

# 道路对黄河三角洲河口湿地景观连接度的影响

邹雨函<sup>1</sup>, 贺 怡<sup>2</sup>, 王雪宏<sup>1</sup>, 于君宝<sup>1</sup>, 栗云召<sup>1</sup>, 杨继松<sup>1</sup>, 周 迪<sup>1</sup>, 宁 凯<sup>3</sup>, 杜朝红<sup>1</sup>, 王书文<sup>1</sup>

(1.鲁东大学 滨海生态高等研究院, 山东 烟台 264039; 2.太原市行知宏实验学校, 太原 030025;  
3.东营市农业科学研究院, 山东 东营 257000)

**摘要:** 由道路建设导致的生境破碎化严重影响着区域景观的生态格局, 定量表达道路修建造成的破碎化特征对生态系统管理有重要意义。本文选取黄河三角洲河口湿地作为研究区, 基于景观生态学理论和 GIS 技术, 定量分析了 1995—2019 年不同道路类型对区域景观连接度的影响。研究结果表明: 1995—2014 年道路长度持续增加, 2014—2019 年道路长度增长趋缓; 1995—2019 年, 景观相合概率(LCP)、整体景观连接度指数(IIC)及可能连接度指数(PC)均下降, 表示景观破碎度不断加深; 非硬化道路对湿地景观连接度起主要作用, 其长度与 LCP、IIC、PC 呈显著负相关( $P < 0.05$ ), 说明非硬化道路修建越多, 景观连通性越差; 在道路缓冲区范围, 随着缓冲区梯度的增加, LCP、IIC、PC 值逐渐变大, 其中 0~25 m 至 0~50 m 范围内各指数值变化率最高。为此, 建议在黄河三角洲河口湿地保护中合理规划道路网络密度, 并将道路影响范围尽量控制在道路边缘 50 m 内。

**关键词:** 景观连接度; 道路; 河口湿地; 黄河三角洲

**中图分类号:** X142; X171.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-8020(2022)01-0009-09

景观连接度(landscape connectivity)是描述景观中廊道或基质在空间上如何连接和延续的一种测定指标<sup>[1]</sup>, 强调景观要素在功能或生态过程中的有机联系<sup>[2]</sup>, 主要包括结构连接度和功能连接度<sup>[3]</sup>。景观连接度作为景观生态学研究的的主要内容之一, 对动植物的迁移和扩散、物质能量交换、基因流动等生态过程具有重要影响, 直接关系到生境健康和可持续发展<sup>[4-5]</sup>。景观连接度为揭示景观异质性和景观斑块连续性提供了理论基础和技术方法<sup>[6]</sup>, 特别是在湿地生态系统管理中, 其研究和发展对于生境栖息地保护和景观格局规划有着重要意义。研究表明, 提高景观连接度可以有效促进不同斑块间物种迁移扩散、信息交流, 提高物种丰富度<sup>[7-8]</sup>, 从而增加湿地生物多样性, 增强湿地抵抗外界干扰的能力。

道路作为当今社会和经济发展的中枢, 其扩建可以促进社会经济的发展, 但同时也会对生态系统和自然景观造成孤立、破坏、退化等负面影响, 其对生态环境的干扰主要通过道路网络进行扩展<sup>[9]</sup>。道路网络带来的生态影响比单条线状

道路更大, 对正常的景观生态过程和生态调节能力产生破坏, 是导致景观破碎化的主要机制<sup>[10]</sup>。道路网络对景观格局的影响可分为两方面: 一方面, 道路密度增加, 引起孤立斑块数量增加、斑块间联系减弱、生态条件相同的斑块被隔离, 以及原有的景观类型被移除、生境面积减小、景观破碎度增大等景观结构的变化<sup>[11-14]</sup>; 另一方面, 道路修建影响功能连接度, 道路扩建会减少斑块之间的物质循环、能量流动和信息交流, 改变种群、群落和生态系统在景观中的空间配置和动态变化, 降低生态系统服务功能, 影响生态系统健康维持<sup>[6, 9]</sup>, 为生态保护带来了巨大压力。总体来说, 道路对周围生境产生的破坏作用远比修建道路本身带来的生境破坏更强烈。道路在修建、后期运营和维护中引发的生态效应与景观连接度有直接或间接关系, 因此探索道路网络与景观连接度的内在联系有助于准确评价道路的生态效应, 为道路管理及其周边生态系统健康维持提供科学依据<sup>[15]</sup>。

黄河三角洲湿地兼具陆地生态特征和水体生态特征, 从裸露的淤积滩涂到如今有着丰富自然

收稿日期: 2021-11-15; 修回日期: 2021-12-03

基金项目: 国家自然科学基金—山东联合基金(U1806218&U2006215); 国家自然科学基金(41871087)

第一作者简介: 邹雨函(1998—), 男, 山东威海人, 硕士研究生, 研究方向为滨海生态与环境研究。E-mail: zyhm980519@163.com

通信作者简介: 于君宝(1970—), 男, 吉林长春人, 教授, 硕士研究生导师, 博士, 研究方向为湿地生物地球化学与生态修复研究。

E-mail: junbao.yu@gmail.com

人文景观的新生湿地,深受油田开发、旅游业发展、农田开垦等影响,道路建设在这些变革中起着重要作用,尤其湿地内油田开发建设的专用公路对湿地植被造成毁灭性破坏<sup>[16]</sup>。不同等级道路对区域景观格局变化有不同影响,如玛纳斯河流域低等级道路对流域景观格局及其生态影响更为深远<sup>[17]</sup>。纵向岭谷区不同等级道路对生态系统的面积和景观破碎化的影响研究也得到同样结果<sup>[9]</sup>。随着道路等级的增加,生态系统的破碎化程度会明显增加<sup>[18]</sup>。相关研究表明<sup>[19-20]</sup>,黄河三角洲湿地道路影响范围为距路 25 m 及 200 m,植物多样性随着距离的变化而变化;而道路的建设更多的是对景观斑块的影响<sup>[21]</sup>,这些研究为认识道路对黄河三角洲湿地的影响提供了借鉴和参考。然而,道路对景观结构变化以及占比较高的非等级道路时空变化对湿地的影响尚需深入探讨。因此,本文基于 GIS 技术及景观生态学原理,结合景观连接度量化指数及更全面的道路分布特征,分析 1995—2019 年道路对黄河三角洲湿地景

观连接度的影响,以期为黄河三角洲湿地健康维持、生态修复和可持续发展提供支持。

## 1 数据和方法

### 1.1 研究区

研究区位于山东省东营市内(37°34'N~37°54'N,118°56'E~119°18'E),是黄河携带大量泥沙在河口地区堆积而形成的海相沉积平原(图 1)。地势低平宽广,东西比降 1:10 000 左右,海拔多在 10 m 以下,属于暖温带半湿润大陆性季风气候,四季分明,雨热同期,年平均气温 12.8℃,年降雨量 551.6 mm,年均蒸发量 1 928.2 mm。研究区内以水生植被和盐生植被为主,主要植被类型有芦苇(*Phragmites australis*)、柽柳(*Tamarix chinensis*)和盐地碱蓬(*Suaeda heteropter*),土壤质地为砂质壤土,土壤类型以隐域性潮土和盐碱土为主<sup>[22]</sup>。

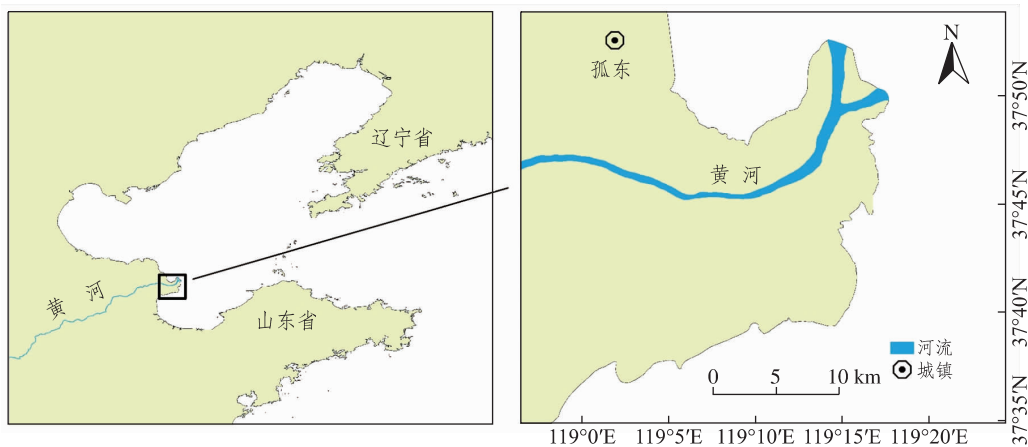


图 1 研究区位置

Fig.1 Location of the study area

### 1.2 研究方法

#### 1.2.1 数据来源

本研究主要采用黄河三角洲湿地 1995、1999、2004、2009、2014 和 2019 年共 6 期 Landsat TM 和 OLI 遥感影像作为主要数据源。首先,利用 ENVI 软件平台,对研究区影像进行辐射定标、FLAASH 大气校正、几何校正等预处理;其次,使用 ArcGIS 以研究区 1:50 万的地形图为准进行配准;然后,参考《拉姆萨尔公约》分类系统以

及第二次全国湿地调查,将黄河三角洲河口湿地划分为盐沼湿地、森林湿地、灌丛湿地及草本沼泽 4 种类型<sup>[23]</sup>,对 1995—2019 年黄河三角洲湿地道路进行目视解译。根据研究区道路类型,将所有道路区分为以下两类:硬化道路( $R_y$ ),包括油田专用公路、省道 S315 及 S228 小部分里程;非硬化道路( $R_e$ ),包括土路及土坝。考虑到数据的可靠性、持续性,选择同时期更高分辨率的 Google Earth 历史影像和天地图影像数据,结合野外调查进行精度验证,最终解译精度 80%。利用 Conefor

Sensinode 软件计算各景观连接度指数,并采用 Origin 软件绘制图表,SPSS 对数据进行统计分析。

### 1.2.2 缓冲区分析

缓冲区分析用来识别地理要素周围的区域,道路缓冲区设置的国际标准并不适合所有区域<sup>[15]</sup>,因此根据文献[19—20],并结合本文研究需要,将各年份不同等级道路两侧缓冲区分别设置为 25、50、100、200 和 300 m。然后对获得的缓冲区范围与 6 期湿地景观类型数据进行空间分析,得到各年份两种类型道路缓冲区内景观类型变化情况,最后进行景观连接度分析。

### 1.2.3 景观连接度指数模型

基于图论、生境可用性,以及物种传播概率提出的斑块间的连接数(number of links, NL)、组分数(number of components, NC)、整体连通性指数(integral index of connectivity, IIC)、可能连接度指数(probability of connectivity, PC)和景观相合概率(landscape coincidence probability, LCP)<sup>[8 23]</sup>,进行景观连接度分析,其指数模型见表 1。借助 Conefor Sensinode 软件<sup>[24—25]</sup>计算研究区各景观连接度指数,以此来量化道路对黄河三角洲湿地景观连通性的影响。

表 1 景观连接度指数模型

Tab.1 Landscape connectivity indices model

指数	意义	公式
NL	每 2 个景观斑块相连接关系的数量	
NC	由功能或结构上相互连接的斑块组成的整体	
LCP	反映待研究景观组分在整体研究区中的连贯性	$L_{CP} = \frac{1}{N_L^2} \sum_{i=1}^{N_C} c_i^2$
IIC	研究区域生境斑块的连通性情况	$I_{IC} = \frac{1}{N_L^2} \sum_{i=1}^{n/2} \sum_{j=1}^n \frac{a_i a_j}{1 + NL_{ij}}$
PC	不同景观斑块间直接扩散的概率	$P_C = \frac{1}{N_L^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*$

注:  $n$  表示景观中斑块总数,  $a_i$  和  $a_j$  分别表示斑块  $i$  和斑块  $j$  的面积,  $c_i$  为景观组分的面积之和,  $NL_{ij}$  表示斑块  $i$  和斑块  $j$  之间的连接数,  $N_C$  表示组分数,  $N_L$  为研究区的总面积,  $p_{ij}^*$  为斑块  $i$  与斑块  $j$  之间全部路径概率的乘积最大值;  $0 \leq I_{IC} \leq 1$ , 当  $I_{IC} = 0$  时, 生境斑块之间没有连接, 当  $I_{IC} = 1$  时, 整个景观为生境斑块;  $0 < P_C < 1$ ,  $P_C$  越大表示生境斑块之间的连通可能性越大;  $0 \leq L_{CP} \leq 1$ ,  $L_{CP} = 1$  表示研究区内所有景观同属一个类型。

根据黄河三角洲湿地景观斑块变化情况及野生动物扩散范围,并结合实际情况,将距离阈值设

为 500 m<sup>[23 26—27]</sup>;为了使各指数结果具有可比性,连接可能性设为 0.5<sup>[28]</sup>,从而计算不同年份对应的黄河三角洲河口湿地的景观连接度。

## 2 结果与分析

### 2.1 道路网的组成及时空分布特征

通过遥感影像目视解译,得到黄河三角洲湿地 1995—2019 年 6 期道路分布图(图 2)。总体来说,硬化道路扩建速度较为稳定,总长度变化小;非硬化道路扩张速度快,道路网络愈加密集。通过对两种类型道路的扩张速率分析,可以得出,不同类型道路的扩展特点存在差异性。由表 2 可以看到,1995—2019 年,道路总长度变化范围为 531.92~1 460.52 km,道路网密度变化范围为 0.70~2.09 km·km<sup>-2</sup>;2014—2019 年由于生态修复,浮桥以北部分道路拆除,非硬化道路减少 2.79 km。24 年间,硬化道路通车里程从 143.30 km 增加到 166.10 km,增长率为 15.91%,主要增加省道 S228、黄河口镇滨海大道部分里程及垦东油井运油路。2004—2009 年硬化道路长度减少 4.43 km,主要由于通往黄河故道的硬化道路被阻断,且向海一段无人管理,硬化道路逐渐退化为非硬化道路。1995—2019 年,非硬化道路长度从 388.62 km 增加到 1 294.42 km,增长率为 233.08%,在道路网络中占比由 73.06%增加到 88.63%,尤其 1999—2004 年黄河南岸及孤东油田附近的养殖池和盐田急剧增加,使非硬化道路扩张加速,5 年中通车里程增加 70.02%。

### 2.2 湿地景观连接度动态变化

由图 3 可知,1995—1999 年灌丛湿地、草本沼泽分布在整个研究区内,森林湿地主要分布在孤东油田的西南侧,盐沼湿地主要分布在湿地南北两侧近海处,且黄河南岸近岸海域分布区面积更大;1999—2019 年,孤东油田西部灌丛湿地及森林湿地面积大量减少。1995—2019 年,湿地破碎化趋于严重,自然湿地面积从 427.00 km<sup>2</sup> 减少到 309.40 km<sup>2</sup>,其中,草本沼泽面积减少 20.14 km<sup>2</sup>,灌丛湿地面积减少 90.77 km<sup>2</sup>,森林湿地面积减少 4.92 km<sup>2</sup>,盐沼湿地面积减少 1.77 km<sup>2</sup>;尤其 1999—2009 年,自然湿地总面积减少 102.76 km<sup>2</sup>,

灌丛湿地面积减少 53.65 km<sup>2</sup>,大量灌丛湿地转为旱地,盐沼湿地转为滩涂湿地,使自然湿地面积大量减少。

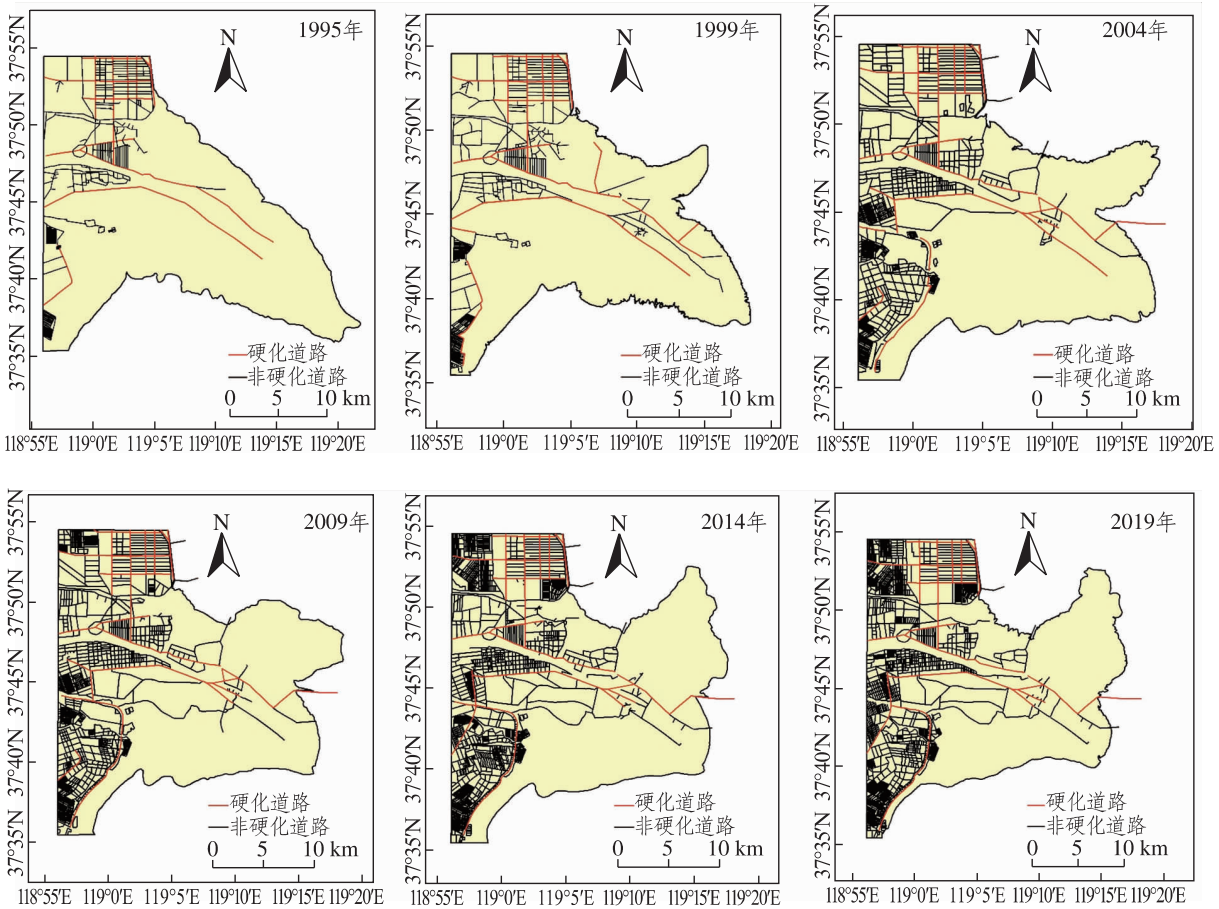


图 2 1995—2019 年黄河三角洲河口湿地道路分布

Fig.2 Distribution of road in the estuary wetland of the Yellow River Delta from 1995 to 2019

表 2 1995—2019 年黄河三角洲河口湿地道路长度与密度

Tab.2 Length and density of road in the estuary wetland of the Yellow River Delta from 1995 to 2019

变量	年份					
	1995	1999	2004	2009	2014	2019
R <sub>y</sub> 长度/km	143.30	159.40	174.65	170.22	167.89	166.10
R <sub>e</sub> 长度/km	388.62	517.62	880.03	1 066.29	1 295.42	1 294.42
总计/km	531.92	677.02	1 054.68	1 236.50	1 463.31	1 460.52
密度/( km · km <sup>-2</sup> )	0.70	1.01	1.45	1.67	1.95	2.09

选取 NL、NC、IIC、PC、LCP 5 个指数评价黄河三角洲湿地景观连接度。由表 3 可知,总体来说,24 年间湿地面积不断减少,LCP、IIC、PC 值均不高,尤其 IIC 值远不足 0.1,说明研究区整体景观连通性差,景观破碎化严重。1999—2004 年及 2004—2009 年,大量灌丛沼泽转为旱地,盐沼湿地转为滩涂湿地,使湿地面积大量减少。1995—

2019 年 6 期不同年份的 LCP、IIC、PC 指数值均减小,减少率分别为 40.14%、39.33%、35.79%,表明黄河三角洲湿地景观连接度总体呈下降趋势,但 2009 年以后连接度指数降速比前一阶段有所减缓,甚至 2019 年数值增加,湿地景观进入稳定演替期或逐渐恢复期。其中,1999 年湿地面积最大,LCP、IIC、PC 指数值均高于其他年份。

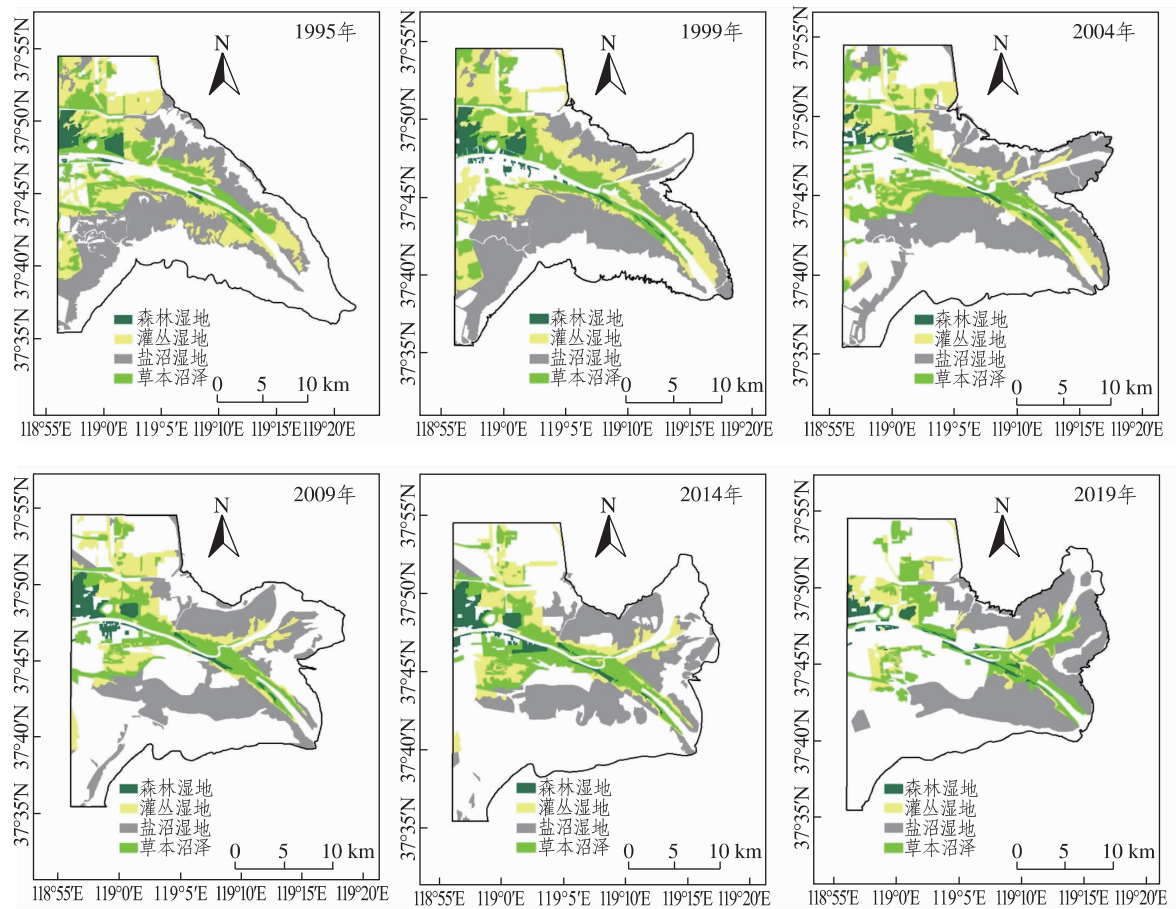


图 3 1995—2019 年黄河三角洲河口湿地分布

Fig.3 Distribution of natural estuary wetlands in the Yellow River Delta from 1995 to 2019

表 3 1995—2019 年黄河三角洲河口湿地面积及景观连接度指数变化

Tab.3 Landscape connectivity indices and area of natural estuary wetlands in the Yellow River Delta from 1995 to 2019

年份	自然湿地/km <sup>2</sup>	草本沼泽/km <sup>2</sup>	灌丛湿地/km <sup>2</sup>	森林湿地/km <sup>2</sup>	盐沼湿地/km <sup>2</sup>	景观连接度指数				
						NL	NC	LCP	IIC	PC
1995	427.00	87.93	143.97	19.52	175.58	913	5	0.31	0.07	0.22
1999	434.36	79.54	132.87	23.81	198.14	989	6	0.42	0.11	0.33
2004	384.69	85.44	91.10	12.52	195.63	1419	4	0.27	0.06	0.22
2009	331.60	69.21	79.22	23.12	160.05	758	6	0.18	0.05	0.15
2014	318.26	73.05	72.53	25.78	146.90	864	9	0.17	0.04	0.13
2019	309.40	67.79	53.20	14.60	173.81	942	5	0.19	0.04	0.14

分析表 4 可以得到,非硬化道路网络对湿地景观连接度起主要作用,该类型道路长度与 LCP、IIC、PC 呈显著负相关 ( $P < 0.05$ ),道路密度与

LCP 呈显著负相关 ( $P < 0.05$ ),整体说明非硬化道路网络越密集,LCP、IIC、PC 指数值越小,景观破碎度越大。

表 4 不同类型道路长度、密度与景观连接度指数间相关性分析

Tab.4 Correlation coefficients between length density and landscape connectivity indices in different types of roads

指数	R <sub>y</sub> 长度	R <sub>e</sub> 长度	R <sub>y</sub> 密度	R <sub>e</sub> 密度
LCP	-0.491	-0.875*	-0.091	-0.840*
IIC	-0.463	-0.845*	-0.040	-0.807
PC	-0.377	-0.829*	0.025	-0.792

注: \* 在  $P < 0.05$  水平上显著相关。



### 2.3 不同道路缓冲区范围内景观连接度指数变化

整体来说, LCP、IIC、PC 值在各等级道路缓冲区梯度上均呈递增趋势(图 4、5), 说明距离道路越远, 缓冲区范围内湿地景观连接度变化受各等级道路的干扰越小; 然而, 三种指数值在不同等级道路缓冲区梯度上的变化存在一定差异, 且非硬化道路不同缓冲区梯度内 LCP、IIC、PC 值均高于硬化道路, 说明非硬化道路缓冲区内景观连通性整体强于硬化道路。由图 4 可以看到, 非硬化道路不同缓冲区范围内 LCP 最高值年份均为 2014 年, 最低值年份为 1995 年, 其次是 2019 年,

且 IIC、PC 值变化情况与 LCP 值相同, 表明 2014 年各缓冲区内景观连通性优于其他年份, 1995 年和 2019 年缓冲区内景观破碎化程度比其他年份严重。由图 5 可知, 硬化道路不同缓冲区梯度内 LCP、IIC、PC 最高值年份均为 2004 年, 最低值年份为 2019 年, 表明 2004 年硬化道路景观连通性较好, 而 2019 年景观破碎化严重。硬化道路及非硬化道路在 0~25 m 至 0~50 m 缓冲区范围内的各景观连接度指数变化率最高, 0~100 m、0~200 m、0~300 m 缓冲区梯度下景观连接度指数虽仍不断增加, 但各缓冲区梯度之间景观连接度指数值增加率逐渐减缓。

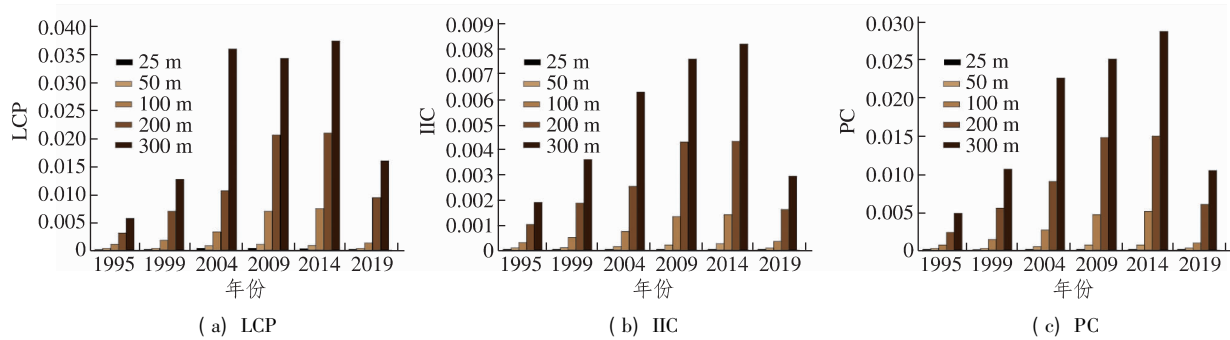


图 4 不同缓冲区内非硬化道路景观连接度指数

Fig.4 Landscape connectivity index of non-hardened roads in different buffer zones

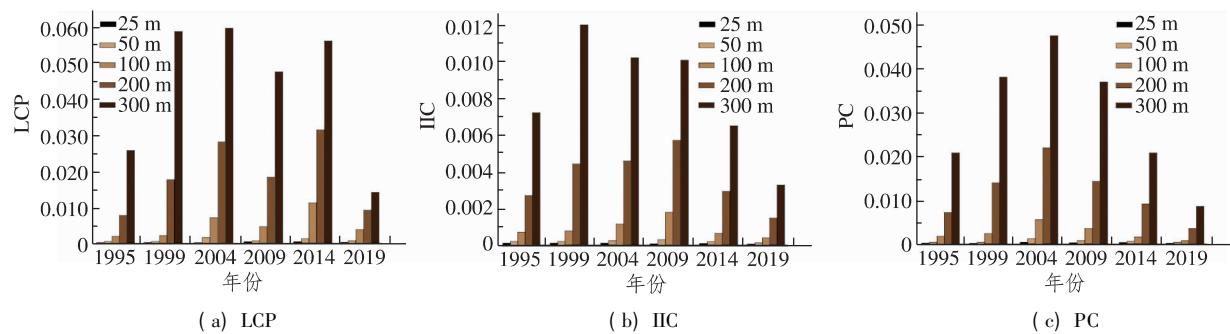


图 5 不同缓冲区内硬化道路景观连接度指数

Fig.5 Landscape connectivity index of hardened roads in different buffer zones

## 3 讨论

### 3.1 道路与湿地景观连接度总体变化特征

本研究发现, 黄河三角洲湿地内道路网络呈现明显的空间异质性, 而这种差异是受多种因素共同作用的, 其中养殖池、盐田等人工湿地的大力

发展是主要影响因素之一。不同阶段人工湿地建设情况不同, 相应道路网络扩建程度也不尽相同。有研究表明, 不同等级道路因其运输能力与作用不同, 修建规模有所差异<sup>[18]</sup>, 其中非等级道路对区域景观格局贡献率较大<sup>[29]</sup>。本研究也得到类似结果, 非等级道路中非硬化道路通车里程远多于硬化道路, 硬化道路作为研究区内旅游及石油运输的固定路线, 道路扩建较少, 而研究区内大力

发展养殖池,开垦农业,造成非硬化道路快速扩张,且非硬化道路也是研究区内主要的交通路线。随着年份增加,人工湿地扩张力度降低,同时政府对湿地保护力度不断加强,控制人为活动干扰<sup>[30]</sup>,非硬化道路长度增加缓慢,甚至出现负增长,因此道路总长度趋于稳定,甚至减少,故人工湿地建设力度不同造成的非硬化道路扩建程度的差异使得道路总长度发生变化。

1995—2019年,黄河三角洲湿地经济发展迅速,人为活动干扰日益显著。在此大背景下,湿地景观连接度降低,景观破碎度变大。为促进经济发展,盐田、养殖池的发展和石油开采极大地促进了道路的修建,使研究区内原始景观被分割<sup>[31]</sup>,破坏了湿地的完整性,使湿地退化<sup>[21]</sup>。1996年8月,黄河在清八汉经人工改道由东南—西北向的河道变为向东北入海,到1999年10月,新入海口不断形成新生湿地,景观格局尚未遭到破坏。本研究发现,1999年黄河三角洲湿地景观连通性最好,这与已有研究结果一致<sup>[23]</sup>。主要是由于1999年湿地面积最大,道路网络扩建速度慢,连接度指数较高于其他年份,景观连续性优于其他年份。

相关性分析显示,不同类型道路长度、密度对湿地景观破碎化的作用不同。1995—2019年,非硬化道路网络的扩张对黄河三角洲湿地景观连接度的影响较为强烈,非硬化道路长度越长,道路网络越密集,LCP、IIC、PC值越小,整体景观连通性越差,这与宗跃光等<sup>[32]</sup>提出的道路网络密度和道路对生态的影响呈正比的结论相似。相关研究表明<sup>[21]</sup>,近年来道路长度、密度的增加对黄河三角洲湿地景观面积及景观斑块数量变化产生了明显影响,本研究与该结果具有一致性。非硬化道路密度增加时,网络中镶嵌的斑块面积相应减小,斑块数量增加,景观变得更为破碎,景观连通性下降<sup>[33—34]</sup>。

### 3.2 不同道路缓冲区内景观连接度变化特征

缓冲区分析已经成为辨析道路干扰造成生态系统格局变化的主要分析方法之一<sup>[9]</sup>。道路缓冲区距离设置不同,各景观连接度指数将发生相应变化。随着缓冲区梯度的增加,景观连接度指数值呈递增趋势。指数的整体变化趋势在一定程度上反映了研究区内湿地景观连接度与道路利用范围之间的关系:以道路为基准,距离道路较近土地的开发利用程度大,待其饱和后再开始利用距

离道路较远的土地。即缓冲区梯度范围越小,距离道路越近,土地开发利用程度越大,景观破碎化越严重<sup>[17]</sup>;缓冲区梯度范围越大,距离道路越远,开发强度越弱,人为干扰越小,景观连通性越好。本研究中,硬化道路不同缓冲区范围内景观连通性较差,与王天巍<sup>[31]</sup>对油田公路边际1 km范围内景观格局研究结果有所差异,可能由于本研究区内硬化道路边际开发不够连续,湿地景观较少,景观斑块复杂,景观连通性较差;而2019年道路网络密度最大,人为活动频繁,使得非硬化道路周边土地利用程度大,景观破坏严重,促使道路边际景观破碎化加剧。

研究区内非硬化道路网络复杂,为了保持良好的景观连通性,可将道路密度控制在合理范围内,根据道路网络的空间异质性及实际情况,亦可通过拆除废弃道路及不必要道路,尤其是拆除保护区内核心区废弃的石油运输道路,采取相应措施使各道路用地逐渐恢复原有的湿地,从而增加湿地景观连通性。严格控制水田、盐田、养殖池等人工湿地的规模,根据生产效益对低效益或负效益的养殖池等进行拆除,并进行人工恢复。针对道路边际不同缓冲区距离内景观连接度的差异性,可适当考虑分散道路边际湿地开发利用程度,如尽量避开道路网络密集区,在垂直于路面情况下修建水库等,缓解道路带来的横向压力。此外,可以根据湿地现有生态健康水平以及未来预期达到的水平,模拟道路建设情景,得出最优的道路网络体系,从而对现有道路进行适当改造,以此提高湿地稳定性及生态健康水平。

## 4 结论

1) 1995—2014年,研究区道路总长度持续增加,湿地景观连接度不断下降,而2014—2019年道路总长度减少,景观连接度指数值缓慢增长,各年份的LCP、IIC、PC值均不高,说明研究区景观破碎化严重。相关性分析表明,非硬化道路网络越发达,景观连通性越差。非硬化道路影响区域道路网络整体变化,对其进行合理扩张有利于湿地景观连通性的提高。

2) 景观连通性受道路的影响程度与缓冲区距离密切相关。随着道路缓冲区距离的增加,景观破碎化程度持续降低,但景观连接度指数值增加幅度趋于减小,将道路影响范围合理控制在

0~50 m内,控制道路修建密度,在湿地内部尽量降低道路修建强度,如拆除废弃道路,限制养殖池等人工湿地的扩建,将有利于湿地生态保护。

#### 参考文献:

- [1] 陈利顶,傅伯杰.景观连接度的生态学意义及其应用[J].生态学杂志,1996,15(4):37-42.
- [2] 陈春娣,贾振毅,吴胜军,等.基于文献计量法的中国景观连接度应用研究进展[J].生态学报,2017,37(10):3243-3255.
- [3] TISCHENDORF L,FAHRIG L.On the usage and measurement of landscape connectivity[J].Oikos,2000,90(1):7-19.
- [4] NEEL M C.Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae)[J].Biological Conservation,2008,141(4):938-955.
- [5] 禹文东,车通,罗云建.基于景观连接度的扬州城市生态空间格局及其演变特征[J].生态与农村环境学报,2020,36(9):1-10.
- [6] 梁国付,许立民,丁圣彦.道路对林地景观连接度的影响:以巩义市为例[J].生态学报,2014,34(16):4775-4784.
- [7] UEZU A,METZGER J P,VIELLIARD J M E.Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic forest bird species[J].Biological Conservation,2005,123(4):507-519.
- [8] 齐珂,樊正球.基于图论的景观连接度量化方法应用研究:以福建省闽清县自然森林为例[J].生态学报,2016,36(23):7580-7593.
- [9] 王娟,崔保山,刘世梁,等.各等级道路网对纵向岭谷区景观结构健康的影响[J].环境科学学报,2008,28(2):261-268.
- [10] SEPPELT R,SCHRÖDER B.Pattern and processes of dynamic mosaic landscapes[J].Ecological Modelling,2006,199(4):377-378.
- [11] 蔡雪娇,吴志峰,程炯.基于核密度估算的路网格局与景观破碎化分析[J].生态学杂志,2012,31(1):158-164.
- [12] KARLSON M,MORTBERG U.A spatial ecological assessment of fragmentation and disturbance effects of the Swedish road network[J].Landscape and Urban Planning,2015,134:53-65.
- [13] 赵国梁,郑新奇,刘飞,等.基于路网分割的京津冀城乡空间识别及特征分析[J].地理科学,2017,37(8):1159-1169.
- [14] 郑纯宇,张乾,李冬雪,等.我国道路工程湿地生态影响评价:以东北地区公路项目为例[J].公路交通科技,2017,34(9):153-158.
- [15] 李双成,许月卿,周巧富,等.中国道路网与生态系统破碎化关系统计分析[J].地理科学进展,2004,23(5):78-85.
- [16] 汪小钦,王钦敏,刘高焕,等.黄河三角洲油田集中区土地利用演化的遥感分析[J].地球信息科学,2002,4(4):75-79.
- [17] 于涛,包安明,刘铁,等.不同等级道路对玛纳斯河流域土地利用与景观格局的影响[J].自然资源学报,2019,34(11):2427-2439.
- [18] 刘世梁,温敏霞,崔保山.不同道路类型对澜沧江流域景观的生态影响[J].地理研究,2007,26(3):485-490.
- [19] LI Y Z,YU J B,NING K,et al.Ecological effects of roads on the plant diversity of coastal wetland in the Yellow River Delta[J].The Scientific World Journal,2014,2014:1-8.
- [20] ZENG S L,ZHANG T T,GAO Y,et al.Effects of road age and distance on plant biodiversity: a case study in the Yellow River Delta of China[J].Plant Ecology,2011,212(7):1213-1229.
- [21] YU X J,ZHANG Z S,XUE Z S,et al.Effects of tidal channels and roads on landscape dynamic distribution in the Yellow River Delta,China[J].Chinese Geographical Science,2020,30(1):170-179.
- [22] 李吉祥.山东黄河三角洲国家级自然保护区[J].生物学通报,1997,32(5):20-21.
- [23] 吴晶晶,栗云召,于良巨,等.黄河三角洲湿地景观连接度动态变化及其驱动因素分析[J].生态环境学报,2018,27(1):71-78.
- [24] SAURA S,PASCUAL-HORTAL L.A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study[J].Landscape and Urban Planning,2007,83(2/3):91-103.
- [25] PASCUAL-HORTAL L,SAURA S.Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation[J].Landscape Ecology,2006,21:959-967.
- [26] 陈杰,梁国付,丁圣彦.基于景观连接度的森林景观恢复研究:以巩义市为例[J].生态学报,2012,32(12):3773-3781.
- [27] 蒙古军,王晓东,尤南山,等.黑河中游生态用地景观连接性动态变化及距离阈值[J].应用生态学报,2016,27(6):1715-1726.
- [28] SAURA S,TORNÉ J.Conefor Sensinode 2.2: A software



- package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity [J]. *Environmental Modelling Software* ,2009 ,24( 1) : 135–139.
- [29] 刘世梁,郭旭东,傅伯杰,等.道路网络对黄土高原过渡区土地生态安全的影响[J].*干旱区研究* ,2006 ( 1) : 126–132.
- [30] 刘吉平,董春月,盛连喜,等.1955—2010 年小三江平原沼泽湿地景观格局变化及其对人为干扰的响应[J].*地理科学* ,2016 ,36( 6) : 879–887.
- [31] 王天巍.黄河三角洲道路网络特征及其对生态影响的研究[D].武汉:华中农业大学,2008.
- [32] 宗跃光,周尚意,彭萍,等.道路生态学研究进展[J].*生态学报* ,2003 ,23( 11) : 2396–2405.
- [33] SAUNDERS S C , MISLIVETS M R , CHEN J , et al. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region , USA [J]. *Biological Conservation* ,2002 ,103( 2) : 209–225.
- [34] BOHEMEN H D V. Habitat fragmentation , infrastructure and ecological engineering [J]. *Ecological Engineering* , 1998 ,11( 1/2/3/4) : 199–207.

## Effects of Roads on Natural Landscape Connectivity of the Estuary Wetland in the Yellow River Delta

ZOU Yuhan<sup>1</sup> , HE Yi<sup>2</sup> , WANG Xuehong<sup>1</sup> , YU Junbao<sup>1</sup> , LI Yunzhao<sup>1</sup> , YANG Jisong<sup>1</sup> , ZHOU Di<sup>1</sup> ,  
NING Kai<sup>3</sup> , DU Zhaohong<sup>1</sup> , WANG Shuwen<sup>1</sup>

( 1. Institute for Advanced Study of Coastal Ecology , Ludong University , Yantai 264039 , China;

2. Taiyuan Xingzhihong Experimental School , Taiyuan 030025 , China; 3. Dongying Academy of Agricultural Sciences , Dongying 257000 , China)

**Abstract:** Landscape fragmentation caused by road construction seriously affects the regional ecological pattern. Quantitative expression of fragmentation characteristics resulted from road construction is of great significance to ecosystem management. The estuary wetlands of the Yellow River Delta were selected as the study area to analyze the influence of different road types on regional landscape connectivity from 1995 to 2019 by applying the landscape ecological theories and GIS technology. The results show that the total length of roads increased continuously from 1995 to 2014 , and decreased from 2014 to 2019. From 1995 to 2019 , LCP , IIC and PC showed a decreasing trend , which indicated that the landscape fragmentation was deteriorating. Non-hardened roads play the main role in the wetland landscape connectivity in the study area , and their length was significantly negatively associated with ICP , IIC and PC (  $P < 0.05$  ) , which indicates that the more non-hardened roads are built , the worse the landscape connectivity is. In the road buffer range , the LCP , IIC , and PC values gradually increase as the buffer gradient increases , and the change rates of LCP , IIC , PC values were the highest in range of 0~25 m and 0~50 m of the buffer area. Therefore , the suitable road density should be planned , and the impact range from roads should be controlled in 50 m to road edge for the ecological protection of the estuary wetlands in the Yellow River Delta.

**Keywords:** landscape connectivity; road; estuary wetland; the Yellow River Delta

( 责任编辑 顾建忠)