

2015—2020年黄河口近岸海域生态环境监测与分析

张翔¹, 李愫²

(1.生态环境部 黄河流域生态环境监督管理局 生态环境监测与
科学研究中心, 河南 郑州 450003; 2.河南工业贸易职业学院, 河南 郑州 450003)

摘要: [目的] 监测 2015—2020 年开展的渤海海域水质, 分析黄河口近岸海域生态环境变化与入海泥沙径流量的相关性, 为黄河口海域生态环境保护工作提供基础依据。[方法] 采用水质污染指数和生物多样性指数评价法, 利用 SPSS 软件对海洋生物多样性与海水各监测指标之间 Pearson 相关系数进行分析评价。[结果] 黄河口近岸海域主要超标污染物为无机氮, 其单项污染指数波动范围为 0.63~1.40, 超过第 2 类水质标准。无机氮浓度与黄河入海输沙量呈正相关, 相关系数 0.833 ($p < 0.01$)。夏季调查期间采集到浮游植物 77 种, 主要位于黄河口北部海域。2018 年以来浮游植物物种数呈下降趋势, 从 2015 年的 67 种降至 2020 年的 42 种。采集到浮游动物 52 种, 主要位于河口东北部离岸海域, 2015 年以来浮游动物种类逐步增加。多样性指数从 2015 年的Ⅳ级水平升至 2020 年的Ⅲ级水平。采集到大型底栖生物 92 种, 主要位于入海口东部离岸海域, 2018 年以来底栖生物种类和密度呈增加的趋势, 多样性指数从 2018 年的 2.18 增至 2020 年的 3.01。[结论] 2015 年以来黄河口近岸海域水质满足《海水水质标准》(GB 3097-1997) 中的工业用水区和滨海风景旅游区的水质要求, 生态状况逐步好转。黄河口近岸海域浮游动物多样性指数与黄河入海输沙量和径流量之间呈显著正相关, 相关性系数分别为 0.941 ($p < 0.01$) 和 0.918 ($p < 0.01$)。浮游植物和底栖生物多样性指数与泥沙径流量无显著性相关关系。

关键词: 黄河口; 泥沙径流; 生态环境; 生物多样性; 浮游生物; 污染指数

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2022)03-0139-09

中图分类号: X55

文献参数: 张翔, 李愫. 2015—2020 年黄河口近岸海域生态环境监测与分析[J]. 水土保持通报, 2022, 42(3): 139-147. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2022.03.019; Zhang Xiang, Li Su. Monitoring and analysis on ecological environment in near-shore waters of Yellow River estuary during 2015—2020 [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(3): 139-147.

Monitoring and Analysis on Ecological Environment in Near-shore Waters of Yellow River Estuary During 2015—2020

Zhang Xiang¹, Li Su²

(1. Ecological and Environmental Monitoring and Scientific Research Centre, Yellow River Basin Ecological and Environmental Administration Ministry of Ecology and Environment, Zhengzhou, He'nan 450003, China; 2. He'nan Vocational College of Industry and Trade, Zhengzhou, He'nan 450003, China)

Abstract: [Objective] The water quality of Bohai Sea was monitored from 2015 to 2020, and the correlation between the change of ecological environment in the coastal waters of the Yellow River estuary and sediment and runoff into the sea was analyzed, in order to provide a basis for the ecological environment protection in the Yellow River estuary. [Methods] The water quality pollution index and biodiversity index evaluation method were used to analyze and evaluate the Pearson correlation coefficients between marine biodiversity and each monitoring index of seawater using SPSS software. [Results] The main pollutant exceeding the standard in the coastal waters of the Yellow River estuary was inorganic nitrogen, and its single pollution index fluctuated from 0.63 to 1.40, which exceeded the second-class water quality standard. The concentration of inorganic nitrogen was positively correlated with the sediment transport from the Yellow River to the sea,

收稿日期: 2021-11-17

修回日期: 2021-12-17

资助项目: 生态环境部财政拨款项目“区域水生态环境保护责任落实与项目管理”(WX2021-0775)

第一作者: 张翔(1989—), 男(汉族), 河南省郑州市人, 硕士, 工程师, 主要从事生态环境监测与评价研究。Email: zhangx198903@163.com。

通信作者: 李愫(1992—), 女(汉族), 河南省郑州市人, 硕士, 助教, 主要从事环境空间规划设计。Email: 18530099109@163.com。

and the correlation coefficient was 0.833 ($p < 0.01$). During the summer survey, 77 species of phytoplankton were collected, mainly located in the northern waters of the Yellow River estuary. Since 2018, the number of phytoplankton species has shown a downward trend, from 67 species in 2015 to 42 species in 2020; 52 species of zooplankton were collected, mainly Located in the offshore waters of the northeast of the estuary, the species of zooplankton have gradually increased since 2015, and the diversity index has risen from the level IV in 2015 to the level III in 2020; 92 species of macrobenthos were collected, mainly located in the east of the estuary In the offshore waters, the species and density of benthic species have increased since 2018. The diversity index has increased from 2.18 in 2018 to 3.01 in 2020. [Conclusion] Since 2015, the water quality in the coastal waters of the Yellow River Estuary meets the water quality requirements for industrial water areas and coastal scenic tourist areas in *Sea Water Quality Standard* (GB 3097-1997), and the ecological situation has gradually improved. There was a significant positive correlation between the zooplankton diversity index in the coastal waters of the Yellow River estuary and the sediment transport and runoff of the Yellow River, with correlation coefficients of 0.941 ($p < 0.01$) and 0.918 ($p < 0.01$), respectively. There was no significant correlation between phytoplankton and benthic biodiversity indices and sediment runoff.

Keywords: Yellow River estuary; sediment runoff; ecological environmental conditions; biodiversity; plankton; pollution index

黄河河口区是一个相对模糊的地理概念,从地理位置上看它处于渤海湾南部与莱州湾西部的交汇处,不仅包括现行的黄河河道和刁口河故道,还涵盖由黄河淤积、延伸和摆动所形成的陆域三角洲。由于渤海湾属于半封闭海湾,其坡度较缓,水深较浅,水体交换能力弱。随着黄河流域陆源污染物的输入和海洋工程、水产养殖的发展,黄河口渤海海域赤潮频发,生态环境逐步恶化。近年来,针对黄河口及其近岸海域的研究多聚焦在浮游生物上面,但受黄河入海径流量和污染物通量的影响,近岸水域营养盐结构随之发生变化从而对生物产生影响。

通过对“十三五”期间黄河口近岸海域水生态和海洋水体质量状况开展调查评估,并结合合同时期黄河入海泥沙径流的变化规律,深入分析入海径流变化对黄河口近岸海域生态环境的影响,为“十四五”期间更

有针对性地做好黄河口海域生态环境保护工作提供基础依据。

1 研究区域与方法

1.1 监测断面和时间

根据《中国海洋生态环境状况公报》的编制规程,海洋水质评价采用每年春(5月)、夏(8月)、秋(10月)、冬(3月)四季的监测数据,海洋生物多样性监测以夏季为主。本文黄河河口近岸海域水质调查监测的时间为2015—2020年。结合山东省海洋环境监测中心点位调查情况,以挑河口为起点,宋春荣沟为终点,从北向南依次在黄河口近岸海域共布设监测断面10个,分别为:刁口河流路海域1[#],2[#],神仙沟流路海域3[#],清水沟流路4[#]至8[#],宋春荣沟流路海域9[#],10[#](见表1)。

表 1 黄河口近岸海域监测点地理位置

断面号	经度	纬度	断面号	经度	纬度
1 [#]	118°37'48"E	38°17'6"N	6 [#]	119°37'18"E	37°43'24"N
2 [#]	118°50'24"E	38°19'35"N	7 [#]	119°19'55"E	37°40'27"N
3 [#]	118°56'05"E	38°14'19"N	8 [#]	119°13'13"E	37°37'38"N
4 [#]	119°12'32"E	38°5'54"N	9 [#]	119°9'37"E	37°28'29"N
5 [#]	119°26'54"E	37°59'09"N	10 [#]	119°15'14"E	37°23'33"N

1.2 监测项目与评价方法

海洋水质监测项目为溶解氧(DO)、化学需氧量(COD)、无机氮(DIN)、活性磷酸盐、石油类等5项,采集表层水样,各项的测定方法依据《海洋监测规范》(GB17378-2007)。海洋生物多样性监测项目主要包括浮游植物、浮游动物和大型底栖生物等3类。

依据《海洋调查规范》(GB/T12763-2007)的相关要求,采用浅水浮游生物III型网和I型网从底层至表层分别采集浮游植物和浮游动物,然后用5%甲醛溶液固定浓缩样品,送实验室进行鉴定分析。底栖生物采用抓斗式采泥器采集,样品经过筛洗后用甲醛溶液固定保存,送实验室进行鉴定分析。

1.2.1 水质污染指数评价方法 采用单因子污染指数评价法对各海洋水质监测项目进行评价,其优势是计算方便快捷,可进行定性评价,非溶解氧指标的污染指数计算公式为:

$$P_i = C_i / S_i \quad (1)$$

式中: P_i 为第*i*个因子的污染指数,当 $P_i > 1.0$ 即为超标; C_i 为第*i*种污染物实测浓度(mg/L); S_i 表示第*i*个因子的评价标准值(mg/L),采用第2类海水水质标准限值进行评价,以此来判断该评价因子是否达到第2类水质标准。

根据《海洋监测规范》(GB17378-2007),采用奈墨罗指数法(N.L Nemerow)计算溶解氧的污染指数,计算公式为:

$$P_{DO} = C_{\max} - C_{DO} / C_{\max} - S_{DO} \quad (2)$$

式中: P_{DO} 为溶解氧污染指数,当 $P_{DO} > 1.0$ 即为超标; C_{DO} 为溶解氧实测浓度(mg/L); S_{DO} 为溶解氧的第2类海水水质标准限值(mg/L); C_{\max} 为调查期间溶解氧浓度的最大值。

1.2.2 生物多样性指数评价方法 依据《海洋调查规范》(GB/T12763-2007)和《近岸海洋生态健康评价指南》(HY/T087-2005),采用香农—威纳(Shannon-Wiener)指数(H')和优势种优势度(Y)对海洋生物群落进行评价^[1],计算公式为:

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \log_2 P_i \quad (3)$$

$$Y = (n_i / N) \times f_i \quad (4)$$

式中: S 为样品的种类数量; P_i 为第*i*种个体数与总个体数的比值; n_i 为第*i*种个体的数量; N 为样品的总个体数; f_i 为第*i*种类在全部样品中的出现频率,将优势度 $Y \geq 0.02$ 的种类确定为优势种。

Shannon-Wiener指数(H')兼顾了群落丰富性和均匀性的特点,根据《近岸海域海洋生物多样性评价技术指南》(HY/T2015-2017),海洋生物多样性指数按大小被分为I—V类5个级别(见表2)。根据《海洋监测规范》(GB17378.7-2007),当 $H' < 1$ 为重度污染, $1 < H' < 2$ 为中度污染, $2 < H' < 3$ 为轻度污染, $3 < H' < 4$ 为清洁区域。

表2 海洋生物多样性指数等级划分标准

项目	分级标准				
	I	II	III	IV	V
浮游植物种类多样性指数	$H' \geq 3.8$	$2.5 \leq H' < 3.8$	$1.8 \leq H' < 2.5$	$0.9 \leq H' < 1.8$	$H' < 0.9$
浮游动物种类多样性指数	$H' \geq 4.0$	$2.4 \leq H' < 4.0$	$1.5 \leq H' < 2.4$	$0.9 \leq H' < 1.5$	$H' < 0.9$
大型底栖生物种类多样性指数	$H' \geq 4.2$	$1.6 \leq H' < 4.2$	$1.1 \leq H' < 1.6$	$0.1 \leq H' < 1.1$	$H' < 0.1$

1.3 数据处理

采用SPSS Statistics 23软件对海洋生物多样性与海水各监测指标之间皮尔森(Pearson)相关系数*r*进行分析^[2],公式如下:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 (y_i - \bar{y})^2}} \quad (5)$$

式中: n 为样品数量; x_i 为浮游植物、浮游动物或大型底栖生物的监测值; \bar{x} 为样本均值; y_i 为海洋水质指标监测值; \bar{y} 为样本均值。

当相关系数 $r = 0$,表示两个指标间不存在相关性;当系数 $r < 0$,表示两个指标间存在负相关;当系数 $r > 0$,表示两个指标间存在正相关。当 $0.3 < |r| \leq 0.5$ 时,两个指标间为弱相关,当 $0.5 < |r| \leq 0.8$ 时,两个指标间为中度相关,当 $|r| > 0.8$ 时,两个指标间为强相关。

由于两个变量间相关系数存在一定的随机性,为了真实准确地反映各指标间的相互影响关系,需进行显著性检验,当 $p < 0.05$ 时,两个指标间为显著性相关;当 $p < 0.01$ 时,两个指标间为极显著性相关。

2 结果与分析

2.1 黄河泥沙径流量趋势分析

2002年小浪底水库开始调水调沙,自此黄河干流水沙变化趋势有了显著的变化^[3]。根据《黄河泥沙公报》以及干流入海口利津水文站实测径流量和输沙量资料可知,1950—1987年利津水文站年均径流量和输沙量分别为 $4.07 \times 10^{10} \text{ m}^3$, $1.02 \times 10^9 \text{ t}$ 。1988—2015年其年均径流量和输沙量分别为 $1.53 \times 10^{10} \text{ m}^3$, $2.68 \times 10^8 \text{ t}$ 。2016—2020年利津站年均径流量和输沙量分别为 $2.18 \times 10^{10} \text{ m}^3$, $1.55 \times 10^8 \text{ t}$ 。黄河年均输沙量整体呈现明显下降的趋势,利津站2016—2020年年均输沙量 $1.55 \times 10^8 \text{ t}$,与1950—1987年相比降幅达84.8%;受近3a上游降雨增多的影响,2016—2020年入海径流量为 $2.18 \times 10^{10} \text{ m}^3$ 比1988—2015年的 $1.53 \times 10^{10} \text{ m}^3$ 有所增多,但与1950—1987年的 $4.07 \times 10^{10} \text{ m}^3$ 相比,入海径流量降幅达46.3%。黄河入海水沙量减少除了受上游降雨量和水土保持影响,还与沿岸大坝建设库容量增加有密切联系,根据相关统计,

目前黄河流域已建成大中型水库数量达 186 座^[4-5]。

从图 1 可知,2015—2020 年黄河入海泥沙量呈现波动的状态,2018 年以来由于上游降雨量和来水量的增加,泥沙径流的海量远高于之前,其中 2020 年夏季黄河入海径流泥沙量分别是 $7.71 \times 10^8 \text{ m}^3$,

$1.04 \times 10^8 \text{ t}$,是 2016 年同期的 4.8 倍和 38 倍。从季节分布上看,夏季(8 月)径流泥沙入海量最高,6 a 平均值分别 $3.20 \times 10^9 \text{ m}^3$, $3.60 \times 10^7 \text{ t}$,其次为秋季(10 月)和春季(5 月),冬季(3 月)最低,6 a 平均值分别 $7.25 \times 10^8 \text{ m}^3$, $1.00 \times 10^6 \text{ t}$ 。

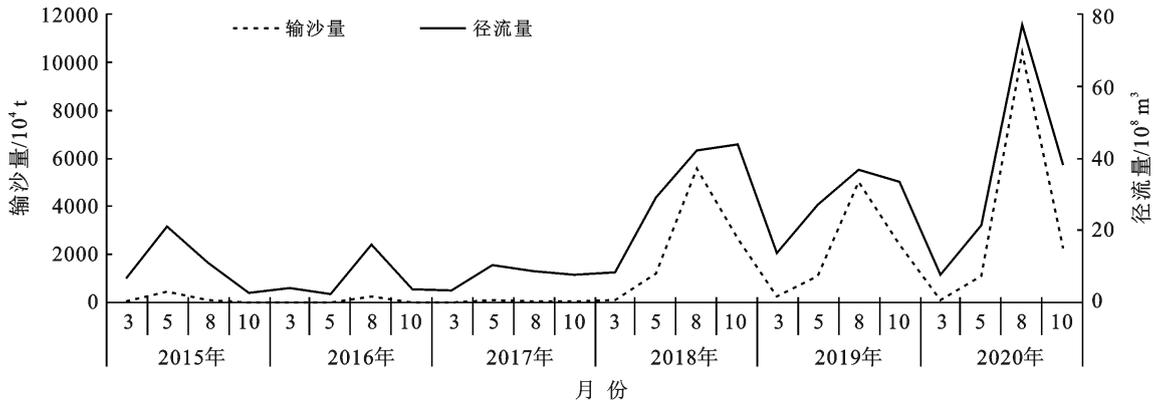


图 1 2015—2020 年典型月份黄河入海泥沙径流量趋势

2.2 黄河口近岸海域水质分析

黄河是连接陆地与渤海湾的纽带,其泥沙径流在入海的过程中携带了丰富的营养盐等物质,构成了海域生态系统的物质基础,不仅调节着河口区的生态

系统平衡,还维系着近岸海域的生态健康。但是当营养盐尤其是 DIN 过剩会引发富营养化现象^[6]。2015—2020 年各监测指标单因子污染指数评价结果见表 3。

表 3 2015—2020 年黄河口近岸海域监测断面单因子污染指数评价结果

项目	月份	污染指数									
		1# 断面	2# 断面	3# 断面	4# 断面	5# 断面	6# 断面	7# 断面	8# 断面	9# 断面	10# 断面
DO	3	0.38	0.33	0.27	0.35	0.23	0.45	0.37	0.32	0.38	0.20
	5	0.45	0.42	0.37	0.43	0.38	0.57	0.55	0.32	0.58	0.43
	8	0.62	0.78	0.72	0.78	0.75	0.67	0.75	0.72	0.68	0.68
	10	0.65	0.62	0.60	0.60	0.48	0.53	0.60	0.58	0.55	0.60
COD	3	0.44	0.43	0.43	0.44	0.42	0.45	0.44	0.58	0.54	0.47
	5	0.45	0.44	0.43	0.53	0.40	0.49	0.50	1.01	0.77	0.70
	8	0.49	0.34	0.45	0.45	0.45	0.43	0.72	0.45	0.61	0.51
	10	0.37	0.33	0.37	0.40	0.36	0.37	0.44	0.37	0.35	0.33
DIN	3	0.97	1.03	1.03	1.07	1.20	1.40	1.27	1.23	1.20	1.07
	5	0.83	0.87	0.93	1.03	1.03	1.17	1.07	1.23	1.03	0.90
	8	0.67	0.73	0.70	0.83	0.83	0.87	1.00	1.03	1.07	0.90
	10	0.63	0.67	0.77	0.80	0.83	0.93	1.03	1.07	0.90	0.77
活性磷酸盐	3	0.23	0.23	0.23	0.27	0.27	0.30	0.27	0.23	0.23	0.20
	5	0.17	0.17	0.17	0.13	0.17	0.17	0.17	0.13	0.13	0.10
	8	0.20	0.17	0.20	0.20	0.17	0.20	0.20	0.20	0.17	0.17
	10	0.17	0.20	0.17	0.17	0.20	0.20	0.23	0.20	0.17	0.17
石油类	3	0.44	0.42	0.38	0.46	0.52	0.42	0.62	0.50	0.46	0.42
	5	0.62	0.64	0.58	0.56	0.56	0.54	0.82	0.72	0.54	0.66
	8	0.42	0.44	0.48	0.42	0.44	0.38	0.50	0.44	0.42	0.38
	10	0.44	0.54	0.52	0.54	0.48	0.64	0.82	0.66	0.56	0.48

注:DO 为溶解氧;COD 为化学需氧量;DIN 为无机氮。下同。

由表3评价结果可知,2015年以来黄河口近岸海域水质除 DIN 有超标情况外,其余各项监测指标均满足《海水水质标准》(GB3097-1997)中的第2类水质。2015—2020年黄河口近岸海域 DIN 单项污染指数波动范围为 0.63~1.40,超过第2类水质标准,但是基本满足第3类水质要求。从 DIN 污染指数评价结果的位置分布上看,其污染区域主要分布在黄河河口区和莱州湾西部的近岸海域。从各点位季节分布上看,DIN 单因子污染指数在冬季(3月)最高,其指数均值为 1.15;春季(5月)次之,其指数均值为 1.01;在夏秋季(8月和10月)最低,DIN 单因子污染指数最大值出现在冬季 6[#]断面,为 1.40;最小值出现在秋季 1[#]断面,为 0.63。DIN 污染指数的季节分布特征与渤海莱州湾环流有着密切的联系。每年春冬季,莱州湾环流走向呈现西进东出,由于环流西岸平均流速 1.22 cm/s 大于东岸平均流速 0.74 cm/s,加上春灌农业退水的增加,造成入海径流携带的 DIN 在莱州湾西部近岸海域聚集^[7]。当夏秋季汛期来临,由于黄河河口区水深较浅,入海径流量在河口区增加,淡水与海水交换量增强,附近海域水流随之增强,逆时针环流在黄河口近岸水域产生^[8],其导致 DIN 污染指数在河口区和莱州湾西部较高,但是明显低于春冬季。

2.3 黄河口近岸海域营养盐分析

为了进一步研究黄河近岸海域 DIN 浓度与泥沙径流及其他常规监测指标之间的关系,通过相关系数法对其相关性进行评价,结果显示 DIN 浓度与黄河入海输沙量呈极显著的正相关($p < 0.01$),相关系数为 0.833。DIN 浓度与径流量、溶解氧(DO)、COD、活性磷酸盐和石油类的相关系数分别为 0.793, -0.403, -0.417, 0.318 和 -0.764,各指标间相关性不显著。

虽然 DIN 浓度与其余指标间无显著相关性,但是其 Pearson 相关系数在入海径流量和石油类浓度两项指标间有较高的水平($p > 0.5$),其相关系数分别为 0.793 和 -0.764,说明径流量的增加和水体中石油类浓度的下降也是造成海域 DIN 浓度升高的偶然性因素。

维持一个良好的营养盐浓度对于近岸海域浮游植物的健康成长有着重要的意义,浮游植物生长的营养盐氮磷比最佳环境为 $N:P=16:1$ ^[9]。从图2黄河口近岸海域各监测点营养盐氮磷比随季节变化的趋势中发现,黄河口和莱州湾西部的(7[#]—10[#]断面)氮磷比值远高于其他区域。2015年以来黄河口近岸海域各监测点位氮磷比均值为 51.1,属于极度不平衡,DIN 属于主要污染物。近 10 a 黄河入海径流量的减少和农业面源污染的增加,黄河口近岸海域磷酸盐浓度上升才符合推理。但是黄河口近岸海域各监测点位活性磷酸盐浓度逐年变化趋势基本平稳,

2015年、2020年黄河口近岸海域活性磷酸盐均值分别为 0.004 9 mg/L 和 0.004 6 mg/L。黄河含沙量高、吸附能力强的特点,让大部分磷酸盐被吸附沉降于泥沙颗粒中,李北罡等^[10]对黄河沉积物的吸附能力研究显示,黄河下游三门峡至花园口河段沉积物对磷酸盐的吸附能力最强,平均吸附率达 $2.90 \times 10^{-3} (\text{mg} \cdot \text{g})/\text{h}$,加上磷肥的施用量低于氮肥,使得黄河口区活性磷酸盐含量一直徘徊在低浓度水平^[11]。

从图3季节分布上看,氮磷比值随季节变化呈现先上升后下降的趋势,冬季(3月)氮磷比值为 46.5,春季(5月)氮磷比值最高为 67.3,其值是冬季的 1.45倍,主要是由于海水中较高的 DIN 浓度主要受农灌退水的影响。漫灌在黄河流域农田灌溉中占有很高的比重。山东河口区盐碱地农业种植有“无水植棉、有水种稻”的传统,由于水稻种植业收益高于传统种植业,近些年水稻种植面积逐步扩大,仅东营市种植面积就有 $2.64 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 。水稻种植前要泡田,收割前要放水,其农灌退水量可以达到灌溉量的 1/4 左右^[12]。土壤植被吸收不了的氮、磷等养分及少量有机物伴随农灌退水排到了外环境中,会导致水体总氮、总磷等浓度上升,极端失衡的比例会限制浮游植物的生长,从而威胁浮游动物的生存环境,对整个生态系统的稳定性产生破坏。

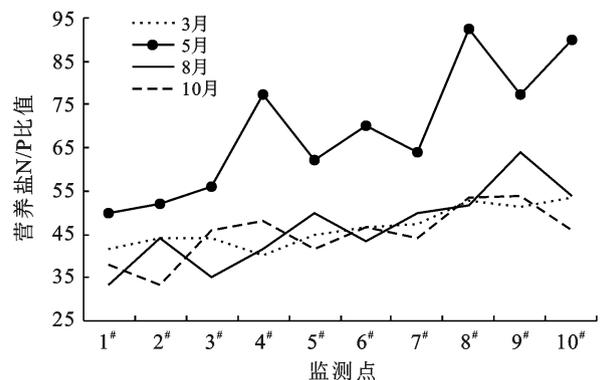


图2 2015—2020年黄河口近岸海域各监测点位营养盐(N/P比值)趋势

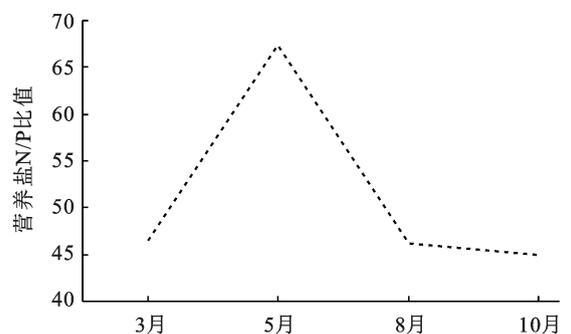


图3 2015—2020年黄河口近岸海域营养盐(N/P比值)季节变化趋势

2.4 黄河口近岸海域浮游植物趋势分析

2015—2020 年黄河口近岸海域夏季(8 月)6 个航次的浮游植物群落特征及主要优势种见表 4。本次调查期间共采集到浮游植物 3 门 35 属 77 种,其中硅藻门 26 属 57 种,占比最高为 74%;甲藻门 8 属 19 种,占 24.7%;金藻门 1 属 1 种,占比最小为 1.3%。2018 年以来黄河入海泥沙径流量有大幅增加的趋势,但是黄河口近岸海域物种数和细胞丰度呈逐年下降的趋势。

具体来说,2014 年渤海浮游植物群落调查显示,浮游植物共有 3 门 29 属 50 种,主要优势种为密联角毛藻(*Chaetoceros densus*),和具槽帕拉藻(*Paralia sulcata*)^[13]。2020 年浮游植物 42 种与 2014 年相比减少 6 种,主要优势种类也从远洋性物种密联角毛藻和底栖浮游植物具槽帕拉藻,变成广温广盐型中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*)和低盐近岸型尖刺伪菱形藻(*Pseudo-nitzschia pungens*)占优势。以中肋骨条藻为优势种的水华会造成经济藻类变色,甚至腐烂,将使水域生态失衡,造成鱼贝类死亡^[14]。2020 年夏季航次浮游植物细胞丰度值为 2.91×10^6 个/ m^3 ,与 2015 年相比降低了 77.3%;群落多样性指数(H')为 2.37,与 2105 年相比降低了 14.1%,级别从 II 级降至 III 级,仍属于轻污染状态。

表 4 2015—2020 年黄河口近岸海域夏季浮游植物群落特征及优势种

年份	物种数	细胞丰度/ (个· m^{-3})	多样性 指数	主要优势种
2015	67	1.28×10^7	2.76	垂缘角毛藻、窄面角毛藻
2016	73	2.98×10^7	2.85	拟扭链角毛藻、扁面角毛藻
2017	56	3.15×10^6	1.96	旋链角毛藻、柔弱菱形藻
2018	46	7.53×10^6	2.22	中肋骨条藻、佛氏海线藻
2019	49	3.14×10^6	2.32	中肋骨条藻、威利圆筛藻
2020	42	2.91×10^6	2.37	中肋骨条藻、尖刺伪菱形藻

2015 年以来黄河口近岸海域各点位平均值统计结果见图 4。夏季黄河口区北部浮游植物群落多样性指数均值明显高于南部和莱州湾西部,其中 6[#] 断面多样性指数最高为 2.65 属于 II 级水平,10[#] 断面多样性指数最低为 1.86 为 III 级水平。浮游植物细胞丰度值监测断面变化趋势则与之相反,黄河口区南部 8[#] 断面丰度值最高为 7.21×10^6 个/ m^3 ,远高于北部地区浮游植物细胞平均丰度值 3.19×10^6 个/ m^3 。

2.5 黄河口近岸海域浮游动物趋势分析

2015—2020 年黄河口近岸海域夏季(8 月)6 个航次的大型浮游动物特征及主要优势种见表 5。本次调查共采集到浮游动物 52 种,其中浮游甲壳类中的桡

足类 18 种,占比最多为 34.6%;浮游幼虫 14 种,占 26.9%,其余为水螅水母类、栉水母类、枝角类等。主要优势种为强壮箭虫(*Sagitta crassa*)和背针胸刺水蚤(*Centropages dorsispinatus*)等。“十三五”以来黄河口近岸海域浮游动物种类逐步增加,其中 2020 年浮游动物个数 40 种,与 2015 年的 17 种相比新增了 23 种动物类别。浮游动物密度呈上下波动的趋势,无明显规律;浮游动物多样性指数从 2015 年的 IV 级水平(H' 为 0.96)升至 2020 年的 III 级水平(H' 为 2.31),从重度污染程度恢复至轻度污染程度。以往调查显示,2013 至 2014 年黄河口海域有浮游动物 43 种^[15],主要优势种为强壮箭虫和双刺纺锤水蚤(*Acartia bifilosa*),与 2020 年黄河口近岸海域调查结果相比,浮游动物群落变化幅度较小,优势种组成较为稳定。

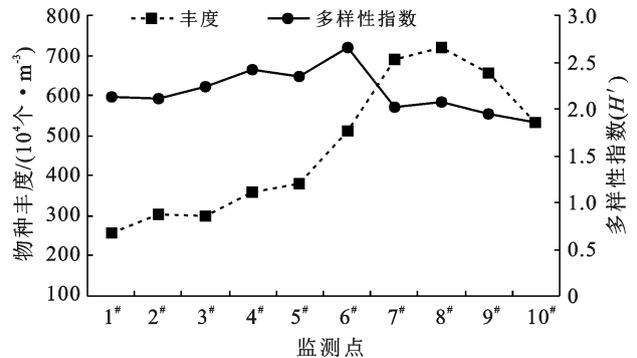


图 4 黄河口近岸海域监测点位夏季浮游植物丰度和多样性指数分布

黄河口近岸海域渔业资源与浮游动物优势种类型之间有着紧密的联系,强壮箭虫和背针胸刺水蚤是黄鲫等鱼类的主要食物来源,其数量对近海养殖区有着重要的意义^[16],球形侧腕水母(*Pleurobrachia globosa*)2019 年以来在黄河口海区逐步成为优势种,其数量的增长不仅会对鱼类形成食物竞争,由于营养级联效还会激增浮游植物的数量,在富营养化的海域造成赤潮的爆发^[17]。

表 5 2015—2020 年黄河口近岸海域夏季浮游动物特征及优势种

年份	物种数	密度/ (个· m^{-3})	多样性 指数	主要优势种
2015	17	94	0.96	强壮箭虫、太平洋纺锤水蚤
2016	19	198	1.44	背针胸刺水蚤、强壮箭虫
2017	13	97	0.92	背针胸刺水蚤、强壮箭虫
2018	21	240	2.06	背针胸刺水蚤、强壮箭虫
2019	50	67	2.07	球形侧腕水母、锡兰和平水母
2020	40	42	2.31	强壮箭虫、球形侧腕水母

2015 年以来,黄河口近岸海域监测点夏季航次浮游动物密度和多样性指数平均值空间分布见图 5。夏

季黄河口区东部浮游动物密度最高,其余区域密度相当较低,其中 6[#] 断面浮游动物密度 118 个/m³,分别是北部 1[#] 断面密度值的 3.9 倍和南部 10[#] 断面密度值的 5.3 倍。浮游动物不仅在河口生态系统食物链中占有重要地位,还是反映一个海域海洋生物多样性的一个重要指标之一^[18]。夏季(8 月)黄河口近岸海域浮游动物多样性指数呈现由内向外递增的趋势,其多样性指数值从 4[#] 和 8[#] 监测断面的 2.13,1.82,增至 5[#] 和 6[#] 监测断面的 2.34,2.43,高值区位于河口东北部离岸水域。

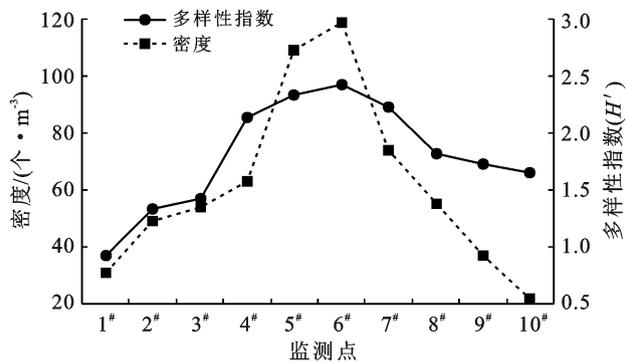


图 5 黄河口近岸海域监测点位夏季浮游动物密度和多样性指数分布

2.6 黄河口近岸海域底栖生物趋势分析

2015—2020 年黄河口近岸海域夏季(8 月)6 个航次的大型底栖生物特征及主要优势种见表 6。本次调查共采集到大型底栖生物 92 种,其中多毛类生物数量最多有 36 种,占 39.1%;其次为节肢生物 21 种,占 22.8%;软体动物 18 种,占 19.6%;棘皮动物 8 种,占 8.7%。从表 8 可知,虽然黄河口近岸海域夏季底栖生物物种数量个别年份上下波动明显,但物种数量和密度总体趋势稳中有升,从 2015 年的 75 种,378 个/m² 增至 2020 年的 88 种,849 个/m²。虽然“十三五”期间底栖生物多样性指数均值为 2.55 属于 II 级水平,轻度污染状态,但是 2018 年以来底栖生物状况有逐步的好转趋势,其多样性指数均值从 2.28 增至 3.07,增幅达 34.6%。此外,主要优势种类别也发生了变化,从 2018 年之前的寡节甘吻沙蚕(*Glycinde gurjanovae*)变为 2020 年的丝异须虫(*Heteromastus filiformis*)、凸壳肌蛤(*Arcuatula senhousei*)。2013—2014 年黄河口海域大型底栖生物 80 种^[19],主要优势种为江户明樱蛤(*Moerella jedoensi*),与 2020 年黄河口近岸海域调查结果相比,底栖生物群落变化幅度较小,优势种从江户明樱蛤变为凸壳肌蛤等。

2015 年以来,6 次夏季航次黄河口近岸海域监测点底栖生物密度和多样性指数均值空间分布见图 6。

底栖生物作为海洋环境中重要的生态类群之一,不仅参与碳、氮等元素的化学循环,还维系着海洋生态系统的功能^[19]。从图 6 可以看出,夏季黄河口近岸海域底栖生物多样性指数变化范围从南部的 1.2 至东部的 3.5,底栖生物多样性呈现入海口东部离岸海域数值较高,西部近岸海域数值相对较低的特征,其中 6[#] 断面底栖生物多样性指数为 3.5,属于 II 级水平,是西部 10[#] 断面数值的 2.9 倍。底栖生物密度变化趋势与其多样性指数基本保持一致。

表 6 2015—2020 年黄河口近岸海域夏季大型底栖生物特征及优势种

年份	物种数	密度/(个·m ⁻²)	多样性指数	主要优势种
2015	75	378	2.31	心形海胆、薄云母蛤
2016	80	156	2.32	理蛤、寡节甘吻沙蚕
2017	68	276	2.33	寡节甘吻沙蚕、黑莽麦蛤
2018	52	150	2.18	寡节甘吻沙蚕、江户明樱蛤
2019	68	679	3.14	丝异须虫、色斑角吻沙蚕
2020	88	849	3.01	凸壳肌蛤、耳口露齿螺

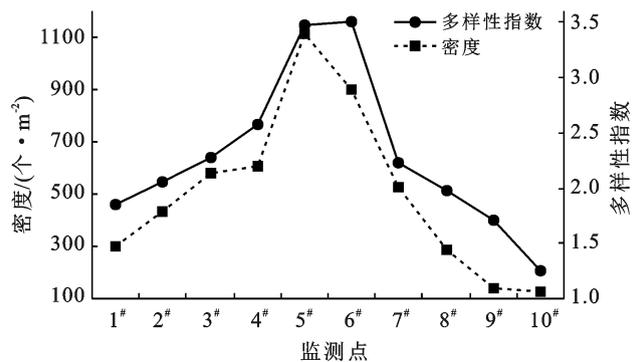


图 6 黄河口近岸海域监测点位夏季底栖生物密度和多样性指数分布

2.7 黄河口近岸海域生物相关性分析

为了进一步分析夏季黄河口近岸海域海洋生物多样性与各水文水质监测指标之间的关系,通过相关性分析法对各指标间的关系密切程度进行评价,结果见表 7。

浮游植物多样性指数与 DIN 浓度和石油类浓度分别呈中度负相关和中度正相关关系,与径流量、输沙量等指标呈弱相关关系,但是其相关性均不显著,属于偶然性因素。黄河口附近海域属于封闭性内海,三面环路,水文和气象条件相对稳定,受陆源污染物长期排放及氮磷比失衡的影响,海水有潜在的富营养化趋势,当汛期来临,受入海径流量增加的影响,河口近岸海域东南方向水体交换明显,黄河口南部和莱州湾西部广温广盐型和低盐近岸型藻在此环境条件下易繁殖为优势种^[12],导致赤潮发现的概率较高。

表 7 夏季黄河河口近岸海域海洋生物多样性与各监测指标相关系数

监测项目	浮游植物多样性	浮游动物多样性	底栖生物多样性	径流量	输沙量	DO	COD	DIN	活性磷酸盐	石油类
浮游植物多样性	1									
浮游动物多样性	-0.145	1								
底栖生物多样性	-0.126	0.619	1							
径流量	-0.311	0.918**	0.587	1						
输沙量	-0.328	0.941**	0.583	0.996**	1					
DO	0.310	-0.141	0.024	0.147	0.060	1				
COD	0.427	-0.100	0.005	0.151	0.071	0.984**	1			
DIN	-0.616	0.811	0.303	0.793	0.833*	-0.403	-0.417	1		
活性磷酸盐	0.031	0.126	-0.500	-0.054	0.013	-0.563	-0.450	0.318	1	
石油类	0.571	-0.731	-0.683	-0.759	-0.763	0.161	0.245	-0.764	0.337	1

注: * 表示在 0.05 水平上相关性显著; ** 表示在 0.01 水平上相关性显著。

浮游动物多样性受黄河入海输沙量和径流量的影响极为显著,其相关性系数分别为 0.941, 0.918。强壮箭虫和背针胸刺水蚤是渤海大型浮游动物的主要优势种类,主要分布于受黄河淡水影响的东北部海域,并且其密度的变化与黄河径流的强弱有关,可作为沿岸水系的指示种^[20]。每当夏季汛期来临,黄河口附近海域水体交换能力增强,温度、密度等跃层较普遍,有利于北太平洋西部暖水性种类的生长繁殖。虽然浮游动物多样性指数与 DIN 浓度和石油类浓度之间无显著相关性,但是其 Pearson 相关系数在这两项指标间有较高的水平($p > 0.5$),分别为 0.811 和 -0.731,说明水体中 DIN 浓度的升高和石油类浓度的下降也会偶然造成浮游动物多样性的增加。

黄河口近岸海域大型底栖生物多样性指数除与石油类浓度呈中度负相关关系外,与其余指标间均为正相关关系,但是根据显著性检验可知,各指标间相关关系不显著,基本为偶然性因素。汛期受上游来水量增加和小浪底水库调水调沙的双重影响,黄河口泥沙径流入海量普遍高于其他时期,尤其是 2019 年以来黄河入海泥沙径流量显著增加,底栖生物种数和密度较 2018 年有明显的增加。但是从各监测点底栖生物多样性指数空间分布上看,浮游动物高密度区主要位于黄河口东北部离岸水域。这表面底栖生物对环境的稳定性要求相对较高,盐度梯度和污染物浓度在黄河口近岸海域发生剧烈变化^[21],水体能见度下降,造成入海口近岸海域部分区域底栖生物种类数量相对较少。

3 结论

(1) 2015—2020 年黄河口近岸海域水质基本满足《海水水质标准》(GB3097-1997)中的工业用水区和滨海风景旅游区的水质要求(3 类),无机氮(DIN)作为主要污染物,其污染区域主要分布在黄河河口区和莱州湾西部的近岸海域。DIN 浓度与黄河入海输沙

量呈极显著的正相关,与其余指标间无显著性关系。黄河口近岸海域生态状况属于亚健康,其浮游动物和底栖动物密度偏高。

(2) 2015—2020 年夏季 6 个航次黄河口近岸海域调查共采集到浮游植物 77 种,其中硅藻门占比最高,主要优势种为广温广盐型中肋骨条藻和低盐近岸型尖刺伪菱形藻,夏季黄河口北部浮游植物群落多样性指数明显高于南部和莱州湾西部。虽然浮游植物多样性指数与 DIN 浓度和石油类浓度均呈中度相关关系,但是其相关性不显著,属于偶然性因素。

(3) 黄河口近岸海域调查共采集到浮游动物 52 种,其中浮游甲壳类占比最多,主要优势种为强壮箭虫、背针胸刺水蚤和球形侧腕水母,其中需引起注意的是 2019 年以来球形侧腕水母取代背针胸刺水蚤成为河口区优势种,其数量的增加直接威胁养殖业的发展。“十三五”期间浮游动物物种数整体呈现增长的趋势,这是由于其多样性与黄河入海输沙量和径流量之间呈极显著的正相关性。2018 年以来黄河入海径流量与往年相比显著增加。每年夏季,黄河入海口径流量的增加会使淡水的冲击力增强,水流偏向东北方,其携带的营养盐尤其是大量的 DIN 会促进离岸海水中盐度的上升,浮游动物多样性指数呈现由内向外递增的趋势,高值区位于东北部离岸海域。

(4) 黄河口近岸海域调查共采集到底栖生物 92 种,其中多毛类生物数量最多。近 6 a 来底栖生物种类和密度总体呈小幅增加的趋势,生态状况逐步好转,主要优势种类别发生变化。2018 年之前优势种为寡节甘吻沙蚕。2018 年以后优势种为丝异须虫、凸壳肌蛤等。底栖生物多样性指数与石油类浓度呈中度负相关关系,与径流量和输沙量呈正相关关系,但是无显著的相关性,属于偶然性因素。从本次研究的空间分布上看,底栖生物多样性呈现东部离岸海域数值较高,西部近岸海域数值相对较低的特征,说明夏季

黄河口受上游来水量增加的影响,海域水体变化相对剧烈,底栖生物对环境的稳定性要求相对较高。

[参 考 文 献]

- [1] Shannon C E. The mathematical theory of communication. [J]. M D Computing: Computers in Medical Practice, 1997, 14(4):306-317.
- [2] 林卉,蓝月存,许园园,等.南流江水质时空变化特征及影响因素研究[J].绿色科技,2020(10):10-14.
- [3] 张翠,韩美,史丽华.黄河入海径流量变化特征及其对气候变化的响应[J].人民黄河,2015,37(5):10-14.
- [4] 许炯心,孙季.近 50 年来降水变化和人类活动对黄河入海径流通量的影响[J].水科学进展,2003,14(6):690-695.
- [5] 郝伏勤,王新功,刘海涛,等.黄河水量统一调度对下游生态环境的影响分析[J].人民黄河,2006,28(2):35-37.
- [6] 谷文艳,陈洪涛,姚庆祯,等.黄河下游溶解态营养盐季节变化及入海通量研究[J].中国海洋大学学报(自然科学版),2017,47(3):74-79.
- [7] 刘喜惠,刘方,丁页,等.渤海环流对近岸海域无机氮分布特征的影响[J].中国环境监测,2019,35(6):78-84.
- [8] 寿玮玮,宗海波,丁平兴.夏季黄河入海径流对河口及附近海域环流影响的数值研究[J].海洋学报,2016,38(7):1-13.
- [9] 马国红,高超,王俊鹏,等.黄河径流对入海口及临近海域水环境的影响变化趋势研究[J].水产研究,2021(1):17-33.
- [10] 李北罡,马钦,刘培怡.黄河中下游沉积物对磷酸盐的吸附动力学研究[J].生态环境学报,2010,19(8):1901-1905.
- [11] 顾家伟.黄河营养盐输送与河口近海生态健康研究进展

[J].人民黄河,2018,40(2):81-87.

- [12] 黄秉杰,李妍妍,刘东斌.黄河入海口地区农业污灌问题探讨:以山东省东营市为例[J].河南科学,2013,31(2):193-196.
- [13] 张雪,王俊,高燕,等.2014 年春季渤海浮游植物群落结构[J].海洋科学,2020,44(6):45-55.
- [14] 罗先香,单宇,杨建强.黄河口及邻近海域浮游植物群落分布特征及与水环境的关系[J].中国海洋大学学报(自然科学版),2018,48(4):16-23.
- [15] 刘晓慧,徐宾铎,张崇良,等.黄河口及其邻近水域浮游动物群落结构特征及其季节变化[J].中国水产科学,2017,24(5):922-930.
- [16] 翟璐,徐宾铎,纪毓鹏,等.黄河口及其邻近水域夏季鱼类群落空间格局及其与环境因子的关系[J].应用生态学报,2015,26(9):2852-2858.
- [17] 毕洪生,孙松,高尚武,等.渤海浮游动物群落生态特点(II):桡足类数量分布及变动[J].生态学报,2001,21(2):177-185.
- [18] 杨宇峰,王庆,陈菊芳,等.河口浮游动物生态学研究进展[J].生态学报,2006,26(2):576-585.
- [19] 张嵩,张崇良,徐宾铎,等.基于大型底栖动物群落特征的黄河口及邻近水域健康度评价[J].中国海洋大学学报(自然科学版),2017,47(5):65-71.
- [20] 董志军,杨青,孙婷婷,等.黄河口邻近海域浮游动物群落时空变化特征[J].生态学报,2017,37(2):659-667.
- [21] 冷宇,刘一霆,杜明,等.黄河口海域 2004—2009 年春季大型底栖动物群落的时空变化[J].海洋学报,2013,35(6):128-139.

(上接第 94 页)

[参 考 文 献]

- [1] 张金良.黄河泥沙入黄的机制及过程探讨[N].黄河报,2017-11-07(3).
- [2] 水利部黄河水利委员会.黄河流域综合规划:2012—2030 年[M].郑州:黄河水利出版社,2013:197.
- [3] 王志勇,贾新平,邵坚,等.黄河中游粗泥沙集中来源区重点支流的遴选[J].中国水土保持,2006(11):31-32.
- [4] 金朝,李君轶.无定河流域 1961—2012 年水沙变化归因分析[J].江西农业学报,2016,28(9):79-84.
- [5] 蒋凯鑫,于坤霞,曹文洪,等.黄土高原典型流域水沙变化归因对比分析[J].农业工程学报,2020,36(4):143-149.
- [6] 韩向楠,谢世友,高云飞.近年无定河流域淤地坝拦沙作用研究[J].人民黄河,2018,40(11):5-8.
- [7] 赵阳,刘冰,张晓明,等.极端降雨条件下黄河典型流域水沙变化特性研究[J].泥沙研究,2020,45(6):47-52.
- [8] 任宗萍,马勇勇,王友胜,等.无定河流域不同地貌区径流变化归因分析[J].生态学报,2019,39(12):4309-4318.
- [9] 高云飞,张栋,赵帮元,等.1990—2019 年黄河流域水土

流失动态变化分析[J].中国水土保持,2020(10):64-67.

- [10] Guan Yinghui, Zhang Xunchang, Zheng Fenli, et al. Trends and variability of daily temperature extremes during 1960—2012 in the Yangtze River basin, China [J]. Global and Planetary Change, 2015, 124:79-94.
- [11] 关颖慧,王淑芝,温得平.长江源区水沙变化特征及成因分析[J].泥沙研究,2021,46(3):43-49.
- [12] 赵宏飞,何洪鸣,白春昱,等.黄土高原土地利用变化特征及其环境效应[J].中国土地科学,2018,32(7):49-57.
- [13] 贾路.基于能量学理论的无定河流域水沙关系研究[D].陕西 西安:西安理工大学,2020.
- [14] 张晓虹,何有华,胡彦婷.干旱风沙区水库边缘植被—风力侵蚀的变化及成因[J].水土保持通报,2020,40(6):1-7.
- [15] 张志兰,符素华,谢云,等.地理国情监测数据在区域水土流失动态监测中的应用[J].中国水土保持,2019(12):17-19.
- [16] 谢云,岳天雨.土壤侵蚀模型在水土保持实践中的应用[J].中国水土保持科学,2018,16(1):25-37.
- [17] 符素华,刘宝元,周贵云,等.坡长坡度因子计算工具[J].中国水土保持科学,2015,13(5):105-110.