

DOI: 10.3724/j.1007-6336.2025-0136

基于不同生物指数评价长兴岛附近 海域底栖生态质量状况

任新华¹, 崔 猛¹, 徐海丽², 叶金清³, 李宏俊³,
刘滨玮³, 楚 奇³, 王桂营³

(1.辽宁红沿河核电有限公司, 辽宁 大连 116319; 2.大连海葵环境监测科技有限公司, 辽宁 大连 116085;
3.国家海洋环境监测中心, 辽宁 大连 116023)

摘 要:为探究 5 种生物指数在海洋底栖生态质量评价中的适用性, 本文基于 2017—2018 年 8 月在长兴岛海域 18 个站位开展的大型底栖动物、海水、沉积物调查数据, 评估了香农威纳多样性指数 (H')、 $AMBI$ 、 $M-AMBI$ 、 $BOPA$ 和 BPA 的表现。结果显示: H' 和 $M-AMBI$ 、 $AMBI$ 和 $BOPA$ 、 $BOPA$ 和 BPA , 均存在极显著线性关系; 等级聚类将指数划分为两类: $AMBI$ 、 $M-AMBI$ 、 $BOPA$ 一类, H' 、 BPA 一类。评价结果方面, $BOPA$ 评价等级为优, $AMBI$ 和 $M-AMBI$ 评价等级为优或良, H' 和 BPA 评价等级为良或中。5 种指数均未响应海水环境因子变化, 仅 H' 、 $AMBI$ 和 $BOPA$ 分别响应沉积物汞、镉含量。调查海域海水质量为清洁~良水平, 沉积物质量为较清洁~中水平。综合来看, $AMBI$ 、 $M-AMBI$ 、 $BOPA$ 评价等级偏高且区分度差, H' 和 BPA 评价等级更合理。在长兴岛海域评价中, H' 和 BPA 适用性更优, 结果更贴合实际生态状况。

关键词:长兴岛; 生物指数; 大型底栖动物; 生态质量

中图分类号: X826 文献标识码: A 文章编号: 1007-6336(2026)03-0331-10

Evaluation of the benthic ecological quality status of the sea near Changxing island based on different biological indices

Ren Xinhua¹, Cui Meng¹, Xu Haili², Ye Jinqing³, Li Hongjun³,
Liu Binwei³, Chu Qi³, Wang Guiying³

(1.Liaoning Hongyanhe Nuclear Power Limited Company, Dalian 116319, China; 2.Dalian Seaanemone Environmental Monitoring Technology Company Limited, Dalian 116085, China; 3.National Marine Environmental Monitoring Centre, Dalian 116023, China)

Abstract: In order to explore the applicability of five biological indices in the evaluation of marine benthic ecological quality, this study carried out surveys of macrobenthic animals, seawater, and sediments at 18 stations in the waters of Changxing island from 2017 to August 2018, and evaluated the performance of the Shannon-Wiener diversity index (H'), $AMBI$ index, $M-AMBI$ index, $BOPA$ index, and BPA index. The results show: there are extremely significant linear relationships between H' and $M-AMBI$, $AMBI$ and $BOPA$, $BOPA$ and BPA ; hierarchical clustering divides the index into two categories, $AMBI$, $M-AMBI$, and $BOPA$, and H' and BPA . In terms of evaluation grades, $BOPA$ is excellent, $AMBI$ and $M-AMBI$ are excellent or good, and H' and BPA are good or medium. None of the five indices responded to changes in seawater environmental factors, and

收稿日期: 2025-09-09, 修订日期: 2025-11-18

作者简介: 任新华(1982—), 男, 辽宁大连人, 工程师, 硕士, 主要从事海洋生物研究, E-mail: oceanlhj@163.com

通信作者: 王桂营, E-mail: 2761982646@qq.com

only H' , $AMBI$ and $BOPA$ responded to sediment mercury and cadmium contents respectively. The seawater quality in the surveyed sea area is clean-good and the sediment quality is relatively clean-medium. Taken together, the evaluation levels of $AMBI$, $M-AMBI$, and $BOPA$ are relatively high and the discrimination is poor; The evaluation levels of H' and BPA are more reasonable. Conclusion: In the Changxing island sea area evaluation, H' and BPA have better applicability, and the results are more in line with the actual ecological conditions.

Key words: Changxing island; biological index; benthic macrofauna; ecological quality

长兴岛位于渤海辽东湾东岸,在大连市西海岸,主要由长兴岛本岛、西中岛、交流岛等5个岛屿组成,支柱产业已从铸造业转变为石油化工工业^[1-2]。随着石油化工企业体量的不断增加,取排水口数量也随之增加,加剧了对海洋生态系统的压力。生态系统健康是经济发展的重要前提,如何科学、准确、有效地评价生态质量状况至关重要^[3]。

大型底栖动物具备种类多、分布广、运动能力有限、有些种类固着生活于海底等特点,常被视为生态监测的敏感指示生物^[4-6]。2000年欧盟颁布了“水框架指令(Water Framework Directive)”,极大程度地促进了生物指数的发展^[7],目前利用大型底栖动物类群指数的评价约占全部评价方法的27%^[8]。国内已经广泛应用大型底栖动物评价指数^[9],其中使用频率最高的包含香农威纳多样性指数(H')、 $AMBI$ (AZTI marine biotic index)、 $M-AMBI$ (multivariate- $AMBI$ index)、 $BOPA$ (benthic opportunistic polychaetes amphipods index)和 BPA (benthic polychaetes amphipods index)^[8-14]。

H' 由Shannon和Wiener提出,用于监测生物群落结构变化,该方法虽然易受采样面积和方法、生境类型等复杂环境影响,但基于大型底栖动物群落的 H' 多样性指数,能够较为真实地反映调查海域的生态质量状况^[15]。 $AMBI$ 由Borja等^[16]提出,是针对欧盟近岸海域大型底栖动物群落建立的指数,在世界范围内得到广泛应用,目前我国也被广泛应用^[17-18]。 $M-AMBI$ 为综合性指数,由 H' 、 $AMBI$ 和物种数量组成,曾被认为能够更有效地反映人为环境压力^[19]。 $BOPA$ 由Dauvin和Ruellet提出,该指数建立在 $AMBI$ 生物群组划分的基础上,通过多毛类机会物种和端足目物种密度比例得出,具有鉴定要求低、使用

方便、成本低、适用范围广等特点^[8]。 BPA 仅将 $BOPA$ 中的多毛类机会物种改为全部多毛类物种,进一步降低了对物种鉴定分类的要求^[8]。

本研究基于2017—2018年8月大型底栖动物、海水、沉积物调查数据,分析评估了 H' 、 $AMBI$ 、 $M-AMBI$ 、 $BOPA$ 和 BPA 在长兴岛附近海域生态质量评价中的适用性,可为我国近岸海域生态质量评价指数的选取提供参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集与分析

2017年8月和2018年8月,在长兴岛附近海域开展大型底栖动物调查,共设置18个采样站位(图1)。参照《海洋调查规范第6部分:海洋生物调查》(GB/T 12763.6—2007),使用0.05 m²的抓斗式采泥器取样4次,并用孔径为0.5 mm的网筛分选大型底栖动物,用5%甲醛固定保存。每个站位采集底层海水和表层沉积物样品,分析的环境因子包含海水的盐度、溶解氧、化学需氧量、氨氮、亚硝酸盐、硝酸盐、活性磷酸盐;沉积物中的石油类、有机碳、硫化物、汞、镉、铅、铬、砷、铜、锌。盐度和溶解氧使用YSI水质分析仪现场测定。

在实验室内对大型底栖动物样品进行仔细

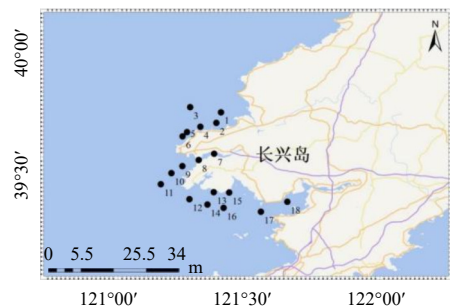


图1 采样站位

Fig. 1 Sampling stations

挑拣,然后在体式显微镜下进行形态鉴定和计数,并将物种拉丁名通过世界海洋物种登记库(WoRMS)(<https://www.marinespecies.org/>)查询校对。环境因子分析参照《海洋监测规范 第4部分:海水分析》(GB 17378.4—2007)和《海洋监测规范 第5部分:沉积物分析》(GB 17378.5—2007)执行,具体方法如下:化学需氧量(碱性高锰酸钾法);氨氮(次溴酸盐氧化法);亚硝酸盐(奈乙二胺分光光度法);硝酸盐(锌镉还原法);活性磷酸盐(磷钼蓝分光光度法);石油类(紫外分光光度法);有机碳(重铬酸钾氧化还原容量法);硫化物(碘量法);汞、砷(原子荧光光度法);镉、铅、铬、铜、锌(无火焰原子吸收分光光度法)。

1.2 数据处理

1.2.1 群落特征指数

使用优势度指数(Y),判断群落优势物种;使用 H' 、Pielou 均匀度指数(J')和 Margalef 丰富度指数(d)计算大型底栖动物群落多样性。具体计算公式如下:

$$Y = N_i / N \times f_i \quad (1)$$

$$H' = - \sum p_i \log_2 p_i \quad (2)$$

$$J' = H' / \log_2 S \quad (3)$$

$$d = (S - 1) / \log_2 N \quad (4)$$

式中: N_i 为物种 i 个体密度; N 为总个体密度; f_i 为物种 i 出现频率; p_i 为物种 i 在样本中个体密度比例; S 为物种数量。当 $Y \geq 0.02$ 时,判定为优势种。 H' 、 J' 和 d 由 PRIMER7.0 软件计算

得出^[20]。

1.2.2 生物评价指数

应用的大型底栖动物评价指数包含 H' 、 $AMBI$ 、 $M-AMBI$ 、 $BOPA$ 、 BPA , 其中 $AMBI$ 、 $BOPA$ 、 BPA 计算公式如下:

$$AMBI = [(0 \times \%GI) + (1.5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4.5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)] / 100 \quad (5)$$

$$BOPA = \lg[f_{oa} / (f_a + 1) + 1] \quad (6)$$

$$BPA = \lg[f_p / (f_a + 1) + 1] \quad (7)$$

式中: $\%GI$ 为无污染物种密度占比 $\times 100$; $\%GII$ 为污染不敏感物种密度占比 $\times 100$; $\%GIII$ 为耐受污染物种密度占比 $\times 100$; $\%GIV$ 为第二机会物种(轻度污染到严重污染过渡物种)密度占比 $\times 100$; $\%GV$ 为第一机会物种(严重污染条件下的物种)密度占比 $\times 100$ ^[11,21]; f_{oa} 为多毛类机会物种密度占比($GIV + GV$); f_p 为多毛类物种密度占比; f_a 为端足目物种密度占比^[8]。

$M-AMBI$ 是包含 H' 、 $AMBI$ 、物种数量的综合性指数,其参考基准值为 H' 和物种数量最大值的 115%^[22]。 $AMBI$ 和 $M-AMBI$ 由 AZTIAMBIV6.0 软件(<http://www.azti.es>)计算完成,清单未收入物种用同属物种代替^[23]; $BOPA$ 指数和 BPA 由 Excel 软件计算完成。根据评价指数标准值,将各评价指数分为 5 个等级:优(未被污染)、良(轻度污染)、中(中度污染)、差(高度污染)、劣(严重污染)(表 1)。

表 1 评价指数标准值
Tab.1 Standard values of evaluation indices

评价指数	优	良	中	差	劣	参考文献
H'	$H' \geq 4$	$3 \leq H' < 4$	$2 \leq H' < 3$	$1 \leq H' < 2$	$H' < 1$	[24]
$AMBI$	$AMBI \leq 1.2$	$1.2 < AMBI \leq 3.3$	$3.3 < AMBI \leq 4.3$	$4.3 < AMBI \leq 5.5$	$AMBI > 5.5$	[25]
$M-AMBI$	$M-AMBI > 0.77$	$0.53 < M-AMBI \leq 0.77$	$0.39 < M-AMBI \leq 0.53$	$0.20 \leq M-AMBI \leq 0.39$	$M-AMBI < 0.20$	本研究
$BOPA$	$BOPA \leq 0.135$	$0.135 < BOPA \leq 0.211$	$0.211 < BOPA \leq 0.260$	$0.260 < BOPA \leq 0.300$	$BOPA > 0.300$	[26]
BPA	$BPA \leq 0.135$	$0.135 < BPA \leq 0.211$	$0.211 < BPA \leq 0.260$	$0.260 < BPA \leq 0.300$	$BPA > 0.300$	[26]

1.3 数据分析

采用 Pearson 相关性分析,判断各评价指数间是否存在响应关系;采用等级聚类分析,将各评价指数使用重新标度的距离和平均联接的方

法进行聚类分析,采用 Pearson 相关性分析,判断各评价指数与环境因子间是否存在响应关系。相关性分析与等级聚类分析由 SPSS 19.0 软件完成。图形绘制由 Origin 2024、SPSS 19.0 等软件完成。

2 结果与讨论

2.1 群落组成与特征

长兴岛 2 个航次共监测到大型底栖动物 77 种, 隶属于 8 门 12 纲 31 目 53 科 64 属, 其中以环节动物(39 种)、节肢动物(20 种)、软体动物(10 种)为主(表 2)。2017 年, 调查区域共监测到大型底栖动物 44 种, 总个体密度均值为 76 个/m², 其中以环节动物为主(占总个体密度的 68.4%); 生物量均值为 7.53 g/m², 其中以节肢动物为主(占总生物量的 38.7%); 优势种为小头

虫(*Capitella capitata*)($Y=0.18$)和寡节甘吻沙蚕(*Glycinde gurjanovae*)($Y=0.03$)。2018 年, 调查海域共监测到大型底栖动物 55 种, 总个体密度均值为 288 个/m², 其中以环节动物为主(占总个体密度的 61.3%); 生物量均值为 23.63 g/m², 其中以环节动物为主(占总生物量的 68.0%); 优势种为锥稚虫(*Aonides oxycephala*)($Y=0.02$)。2017 年总个体密度均值和物种数量均值均小于 2018 年(图 2)。

2017 年, H 波动范围为 1.000 ~ 2.842, 均值为 2.031; J 波动范围为 0.442 ~ 1.000, 均值为

表 2 大型底栖动物名录
Tab.2 Appendix 1 list of macrobenthos

类群(门)	中文名	拉丁名	EG	年份	类群(门)	中文名	拉丁名	EG	年份
环节动物	中华内卷齿蚕	<i>Aglaophamus sinensis</i>	II	AB	刺胞动物	黄海葵	<i>Anthopleura xanthogrammica</i>	II	B
环节动物	中华半突虫	<i>Anaitides chinese</i>	II	AB	棘皮动物	日本倍棘海蛇尾	<i>Amphioplus japonicus</i>	II	A
环节动物	锥稚虫	<i>Aonides oxycephala</i>	III	AB	棘皮动物	马氏刺蛇尾	<i>Ophrothrix marenzeller</i>	IV	AB
环节动物	小头虫	<i>Capitella capitata</i>	V	AB	棘皮动物	萨氏真蛇尾	<i>Ophiura sarsii</i>	II	A
环节动物	刚鳃虫	<i>Chaetozona setosa</i>	IV	A	棘皮动物	棘刺锚参	<i>Protankyra bidentata</i>	II	A
环节动物	丝鳃虫	<i>Cirratulus chrysoderma</i>	IV	B	脊索动物	红狼牙虾虎鱼	<i>Odontamblyopus rubicundus</i>	I	A
环节动物	智利巢沙蚕	<i>Diopatra chiliensis</i>	II	A	节肢动物	伊予双眼钩虾	<i>Ampelisca iyoensis</i>	I	B
环节动物	曲强真节虫	<i>Euclymene lombricoides</i>	I	A	节肢动物	日本鼓虾	<i>Alpheus japonicus</i>	II	A
环节动物	无须锥头虫	<i>Orbinia exarmata</i>	I	B	节肢动物	短角双眼钩虾	<i>Ampelisca brevicornis</i>	I	B
环节动物	白色吻沙蚕	<i>Glycera alba</i>	IV	AB	节肢动物	轮双眼钩虾	<i>Ampelisca cyclops</i>	I	AB
环节动物	中锐吻沙蚕	<i>Glycera chirori</i>	II	AB	节肢动物	美原双眼钩虾	<i>Ampelisca mihaensis</i>	I	AB
环节动物	寡节甘吻沙蚕	<i>Glycinde gurjanovae</i>	II	AB	节肢动物	博氏双眼钩虾	<i>Ampelisca bocki</i>	I	AB
环节动物	日本长尾虫	<i>Gollumudes japonica</i>	I	B	节肢动物	日本沙钩虾	<i>Byblis japonicus</i>	I	AB
环节动物	日本角吻沙蚕	<i>Goniada japonica</i>	II	B	节肢动物	白毛钩虫	<i>Cabira pilargiformis</i>	III	B
环节动物	丝异须虫	<i>Heteromastus filiformis</i>	IV	B	节肢动物	隆背黄道蟹	<i>Cancer gibbosulus</i>	II	B
环节动物	那不勒斯膜帽虫	<i>Lagis neapolitana</i>	III	AB	节肢动物	螺赢蜚	<i>Corophium acherusicum</i>	III	AB
环节动物	异足索沙蚕	<i>Lumbrineris heteropoda</i>	II	AB	节肢动物	中华螺赢蜚	<i>Corophium sinensis</i>	III	B
环节动物	长叶索沙蚕	<i>Lumbrineris longifolia</i>	II	B	节肢动物	上野螺赢蜚	<i>Corophium uenoi</i>	III	B
环节动物	日本长手沙蚕	<i>Magelona japonica</i>	I	B	节肢动物	三叶针尾涟虫	<i>Diastylis tricineta</i>	I	B
环节动物	囊叶齿吻沙蚕	<i>Nephtys caeca</i>	II	A	节肢动物	日本关公蟹	<i>Dorippe japonica</i>	II	A
环节动物	加州齿吻沙蚕	<i>Nephtys californiensis</i>	II	B	节肢动物	日本拟钩虾	<i>Gammaropsis japonica</i>	III	B
环节动物	背蚓虫属	<i>Notomastus sp.</i>	III	A	节肢动物	大泵钩虾	<i>Haustorioides magnus</i>	I	B
环节动物	欧文虫	<i>Owenia fusiformis</i>	II	AB	节肢动物	细螯虾	<i>Leptochela gracilis</i>	III	B
环节动物	拟特须虫	<i>Paralacydonia paradoxa</i>	II	B	节肢动物	口虾姑	<i>Oratosquilla oratoria</i>	I	B
环节动物	丁齿蚕	<i>Phalacrophorus pictus</i>	III	A	节肢动物	小头弹钩虾	<i>Orchomene breviceps</i>	II	B
环节动物	孟加拉海扇虫	<i>Pherusa bengalensis</i>	I	A	节肢动物	中型三强蟹	<i>Tritodynamia intermedia</i>	II	B
环节动物	乳突半突虫	<i>Phyllodoce papillosa</i>	II	B	纽形动物	纽虫属	<i>Nemertean sp.</i>	III	AB

续表

类群(门)	中文名	拉丁名	EG	年份	类群(门)	中文名	拉丁名	EG	年份
环节动物	树蛭虫	<i>Pista cristata</i>	I	B	软体动物	扁角樱蛤	<i>Angulus compressissimus</i>	I	A
环节动物	蛇杂毛虫	<i>Poecilochaetus serpens</i>	I	A	软体动物	日本浪漂水虱	<i>Cirolana japonica</i>	II	B
环节动物	渤海格鳞虫	<i>Polynoidae harmothoe</i>	II	AB	软体动物	饼干镜蛤	<i>Dosinia biscocta</i>	I	AB
环节动物	肾刺纓虫	<i>Potamilla reniformis</i>	II	B	软体动物	日本大螯蜆	<i>Grandidierella japonica</i>	III	A
环节动物	拟节虫	<i>Praxillella praetermissa</i>	III	B	软体动物	彩虹明樱蛤	<i>Moerella iridescens</i>	I	AB
环节动物	纓鳃虫	<i>Sabellidae</i> sp.	I	B	软体动物	凸壳肌蛤	<i>Musculista senhousia</i>	III	A
环节动物	羽鳃栉虫	<i>Schistocomus hiltoni</i>	I	B	软体动物	扁玉螺	<i>Neverita didyma</i>	I	A
环节动物	马丁海稚虫	<i>Spio martinensis</i>	III	A	软体动物	日本拟背尾水虱	<i>Paranthura japonica</i>	III	AB
环节动物	不倒翁虫	<i>Sternaspis scutata</i>	III	AB	软体动物	经氏壳蛞蝓	<i>Philine kinglipini</i>	II	B
环节动物	埃氏蛭龙介	<i>Terebella ehrenbergi</i>	I	B	软体动物	短竹蛭	<i>Solen brevissimus</i>	I	B
环节动物	多丝独毛虫	<i>Tharyx multifilis</i>	IV	A	蠕虫动物	短吻蠕	<i>Listriolobus brevirostris</i>	III	A
环节动物	日本臭海蛭	<i>Travisia japonica</i>	I	A					

注: EG表示生物生境等级; I代表无污染物种; II代表污染不敏感物种; III代表耐受污染物种; IV代表第二机会物种; V代表第一机会物种; A为2017年; B为2018年; AB为2017年和2018年

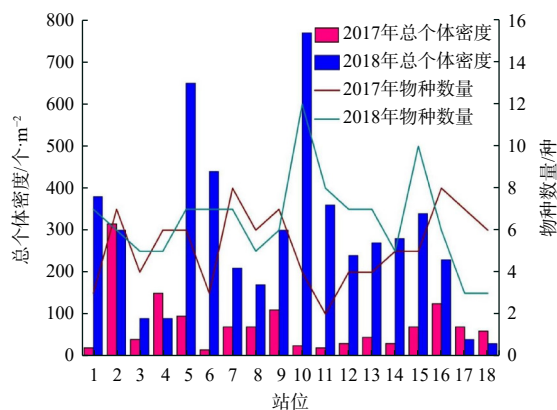


图2 每个站位总个体密度和物种数量

Fig. 2 Total individual density and number of species per station

0.894; d 波动范围为 0.231 ~ 1.142, 均值为 0.716。2018 年, H' 波动范围为 1.500 ~ 2.902, 均值为 2.171; J' 波动范围为 0.591 ~ 1.000, 均值为 0.840; d 波动范围为 0.376 ~ 1.147, 均值为 0.680(表 3)。与 2017 年相比, 2018 年大型底栖动物 H' 有所升高, 而 J' 和 d 有所下降。

2.2 评价指数结果分析

H' 和 $M-AMBI$ 、 $AMBI$ 和 $BOPA$ 、 $BOPA$ 和 BPA , 在两个年度均存在显著相关性(表 4)。将两个年度的指数数据进行线性拟合, 发现 H' 和 $M-AMBI$ ($y=0.2224x+0.1522$, $R^2=0.7526$)、 $AMBI$ 和 $BOPA$ ($y=0.0557x-0.0591$, $R^2=0.6765$)、 $BOPA$

和 BPA ($y=0.5467x+0.1615$, $R^2=0.2919$) 均存在极显著(p 值均小于 0.01)线性关系(图 3)。

表 3 大型底栖动物群落特征指数

Tab.3 Indexes of macrobenthic community characteristics						
站位	2017年			2018年		
	H'	J'	d	H'	J'	d
1	1.500	0.946	0.463	2.362	0.841	0.700
2	1.240	0.442	0.723	2.200	0.851	0.608
3	1.906	0.953	0.564	2.059	0.887	0.616
4	2.031	0.786	0.692	2.059	0.887	0.616
5	2.194	0.849	0.761	2.530	0.901	0.642
6	1.585	1.000	0.512	1.659	0.591	0.683
7	2.842	0.947	1.142	2.498	0.890	0.778
8	2.468	0.955	0.816	1.736	0.748	0.540
9	2.050	0.730	0.885	2.336	0.904	0.608
10	1.922	0.961	0.646	2.548	0.711	1.147
11	1.000	1.000	0.231	2.396	0.799	0.824
12	1.918	0.959	0.611	2.549	0.908	0.759
13	1.837	0.918	0.546	2.534	0.902	0.743
14	2.252	0.970	0.815	1.593	0.686	0.492
15	2.182	0.940	0.653	2.902	0.873	1.070
16	2.667	0.889	1.005	2.033	0.786	0.637
17	2.550	0.908	0.979	1.500	0.946	0.376
18	2.418	0.936	0.846	1.585	1.000	0.408
均值	2.031	0.894	0.716	2.171	0.840	0.680

表 4 评价指数相关性分析
Tab.4 Correlation analysis of evaluation indices

评价指数	H'	$AMBI$	$M-AMBI$	$BOPA$	BPA
H'		-0.07	0.915**	-0.073	0.122
$AMBI$	-0.027		-0.311	0.823**	0.539*
$M-AMBI$	0.814**	-0.520*		-0.346	-0.114
$BOPA$	-0.348	0.702**	-0.619**		0.597**
BPA	-0.276	0.487*	-0.352	0.521*	

注: **表示0.01水平显著相关; *表示0.05水平显著相关; 右上为2017年数据结果、左下为2018年数据结果

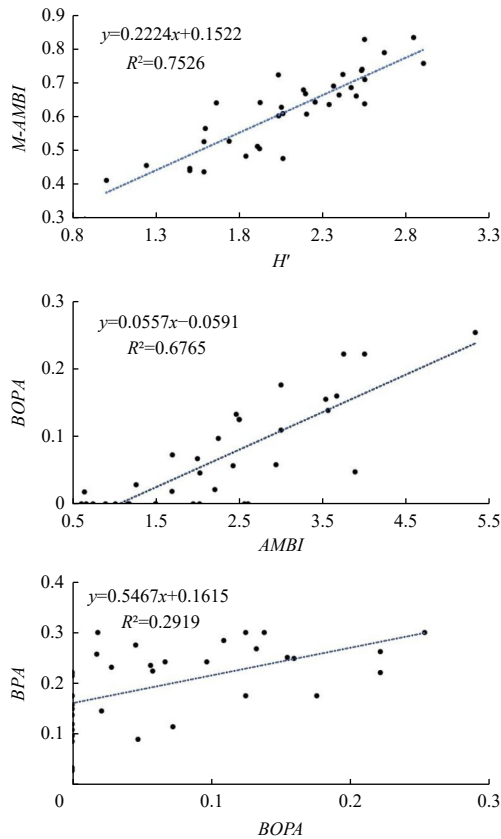


图 3 评价指数拟合曲线
Fig. 3 Evaluation index fitting curve

根据 2017 年和 2018 年生物指数评价结果与等级(H-优、G-良、M-中、P-差、B-劣)可以看出, 2017 年, 在 H' 评价结果中, 55.6% 的站位等级为中, 44.4% 的站位等级为差; 在 $AMBI$ 评价结果中, 55.6% 的站位等级为良, 27.8% 的站位等级为中; 在 $M-AMBI$ 评价结果中, 50.0% 的站位等级为良, 38.8% 的站位等级为中; 在 $BOPA$ 评价结果中, 66.7% 的站位等级为优, 16.7% 的站位等级为良; 在 BPA 评价结果中, 等级分布相对较为均

匀, 优、良、中、差、劣等级占比依次为 16.7%、22.2%、33.3%、16.7% 和 11.1%(图 4)。2018 年, 在 H' 评价结果中, 72.2% 的站位等级为中, 27.8% 的站位等级为差; 在 $AMBI$ 评价结果中, 27.8% 的站位等级为优, 66.7% 的站位等级为良; 在 $M-AMBI$ 评价结果中, 72.2% 的站位等级为良, 22.2% 的站位等级为中; 在 $BOPA$ 评价结果中, 94.4% 的站位等级为优, 5.6% 的站位等级为良; 在 BPA 评价结果中, 等级分布相对较为均匀, 优、良、中、差、劣等级占比依次为 27.8%、22.2%、33.3%、5.6% 和 11.1%(图 4)。根据各评价指数的评价等级可以看出, 长兴岛附近海域 2018 年底栖生态质量状况较 2017 年有所改善。

将两个年度各评价指数的评价等级, 按距离程度进行聚类分析, 可划分为两大类: 一类是 $AMBI$ 、 $M-AMBI$ 、 $BOPA$, 另一类是 H' 、 BPA (图 5)。图 5 表明, 第一组生物指数的评价等级差异性较小, 区分度较差, 其中以 $AMBI$ 和 $M-AMBI$ 评价等级的差异性最小。采用 $BOPA$ 评价长兴岛附近海域, 整体底栖生态质量状况等级为优; 采用 $AMBI$ 和 $M-AMBI$ 评价长兴岛附近海域, 整体底栖生态质量状况等级为优或良; 采用 H' 和 BPA 评价长兴岛附近海域, 整体底栖生态质量状况等级为良或中。

2.3 评价指数与环境因子关系分析

采用《海水水质标准》(GB 3097—1997) 评价海水环境因子(盐度、溶解氧、化学需氧量、无机氮、活性磷酸盐)的水质达标情况, 两个年度 8.3% 的站位化学需氧量和 5.6% 的站位无机氮符合二类水质标准, 其他均符合一类水质标准。采用《海洋沉积物质量》(GB 18668—2002) 评价沉积物环境因子(石油类、有机碳、硫化物、汞、镉、铅、铬、砷、铜、锌)的达标情况, 两个年度 5.6% 的站位石油类符合三类标准, 其他均符合一类标准。

海水环境因子中, 盐度与 N (总个体密度) 呈显著负相关关系、与 $AMBI$ 指数呈显著正相关关系; 化学需氧量与 N 呈显著正相关关系、与 $AMBI$ 指数和 $BOPA$ 指数呈显著负相关关系; 无机氮与 N 呈显著负相关关系(表 5)。 $AMBI$ 指数和 $BOPA$ 指数越大表明生态环境质量越差; 而

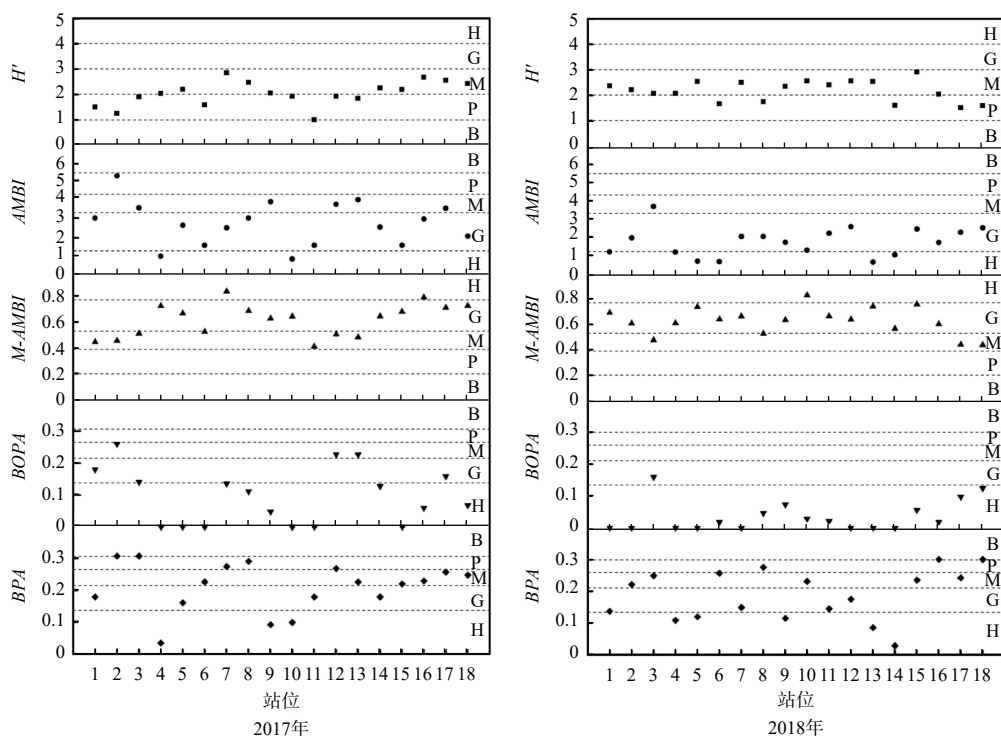


图4 评价指数结果与等级

Fig. 4 Evaluation index results and grades

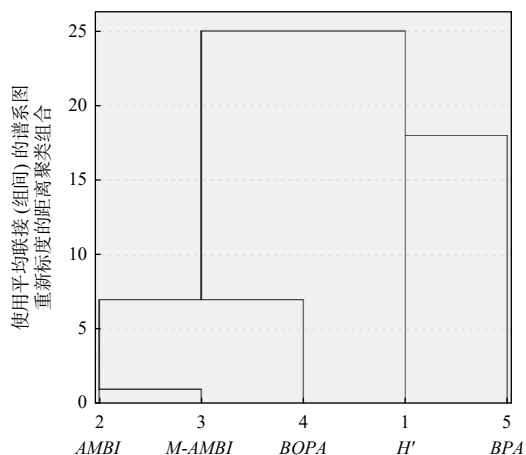


图5 评价指数等级聚类树状图

Fig. 5 Evaluation index hierarchal clustering dendrogram

化学需氧量越小表明水质越好。因此, *AMBI* 指数和 *BOPA* 指数, 未能合理响应海水质量状况。

海洋沉积物环境因子中, 石油类与 *N* 和 *S* (物种数量) 呈显著正相关关系、与 *AMBI* 指数和 *BOPA* 指数呈显著负相关关系; 汞与 *N*、*S*、*H'* 呈显著负相关关系; 镉与 *N* 呈显著负相关关系, 与 *AMBI* 指数和 *BOPA* 指数呈显著正相关关系 (表 5)。 *AMBI* 指数和 *BOPA* 指数未能合理响

应沉积物石油类含量; *H'* 能够合理响应沉积物汞含量; *AMBI* 指数和 *BOPA* 指数能够合理响应沉积物镉含量。

2.4 讨论

鉴于海洋生态系统的复杂性, 采用不同的生物指数对同一海域进行评价, 其结果通常缺乏一致性, 且难以对人为与自然压力的影响进行有效归因^[27]。本研究表明, *H'*、*AMBI*、*M-AMBI*、*BOPA*、*BPA*, 均未能合理响应海水质量变化; 仅部分指数能够合理响应沉积物汞和镉含量变化 (*H'* 响应汞含量, *AMBI* 和 *BOPA* 响应镉含量)。

AMBI 主要适用于受有机物和营养盐富集影响的海域, 而在沉积物有机碳含量较低的海域其适用性受限^[28]。本调查海域沉积物中有机碳含量普遍较低, 因此在该海域应用 *AMBI* 需谨慎。由 AZTI *AMBI* V6.0 软件所提供的生物分组, 是建立在欧盟近岸海域生物区系特征的基础上, 并未针对本调查海域的生态环境特点进行适应性调整^[29], 本次调查发现, 调查海域 (*GI+GII*) 类群生物占比高达 67.5%, 进一步凸显了现有分组在该海域的潜在不匹配性。 *AMBI* 在生物多样性较

表 5 海水、沉积物环境因子相关性分析
Tab.5 Correlation analysis of environmental factors in seawater and sediments

环境因子	<i>N</i>	<i>S</i>	<i>H'</i>	<i>J'</i>	<i>d</i>	<i>AMBI</i>	<i>M-AMBI</i>	<i>BOPA</i>	<i>BPA</i>
盐度	-0.567**	-0.278	-0.076	0.312	0.073	0.334*	0.006	0.266	0.159
溶解氧	-0.241	-0.272	-0.294	-0.01	-0.204	0.228	-0.227	0.122	-0.116
化学需氧量	0.355*	0.306	0.302	-0.061	0.151	-0.459**	0.274	-0.401*	-0.05
无机氮	-0.429**	-0.138	-0.033	0.114	0.175	0.173	0.126	0.192	-0.049
活性磷酸盐	-0.254	-0.231	-0.205	0.078	-0.074	0.153	-0.114	0.139	0.094
石油类	0.404*	0.337*	0.296	-0.083	0.115	-0.396*	0.247	-0.416*	-0.302
有机碳	-0.168	0.073	0.016	-0.005	0.225	0.249	0.078	0.214	0.112
硫化物	-0.038	-0.054	-0.01	-0.018	-0.121	-0.131	-0.048	-0.141	0.008
汞	-0.534**	-0.434**	-0.358*	0.274	-0.211	0.245	-0.264	0.268	0.123
镉	-0.395*	-0.217	-0.129	0.248	0.037	0.369*	-0.116	0.403*	0.156
铅	-0.013	0.062	0.133	0.049	0.04	-0.172	0.045	-0.219	-0.009
铬	0.215	0.164	0.123	-0.056	-0.018	-0.226	0.035	-0.26	-0.122
砷	0.127	0.168	0.139	-0.002	0.077	-0.073	0.036	-0.092	-0.026
铜	-0.001	0.236	0.226	0.013	0.267	0.034	0.235	-0.078	0.037
锌	-0.027	0.234	0.178	-0.051	0.255	0.049	0.215	-0.123	-0.038

注: **表示0.01水平显著相关; *表示0.05水平显著相关

低的海域,表现出较大的样本误差与适用局限性^[30],而本调查海域多样性指数均处于较低水平。综上所述,*AMBI*在该海域存在一定程度的不适用性,需进一步调整生物分组从而尽可能地匹配该海域生态环境状况。

*M-AMBI*是在*AMBI*基础上发展而来的,其应用同样存在一定的局限性,尤其不适用于沉积物有机碳含量较低和生物多样性匮乏的海域。该指数受生境类型制约(如硬质基底不适用),对污染类型的响应存在局限(如对新污染物不敏感),并且在物种数量较少的海域中误差明显增大^[31]。本调查海域具有沉积物有机碳含量低和生物多样性较低的特征,且大部分站位底质为泥沙质,仅少数站位为软泥质,整体底质类型偏向硬质基底。此外,*M-AMBI*和*H'*在评价等级上呈现较大差异,进一步表明*M-AMBI*在本调查海域中的适用性较差。

*BOPA*和*BPA*最初是针对溢油污染提出的,其理论基础依赖于多毛类(石油类污染物耐受种)与端足目(石油类污染物敏感种)在群落中的密度比例^[8]。本调查海域有13.9%的站位沉积物中石油类含量超过一类标准,表明该海域已受

到一定程度的石油污染。在实际应用中,多毛类或端足目任一类群的生物数据缺失,均会影响*BOPA*和*BPA*评价结果的准确性^[8]。本调查发现,38.9%的站位未监测出多毛类机会生物(*GIV+GV*),50.0%的站位未监测出端足目生物,而多毛类生物在所有站位均有广泛分布,此群落结构特征导致*BOPA*在该海域的评价准确性低于*BPA*。具体而言,由于*BOPA*受*AMBI*生物分组状况和端足目生物分布的双重影响,该海域多毛类机会生物数据的缺失会导致底栖生态质量状况被高估;而*BPA*仅受端足目生物分布的影响,因此该海域端足目生物数据的缺失可能会导致底栖生态质量状况被低估^[32-33]。进一步比较显示,*BPA*与*H'*评价等级呈现较高的一致性,且其评价等级分布均匀、变化梯度明显,说明端足目生物数据缺失对该指数评价结果的影响相对有限,因此,*BPA*在本调查海域表现出更强的适用性。

3 结论

长兴岛附近海域海水质量状况整体处于清洁~良水平,沉积物质量状况整体处于较清洁~中

水平。*AMBI*、*M-AMBI*、*BOPA* 评价等级均偏高,其中 *BOPA* 评价等级最高,整体底栖生态质量状况评价等级为优;*AMBI* 和 *M-AMBI* 评价等级次之,整体底栖生态质量状况评价等级为优或良。*H'*和 *BPA* 评价等级较为合理,与环境质量状况较为吻合,整体底栖生态质量状况评价等级为良或中。

参考文献:

- [1] 李淑媛,苗丰民,张永华,等. 大连长兴岛及毗邻海域环境质量评价[J]. *海洋环境科学*, 2005, 24(3): 44-46,67.
- [2] 于芳. 大连长兴岛潮间带大型底栖动物的分布特征及其季节性变化[D]. 辽宁: 辽宁师范大学, 2013: 1-50.
- [3] 高鑫,李勇,王长发,等. 大亚湾大型底栖动物群落特征与生态质量评价研究[J]. *海洋通报*, 2023, 42(6): 677-685.
- [4] 尤仲杰,陶磊,焦海峰,等. 象山港大型底栖动物功能群研究[J]. *海洋与湖沼*, 2011, 42(3): 431-435.
- [5] Officer C B, Smayda T J, Mann R. Benthic filter feeding: a natural eutrophication control[J]. *Marine Ecology-Progress Series*, 1982, 9(2): 203-210.
- [6] 李新正,李宝泉,王洪法,等. 南沙群岛渚碧礁大型底栖动物群落特征[J]. *动物学报*, 2007, 53(1): 8394.
- [7] Simboura N, Argyrou M. An insight into the performance of benthic classification indices tested in Eastern Mediterranean coastal waters[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, 60(5): 701-709.
- [8] 吴海燕,傅世锋,蔡晓琼,等. 不同底栖生物指数在福建省近岸海域的适用性[J]. *应用生态学报*, 2018, 29(6): 2051-2058.
- [9] 耿世伟,渠晓东,张远,等. 大型底栖动物生物评价指数比较与应用[J]. *环境科学*, 2012, 33(7): 2281-2287.
- [10] 杨颖,刘鹏霞,周红宏,等. 近15年长江口海域海洋生物变化趋势及健康状况评价[J]. *生态学报*, 2020, 40(24): 8892-8904.
- [11] 吴海燕,陈克亮,张平,等. 基于不同生物指数的罗源湾生态环境质量状况评价[J]. *应用生态学报*, 2013, 24(3): 825-831.
- [12] 蔡文倩,周娟,林岩璇,等. 基于底栖生物指数的辽东湾生态质量状况评价[J]. *海洋科学*, 2016, 40(10): 105-112.
- [13] 王桂营,李宏俊,邵魁双,等. 基于环境DNA评价鸭绿江口底栖生态质量状况[J]. *海洋学报*, 2024, 46(3): 75-88.
- [14] 曾鸿滨,董建宇,刘伟豪,等. 北部湾北岸近海大型底栖动物群落结构与生态质量评价[J]. *海洋环境科学*, 2025, 44(1): 26-34.
- [15] Subida M D, Drake P, Jordana E, et al. Response of different biotic indices to gradients of organic enrichment in Mediterranean coastal waters: implications of non-monotonic responses of diversity measures[J]. *Ecological Indicators*, 2012, 19(8): 106-117.
- [16] Borja A, Franco J, Pérez V. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2000, 40(12): 1100-1114.
- [17] Dong J Y, Wang X F, Bidegain G, et al. Assessment of the benthic ecological quality status (EcoQs) of Laizhou Bay (China) with an integrated AMBI, M-AMBI, BENTIX, BO2A and feeding evenness index[J]. *Ecological Indicators*, 2023, 153: 110456.
- [18] 邵晨曦,毛成责,彭模,等. 基于大型底栖动物群落的苏北浅滩海域生态健康评价[J]. *环境监控与预警*, 2024, 16(5): 174-182.
- [19] 林和山,俞炜炜,刘坤,等. 基于AMBI和M-AMBI法的底栖生态环境质量评价: 以厦门五缘湾海域为例[J]. *海洋学报*, 2015, 37(8): 76-87.
- [20] 彭广海,付婧,马增岭,等. 基于3种生物指数的三沙湾养殖活动底栖环境效应研究[J]. *海洋学报*, 2018, 40(4): 106-118.
- [21] 蔡文倩,刘录三,孟伟,等. AMBI方法评价环渤海潮间带底栖生态质量的适用性[J]. *环境科学学报*, 2012, 32(4): 992-1000.
- [22] Borja A, Tunberg B G. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI[J]. *Ecological Indicators*, 2011, 11(2): 295-303.
- [23] Paganelli D, Forni G, Marchini A, et al. Critical appraisal on the identification of Reference Conditions for the evaluation of ecological quality status along the Emilia-Romagna coast (Italy) using M-AMBI[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62(8): 1725-1735.
- [24] Medeiros J P, Chaves M L, Silva G, et al. Benthic condition in low salinity areas of the Mira estuary (Portugal): lessons learnt from freshwater and marine assessment tools[J]. *Ecological Indicators*, 2012, 19: 79-88.
- [25] Blanchet H, Lavesque N, Ruellet T, et al. Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats: implications for the implementation of the European Water Framework Directive[J]. *Ecological Indicators*, 2008, 8(4): 360-372.
- [26] Dauvin J C, Andrade H, De-La-Ossa-Carretero J A, et al. Polychaete/amphipod ratios: an approach to validating simple benthic indicators[J]. *Ecological Indicators*, 2016, 63: 89-99.
- [27] 罗先香,杨建强. 海洋生态系统健康评价的底栖生物指数法研究进展[J]. *海洋通报*, 2009, 28(3): 106-112.
- [28] 蔡文倩,孟伟,刘录三,等. 长江口海域底栖生态环境质量

- 评价: AMBI 和 M-AMBI 法 [J]. *环境科学*, 2013, 34(5): 1725-1734.
- [29] Mulik J, Sukumaran S, Srinivas T, et al. Comparative efficacy of benthic biotic indices in assessing the Ecological Quality Status (EcoQS) of the stressed Ulhas estuary, India[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 120(1/2): 192-202.
- [30] Luo X X, Zhang J, Yang J Q, et al. Assessing the benthic habitat quality in the Huanghe (Yellow River) Estuary and its adjacent areas using AMBI and M-AMBI[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2014, 33(9): 117-124.
- [31] Cai W Q, Borja A, Lin K X, et al. Assessing the benthic quality status of the Bohai Bay (China) with proposed modifications of M-AMBI[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2015, 34(10): 111-121.
- [32] 祝琳, 李少月, 王智, 等. 黄海秋季大型底栖甲壳类多样性及群落结构的初步研究 [J]. *海洋科学*, 2022, 46(9): 98-108.
- [33] Dauvin J C, Ruellet T. The estuarine quality paradox: is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems?[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, 59(1/2/3): 38-47.
- (本文编辑: 胡莹莹)

~~~~~

(上接第 330 页)

- [24] 王思. 基于 InVEST 模型的长株潭绿心区生境质量时空变化研究 [D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2023.
- [25] 江伟康. 基于 CA-Markov 和 InVEST 模型的粤港澳大湾区生态系统服务评估研究 [D]. 广州: 华南理工大学, 2021.
- [26] 李琳, 李玉凤, 贾悦, 等. 基于土地利用变化的盐城海岸带水鸟生境质量评价及多情景模拟 [J]. *南京师范大学学报 (工程技术版)*, 2024: 1-13.
- [27] Wang X Y, He Q Y, Chen X, et al. Ecological impact of *Spartina alterniflora* control methods on Tiaozini wetland against the background of carbon neutrality[J]. *Water*, 2025, 17(6): 877.
- [28] 左雪燕, 窦志国, 蔡杨, 等. 江苏盐城滨海湿地优势植物功能性状分析 [J]. *湿地科学与管理*, 2019, 15(3): 59-62.
- [29] 陆远鸿, 曹昀, 许令明, 等. 鄱阳湖沙化土地植物-凋落物-土壤化学计量特征 [J]. *生态学杂志*, 2019, 38(2): 329-335.
- [30] 聂磊超, 崔丽娟, 刘志君, 等. 盐城滨海湿地优势植物碳氮磷生态化学计量高光谱反演 [J]. *生态学报*, 2023, 43(12): 5173-5185.
- [31] Li X G, Han G X, Eller F, et al. Acclimation of coastal wetland vegetation to salinization results in the asymmetric response of soil respiration along an experimental precipitation gradient[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2021, 310: 108626.
- [32] Tang Y N, Ma J, Xu J X, et al. Assessing the impacts of tidal creeks on the spatial patterns of coastal salt marsh vegetation and its aboveground biomass[J]. *Remote Sensing*, 2022, 14(8): 1839.
- [33] Li Y Q, Li J R, Jiao S Y, et al. Ecosystem-scale carbon allocation among different land uses: implications for carbon stocks in the Yellow River Delta[J]. *Ecosphere*, 2020, 11(5): e03125.
- [34] 吴欠. 盐城港区海岸带景观演变特征与区域碳储存时空响应研究 [D]. 淄博: 山东理工大学, 2024.
- [35] Ren J L, Chen J S, Xu C L, et al. An invasive species erodes the performance of coastal wetland protected areas[J]. *Science Advances*, 2021, 7(42): eabi8943.
- [36] 丁玉华, 刘彬. 江苏大丰麋鹿国家级自然保护区珍稀野生动植物名录 [M]. 南京: 南京师范大学出版社, 2012.
- [37] Li B, Liao C H, Zhang X D, et al. *Spartina alterniflora* invasions in the Yangtze River estuary, China: an overview of current status and ecosystem effects[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(4): 511-520.
- [38] Chmura G L, Anisfeld S C, Cahoon D R, et al. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, 17(4): 1111.
- ( 本文编辑: 胡莹莹 )