

DOI: 10.5846/stxb201508131702

牛明香, 王俊, 徐宾铎. 基于 PSR 的黄河河口区生态系统健康评价. 生态学报, 2017, 37(3): - .

Niu M X, Wang J, Xu B D. Assessment of the ecosystem health of the Yellow River Estuary based on the pressure-state-response model. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(3): - .

基于 PSR 的黄河河口区生态系统健康评价

牛明香^{1,3,4}, 王俊^{1,2,3,4,*}, 徐宾铎⁵

1 中国水产科学研究院黄海水产研究所, 青岛 266071

2 青岛海洋科学与技术国家实验室海洋生态与环境科学功能实验室, 青岛 266200

3 农业部海洋渔业可持续发展重点实验室, 青岛 266071

4 山东省渔业资源与生态环境重点实验室, 青岛 266071

5 中国海洋大学水产学院, 青岛 266003

摘要: 根据压力-状态-响应 (PSR) 框架模型, 从广义上定义河口区生态系统, 将河口及毗邻的陆域、海域生态系统作为一个整体, 从压力指标、状态指标、响应指标三个方面构建了黄河河口区生态系统健康评价的指标体系, 以研究区 1991 年数据和相关国家标准为基准, 2013 年代表现况, 利用综合指数法 (CEI) 评价了黄河河口区的生态系统健康状况。结果显示: 黄河河口区生态系统健康评价的响应指数最高 (0.9055), 压力指数居中 (0.8288), 状态指数最低 (0.6458), 综合指数为 0.7427。总体来看, 与 1991 年相比, 目前黄河河口区生态系统仍处于“健康”状态, 但健康状况明显下降, 其中状态指数下降最为严重。从区域轻度开发到人类活动强烈干扰阶段, 黄河河口区存在过度捕捞、湿地不合理开发、浅海养殖过度及污染物排放等一系列影响生态系统健康的问题, 应进行区域的生态恢复和科学管理。

关键词: 生态系统; 健康评价; PSR 模型; 综合评价指数; 黄河口

Assessment of the ecosystem health of the Yellow River Estuary based on the pressure-state-response model

NIU Mingxiang^{1,3,4}, WANG Jun^{1,2,3,4,*}, XU Binduo⁵

1 Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China

2 Laboratory for Marine Ecology and Environmental Science, Qingdao National Laboratory for Marine Science and Technology, Qingdao 266200, China

3 Key Laboratory of Sustainable Development of Marine Fisheries, Ministry of Agriculture, Qingdao 266071, China

4 Shandong Provincial Key Laboratory of Fishery Resources and Ecological Environment (SFREE), Qingdao 266071, China

5 College of Fisheries, Ocean University of China, Qingdao 266003, China

Abstract: As the main channel of matter exchange between riverine and marine environments, estuarine ecosystems have been subjected to growing environmental interference and disturbance. Anthropogenic activities and the interactions between land and sea considerably affect estuarine ecosystems and health, and they have resulted in challenges for ecosystem management. Ecosystem health assessment, a new method of ecosystem assessment, determines the current ecosystem structure and function, and provides substantial information necessary for effective ecosystem management. Therefore, for the management of the Yellow River Estuary, a pressure-state-response (PSR) method was used to assess the health status of the ecosystem. The estuary and the adjacent marine and terrestrial ecosystems were considered an entity under the broad definition of estuarine ecosystems. An ecosystem health assessment indicator system was developed, taking external

基金项目: 公益性行业 (农业) 科研专项 (201303050); 黄海水产研究所级基本科研业务费 (20603022013001); 国家自然科学基金委员会-山东省人民政府联合资助海洋科学研究中心项目 (U1406403)

收稿日期: 2015-08-13; **网络出版日期:** 2016-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangjun@ysfri.ac.cn

pressure, ecosystem state, and response parameters into consideration to calculate indicators of regional ecosystem health. The health status of the Yellow River estuarine ecosystem was then assessed using a comprehensive evaluation index (CEI), including historical data from 1991. The results showed that the overall index of the Yellow River Estuary was 0.7427 in October 2013. In detail, the response index was 0.9055, which indicates that the Yellow River estuarine ecosystem was “very healthy,” suggesting the policy and behavior of local government, relevant departments, and individuals reduced the pressure on the regional environment to a certain extent. The pressure index was 0.8288, which indicates that the ecosystem was at a “good status,” but has been under growing pressure and its health has deteriorated. The state index was 0.6458, suggesting that the ecosystem is “unhealthy” and is under considerable pressure, requiring improvement. Overall, the current status of the Yellow River estuarine ecosystem was reasonably “healthy” as compared to that in 1991, but it has deteriorated. The state index showed the most serious decline among pressure, state, and response indexes. The main reasons for the health degradation of the Yellow River estuarine ecosystem were investigated by analyzing the index variation and its weight. The factors resulting in the deterioration included overfishing, unreasonable wetland development, overfarming in shallow seawater, and pollution. Therefore, actions should be taken to prevent further deterioration through ecological restoration and appropriate management of the Yellow River estuarine ecosystem. Any future development should be based on scientific planning for the sustainability of the ecosystem.

Key Words: ecosystem; health assessment; PSR model; CEI (comprehensive evaluation index); Yellow River Estuary

河口是流域和海洋物质交换的主要通道,由于陆、海交互作用及强烈的人类干扰活动,河口区成为环境变化的敏感带和生态系统的脆弱带。河口生态系统健康评价作为区域生态环境评价的一种新方法,能够客观反映河口区生态系统的总体特征,并探索生态系统各个层次存在的问题和隐患^[1],从而采取相应的策略,实现生态系统的健康和可持续发展。该方法已广泛应用于河口生态系统环境研究^[2-4]。

由于河口处在流域的最下游,来自流域、河口海岸带和海洋的自然压力和人类活动压力共同影响着河口生态系统的健康状况^[5],仅利用河口收集的数据进行评价对于理解河口生态系统健康是受限制的,应在流域水平上考虑各因素之间的交互影响^[6]。黄河口是我国著名的大河河口,但已开展的生态系统健康评价分别集中于黄河三角洲湿地^[7-9]、莱州湾及黄河口水域^[10-11],而大空间尺度的综合性健康评价尚未开展。为了全面理解河口生态系统健康状况,本研究选取反映河口及其毗邻陆域、海域生态特征的一系列指标,基于“压力-状态-响应”(press-state-response, PSR)模型建立生态系统健康评价指标体系,利用综合指数法(comprehensive evaluation index, CEI)对黄河河口区生态系统健康状况进行评价,以期为区域科学管理和可持续发展提供依据。

1 研究区域与数据来源

1.1 研究区概况

河口生态系统健康受流域、海岸带及海洋的综合影响,而流域下游的各种生态指标是对上游生态环境的一定反映。因此,本研究中的黄河河口区是指与黄河口相邻的、对其生态环境最具影响的黄河三角洲湿地、黄河河口及一定范围内的相邻海域作为一个整体进行研究。基于区划的完整性、统计资料的一致性及海上调查范围,以东营市河口区、东营区和垦利县的行政区域、黄河河口及相邻海域为典型研究区域(图 1)。

黄河口区域处于山东半岛和辽东半岛环抱的中心地带,处于京津唐经济区与沿黄经济带的交汇点。研究区所属的黄河三角洲是国际重要湿地,也是世界上暖温带保存最广阔、最完整、最年轻的湿地生态系统;黄河三角洲国家级自然保护区,是以保护新生湿地生态系统和珍稀濒危鸟类为主的湿地类型自然保护区。毗邻的渤海是多种经济鱼虾类的产卵场和索饵场,在黄渤海渔业生产上曾占有极其重要的地位。

20 世纪 80 年代以来,黄河断流、入海河流水质污染、三角洲开发、捕捞强度增大及海水养殖面积迅速扩

增等多种因素的影响,黄河口及邻近海域生态环境面临严重威胁。

1.2 数据来源

研究区内,1990 年设立黄河三角洲自然保护区,1993 年黄河三角洲开发进入山东省委决策。本研究选择 1991 年和 2013 年为研究时段,分别代表黄河口区域轻度开发及人类活动强烈干扰阶段。根据研究区的植被特征、物候期特点以及海上调查时间,以 10 月份为基准进行数据选择。

遥感数据有美国 Landsat 5 TM 和 Landsat 8 OLI 影像数据各一景,成像时间分别为 1991 年 9 月 23 日和 2013 年 10 月 5 日,轨道号为 121/34。

实地调查数据包括 2013 年 10 月河口及邻近海域的海洋生物资源数据、物理化学等环境数据;研究区 1991 年相同时段内无海上调查航次,因此海洋生物资源历史数据选用最接近的 1992 年 8 月份。

统计数据:1991 年、2013 年东营市统计年鉴;1991 年、2013 年《黄河水沙公报》;2013 年《黄河水资源公报》、2013 年《中国海洋灾害公报》。

其它资料:《海水水质标准 GB 3097-1997》、中华人民共和国环境保护部 2014 年 1 月颁发的《国家生态文明建设示范村镇指标(试行)》及公开发表的文献资料。

2 研究方法

2.1 评价指标体系构建

联合国 OECD 和 UNEP 提出的“P-S-R”概念框架模型,反映人类活动对生态环境造成的压力、生态系统状态变化以及人类对于生态系统状态变化的响应三者之间的关系,目前被应用于各个领域及区域的生态健康评价中^[12-13]。

在遵循科学性、整体性、代表性与敏感性、规范化、简明性与可操作性、动态与稳定性以及定性定量相结合^[14]等指标体系构建原则的基础上,综合对研究区生态环境特征和生态健康影响因素的分析,基于 PSR 模型,构建黄河河口区生态系统健康评价指标体系(表 1)。

表 1 黄河河口区生态系统健康评价指标体系

Table 1 Indicator system for ecosystem health assessment in Yellow River estuary area

准则层 Criterion layer	一级指标层 First-class index layer	二级指标层 Second-class index layer	指标属性 Index attribute	数据来源 Data source
压力指标(B_1) Press indices	人口压力(C_1)	人口密度(D_1)	—	统计数据
		陆源污染(C_2)	工业废水排放达标率(D_2)	+
	生活污水处理率(D_3)		+	统计数据
	农药施用强度(D_4)		—	统计数据
	农用化肥施用强度(D_5)		—	统计数据
	海岸带开发(C_3)		人类干扰度指数(D_6)	—
		人工盐田指数(D_7)	—	遥感数据
		养殖用地指数(D_8)	—	遥感数据
		浅海养殖产量(D_9)	—	统计数据
		海洋捕捞产量(D_{10})	—	统计数据
	自然压力(C_4)	黄河断流天数(D_{11})	—	统计数据
		黄河入海年径流量(D_{12})	+	统计数据

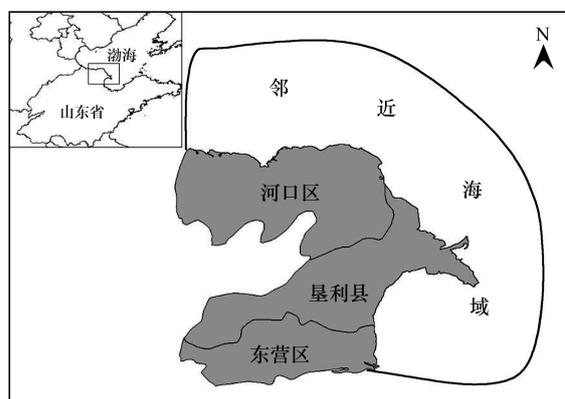


图 1 研究区地理位置示意图

Fig.1 Sketch map of the study area

续表

准则层 Criterion layer	一级指标层 First-class index layer	二级指标层 Second-class index layer	指标属性 Index attribute	数据来源 Data source
		黄河输沙量(D_{13})	+	统计数据
状态指标(B_2)	生产力(C_5)	陆地区域 NDVI 指数(D_{14})	+	遥感数据
State indices	生物多样性(C_6)	陆地景观多样性指数(D_{15})	+	遥感数据
		鱼类生物多样性指数(D_{16})	+	实地调查
		底栖生物种类数(D_{17})	+	实地调查
		浮游动物种类数(D_{18})	+	实地调查
	结构和功能(C_7)	湿地面积指数(D_{19})	+	遥感数据
		天然湿地面积指数(D_{20})	+	遥感数据
		林草覆盖率(D_{21})	+	遥感数据
		裸地指数(D_{22})	—	遥感数据
		陆地景观破碎度指数(D_{23})	—	遥感数据
		自然湿地退化指数(D_{24})	—	遥感数据
		海岸侵蚀(D_{25})	—	遥感数据
		陆地区域平均弹性度指数(D_{26})	+	遥感数据
		陆地区域水文调节指数(D_{27})	+	遥感数据
		鱼类生物量(D_{28})	+	实地调查
	自然灾害(C_8)	年度河口及邻近海域赤潮发生天数(D_{29})	—	统计数据
		年度河口及邻近海域赤潮发生面积(D_{30})	—	统计数据
	物理化学(C_9)	河口及邻近海域化学需氧量(D_{31})	—	实地调查
		河口及邻近海域石油类(D_{32})	—	实地调查
		河口及邻近海域溶解氧(D_{33})	+	实地调查
		河口及邻近海域无机氮(D_{34})	—	实地调查
		河口及邻近海域活性磷酸盐(D_{35})	—	实地调查
		河口及邻近海域重金属(D_{36})	—	实地调查
响应指标(B_3)	经济(C_{10})	人均 GDP(D_{37})	+	统计数据
Response indices		GDP 增长率(D_{38})	+	统计数据
		海洋经济比重(D_{39})	+	统计数据
	人类健康(C_{11})	人口健康状况(D_{40})	+	统计数据
	文化(C_{12})	国民受教育程度(D_{41})	+	统计数据
	政策措施(C_{13})	政策法规贯彻力度(D_{42})	+	定性
		生态恢复工程(D_{43})	+	遥感数据

注:指标属性“+”表示该指标为正向指标,值越大,生态系统越健康;“—”表示该指标为负向指标,值越小,生态系统越健康

2.2 评价指标计算

利用 ENVI 软件,分别选取 OLI 5 6 4 和 TM 4 5 3 原始波段进行遥感影像合成,在几何精校正的基础上,进行增强处理、噪音消除等。根据计算评价指标所需的数据,采用非监督分类和人工目视解译相结合,将研究区陆地景观分成 8 种类型,即盐田、养殖水面、林草地、河流、人工水域(水库、坑塘、沟渠)、滩涂、人类干扰用地(耕地、建设用地、道路)和未利用地,生成景观分类图,并计算各类景观面积。利用抽样统计,以现状图、野外调查采样点对比等方法对解译结果进行检验,分类精度均达到 90%以上。

利用遥感影像红色波段和近红外波段构成的归一化植被指数进行反演,获取陆地区域 NDVI 指数,并计算平均值。平均弹性度指数根据不同景观面积和景观弹性度分值计算获得,参考相关文献^[15-17]并结合实际情况,研究区各景观的弹性度分值见表 2。景观破碎度指数和景观多样性指数利用 Fragstats3.2 景观指数软件计算获得。

利用遥感反演数据、实测数据和统计数据,根据数学公式计算,获取各评价指标,详细计算方法见文献 [14]。

表 2 不同景观类型的生态弹性分值

Table 2 The ecology softy values of different landscape type

景观类型 Landscape type	分值 Score	说明 Explanation
河流 River	0.9	对维持区域生态系统弹性度有极其重要的作用
林草地 Forest and grass land	0.8	
人工水域 Artificial waters	0.75	
养殖水面 Aquaculture waters	0.6	对维持区域生态系统的弹性度有重要作用,但利用不好,容易退化
滩涂 Intertidal zones	0.45	而导致生态弹性度退化
盐田 Salt field	0.4	
人类干扰用地 Human interference land	0.4	
未利用地 Unused land	0.3	

2.3 数据标准化

评价指标类型复杂,数据性质、量纲不同,各指标之间没有可比性,为了消除这种影响,通过标准化处理成无量纲数据,统一在 0—1 之间^[18],合理确定基准值是数据标准化的前提。健康是一种相对概念,绝对健康的生态系统是不存在的,绝对的健康标准也是不存在的,区域生态系统健康评价,应着重于探讨区域生态系统健康的时间动态,而非人为判定某时某地生态系统的健康与否,从而保障研究的客观性^[19-20]。因此,本研究中基准值的选择按照以下原则:1)若有国家标准,则以国家标准为基准值;2)若没有国家标准,则以 1991 年的数据作为基准;3)既无国家标准,又无 1991 年数据,则借鉴相关科研成果。

评价指标分为正向指标和负向指标,两者的标准化形式不同。

对于正向指标, $X_i^* = X_i/R_i$

对于负向指标, $X_i^* = R_i/X_i$

X_i^* 为评价指标 i 因子的标准化值, X_i 为评价指标 i 因子的现状值, R_i 为评价指标 i 的基准值。当 $X_i^* \geq 1$ 是,标准化值为 1;当 $X_i^* < 1$ 时,标准化值为 X_i^* 。

2.4 评价等级的确定

生态系统健康状况的划分没有统一或公认的标准,本研究参考相关文献资料^[8,21],将黄河河口区生态系统健康状况划分为 5 个等级(表 3)。

表 3 黄河河口区生态系统健康评价等级

Table 3 Health assessment level of Yellow River estuary area ecosystem

评价指数 Evaluation index	(0.8, 1]	(0.6, 0.8]	(0.4, 0.6]	(0.2, 0.4]	(0, 0.2]
健康状态 Health state	很健康	健康	亚健康	不健康	病态

2.5 评价方法

本研究通过专家打分法^[22]并参考相关研究成果^[7-8]构造判断矩阵,采用层次分析法确定指标因子权重^[23-24],通过加权求和^[2,17]构建黄河河口区生态健康评价综合指数(CEI),获得其生态系统健康评价结果。

$$CEI = \sum_{i=1}^n E_i \times W_i$$

式中, CEI 为生态系统健康评价综合指数,取值范围为 0—1, n 为评价指标个数, W_i 为第 i 指标的权重, E_i 为第 i 指标的标准化值。各评价因子的权重与各评价因子的无量纲化标准值进行加权计算得到上一级的健康指数,依次计算,分别获得黄河河口区生态系统压力层、状态层和响应层健康指数,最终获得整个研究区的生

态系统健康评价综合指数。

3 结果与分析

3.1 压力分析

压力指数描述人类活动和自然过程对生态系统形成的干扰和胁迫,一定程度上反映生态系统所承受的压力以及人类向生态系统索取资源的程度。根据专家打分和层次分析结果,各指标的权重值见表 4。在众多压力指标中,黄河入海年径流量对生态系统压力状况影响最大,其次为黄河断流天数。黄河入海径流每年向渤海输入巨量淡水,泥沙和各种营养盐类,并在河口和邻近海域形成了适宜于海洋生物生长、发育的高生产力海洋生态环境,因此黄河入海径流量和黄河断流天数对研究区生态系统健康意义重大。另外,人类干扰度指数、海洋捕捞产量等人为影响因素对河口区域的生态系统压力也影响显著。

从现状值和基准值的比较来看,人工盐田指数、浅海养殖产量、养殖用地指数以及海洋捕捞产量变化较大,基准值均为 1991 年数据,这表明从 1991 年到 2013 年,随着海岸带开发及海洋过度捕捞,人工盐田面积、浅海养殖产量、养殖用地面积以及海洋捕捞产量都大幅上升。研究区的农药使用强度远远超过规定标准,而生活污水处理率、黄河入海年径流量和黄河断流天数都有所改善。

根据各评价因子标准值及其权重,获得黄河河口区压力指数为 0.8288,处于健康状态。

表 4 黄河河口区压力评价的各指标标准化值及权重

Table 4 Standardized value and weight of pressure evaluation of Yellow River estuary area ecosystem

一级指标层 First-class index layer	二级指标层 Second-class index layer	现状值 Status value	基准值 Reference value	标准化值 Standardized value	权重 Weight	指标组合权重 Index combination weight	排序 Sort
人口压力 Population press(0.0709)	人口密度/(人/km ²)	159	150	0.9434	1	0.0709	7
陆源污染 Land sources pollution (0.1409)	工业废水排放达标率/%	95.48	100	0.9548	0.5647	0.0796	6
	生活污水处理率/%	100	80	1	0.1488	0.0210	9
	农药施用强度/(kg/hm ²)	21.2272	2.5	0.1178	0.1069	0.0151	12
海岸带开发 Coastal zone exploitation (0.2682)	农用化肥施用强度/(kg/hm ²)	255.0084	220	0.8627	0.1796	0.0253	8
	人类干扰度指数	0.7550	0.5176	0.6856	0.4823	0.1294	3
	人工盐田指数	0.0809	0.0003	0.0037	0.0468	0.0126	13
自然压力 Natural press(0.5200)	养殖用地指数	0.0936	0.0333	0.3558	0.0674	0.0181	11
	浅海养殖产量/t	4960853	1495539	0.3015	0.0689	0.0185	10
	海洋捕捞产量/t	1043391	587774	0.5633	0.3347	0.0898	4
自然压力 Natural press(0.5200)	黄河断流天数/d	0	82	1	0.2973	0.1546	2
	黄河入海年径流量/10 ⁸ m ³	236.90	128.60	1	0.5390	0.2803	1
	黄河输沙量/10 ⁸ t	1.73	2.67	0.6479	0.1638	0.0852	5

3.2 状态分析

状态指数是生态系统健康评价中最重要的指标,不仅反映生态系统在自然和人为因素作用下的结果,也反映生态系统结构和功能在外力干扰和胁迫下所处的状态。黄河河口区状态评价各指标的权重及标准化值见表 5。从状态指标的组合权重来看,鱼类生物多样性指数和鱼类生物量的重要性最大,其次为湿地面积指数和浮游动物种类数,而河口及邻近海域的石油类、无机氮相对较小。鱼类作为海洋生态系统食物产出的主要类群,其生物多样性指数和生物量代表了海域生态系统的变化。湿地面积指数代表了陆地区域土地利用结

构和功能,湿地作为与海洋、森林并称的全球三大生态系统之一,在涵养水源、调节气候以及美化景观等多个方面具有不可替代的作用,对维护区域生态系统健康至关重要。

对各指标现状值和基准值对比发现,正向指标中的陆地区域 NDVI 指数、鱼类生物多样性指数和底栖生物种类数较 1991 年均大幅提高。NDVI 指数表征陆地区域的生产力水平;生物多样性则描述了生态系统中物种的丰富程度,体现生态系统的复杂性,对维护生态系统的稳定具有重要作用,这表明该类指标对维护生态系统的健康起到积极作用。湿地面积指数、天然湿地面积指数、林草覆盖率、鱼类生物量较 1991 年均显著降低,根据 1991 年和 2013 年遥感数据解译,1991 年研究区湿地面积为 2679 km²,而 2013 年降为 2155 km²;天然湿地面积由 1991 年的 2496 km²下降为 2013 年的 1222 km²;林草地由 1991 年的 1240 km²下降为 2013 年的 499 km²;2013 年的鱼类生物量仅为 1991 年的 3.84%。物理化学指标中的重金属指数远远超过《海水水质标准 GB 3097-1997》规定的海洋渔业水域标准(≤ 7)。

经计算,黄河河口区域状态指数为 0.6458,处在健康和亚健康的临界状态。

表 5 黄河河口区状态评价的各指标标准化值及权重

Table 5 Standardized value and weight of state evaluation of Yellow River estuary area ecosystem

一级指标层 First-class index layer	二级指标层 Second-class index layer	现状值 Status value	基准值 Reference value	标准化值 Standardized value	权重 Weight	指标组合权重 Index combination weight	排序 Sort
生产力 Productivity (0.0647)	陆地区域 NDVI 指数	0.1415	0.0215	1	1	0.0647	5
生物多样性 Biodiversity (0.2537)	陆地景观多样性指数	2.0505	1.9952	1	0.0846	0.0215	16
	鱼类生物多样性指数	2.3455	2.0391	1	0.4843	0.1229	1
	底栖生物种类数	197	150	1	0.1636	0.0415	11
结构和功能 Structure and function(0.4317)	浮游动物种类数	75	78	0.9615	0.2675	0.0679	4
	湿地面积指数	0.4031	0.4909	0.8211	0.1841	0.0795	3
	天然湿地面积指数	0.2287	0.4573	0.5001	0.1331	0.0575	7
	林草覆盖率	0.0934	0.2272	0.4111	0.0676	0.0292	14
	裸地指数	0.0163	0.0251	1	0.0229	0.0099	21
	陆地景观破碎度指数	0.1984	0.2025	1	0.0966	0.0417	10
	自然湿地退化指数	1.5101	1	0.6622	0.0427	0.0184	18
	海岸侵蚀	1.0202	1	0.9802	0.0520	0.0225	15
	陆地区域平均弹性度指数	0.4795	0.5236	0.9158	0.0298	0.0129	20
	陆地区域水文调节指数	0.1353	0.2301	0.5880	0.0870	0.0376	12
自然灾害 Natural disaster (0.0845)	鱼类生物量/(kg 网 ⁻¹ h ⁻¹)	3.3799	88.0334	0.0384	0.2842	0.1227	2
	年度河口及邻近海域赤潮发生天数/d	13	1	0.0769	0.25	0.0211	17
物理化学 Physical and chemical factors(0.1653)	年度河口及邻近海域赤潮发生面积/km ²	1880	100	0.0532	0.75	0.0634	6
	河口及邻近海域化学需氧量/(mg/L)	7.69	2	0.2601	0.2838	0.0469	9
	河口及邻近海域石油类/(mg/L)	0.039063	0.05	1	0.0564	0.0093	22
	河口及邻近海域溶解氧/(mg/L)	17.21	6	1	0.3227	0.0533	8
	河口及邻近海域无机氮/(mg/L)	2.14	0.2	0.0935	0.0450	0.0074	23
	河口及邻近海域活性磷酸盐/(mg/L)	0.025492	0.015	0.5884	0.1879	0.0311	13
	河口及邻近海域重金属指数	150.79	7	0.0464	0.1043	0.0172	19

注:自然湿地退化指数、海岸侵蚀,将基准值看作 1,则现状值等于变化数量与 1991 年数据的比值加 1

3.3 响应分析

响应指数主要表征人类为防止生态环境恶化和恢复生态系统健康所做出的反应。人是生态系统的核心,所以人类健康指标所占的权重较大,区域的人口健康状况对其生态系统响应评价有重要影响。政策法规贯彻力度对区域生态系统响应评价影响次之,这是由于政策法规的倾斜程度和执行力度对区域社会、经济和生态发展都具有深远影响。

从指标现状值和基准值的比较可以看出,与 1991 年相比,2013 年人均 GDP 为 1991 年的 133 倍,GDP 增长率为 1991 年的 3.5 倍,区域的海洋经济比重也大幅增长。但人口死亡率上升,人口健康状况较 1991 年有所下降。

经计算,黄河河口区域响应指数为 0.9055,为健康状态。

表 6 黄河河口区响应评价的各指标标准化值及权重

Table 6 Standardized value and weight of response evaluation of Yellow River estuary area ecosystem

一级指标层 First-class index layer	二级指标层 Second-class index layer	现状值 Status value	基准值 Reference value	标准化值 Standardized value	权重 Weight	指标组合权重 Index combination weight	排序 Sort
经济 Economics (0.1405)	人均 GDP/ 元	99635.12	748.034	1	0.6334	0.0890	3
	GDP 增长率/ %	19.47	5.55	1	0.2605	0.0366	6
	海洋经济比重/ %	18.30	5	1	0.1062	0.0149	7
人类健康 Human health (0.4850)	人口健康状况/ %	0.70	0.57	0.8143	1	0.4850	1
文化 Civilization(0.0856)	国民受教育程度/ %	94.78	100	0.9478	1	0.0856	4
政策措施 Policy (0.2889)	政策法规贯彻力度	9	5	1	0.8333	0.2407	2
	生态恢复工程	1.05	1	1	0.1667	0.0482	5

注:海洋经济比重的基准值为 2006 年数据;国民受教育程度的基准值为理想值;生态恢复工程,基准值看作 1,现状值在比值的基础上加上 1

海洋经济比重的基准值为 2006 年数据;国民受教育程度的基准值为理想值;生态恢复工程,基准值看作 1,现状值在比值的基础上加上 1

3.4 黄河河口区健康状况评价

根据区域特征分析和相关参考文献,压力、状态、响应的权重分别赋予 0.297、0.539、0.164。基于上述分析和权重值,利用健康评价综合指数模型,获得黄河河口区综合健康指数为 0.7427。表明就整体而言,与 1991 年相比,2013 年黄河河口区生态系统仍处于健康状态(0.6—0.8),但健康状况却明显下降。

4 讨论与结论

4.1 关于研究区域的选择

河口生态系统健康不仅受自身因素的影响,来自流域、海岸和海洋的多重压力共同影响着其健康状况^[5-6],本着评价指标全面、评价结果客观的原则,该研究着眼于大空间尺度、多生态类型、综合性评价河口生态系统健康状况。理论上讲,整个流域的自然压力和人为压力都会影响河口生态系统健康状况,但由于数据获得等方面的原因,将整个流域的指标纳入评价体系是困难的。而与河口紧邻的三角洲湿地处于咸淡水交汇处,生态环境异常脆弱,受外界因素影响极易发生变化,且其变化对黄河河口的生态环境产生重要影响;此外,下游的各种生态指标也是对流域生态环境的一定反映。因此本论文将研究范围定义为对河口生态环境影响最大的黄河三角洲湿地、黄河河口及其一定范围内的相邻海域作为一个整体。同时,评价指标中的统计指标都以一定的区划单位获取数据,因此,黄河三角洲湿地具体指临海的东营市河口区、东营区和垦利县的行政区域;考虑海洋相关数据的获得性,相邻海域根据海洋生物资源、海洋环境海上调查范围及其与河口的距离大致确定。

4.2 评价指标体系

在河口生态系统健康评价中,选择合适的评价指标是关键。研究区包含了多个子系统,并且各子系统间存在着交互作用,为了能够客观评价生态系统健康状况,必须按照一套严格的指标筛选原则,构建一个能覆盖和衡量河口区生态系统各个方面的指标体系,全面反映该特定生态系统实际状态及生态系统内部的联系^[25]。本研究借助于 PSR 因果关系模型,全面分析黄河河口区生态系统的“压力”、“状态”和“响应”,充分理解影响河口区生态系统中各因素的作用过程以及彼此之间的因果关系,从多个方面遴选了 43 个指标系统地构建了黄河河口区生态系统健康评价指标体系。

压力指标包含了人口压力、陆源污染、海岸带开发和自然压力四个方面,为人类和自然对生态系统的外源性输入和干扰,反映了一定时期内的资源利用强度及其变化趋势。状态指标是生态系统对人类压力和自然压力响应后的现状,状态指标可作为生态系统异常的早期预警提示,状态指标包含了河口区生态系统的生产力、生物多样性、结构和功能、自然灾害、物理化学等指标。生产力表明了生态系统的生产能力,是一切生态系统存在的物质基础;生物多样性描述了生态系统中物种的丰富程度,表征了生态系统的复杂性,对维护生态系统的稳定具有重要作用;结构和功能指标表明生态系统中不同类型的组成及其服务和产出功能;物理化学指标则用于衡量河口及邻近海域生态系统的非生物环境状况。响应指标反映了社会或个人为了改变或预防不利于人类生存和发展的生态环境而做出的改变,主要考虑社会经济、人类健康、文化、政策措施等因素。所有指标涵盖了黄河三角洲湿地、河口、相邻海域各区域的主要生态特征和生态问题。

该指标体系主要基于宏观指标和景观格局指标,将遥感数据、监测数据、统计数据及他人研究成果相结合进行评价指标的计算,与其他类似研究^[7-8]相比较,本研究提出了更全面、更综合的评价指标体系,并将遥感技术应用其中。

4.3 黄河河口区生态系统健康现状及原因分析

评价结果表明,以 1991 年及相关国家标准为基准,2013 年黄河河口区生态系统健康综合指数为 0.7427,处于健康状态,但与 1991 年相比较,健康状况明显下降。于洪良^[9]从湿地功能整合性、湿地生态特征及社会环境三个方面分析了垦利县湿地生态健康状况,总体得分为 0.6865;王薇等^[8]的研究表明垦利县湿地生态系统处于脆弱状态;安乐生等^[7]以现代黄河三角洲为研究区域进行湿地生态系统健康状况空间分析,结果显示研究区湿地健康条件处于一般病态和健康之间。由于评价目的、感兴趣区域、研究关注点甚至个人学术兴趣的差异,评价指标的选择会有所不同,评价结果往往不能进行绝对比较^[26-27],但本研究结果反映的黄河河口区生态系统健康状况与上述研究基本一致。

状态指数和压力指数下降是黄河河口区生态系统健康综合指数下降的主要原因。就各评价指标而言,无论是正向指标还是负向指标,标准化值越大,表明该指标的现状值越接近基准值,对生态系统健康状况贡献越大;反之,则会引起生态系统健康状况退化。对表 4 和表 5 各指标权重值和标准化值综合分析,从 1991 到 2013 年,也即黄河河口区域轻度开发至人类活动强烈干扰阶段,过度捕捞、湿地不合理开发、浅海养殖过度及污染排放是黄河河口区生态系统健康下降的主要影响因素。研究区内,海洋捕捞产量从 1991 年的 587 774 t 增加到 2013 年的 1043 391 t(表 4),捕捞强度过大使得渤海鱼类小型化和低龄化,鱼类资源密度大幅下降^[28-29],黄河口邻近海域鱼类生物量大大降低(表 5)。遥感数据解译获得,1991—2013 年间,养殖虾蟹池增加了 318.66 km²,盐田由 1.56 km²增加为 432.42 km²,人类干扰用地亦大幅增加,由 2641.25 km²增加到 3104.65 km²,致使研究区内的湿地景观和结构发生了巨大变化:天然湿地面积大大下降,林草覆盖率降低,以养殖水域、人工盐田为主的人工湿地急剧增加^[30-31]。湿地面积减少,导致湿地的平均弹性度指数和水文调节指数下降(表 5)。浅海养殖大力发展,1991—2013 年,浅海养殖产量增加了 232%(表 4),由于浅海养殖主要位于水交换能力较差的浅海滩涂和内湾水域,使得局部水域环境恶化。陆源污染物的排放及海水养殖过度等原因,使得海水中的重金属、氮、磷含量严重超标;海洋污染、海水富营养化严重,海域赤潮频发,面积不断扩大(表 5)。黄河入海径流量是河口生态系统的主要影响因子^[32],自 1999 年黄河水量统一调度以来,黄河保持不断流,因此

黄河断流天数和径流量指标都优于基准值;但由于黄河流域工农业引沙量的急剧上升且净流量仍然偏小,致使河口来沙量呈下降趋势(表4)。

黄河河口区生态系统健康状况已明显下降,应进行科学管理和生态恢复。控制海洋捕捞,养护海洋生物资源;严禁天然湿地开发,逐步恢复林草覆盖,保护三角洲湿地的生态环境;合理规划浅海养殖,开展生态养殖;控制陆源污染等一系列措施亟待实施,但河口区生态系统健康恢复是复杂而长期的系统工程,需要建立长期的观测和评价机制,更需要社会各界的积极参与与支持。

需要说明的是,生态系统健康状况具有时效性,同一系统在不同的时间内所面临的压力、呈现的状态及其做出的响应都有差别。本研究基于 PSR 框架模型构建的评价指标体系是以研究区现有的生态特征和发展水平为基础的,随着黄河河口区生态系统的自然演变、人类活动方式的改变、人类对河口价值期望的改变以及人类对河口科学认识水平的提高,反映河口区生态系统健康水平的指标也会发生变化,研究区的生态系统健康状况也会发生相应改变。

参考文献 (References):

- [1] 李纯厚, 林琳, 徐姗姗, 戴明, 黄洪辉, 杜飞雁, 刘永, 齐占会. 海湾生态系统健康评价方法构建及在大亚湾的应用. 生态学报, 2013, 33(6): 1798-1810.
- [2] 叶属峰, 刘星, 丁德文. 长江河口海域生态系统健康评价指标体系及其初步评价. 海洋学报, 2007, 29(4): 128-136.
- [3] Hallett C S, Valesini F J, Clarke K R, Hesp S A, Hoeksema S D. Development and validation of fish-based, multimetric indices for assessing the ecological health of Western Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2012, 104-105: 102-113.
- [4] Van Niekerk L, Adams J B, Bate G C, Forbes A T, Forbes N T, Huizinga P, Lamberth S J, Mackay C F, Petersen C, Taljaard S, Weerts S P, Whitfield A K, Wooldridge T H. Country-wide assessment of estuary health: An approach for integrating pressures and ecosystem response in a data limited environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013, 130: 239-251.
- [5] 杨志, 赵冬至, 林元烧. 河口生态安全评价方法研究综述. 海洋环境科学, 2011, 30(2): 296-300.
- [6] Meng W, Liu L S. On approaches of estuarine ecosystems health studies. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2010, 86(3): 313-316.
- [7] 安乐生, 刘贵群, 叶思源, 赵全升, 丁喜桂, 张建伟. 黄河三角洲滨海湿地健康条件评价. 吉林大学学报: 地球科学版, 2011, 41(4): 1157-1165. (与 23 条重复)
- [8] 王薇, 陈为峰, 李其光, 王昕, 马海燕. 黄河三角洲湿地生态系统健康评价指标体系. 水资源保护, 2012, 28(1): 13-16.
- [9] 于洪良. 基于模糊 AHP 的湿地生态系统健康评价研究——以黄河三角洲高效生态经济区为例. 山东财经大学学报, 2014, (3): 33-40.
- [10] 杨建强, 崔文林, 张洪亮, 徐子钧. 莱州湾西部海域海洋生态系统健康评价的结构功能指标法. 海洋通报, 2003, 22(5): 58-63.
- [11] 孙鹏飞. 莱州湾及黄河口水域渔业资源结构特征与渔业生态系统健康评价的初步分析[D]. 上海: 上海海洋大学, 2014.
- [12] 刘佳. 九龙江河口生态系统健康评价研究[D]. 厦门: 厦门大学, 2008.
- [13] 周晓蔚, 王丽萍, 郑丙辉. 长江口及毗邻海域生态系统健康评价研究. 水利学报, 2011, 42(10): 1201-1217.
- [14] 牛明香, 王俊. 基于 PSR 模型的黄河河口区生态系统健康评价指标体系探讨. 水资源保护, 2016, 32(1): 57-63.
- [15] 刘晓丹. 基于遥感图像的湿地生态系统健康评价——以大沽河口湿地为例[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2006.
- [16] 高吉喜. 可持续发展基础理论探索——生态承载力理论、方法与应用. 北京: 中国环境科学出版社, 2001.
- [17] 徐明德, 李静, 彭静, 钮键, 曹露. 基于 RS 和 GIS 的生态系统健康评价. 生态环境学报, 2010, 19(8): 1809-1814.
- [18] 彭涛, 陈晓宏. 海河流域典型河口生态系统健康评价. 武汉大学学报: 工学版, 2009, 42(5): 631-634, 639-639.
- [19] 彭建, 王仰麟, 吴健生, 张玉清. 区域生态系统健康评价——研究方法与发展. 生态学报, 2007, 27(11): 4877-4885.
- [20] 王一涵, 周德民, 孙永华. RS 和 GIS 支持的洪河地区湿地生态健康评价. 生态学报, 2011, 31(13): 3590-3600.
- [21] Department of Water Affairs and Forestry. Water Resource Protection Policy Implementation. Resource Directed Measures for Protection of Water Resources: Estuarine Ecosystems. Version 1.0. Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria, 1999, http://www.africanwater.org/dwaf_rdm_page.htm.
- [22] 杨光华, 包安明, 陈曦, 刘海隆, 黄莹, 史建康, 沈利强. 新疆博斯腾湖湿地生态质量的定量评价. 干旱区资源与环境, 2009, 23(2): 119-124.
- [23] 戴新, 丁希楼, 陈英杰, 王贵田, 王东伟. 基于 AHP 法的黄河三角洲湿地生态环境质量评价. 资源环境与工程, 2007, 21(2): 135-139.
- [24] 喻立, 王建力, 李昌晓, 朱嵬, 李志刚, 李健. 基于 DPSIR 与 AHP 的宁夏沙湖湿地健康评价. 西南大学学报: 自然科学版, 2014, 36(2): 124-130.
- [25] 孔红梅, 赵景柱, 姬兰柱, 陆兆华, 邓红兵, 马克明, 张萍. 生态系统健康评价方法初探. 应用生态学报, 2002, 13(4): 486-490.
- [26] Meyer JL. Stream health: incorporating the human dimension to advance stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 1997, 16(2): 439-447.
- [27] Kingsford R T. Aerial survey of waterbirds on wetlands as a measure of river and floodplain health. *Freshwater Biology*, 1999, 41(2): 425-438.
- [28] 金显仕. 渤海主要渔业生物资源变动的研究. 中国水产科学, 2000, 7(4): 22-26.
- [29] 单秀娟, 金显仕, 李忠义, 陈云龙, 戴芳群. 渤海鱼类群落结构及其主要增殖放流鱼类的资源量变化. 渔业科学进展, 2012, 33(6): 1-9.
- [30] 陈建, 王世岩, 毛战坡. 1976-2008 年黄河三角洲湿地变化的遥感监测. 地理科学进展, 2011, 30(5): 585-592.
- [31] 孙晓宇, 苏奋振, 吕婷婷, 仇天宇, 吴迪, 付敏. 黄河三角洲湿地资源时空变化分析. 资源科学, 2011, 33(12): 2277-2284.
- [32] 黄葵, 石达扎实, 邓春蕾, 杜凯. 黄河口近海生态系统与入海径流的响应关系. 人民黄河, 2012, 34(11): 66-69.