中国国家级海洋特别保护区建设现状及其干扰压力分析

郭子良[1,2], 张曼胤[1,2]

(1. 中国林业科学研究院湿地研究所 湿地生态功能与恢复北京市重点实验室, 北京 100091; 2. 河北衡水湖湿地生态系统国家定位观测研究站, 河北 衡水 053000)

摘要: 为了滨海湿地的资源及环境可持续发展, 沿海地区已经建立了众多的海洋特别保护区。本文通过 GIS10.0、聚集度指数和景观发展指数等对中国国家级海洋特别保护区的建设、地理分布格局和干扰压力等进行了分析。结果表明, 2005-2017 年是中国国家级海洋特别保护区的重要建设期。截止 2017 年底国家级海洋特别保护区已有 67 处, 形成了以国家级海洋公园为主体的管理体系。国家级海洋特别保护区在中国沿海地区广泛建设布局, 但主要分布在山东、浙江和辽宁; 并在地理空间上高度聚集分布, 聚集度指数为 0.43。中国南方沿海省区海洋特别保护区建设数量较少, 其对海岸线覆盖率较低。国家级海洋特别保护区及其周边灯光指数(2005—2013 年)和景观发展指数(2005—2015 年)持续增长, 人为干扰压力增强。但海洋特别保护区的设立一定程度上减弱了其内部干扰压力的增强速度, 可能加剧了其边缘的人类活动和景观发展压力。

关键词: 海洋特别保护区; 建设现状; 分布格局; 干扰压力

中图分类号: X3 **文献标识码**: A **文章编号**: 1000-3096(2019)12-0110-08

DOI: 10.11759/hykx20190330001

湿地与森林、海洋同为全球三大生态系统之一, 为种类繁多、数量庞大的野生动植物提供了适宜生境, 并为人类提供了重要的生态系统服务[1-2]。由于滨海湿地位于海陆交错地区, 是我国东部沿海地区重要的生态屏障和区域生态安全的重要组成部分[3-4]。同时, 滨海湿地受到陆地和海洋环境的双重影响, 属于最为脆弱的生态系统类型之一[5-6]。滨海湿地正面临着环境污染加重、生态系统退化和资源利用过度等诸多制约我国沿海可持续发展和生态文明建设的重大问题[7-9]。其保护管理成为关系到人类生产生活、国家生态安全和经济社会发展的重要内容[10-11]。

目前, 我国在沿海地区已经建设了众多的自然保护区、海洋特别保护区和湿地公园等[12-13]。其中, 海洋特别保护区已经成为滨海湿地和海洋开展保护、利用的重要形式之一, 国务院办公厅印发的《湿地保护修复制度方案》也将其列为我国湿地保护的主要形式之一[14]。但是海洋特别保护区与自然保护区、湿地公园等也具有明显区别。海洋特别保护区更侧重于海洋资源的综合开发与可持续利用, 保护是资源及环境可持续发展的手段[15-16]。自然保护地保护和管理成效评估已经成为自然保护学研究的热点之一[17]。而且自然保护区、海洋特别保护区等仍存在不同程度的人类活动, 在局部出现了建设用地扩张、湿地退化等负面影响[18-19]。近些年国内外研究人员对已建的自然保护地网络和单个自然保护地等的保护成效和人为干扰等分别开展了大量研究工作[20-22]。局部地区人为干扰强度缓慢增加, 其对自然保护地内景观、植被和动植物生境等均造成了不利影响[23-24]。景观和植被等动态变化也已经应用到了森林、草原等生态系统的保护成效评估中[25-26]。目前, 海洋特别保护区的研究主要集中在管理对策、生态环境状况、生物多样性等方面, 其建设进展、人为干扰评估等研究工作仍较为欠缺。

1 数据来源与处理

1.1 数据来源

(1) 国家级海洋特别保护区数据主要来源于国

收稿日期: 2019-03-30; 修回日期: 2019-07-19

基金项目: 中国林科院基本科研业务费专项(CAFYBB2017 SY044)

[Foundation: the Fundamental Research Funds of CAF, No. CAFYBB2017 SY044]

作者简介: 郭子良(1987-), 男, 河北省石家庄人, 助理研究员, 博士, 主要从事湿地保护与管理研究, E-mail: shengtai2007@126.com; 张曼胤, 男, 辽宁朝阳人, 副研究员, 博士, 通讯作者, 主要从事湿地保护与管理、湿地景观与规划设计研究, E-mail: cneco@126.com

家海洋局(现自然资源部)公布的名录, 并从不同省份海洋主管部门网站的国家级海洋特别保护区公示材料等途径获取信息, 建立了基础数据库。但未包括港澳台地区的数据。

(2) 其他数据。中国各省区行政边界矢量数据来自于中华人民共和国自然资源部标准地图服务系统(http: //bzdt.nasg.gov.cn/)。本文所指海岸线为标准地图的陆地与海洋边界线。2005、2010 和 2015 年的土地利用现状, 以及 2005—2013 年灯光指数的栅格空间数据均来自于中国科学院资源环境科学数据中心(http: //www.resdc.cn), 数据精度为 1km×1km。灯光指数来源于美国国防气象卫星计划 Defense Meteorological Satellite Program(DMSP)的线性扫描业务系统 Operational Linescan System(OLS), DMSP/OLS 传感器在夜间工作, 能探测到城市灯光甚至小规模居民地、车流等发出的低强度灯光, 并使之区别于黑暗的乡村背景, 因此其夜间灯光影像可作为人类活动的表征, 成为了人类活动监测研究的良好数据源(http: // www.resdc.cn)。

1.2 处理方法

(1) 根据其功能分区图、坐标信息和 Google Earth 影像等, 得到了 67 处国家级海洋特别保护区的面状和点状分布要素, 建立空间分布数据库。同时建立包括名称、所属省、总面积、建立时间、功能分区等信息的属性库, 并进行初步统计。通过国家级海洋特别保护区与陆地与海洋边界线的交叉分析, 计算国家级海洋特别保护区对海岸线的覆盖率。

(2) 依据国家级海洋特别保护区的空间分布数据对其空间分布格局进行分析。本研究基于评价收入差异的基尼(Gini)系数, 构建了评价地理空间分布聚集程度的聚集度指数[13, 27]。计算公式如下:

$$E = 1 - \frac{1}{n}\left(2\sum_{i=1}^{n-1} w_i + 1\right), \quad (1)$$

其中, w_i 代表按照保护比例从小到大顺序第 1 个省份到第 i 个省份国家级海洋特别保护区累计保护比例之和占所有省份累计保护比例总和的比重, n 代表参与计算的省份数量。理论上, 聚集度指数介于 0 到 1 之间; 指数越大, 其在空间分布中的集中程度越高, 其均衡度越低。其中, E=0.3 常常作为聚集度指数重要的临界值, E>0.3 表示其空间分布相对不均衡。

(3) 利用 ArcGIS 10.0 中的 Spatial Analyst Tools 中 Kernel Density 工具, 估计我国国家级海洋特别保护区核密度空间分布格局, 搜索半径为 1 个经纬度。

(4) 国家级海洋特别保护区干扰压力评估选择灯光指数和景观发展指数作为评价指标, 并将海洋特别保护区内部以及外围 0~10 km、10~20 km、20~30 km 三个范围分别作为评估范围, 比较 2005—2015 年景观发展指数和 2005—2013 年灯光指数的变化趋势。景观发展指数通过土地利用格局计算得到[28], 计算公式如下:

$$\mathrm{LDI}_{\mathrm{total}} = \sum \%\mathrm{LU}_i \times \mathrm{LDI}_i, \quad (2)$$

其中, $\mathrm{LDI}_{\mathrm{total}}$ 为景观发展指数, 代表整体景观发展强度, $\%\mathrm{LU}_i$ 为景观类型 i 占景观总面积的百分比, LDI_i 是土地利用类型 i 的景观发展强度系数, 见表 1。

表 1 不同土地利用类型的景观发展强度系数

Tab. 1 Landscape development intensity coefficient of different land cover types

土地利用类型	景观发展强度系数
有林地, 滩涂, 滩地, 沼泽地, 湖泊, 河渠, 海洋	1
灌木林, 疏林地, 其他林地	1.58
沙地, 戈壁, 盐碱地	1.83
草地	3.41
水库坑塘	4.37
耕地	7
其他建设用地	8.32
农村居民点	8.66
城镇用地	9.42

2 结果与分析

2.1 主要类型组成

1982 年, 在《中华人民共和国海洋环境保护法》中, 首次明确规定了可以根据海洋环境保护的需要建立海洋特别保护区。但在此后 20 余年间, 我国并未批准设立任何国家级海洋特别保护区, 仅有山东庙岛群岛和广西钦州湾经过了省、国家两级评审, 但未能获批。2005 年, 原国家海洋局(现“自然资源部”)批准建立了我国第一个国家级海洋特别保护区, 即浙江乐清西门岛海洋特别保护区。随后, 我国国家级海洋特别保护区经过了一段时间的平稳增长, 到 2010 年已有 16 处, 面积约 3 300 km^2。此后, 国家级海洋特别保护区的建设发展进入了快速发展时期, 并逐渐在山东半岛沿海形成高密度分布区。而伴随着国家级海洋特别保护区的建设, 国家海洋公园的数量和面积持续快速增长, 逐渐成为了海洋特别保护区主体组成部分, 见图 1。

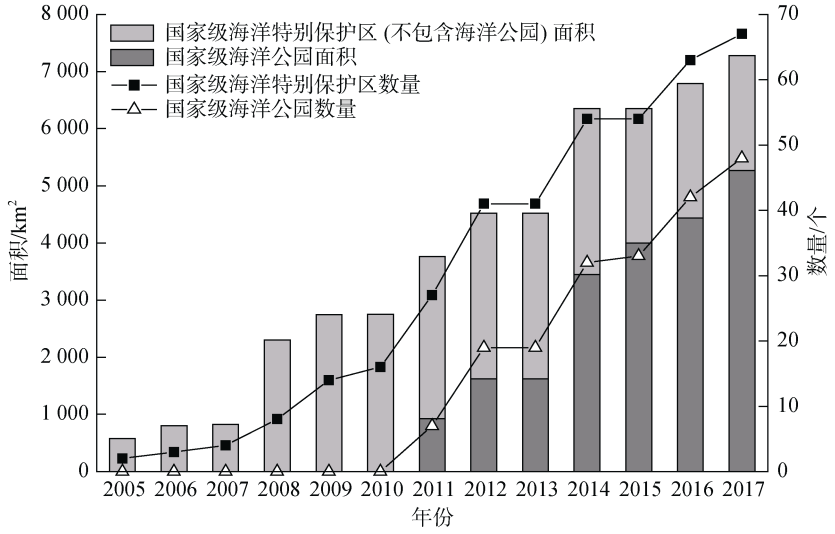

图 1　中国国家级海洋特别保护区的面积和数量增长趋势

Fig. 1　Increase in the number and area of national special marine reserves in China

目前，我国已批准建立国家级海洋特别保护区 67 个，从东北辽宁沿海直到西南广西沿海均有分布，其包括了海洋公园、海洋生态保护区和海洋资源保护区三种类型。其中，已建的国家级海洋公园所占比例最高，占其总数量的 71.64%、总面积的 72.35%。而其他两种类型所占比例均很少，特别是海洋资源保护区仅有 2 处，见表 2。而海洋公园属于海洋特别保护区的一种类型，为保护海洋生态系统、自然文化景观，发挥其生态旅游功能所划定的特殊区域。

表 2　国家级海洋特别保护区类型组成

Tab. 2　Composition of national special marine reserves according to reserve type

类型	数量	数量占比/%	面积	面积占比/%
海洋公园	48	71.64	5 267.19	72.35
海洋生态保护区	17	25.37	1 983.23	27.24
海洋资源保护区	2	2.99	29.79	0.41
合计	67	100.00	7 280.21	100.00

2.2　各省建设现状

我国沿海很多省(自治区、直辖市)已经开始了国家级海洋特别保护区建设工作，但是各省区差异较大，见图 2。其中，山东省是我国国家级海洋特别保护区建设最为积极的省区，其数量达到了 28 个，占总数的 40%以上。而且同样为渤海沿海的辽宁省国家级海洋特别保护区数量较多，仅次于山东。但是国家级海洋特别保护区建设面积最大的省区依次为山东、浙江和辽宁，其面积均超过了 1 400 km^2。此外，国家级海洋特别保护区对海岸线的覆盖率最高的省区也是山东、辽宁和浙江，其海岸线的覆盖率分别为 11.05%、9.33%和 4.85%，见表 3。目前仅有上海没有批复建设国家级海洋特别保护区，但是绝大部分省区(72.73%)的国家级海洋特别保护区对海岸线的覆盖率均低于 2%。同时我国南方具有广阔海域的广西、海南和广东等省区海洋特别保护区数量较少，其对海岸线的覆盖率低。

2.3　空间分布格局

我国国家级海洋特别保护区在地理空间上分布极不均衡，在局部高密度聚集。结果表明，国家级海洋特别保护区的聚集度指数为 0.43，超过了 0.30，其在地理空间上呈明显聚集分布特征。核密度分析表明，我国国家级海洋特别保护区建设的高密度热点区域为渤海和黄海沿岸的山东半岛沿海地区，见图 3。而在其他沿海地区零散分布，在主要都市圈周边少量聚集。而对我国海域而言，国家级海洋特别保护区主要位于渤海沿岸和东海沿岸，以及黄海北部沿岸。但在我国的黄海南部和南海国家级海洋特别保护区

数量较少，存在很大的建设发展空间。

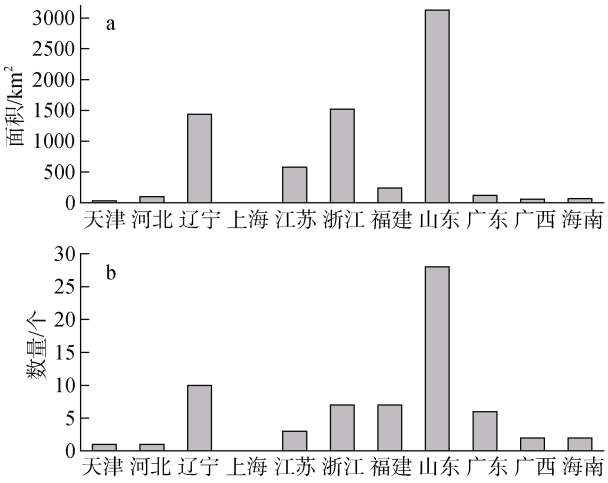

图 2　各省区国家级海洋特别保护区建设现状

Fig. 2　Establishment of national special marine reserves in each coastal province

表 3　各省区国家级海洋特别保护区对海岸线的覆盖率

Tab. 3　Coverage rate of coastline by national special marine reserves in different provinces

省区	海岸线的覆盖率/%
天津	0.00
河北	0.33
辽宁	9.33
上海	0.00
江苏	1.79
浙江	4.85
福建	1.88
山东	11.05
广东	0.78
广西	0.00
海南	1.46

2.4　人类活动压力分析

2005—2013 年，国家级海洋特别保护区周边的灯光指数均呈持续增长趋势，见图 4。而且在国家级海洋特别保护区外围 20~30 km，2005—2013 年灯光指数增长幅度逐渐放缓。但是国家级海洋特别保护区内的灯光指数早期不断增长，而后小幅度下降。而且其灯光指数增长幅度最低，只有 2.09，远低于国家级海洋特别保护区外围。相对于周边区域而言，国家级海洋特别保护区建设一定程度上降低了灯光指数的增长趋势，但是其周边的灯光指数快速提高。而且 2005—2013 年，国家级海洋特别保护区内的灯光指数仍然在波动增长中。此外，2005—2013 年每个时间点灯光指数的空间分布格局均表现了一定的规律，其从高到低依次为国家级海洋特别保护区外围 0~10 km、10~20 km、20~30 km 和国家级海洋特别保护区内。国家级海洋特别保护区边缘具有最高的灯光指数。

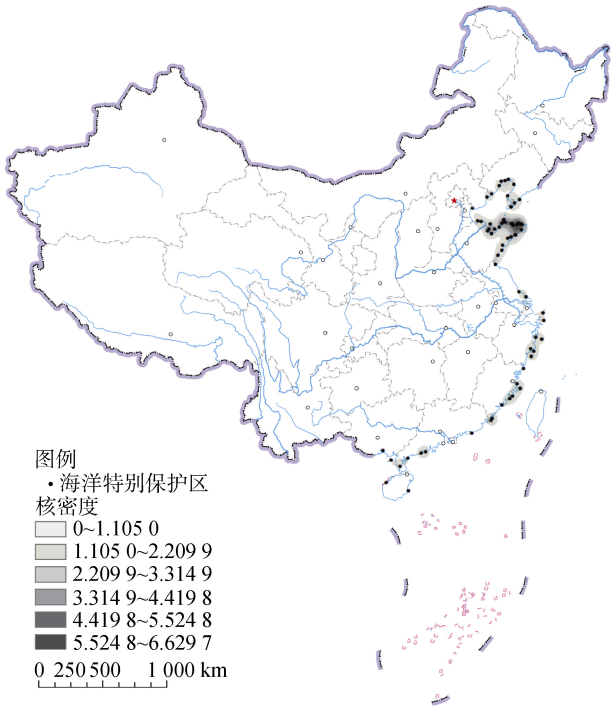

图 3　中国国家级海洋特别保护区核密度(审图号 GS(2016)2893)

Fig. 3　Kernel density of national special marine reserves in China (Examination No. GS(2016)2893)

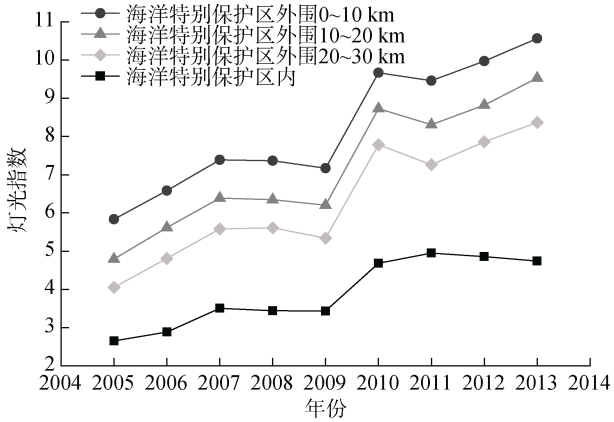

图 4　国家级海洋特别保护区及其外围的灯光指数变化

Fig. 4　Changes in the light index in and around national special marine reserves

2.5　景观发展压力分析

结果表明，国家级海洋特别保护区周边的景观发

展强度显著高于国家级海洋特别保护区内，见图 5。但是国家级海洋特别保护区外围 0~10 km 和 10~20 km 范围的景观发展强度要明显高于国家级海洋特别保护区外围 20~30 km。在距国家级海洋特别保护区越近的区域具有越高的景观发展强度，国家级海洋特别保护区的景观发展压力就越强。而 2005—2015 年，国家级海洋特别保护区外围的景观发展强度在逐渐增强，其景观发展指数持续增高。其中，2010—2015 年间景观发展指数增长更为明显。但是在国家级海洋特别保护区内的景观发展指数变化趋势不明显，先减小后又增加，在整体上略微增高。此外，近十年海洋特别保护区内外的景观发展强度差异在不断扩大，海洋特别保护区边缘景观格局的改变正在给其带来更大的景观发展压力。

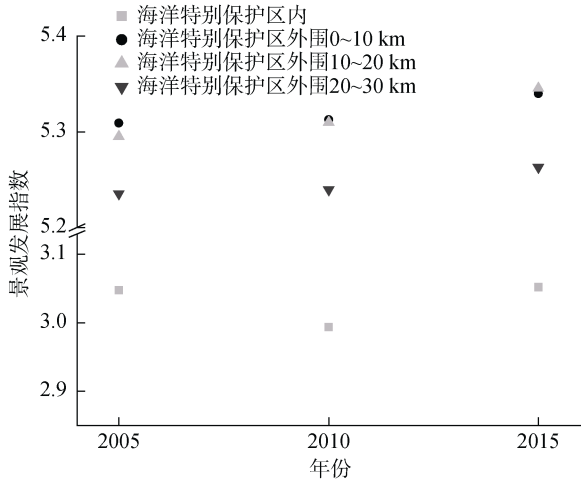

图 5　国家级海洋特别保护区及其外围的景观发展指数变化

Fig. 5　Changes in the landscape development index in and around national special marine reserves

3　结论与讨论

国家级海洋特别保护区作为一种重要的滨海湿地保护和海洋资源合理利用形式，已经在我国沿海地区有了广泛的建设布局。海洋特别保护区的建设不仅对我国的滨海湿地进行了保护，同时促进了我国海洋资源的可持续利用管理[16, 19]。这些国家级海洋特别保护区均设立在 2005 年以后，虽然 1982 年我国政府已经将海洋特别保护区的建设作为海洋环境保护的重要手段之一，但其长期处于探索建设期。而《海洋特别保护区管理办法》等相关建设和管理文件的实施加快了我国沿海各省区海洋特别保护区的建设步伐，对其规范化发展发挥着关键作用。其中，海洋公园已经成为国家级海洋特别保护区建设的主要类型，在推动我国海洋生态旅游发展方面发挥着主导作用[29]。但是目前公众对国家级海洋公园和海洋特别保护区的概念、特征和管理目的等认知仍然存在不足，甚至错误[30]。在新的历史时期，国家级海洋特别保护区已经被明确纳入我国的自然保护地体系，由国家林业和草原局统一管理。国家林业和草原局应尽快理顺我国各类自然保护地关系，明确其特征和管理目标等，提出海洋类自然保护地分类的具体标准，与国家公园、自然保护区和自然公园的分类体系相协调，在南海、黄海等有条件的海洋与海岸区域开展国家公园试点建设。

同时，我国国家级海洋特别保护区的建设布局在地理空间上存在很大的差异。其中，山东、辽宁和浙江是我国国家级海洋特别保护区建设规模最大的省区，其累计数量占到了总数的 67.16%。而不同省区国家级海洋特别保护区对海岸线的覆盖率也具有相似的规律，但是部分省区的国家级海洋特别保护区仅分布于开阔的海洋区域，所以其对海岸线的覆盖率为零。而且其在地理空间上呈明显聚集分布特征，聚集度指数为 0.43，主要集中在山东半岛沿海地区。目前，我国南方沿海很多省区海洋特别保护区建设数量不足，其对海岸线的覆盖率较低。而且在我国的海洋类型自然保护地数量较少，很多研究表明在海洋物种保护方面我国仍然存在很多保护空缺[31]。未来亟需整合已建海洋特别保护区、海洋与海岸类型自然保护区等，开展海洋类型自然保护地体系的优化布局。

国家级海洋特别保护区的设立已经在我国滨海湿地保护管理方面发挥了一定作用。但是近十年来，其仍然面临着人口扩张、经济社会发展、自然景观衰退等多方面的人为干扰压力。这些干扰压力主要表现在国家级海洋特别保护区内及其周边灯光指数和景观发展指数的持续增长。国家级海洋特别保护区的建设减缓了内部灯光指数和景观发展指数的增长趋势，一定程度上减弱了其内部干扰压力的增强速度。但是其并没有遏制经济社会发展和景观格局变化所带来的干扰压力。而且国家级海洋特别保护区边缘往往具有最高的灯光指数和景观发展指数，其可能面临着更为严重的人类活动和景观发展压力。这种现象进一步验证了自然保护地建设所存在的“溢出”效应理论，即自然保护地建设可能会使其

边缘的人类活动增多、生境退化加剧[32]。

国家级海洋特别保护区内灯光指数和景观发展指数的变化趋势并不一致，即景观发展指数的先降后增、灯光指数的先增后降。这可能与两个指数所反映的人为干扰因素不同和数据来源精度等因素有一定关系。2010 年后，国家级海洋特别保护区的快速建设可能造成了区内人工构筑物的增加，进而促进了其景观发展指数的增长。目前，国家级海洋特别保护区的功能分区主要包括生态保护区、适度利用区、生态与资源恢复区、预留区、环境整治区和科学实验区，其分区管控得功能定位和目标不明确，不便于对人类活动进行控制。这可能影响了海洋特别保护区对人为干扰压力的管控，其功能分区应进一步明确禁止和限制人类活动的区域。总之，海洋特别保护区作为重要的滨海湿地和海洋保护途径之一，在其保护管理方面仍然有很大的提升空间。应充分结合建立以国家公园为主体的自然保护地体系的改革机遇，通过进一步明确管理目标、优化内部功能分区等措施，限制海洋特别保护区内部的人口增长、经济活动强度和人工干扰性景观，并统筹周边区域的保护，提高滨海地区的保护管理成效。

参考文献:

[1] Engelhardt K A, Ritchie M E. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services[J]. Nature, 2001, 411(6838): 687-689.

[2] 宋彦华, 岳喜元, 刘良旭, 等. 40 年来山东半岛滨海与内陆地区气温变化比较分析[J]. 海洋科学, 2014, 38(6): 65-69.
Song Yanhua, Yue Xiyuan, Liu Liangxu, et al. Comparative analysis of air temperature changes between coastal and inland areas of the Shandong Peninsula from 1972 to 2012[J]. Marine Sciences, 2014, 38(6): 65-69.

[3] 赵焕庭, 王丽荣. 中国海岸湿地的类型[J]. 海洋通报, 2000, 19(6): 72-82.
Zhao Huanting, Wang Lirong. Classification of the coastal wetland in China[J]. Marine Science Bulletin, 2000, 19(6): 72-82.

[4] 雷茵茹, 崔丽娟, 李伟, 等. 气候变化对中国滨海湿地的影响及对策[J]. 湿地科学与管理, 2016, 12(2): 59-62.
Lei Yinru, Cui Lijuan, Li Wei, et al. Impacts of climate change on coastal wetlands in China and countermeasures[J]. Wetland Science & Management, 2016, 12(2): 59-62.

[5] Blankespoor B, Dasgupta S, Laplante B. Sea-level rise and coastal wetlands[J]. Ambio, 2014, 43(8): 996-1005.

[6] Seminara G, Lanzoni S, Cecconi G. Coastal wetlands at risk: learning from Venice and New Orleans[J]. Ecohydrology & Hydrobiology, 2011, 11(3/4): 183-202.

[7] 马田田, 梁晨, 李晓文, 等. 围填海活动对中国滨海湿地影响的定量评估[J]. 湿地科学, 2015, 13(6): 653-659.
Ma Tiantian, Liang Chen, Li Xiaowen, et al. Quantitative assessment of impacts of reclamation activities on coastal wetlands in China[J]. Wetland Science, 2015, 13(6): 653-659.

[8] 叶翔, 王爱军, 马牧, 等. 高强度人类活动对泉州湾滨海湿地环境的影响及其对策[J]. 海洋科学, 2016, 40(1): 94-100.
Ye Xiang, Wang Aijun, Ma Mu, et al. Effects of high-intensity human activities on the environment variations of coastal wetland in the Quanzhou Bay, China[J]. Marine Sciences, 2016, 40(1): 94-100.

[9] 张晓龙, 刘乐军, 李培英, 等. 中国滨海湿地退化评估[J]. 海洋通报, 2014, 33(1): 112-119.
Zhang Xiaolong, Liu Lejun, Li Peiying, et al. Evaluation of coastal wetland degradation in China[J]. Marine Science Bulletin, 2014, 33(1): 112-119.

[10] Cui L L, Li G S, Liao H J, et al. integrated approach based on a regional habitat succession model to assess wetland landscape ecological degradation[J]. Wetlands, 2015, 35(2): 281-289.

[11] Hu S J, Niu Z G, Chen Y F, et al. Global wetlands: potential distribution, wetland loss, and status[J]. Science of the Total Environment, 2017, 586: 319-327.

[12] 郭子良, 张曼胤, 崔丽娟, 等. 中国国家湿地公园的建设布局及其动态[J]. 生态学杂志, 2019, 38(2): 532-540.
Guo Ziliang, Zhang Manyin, Cui lijuan, et al. Establishment and expansion of national wetland park system in China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, 38(2): 532-540.

[13] Guo Z L & Cui G F. Establishment of nature reserves in administrative regions of mainland China[J]. Plos One, 2015, 10(3): e0119650.

[14] 鲍达明. 构建基于生态文明理念的湿地保护管理制度[J]. 湿地科学与管理, 2016, 12(1): 4-7.
Bao Daming. Institution for wetland conservation and management in the context of ecological civilization[J]. Wetland Science & Management, 2016, 12(1): 4-7.

[15] 蔡燕红, 张海波, 项有堂. 海洋特别保护区的建设与管理问题探讨[J]. 海洋开发与管理, 2005, 22(3): 55-57.
Cai Yanhong, Zhang Haibo, Xiang Youtang. Discussion on the construction and management of special marine reserve[J]. Ocean Development and Management, 2005, 22(3): 55-57.

[16] 刘东朴, 贺志鹏, 张英, 等. 海洋特别保护区的发展历程与政策建议[J]. 中国人口·资源与环境, 2010, 20(中国可持续发展论坛专刊): 157-160.
Liu Dongpu, He Zhipeng, Zhang Ying, et al. Development history and policy recommendations of special marine reserve[J]. China Population, Resources and Environment, 2010, 20(China sustainable development BBS special issue): 157-160.

[17] 王伟, 辛利娟, 杜金鸿, 等. 自然保护地保护成效评估: 进展与展望[J]. 生物多样性, 2016, 24(10): 1177-1188.
Wang Wei, Xin Lijuan, Du Jinhong, et al. Evaluating conservation effectiveness of protected areas: advances and new perspectives[J]. Biodiversity Science, 2016, 24(10): 1177-1188.

[18] 曹巍, 黄麟, 肖桐, 等. 人类活动对中国国家级自然保护区生态系统的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(4): 1338-1350.
Cao Wei, Huang Lin, Xiao Tong, et al. Effects of human activity in the ecosystems of China's National Natural Reserves[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(4): 1338-1350.

[19] 徐宗军, 张朝晖, 王宗灵. 山东省海洋特别保护区现状、问题及发展对策[J]. 海洋开发与管理, 2010, 27(5): 17-20.
Xu Zongjun, Zhang Zhaohui, Wang Zongling. Current situation, problems and development countermeasures of special marine reserve in Shandong Province[J]. Ocean Development and Management, 2010, 27(5): 17-20.

[20] Sandberger-Loua L, Doumbia J, Rödel M O. Conserving the unique to save the diverse — Identifying key environmental determinants for the persistence of the viviparous Nimba toad in a West African World Heritage Site[J]. Biological Conservation, 2016, 198: 15-21.

[21] Chu C, Ellis L, De D K. The effectiveness of terrestrial protected areas for lake fish community conservation[J]. Conservation Biology, 2017, 32: e1001892.

[22] 崔文连, 刘杰, 刘善伟, 等. 崂山自然保护区人类活动遥感监测与评价[J]. 海洋科学, 2015, 39(2): 118-121.
Cui Wenlian, Liu Jie, Liu Shanwei, et al. Monitoring and assessment of human activities in Laoshan nature reserve by satellite remote sensing[J]. Marine Sciences, 2015, 39(2): 118-121.

[23] 陈爱莲, 朱博勤, 陈利顶, 等. 双台河口湿地景观及生态干扰度的动态变化[J]. 应用生态学报, 2010, 21(5): 1120-1128.
Chen Ailian, Zhu Boqin, Chen Liding, et al. Dynamic changes of landscape pattern and eco-disturbance degree in Shuangtai estuary wet land of Liaoning Province, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2010, 21(5): 1120-1128.

[24] 周建国, 李新旺, 胡金明, 等. 怒江流域云南段生物多样性保护地人为干扰分析[J]. 热带地理, 2018, 38(4): 465-474.
Zhou Jianguo, Li Xinwang, Hu Jinming, et al. Human disturbance of biodiversity conservation areas in the Nujiang River Basin in Yunnan Province[J]. Tropical Geography, 2018, 38(4): 465-474.

[25] 辛利娟, 王伟, 靳勇超, 等. 全国草地类自然保护区的成效评估指标[J]. 草业科学, 2014, 31: 75-82.
Xin Lijuan, Wang Wei, Jin Yongchao, et al. Indices of ecological effects of grassland nature reserves in China[J]. Pratacultural Science, 2014, 31: 75-82.

[26] Zhang J L, Liu F Z, Cui G F. The efficacy of landscape-level conservation in Changbai Mountain Biosphere Reserve, China[J]. Plos One, 2014, 9: e95081.

[27] 张建华. 一种简便易用的基尼系数计算方法[J]. 山西农业大学学报: 社会科学版, 2007, 6(3): 275-283.
Zhang Jianhua. An convenient method to calculate Gini coefficient[J]. Journal of Shanxi Agricultural University (Social Science Edition), 2007, 6(3): 275-283.

[28] Brown M T & Vivas M B. Landscape development intensity index[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2005, 101: 289-309.

[29] 颜利, 蒋金龙, 王金坑. 厦门国家级海洋公园管理模式研究[J]. 海洋开发与管理, 2015, 32(7): 68-73.
Yan Li, Jiang Jinlong, Wang Jinkeng. Research on the management mode of Xiamen national marine park[J]. Ocean Development and Management, 2015, 32(7): 68-73.

[30] 李悦铮, 王恒. 国家海洋公园: 概念、特征及建设[J]. 旅游学刊, 2015, 30(6): 11-14.
Li Yuezheng, Wang Heng. National marine park: concept, characteristics and construction[J]. Tourism Tribune, 2015, 30(6): 11-14.

[31] Guo Z L, Cui G F, Zhang M Y, et al. Analysis of the contribution to conservation and effectiveness of the wetland reserve network in China based on wildlife diversity[J]. Global Ecology and Conservation. 2019, (20): e00684.

[32] Ewers R M, Rodrigues A S L. Estimates of reserve effectiveness are confounded by leakage[J]. Trends in Ecology and Evolution, 2008, 23(3): 113-116.

Analysis of the disturbance pressure and construction of national special marine reserves in China

GUO Zi-liang[1, 2], ZHANG Man-yin[1, 2]

(1. Beijing Key Laboratory of Wetland Services and Restoration, Institute of Wetland Research, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China; 2. National Ecosystem Research Station of Hengshui Wetland, Hengshui, Hebei 053000, China)

Received: Mar. 30, 2019
Key words: special marine reserve; construction status; distribution pattern; disturbance pressure

Abstract: For the sustainable development of coastal wetland resources and the environment, China has established many special marine reserves. In this paper, we analyzed the status quo, geographical distribution pattern, and pressure interference of national special marine reserves in China, using GIS10.0, the unevenness indexes, the landscape development index, etc. According to the results of this study, 2005 to 2017 was an important construction period for national special marine reserves in China. Moreover, by 2017, 67 national special marine reserves had been established in China, forming a management system with national marine parks as the main body. National special marine reserves had been widely constructed in the coastal areas but were mainly located in Shandong, Zhejiang, and Liaoning. Furthermore, the geographical distribution of national special marine reserves was highly concentrated, with an unevenness index of 0.43. In addition, there were few special marine reserves in southern coastal provinces of China, resulting in a low coverage rate of special marine reserves on these coastlines. Moreover, the light indexes (2005-2013) and landscape development indexes (2005-2015) in and around national special marine reserves continued to increase, thereby increasing the pressure of human disturbance. Although the establishment of these special marine reserves, to some extent, reduced the rate of increase of internal disturbance pressure, it could increase the pressure of human activities and landscape development on the edge of special marine reserves.

(本文编辑: 赵卫红)