</sup>与胡莹莹<sup>[16]</sup>得到基准值的 1.5 倍,但与 TP 频数分布曲线下 5%对应值相接近,这是因为本研究选取频数分布曲线下 25%对应值作为基准值,而其余两者均选择下 5%对应值作为基准值,由于在大辽河口磷污染相对较轻,故选择频数分布曲线下 25%对应值作为基准值更具科学性。

表 8 国内外河口近岸海域 TN 和 TP 基准值比较  
Tab. 8 Comparison of TN and TP benchmark values

地理位置	推导方法	TN 基准值/(mg/L)	TP 基准值/(mg/L)	参考文献
旧坦帕湾		1.08	—	
坦帕湾	希尔斯伯勒湾	1.62	—	[10]
	坦帕湾中部	1.24	—	
	坦帕湾下游	0.97	—	
大辽河口	频数分布法	1.11	0.037	[15]
大辽河口近岸海域	频数分布法	0.19	0.032	[16]
	频数分布法	1.008	0.056	
大辽河口	非参数分析法	1.607	0.067	本研究
	室内模拟压力响应关系法	0.381	0.104	

注:“—”表示文献中无相关基准值研究

频数分布曲线法相较于基于压力响应关系的非参数分析法和室内模拟压力响应关系法来说计算更为简单,并且能得到除营养物之外的其他响应指标如叶绿素 *a* 的基准值,但要求流域内存在未受污染或者污染较小的点,目前尚无对于河口区域以数

值化方法判断污染较小的点,且大多数的河口均污染较为严重,参照点难寻;非参数分析法在利用收集河口的数据上基于压力响应关系,虽不能对叶绿素 *a* 基准值进行准确预测,但得到模型也能为水质管理提供有价值的信息,且通过非参数拐点分析验

证了 CART 模型在回归树种每个节点上的变化点,识别了影响藻类生长的最主要因素为总磷,得到置信区间表示了拐点发生时 TN 和 TP 潜在的阈值范围,置信区间反映出所得 TN 基准值的不确定性较大,而 TP 基准值不确定性则相对较小,尽可能多的考虑到了响应变量与环境营养物梯度之间的相关关系受到其他因素影响的程度;实验室模拟的方法考虑了营养物浓度和结构在最优环境下与响应变量的关系,虽无法模拟河口水文状况,实验结果不能代表海区实际情况,但对于研究单一营养物对响应变量的影响任具有一定的参考价值,故将实验室模拟压力响应关系法所得基准值作为参考值。

本研究中,实验室模拟压力响应关系法得到的 TN 基准值参考值相比于频数分布法和非参数分析法的基准值较小,这一方面和大辽河口近几年污染较为严重有关,2009 年至 2017 年,大辽河口的水质虽在某些年份有所改善,但大多处于严重污染的水平,主要超标项目是氨氮,且大辽河口及其近岸海域富营养化程度严重<sup>[36]</sup>;另一方面与水动力条件有关,有研究表明, TN 基准值与水文条件相关,实验室模拟压力响应关系法未考虑到的水文条件的影响,水文条件将使得 TN 基准值偏大<sup>[41-42]</sup>。故实验室所得 TN 基准参考值实际上偏小,对于频数分布曲线法和非参数分析法所得 TN 基准值,由于大辽河口氮污染较为严重,为最小化风险;选择较小值作为基准值,即 TN 基准值为 1.008 mg/L。而得到的 TP 基准值参考值则大约是频数分布曲线法和非参数分析法的 1.5 倍和 1.8 倍,磷酸盐在河口地区具有缓冲现使得频数分布曲线法和非参数分析法得到的 TP 基准值小于实验室模拟压力响应关系法所得 TP 参考值<sup>[38]</sup>,未考虑到近岸海域实际水文状况的 TP 参考值则偏大,再者参考实验所得三种浮游藻类的生长曲线可知,在固定 DIN 浓度过量时,当  $PO_4^{3-}$  浓度小于 0.02 mg/L (TP<0.06 mg/L)时,浮游藻的生长均受到限制,为了保护大辽河口常见藻类生长,避免过保护,选择非参数分析法得到的基准值作为最终基准值,即 TP 基准值为 0.067 mg/L。最终得到 TN、TP、Chl-*a* 基准值分别为 1.008 mg/L, 0.067 mg/L, 1.175 mg/m<sup>3</sup>。

## 4 结论与展望

本文在国内外河口营养物基准研究基础上,对大辽河口营养物基准的制定流程及方法做了一定的探索研究。

(1) 我国大辽河口河流段与河口近岸段 TN 浓度均较高,氮污染较为严重,与 TN 相比, TP 污染程度较小,总体均表现为河口近岸区浓度低于河流段浓度。

(2) 选择 TN、TP 和 Chl-*a* 作为营养物基准指标,运用频数分布法、非参数分析法和室内模拟压力响应关系法等三种方法进行了大辽河口基准值的推导,最终综合考虑导致三种方法数值差异的原因和得到的基准值,得到 TN、TP、Chl-*a* 最终基准值分别为 1.008 mg/L, 0.067 mg/L, 1.175 mg/m<sup>3</sup>。

(3) 由于我国河口众多,且河口环境的复杂性和差异性较大,加上影响河口富营养化因素较多,如何将河口富营养化状况与基准推导方法的选择结合起来,优化选择适合我国河口营养物基准的制定方法,以及怎么将数值化的基准值转化为能够支持水体用途,保护河口的标准还有待进一步的研究。

### 参考文献:

- [1] 陆健健. 河口生态学[M]. 北京: 海洋出版社, 2002.  
Lu Jianjian. Estuary Ecology[M]. Beijing: Ocean Press, 2002.
- [2] 沈焕庭, 潘安定. 长江河口最大浑浊带[M]. 北京: 海洋出版社, 2001: 32-49.  
Shen Huanting, Pan Anding. The Largest Turbidity Zone in The Yangtze River Estuary[M]. Beijing: Ocean Press, 2001: 32-49.
- [3] 李俊龙, 郑丙辉, 刘永, 等. 中国河口富营养化对营养盐负荷的敏感性分类[J]. 中国科学: 地球科学, 2015, 23(4): 455-467.  
Li Junlong, Zheng Binghui, Liu Yong, et al. 2015. Classification of estuaries in China based on eutrophication susceptibility to nutrient load[J]. Science China: Earth Sciences, 2015, 23(4): 455-467.
- [4] 孟伟, 张远, 郑丙辉. 水环境质量基准、标准与流域水污染物总量控制策略[J]. 环境科学研究, 2006, 19(3): 1-6.  
Meng Wei, Zhang Yuan, Zheng Binghui. The quality criteria, standards of water environment and the water pollutant control strategy on watershed[J]. Environmental Science Research, 2006, 19(3): 1-6.
- [5] 揣小明. 我国湖泊富营养化和营养物磷基准与控制标准研究[D]. 南京: 南京大学, 2011.  
Chuai Xiaoming. Study on lake eutrophication as well as the criteria and control standard for phosphorus in China[D]. Nanjing: Nanjing University, 2011.
- [6] 孟伟, 王丽婧, 郑丙辉, 等. 河口区营养物基准制定方法[J]. 生态学报, 2008, 28(10): 5133-5140.  
Meng Wei, Wang Lijing, Zheng Binghui, et al. Methods

- for developing nutrient criteria in estuarine waters[J]. *Ecologica Sinica*, 2008, 28(10): 5133-5140.
- [7] US EPA. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Rivers and Stream[S]. Water Quality Criteria for the Protection of Human Health, EPA-822-B-00-002, 2000.
- [8] US EPA. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Lakes and Reservoirs[S]. Water Quality Criteria for the Protection of Human Health, EPA-822-B-00-001, 2000.
- [9] US EPA. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Estuarine and Coastal Marine Waters[S]. Water Quality Criteria for the Protection of Human Health, EPA-822-B-01-003, 2001.
- [10] Florida Department of Environment Protection (FDEP). State of Florida numeric nutrient criteria development plan[R]. 2007.
- [11] Florida Department of Environment Protection (FDEP). Site-specific information in support of establishing numeric nutrient criteria for Biscayne Bay, Florida Bay, Florida Keys, and Whitewater Bay-Ten Thousand Islands[R]. 2011.
- [12] South Florida Natural Resources Center Everglades Nation Park (ENP). Proposed numeric nutrient criteria for South Florida estuaries and coastal waters[R]. 2012.
- [13] 郑丙辉, 周娟, 刘录三, 等. 长江口及邻近海域富营养化指标原因变量参照状态的确定[J]. *生态学报*, 2013, 33(9): 2780-2789.  
Zheng Binghui, Zhou Juan, Liu Lusan, et al. The reference condition for Eutrophication Indicator in the Yangtze River Estuary and adjacent waters-response variables[J]. *Ecologica Sinica*, 2013, 33(9): 2780-2789.
- [14] 杨福霞. 大辽河口营养物基准值的制定方法及其影响因素研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2015.  
Yang Fuxia. Approaches of nutrient criteria establishment and its influencing factors in the Daliaohe Estuary[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2015.
- [15] 苏静, 杨福霞, 苏荣国, 等. 辽河口营养物基准值的制定方法[J]. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 2016, 46(9): 78-84.  
Su Jing, Yang Fuxia, Su Rongguo, et al. Approaches of nutrient criteria establishment and application in the Daliaohe Estuary[J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2016, 46(9): 78-84.
- [16] 胡莹莹, 王菊英, 张志锋, 等. 辽河口近岸海域水体营养物推荐基准值的制定方法[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(6): 118-122.  
Hu Yingying, Wang Juying, Zhang Zhifeng, et al. Method for formulating recommended reference values of nutrients for water bodies in the coastal waters of Liaohe Estuary[J]. *Chinese Environmental Science*, 2011, 31(6): 118-122.
- [17] 宋南奇, 王诺, 吴暖, 等. 基于 GIS 的我国渤海 1952~2016 年赤潮时空分布[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(3): 1142-1148.  
Song Nanqi, Wang Nuo, Wu Nuan, et al. Temporal and spatial distribution of harmful algal blooms in the Bohai Sea during 1952~2016 based on GIS[J]. *China Environmental Science*, 2018, 38(3): 1142-1148.
- [18] 石岩峻. 赤潮藻对营养盐的吸收及生长和相关特性研究[D]. 北京: 北京化工大学, 2004.  
Shi Yanjun. The nutrient availability, growth and related characteristics of red tide algae[D]. Beijing: Beijing University of Chemical Technology, 2004.
- [19] Guillard R R, Ryther J H. Studies of marine planktonic diatoms. I. *Cyclotella nana* Hustedt, and *Detonula confervacea* (Cleve) Gran.[J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 1962, 8(2): 229-239.
- [20] Guillard R R L. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates[J]. *Culture of Marine Invertebrate Animals*, 1975, 29-60.
- [21] 郭茹, 杨京平, 梁新强, 等. 太湖苕溪流域氮磷的生物学阈值评估[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(10): 2756-2765.  
Guo Ru, Yang Jingping, Liang Xinqiang, et al. Biological threshold of nitrogen and phosphorus in Tiaoxi River, Taihu Lake Basin[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(10): 2756-2765.
- [22] 郑丙辉, 许秋瑾, 周保华, 等. 水体营养物及其响应指标基准制定过程中建立参照状态的方法——以典型浅水湖泊太湖为例[J]. *湖泊科学*, 2009, 21(1): 21-26.  
Zheng Binghui, Xu Qiujin, Zhou Baohua, et al. Building nutrient and its response indications reference state for criteria en-action: on the case of Lake Taihu, a typical shallow lake in eastern China[J]. *Journal of Lake Science*, 2009, 21(1): 21-26.
- [23] USEPA. Using Stressor-response Relationships to Derive Numeric Nutrient Criteria[S]. EPA-820-S-10-001, 2010.
- [24] De'Ath G, Fabricius K E. Classification and regression trees: a powerful yet simple[J]. *Ecology*, 2000, 81(11): 3178-3192.
- [25] Qian S S, King R S, Richardson C J. Two statistical methods for the detection of environmental thresholds[J]. *Ecological Modelling*, 2003, 166(1-2): 87-97.
- [26] Breiman L. Classification and regression trees[M]. Routledge, 2017.
- [27] King R S, Richardson C J. Integrating bioassessment and ecological risk assessment: an approach to developing numerical water-quality criteria[J]. *Environmental management*, 2003, 31(6): 795-809.
- [28] Venables W N, Ripley B D. Modern applied statistics with S-PLUS[M]. Springer Science & Business Media, 2013.

- [29] Johnson R W. An Introduction to the Bootstrap[J]. Teaching Statistics, 2001, 23(2): 49-54.
- [30] 国家海洋局. 中国近岸海域环境质量公报[R]. 北京: 2009.  
State Oceanic Administration. Environmental quality bulletin of China's coastal waters[R]. Beijing: 2009.
- [31] 国家海洋局. 中国近岸海域环境质量公报[R]. 北京: 2010.  
State Oceanic Administration. Environmental quality bulletin of China's coastal waters[R]. Beijing: 2010.
- [32] 国家海洋局. 中国近岸海域环境质量公报[R]. 北京: 2015.  
State Oceanic Administration. Environmental quality bulletin of China's coastal waters[R]. Beijing: 2015.
- [33] 国家海洋局. 中国近岸海域环境质量公报[R]. 北京: 2016.  
State Oceanic Administration. Environmental quality bulletin of China's coastal waters[R]. Beijing: 2016.
- [34] 国家海洋局. 中国近岸海域环境质量公报[R]. 北京: 2017.  
State Oceanic Administration. Environmental quality bulletin of China's coastal waters[R]. Beijing: 2017.
- [35] 张晋华, 于立霞, 姚庆祯, 等. 不同季节辽河口营养盐的河口混合行为[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 569-576.  
Zhang Jinhua, Yu Lixia, Yao Qingzhen, et al. Mixing Behavior of Nutrients in Different Seasons at Liaohu Estuary[J]. Environmental Science, 2014, 35(2): 569-576.
- [36] 陈芸, 赵骞, 徐广鹏. 基于人工神经网络的夏季辽东湾北部河口区富营养化评价[J]. 海洋湖沼通报, 2017, (5): 50-59.  
Chen Yun, Zhao Qian, Xu Guangpeng. Evaluation of eutrophication in estuary area of northern Liaodong Bay in summer based on artificial neural network[J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2017, (5): 50-59.
- [37] 江艳, 甘旭华, 唐欣昀, 等. 氮磷营养因子对赤潮异弯藻生长的影响[J]. 应用生态学报, 2006, 17(3): 557-559.  
Jiang Yan, Gan Xuhua, Tang Xinyun, et al. Effects of nutrients nitrogen and phosphorus on *Heterosigma akashiwo* growth[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2006, 17(3): 557-559.
- [38] 雷坤, 郑丙辉, 孟伟, 等. 大辽河口 N、P 营养盐的分布特征及其影响因素[J]. 海洋环境科学, 2007, 26(1): 19-22, 27.  
Lei Kun, Zheng Binghui, Meng Wei, et al. Distributions and the factors influenced of nitrogen and phosphorus nutrients in the Daliaohe Estuary[J]. Marine Environmental Science, 2007, 26(1): 19-22, 27.
- [39] 黄小平, 黄良民. 河口营养盐动力学过程研究的若干进展[J]. 海洋科学进展, 2001, 19(4): 86-92.  
Huang Xiaoping, Huang Liangmin. Some advances in the study of estuarine nutrient dynamics[J]. Journal of oceanography of huanghai & Bohai seas, 2001, 19(4): 86-92.
- [40] 刘佳佳. 河口边滩湖泊营养盐及藻类生长动力学研究[D]. 上海: 同济大学, 2008.  
Liu Jiajia. Study on nutrients and algae growth dynamics in estuarine brackish lake[D]. Shanghai: Tongji University, 2008.
- [41] Zhang Y L, Huo S L, Ma C Z, et al. Using stressor-response models to derive numeric nutrient criteria for lakes in the eastern plain ecoregion, China[J]. Clean-Soil, Air, Water, 2014, 42(11): 1509-1517.
- [42] Huo S, Xi B, Ma C, et al. Stressor-Response Models: A practical application for the development of lake nutrient criteria in China[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(21): 11922-11923.



## Study of derivation of nutrient criteria for the Daliaohe estuary

WANG Lei<sup>1</sup>, SHAN Yang-yang<sup>1</sup>, BIAN Jun-cui<sup>1</sup>, LI Zheng-yan<sup>1, 2</sup>

(1. College of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China;  
2. Key Laboratory of Marine Environment and Ecology, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 266100, China)

**Received:** Mar. 9, 2020

**Key words:** nutrient criteria; Daliaohe estuary; frequency distribution; stressor-response relationship

**Abstract:** Estuarine eutrophication is closely related to inputs of nitrogen and phosphorus. The establishment of nutrient criteria for estuaries can provide technical support and management decision information to avoid the eutrophication of estuaries and coastal waters and protect sensitive and vulnerable estuary ecosystems. The Liaohe estuary is one of the largest rivers with serious estuarine pollution that discharges into the Bohai Sea. To provide a basis for the governance of the Liaohe estuary, this study used a frequency distribution curve, a nonparametric analysis method, and a laboratory simulated stressor-response relationship method to derive the nutrient criteria, i.e., total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP), and the response variable criteria, i.e., chlorophyll *a* (Chl-*a*) for the Liaohe estuary. The final results are as follows: TN = 1.008 mg/L, TP = 0.067 mg/L, and Chl-*a* = 1.175 mg/m<sup>3</sup>.

(本文编辑: 赵卫红)