中文核心期刊

ISSN 1673-4831

生态与农村环境学报

Journal of Ecology and Rural Environment

第36卷 第8期 Vol. 36 No. 8



主办单位：生态环境部南京环境科学研究所

2020.8

生态与农村环境学报
Shengtai Yu Nongcun Huanjing Xuebao
1985 年 2 月创刊

第 36 卷　第 8 期
(月刊)
2020 年 8 月 25 日出版

目　次

□ 生物多样性观测专题：两栖动物

湖南八大公山两栖动物多样性时空格局观测 …… 朱文博　赵春霖　何玉晓　廖春林　赵　天　江建平　徐海根(961)
广西大明山两栖动物多样性时空格局观测 …… 黄　勇　王　波　颜琳妙　韦筱媚　林　莉　韦建威　李华坚(968)
湖南南岳衡山两栖动物物种多样性及其时空格局 …… 刘　研　何玉晓　诸冠彦　高　朔　徐海根　李　宏(975)
江西鄱阳湖国家级自然保护区两栖动物资源现状及保护对策 …… 台德运　刘　研　陈　婉　李　宏(982)

□ 研究报告

区域环境与发展

2015—2018 年东北地区臭氧浓度时空变化特征及其驱动因素研究 …… 卫佩茹　邵天杰　黄小刚　张忠地(988)
邯郸采暖期环境污染特征及空气质量预报方法研究 …… 宋晓辉　杜亮亮　李剑东　程晓丹　张　珺(998)
氮肥施用对西藏青稞产量及氨挥发损失的影响 …… 李　雪　李荣荣　侯亚红　刘国一　谢永春(1006)

自然保护与生态

胶东半岛生态安全格局识别与优化布局 …… 康洁铭　刘　雨　朱晓伟　金昌东　孙　硕　张宝雷(1015)
五台山地区生态脆弱性评价及其时空变化 …… 张慧琳　吴攀升　侯艳军(1026)
基于最小累积阻力模型(MCR)和空间主成分分析法(SPCA)的沛县北部生态安全格局构建研究
…… 李航鹤　马腾辉　王　坤　谭　敏　渠俊峰(1036)
基于最小累积阻力模型的山地石漠化地区生态安全格局构建：以重庆市南川区为例
…… 李　政　丁　忆　王亚林　陈　静　吴凤敏(1046)
黄河三角洲潮间带软体动物多样性与分布格局
…… 李　玄　史会剑　王海艳　马培振　张文文　雍　凡　崔　鹏　吴　翼(1055)

污染控制与修复

模拟条件下生态草帘净化硬质驳岸降雨径流的研究 …… 邵凯迪　段婧婧　薛利红　徐德福(1064)
高温季节蟹塘不同水生植物对水质净化和温室气体排放的影响
…… 刘永茂　付为国　金梅娟　施林林　沈明星　张进权(1072)
美人蕉、梭鱼草和黄菖蒲人工湿地系统对养猪废水的脱氮特征研究
…… 夏梦华　刘铭羽　郭宁宁　叶　磊　李　希　李裕元　张满意　吴金水(1080)
生物炭、秸秆和粪肥对滨海盐碱土氮矿化和硝化作用的影响 …… 胡立煌　史文竹　项　剑　王艮梅　张焕朝(1089)

*　　*　　*　　*　　*

录用定稿网络首发启事 …… (981)
欢迎订阅 2021 年《植物资源与环境学报》…… (1014)

本期执行编辑：陈　昕

期刊基本参数：CN 32-1766/X * 1985 * m * A4 * 136 * zh * P * ￥30.00 * 1 100 * 16 * 2020-08

生态与农村环境学报 2020，36（8）：961-967
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0083
朱文博，赵春霖，何玉晓，等.湖南八大公山两栖动物多样性时空格局观测[J].生态与农村环境学报，2020，36(8)：961-967.
ZHU Wen-bo，ZHAO Chun-lin，HE Yu-xiao，*et al*.Spatial-Temporal Patterns of Amphibian Diversity in the Badagongshan National Nature Reserve，Hunan [J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：961-967.

湖南八大公山两栖动物多样性时空格局观测

朱文博[1,2]，赵春霖[1,3]，何玉晓[4]，廖春林[5]，赵 天[1]，江建平[1①]，徐海根[4②]（1. 中国科学院成都生物研究所/中国科学院山地生态恢复与生物资源利用重点实验室 & 生态恢复与生物多样性保育四川省重点实验室，四川 成都 610041；2. 中国科学院大学，北京 100049；3. 四川大学生命科学学院，四川 成都 610041；4. 生态环境部南京环境科学研究所，江苏 南京 210042；5. 八大公山国家级自然保护区，湖南 桑植 427100）

摘要：研究多样性的时空格局是探明生物多样性与生态系统相互关系的有效途径，能为保护政策的制定提供理论依据。于2018年对八大公山国家级自然保护区两栖动物物种多样性的时空格局进行观测，从低海拔至高海拔选取10条样线，在4、6、8和10月进行4次调查。结果显示，两栖动物物种组成和物种多样性指数（物种丰富度、香农-威纳指数、Pielou均匀度指数）随着时间、空间的变化存在明显不同。在时间尺度上，4月的优势种为福建掌突蟾和华南湍蛙；6月的优势种为花臭蛙；8月的优势种为花臭蛙和绿臭蛙；棘腹蛙和华南湍蛙在10月占绝对优势。在空间尺度上，低海拔样线的优势种为花臭蛙和华南湍蛙；中海拔样线的优势种为福建掌突蟾和黄斑拟小鲵；高海拔样线的优势种为棘腹蛙、峨眉髭蟾和桑植趾沟蛙。在物种多样性的时间尺度上，3个多样性指数基本表现为6、8月高于4、10月。在物种多样性的空间尺度上，全年的物种丰富度与海拔无显著相关性，全年的香农-威纳指数和Pielou均匀度指数随着海拔升高呈驼峰型响应。将4个月份的物种多样性指数与海拔分别进行相关性分析，均无显著相关关系，但6月的香农-威纳指数随着海拔升高呈现接近驼峰型的响应。两栖动物因其各自不同的生活史会产生不同的繁殖周期、冬眠周期，所以物种多样性在时间尺度上存在差异；同时又因为不同两栖动物的温度适应能力和生境偏好不同，因此空间尺度上的物种多样性也各有不同。

关键词：两栖动物；时间格局；空间格局；物种多样性；八大公山国家级自然保护区
中图分类号：X176 **文献标志码**：A **文章编号**：1673-4831(2020)08-0961-07

Spatial-Temporal Patterns of Amphibian Diversity in the Badagongshan National Nature Reserve，Hunan.

ZHU Wen-bo[1,2]，*ZHAO Chun-lin*[1,3]，*HE Yu-xiao*[4]，*LIAO Chun-lin*[5]，*ZHAO Tian*[1]，*JIANG Jian-ping*[1①]，*XU Hai-gen*[4②]（1. Chengdu Institute of Biology，Chinese Academy of Sciences/ CAS Key Laboratory of Mountain Ecological Restoration and Bioresource Utilization & Ecological Restoration and Biodiversity Conservation Key Laboratory of Sichuan Province，Chengdu 610041，China；2. University of Chinese Academy of Sciences，Beijing 100049，China；3. College of Life Science，Sichuan University，Chengdu 610041，China；4. Nanjing Institute of Environmental Sciences，Ministry of Ecology and Environment，Nanjing 210042，China；5. Badagongshan National Nature Reserve，Sangzhi 427100，China）

Abstract：Exploring the temporal and spatial patterns of taxonomic diversity can help ecologists to understand the interactions between biodiversity and ecosystems，and to formulate conservation strategies. In this paper，the spatial and temporal patterns of amphibians taxonomic diversity in the Badagongshan National Nature Reserve were investigated in 2018. In the study area，field surveys of amphibians were conducted in April，June，August and October，respectively，in 10 transects along an elevation gradient. The results show that the species composition and three taxonomic diversity indices（i.e.，species richness，Shannon-Wiener index and Pielou evenness index）of the amphibian community were significantly different with the changes of seasons and elevations. Specifically，at the temporal scale，the dominant species were *Leptobrachella liui* and *Amolops ricketti* in April，*Odorrana schmackeri* in June，*O. schmackeri* and *Odorrana margaretae* in August，and *Quasipaa boulengeri* and *A. ricketti* in October. However，at the spatial scale the dominant species were *O. schmackeri* and

收稿日期：2020-02-12
基金项目：国家重点研发计划(2018YFC0507206)；生态环境部生物多样性保护专项
① 通信作者 E-mail：jiangjp@ cib.ac.cn
② 共同通信作者 E-mail：xhg@ nies.org

A. ricketti at low-altitude transects, *Leptobrachella liui* and *Pseudohynobius flavomaculatus* at mid-altitude transects, *Q. boulengeri*, *Leptobrachium boringii* and *Pseudorana sangzhiensis* at high-altitude transects. In terms of the taxonomic diversity indices, values of the three indices were higher in June and August than those in April and October. While at the level of the whole year, there was no significant correlation between species richness and altitude. However, Shannon-Wiener index and Pielou evenness index showed significant hump-shaped responses with the increasing altitude. In different months, it was found that there were no significant correlations between taxonomic diversity indices and altitude (except the Shannon-Wiener index in June which showed a hump-shaped response with the increasing altitude). Overall, the study indicates that the taxonomic diversity of amphibians changes at both temporal and spatial scales. This can be attributed to various breeding cycles and hibernation cycles of amphibians, as well as their diverse temperature adaptation capabilities and habitat preferences.

Key words: amphibians; temporal pattern; spatial pattern; taxonomic diversity; Badagongshan National Nature Reserve

生物多样性在生态系统中扮演着非常重要的角色,为人类社会提供多种多样的生态系统服务[1-2],例如可为人类的生存和发展直接提供物质资源,维持生物圈的稳定等[3-4]。在所有的生物类群中,两栖动物物种丰富且分布广泛,对陆地和淡水生态系统之间的物质交换、营养循环、能量流动和有害昆虫控制方面有重要作用[5]。同时,由于其对环境变化极为敏感[6],两栖动物被认为是表征栖息地环境状况的良好生物指标[7]。

八大公山国家级自然保护区位于湖南省北部边陲的桑植县,地理坐标为北纬 29°39′18″~29°49′48″,东经 109°41′45″~110°09′50″,总面积约 2 万 hm^2,属北亚热带山地湿润季风气候区。保护区建立于 1982 年,1986 年被批准为第 1 批国家级自然保护区。保护区内物种多样性非常高,分布有动物近 1 500 种(占湖南总数的 18%),植物接近 2 300 种(占湖南总数的 66%)。根据现有文献记载,该区域共分布有 33 种两栖动物[8],[9]28-592,包括国家二级保护动物、世界自然保护联盟(IUCN)评级为极危的中国大鲵(*Andrias davidianus*),IUCN 评级为濒危的峨眉髭蟾(*Leptobrachium boringii*)和棘腹蛙(*Quasipaa boulengeri*)[10],以及保护区特有两栖动物桑植角蟾(*Megophrys sangzhiensis*)、桑植趾沟蛙(*Pseudorana sangzhiensis*)和尾突角蟾(*Megophrys caudoprocta*)等[11]。多样性的时空格局是指多样性随时间和空间的变化而产生的分布模式。探明物种多样性的时空格局是研究生物多样性的基础,具有重要意义[12]。群落的时间格局可分为昼夜相、季节相、世代更替、生态演替甚至进化尺度等。生物的季节变化模式是物候学的基础,也是物种多样性随时间变化的特殊模式。由于生活史的不同,两栖动物的分布和活动在不同季节有较大差异,例如繁殖期和越冬前期的集体迁移[9]28-592,这些现象能很好地反映两栖动物物种多样性在季节相上的动态变化。而在笔者研究中,空间格局主要关注的具体变量为海拔。随着海拔梯度的变化,多种环境因子例如温度、湿度等都将发生变化。因此在多样性空间格局研究中海拔是一个非常重要的环境指标[13]。以两栖动物物种丰富、栖息地人为影响较小的八大公山国家级自然保护区为调查样区,对两栖动物物种多样性的时空格局进行调查,以期丰富生物多样性与生态系统相互关系的理论研究,为生物多样性的保护和受损生态系统的恢复提供数据支持。

1 材料与方法

1.1 样线布设

八大公山国家级自然保护区天平山区域的海拔高度为 300~1 890 m[14]。结合该区的地貌和植被类型分布特性,从低海拔到高海拔(460~1 500 m)布设 10 条样线,平均长度为 200 m 左右(图 1)。根据两栖动物特殊的生活史特征,在靠近适合两栖动物栖息和繁殖的森林溪流附近布设样线,生境类型主要包括小型溪流(宽度<3 m)和中型溪流(宽度≥3 m)[14]。样线具体信息见表 1。

1.2 调查方法

为了反映样区内两栖动物群落在时间尺度上的分布格局,于 2018 年进行 4 次调查,调查时间分别为 4、6、8 和 10 月。调查主要分为两栖动物观测和环境因子调查 2 个部分,具体时间为 20:00—01:00(天黑后)。采用视觉调查法(visual encounter surveys)记录样线上的两栖动物物种组成及丰度。具体方法:2 名调查人员携带 220 lm 的强光手电筒,从样线起点开始以约 8 m · min^{-1} 的速度向终点行进,主动搜寻并记录样线上的两栖动物,根据两栖动物的鸣声进行补充[14-15]。同一样线在同一晚仅调查 1 次,时间在 30 min 左右,每晚调查 5 条样线。每条样线重复调查 3 次,两栖动物个体数(只次)为 3 次调查的加权值(即 3 次调查记录个体数相加的

总数)[16]。同时,对调查到的个体进行称重,体重数据用于计算相对生物量(relative biomass)。同时对样线环境因子进行测量。用 GPS(ICEGPS 660)记录样线起点和终点的海拔及经纬度,用温湿度仪测量样线的气温和空气相对湿度,用便携式水质测量仪(Orion,Thermo Fisher Scientific,USA)测量水温和水体 pH 值等 5 项参数。

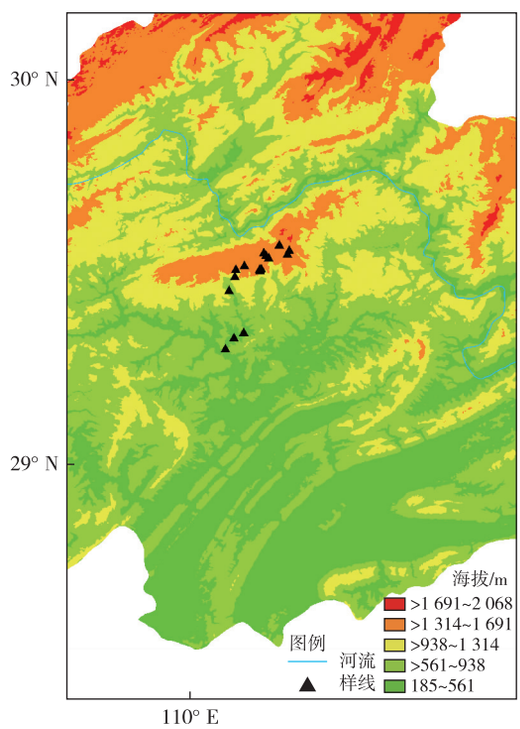


图 1　样区位置及样线分布

Fig. 1　Location of the study area and the distribution of the 10 transects

表 1　样线具体信息

Table 1　Details of the 10 transects selected in Tianping Mountain

样线名	长度/m	平均海拔/m	生境类型
水田坝	200	467	中溪
杜家嘴	200	475	中溪
楠木坪	150	520	中溪
车湾	100	978	小溪
珙桐湾	200	1 365	小溪
三百栅	200	1 368	小溪
庙湾	500	1 388	小溪
大坪	200	1 400	小溪
阳江坪	240	1 429	小溪
夫天垭	200	1 492	小溪

此外,记录栖息地类型(小溪、中溪)、人为干扰类型(采集、挖沙、捕捞)及其强度(强、中、弱、无 4 个等级)[16]。其中,人为干扰强:指生境受到严重干扰,植被基本消失,野生动物难以栖息繁衍;中:指生境受到干扰,植被部分消失,但干扰消失后植被仍可恢复,野生动物栖息繁衍受到一定程度影响,但可以栖息繁衍;弱:指栖息地受到一定干扰,植被基本保持原样,对野生动物栖息繁衍影响不大;无:指栖息地没有受到干扰,植被保持原始状态,对野生动物栖息繁衍没有影响。

1.3　数据统计与分析

首先分别计算 10 条样线在 4、6、8 和 10 月观测到的多样性指标(物种丰富度、香农-威纳指数和 Pielou 均匀度)[17];将 10 条样线作为一个整体分别计算 4 个月份的多样性;然后采用 Wilcoxon 秩和检验(Wilcoxon rank sum test)比较两栖动物多样性在时间尺度(各月份)上是否存在显著性差异;最后采用带二次项的线性回归模型解析两栖动物多样性在空间尺度(海拔梯度)上的变化规律,对非正态分布的响应变量进行相应的数据转化[18]。

2　结果与分析

2.1　总体观测情况

2018 年 4、6、8 和 10 月的 4 次调查共观测到两栖动物 6 科 11 属 13 种(约占历史记录两栖类物种总数的 40%),共计 1 564 只(3 次重复加权),调查记录的主要是成体和亚成体,幼体(蝌蚪)阶段仅记录了黄斑拟小鲵(*Pseudohynobius flavomaculatus*)。表 2 显示,样区两栖动物的物种组成随着季节变化而明显不同。4 月的优势种为福建掌突蟾(*Leptobrachella liui*)和华南湍蛙(*Amolops ricketti*);6 月的优势种为花臭蛙(*Odorrana schmackeri*);8 月的优势种为花臭蛙和绿臭蛙(*Odorrana margaretae*);10 月的优势种为棘腹蛙(*Quasipaa boulengeri*)和华南湍蛙(图 2)。样区两栖动物的物种组成随着海拔的变化也有明显不同。低海拔样线的优势种为花臭蛙和华南湍蛙;中海拔样线的优势种为福建掌突蟾和黄斑拟小鲵;而高海拔样线的优势种为棘腹蛙、峨眉髭蟾和桑植趾沟蛙(图 3)。

2.2　物种多样性的时空分布格局

2.2.1　时间分布格局

不同月份的物种丰富度、香农-威纳指数和 Pielou 均匀度指数见表 3。

Wilcoxon 秩和检验结果(图 4)显示,6 月的物种丰富度显著高于其他 3 个月($P<0.05$ 或 $P<0.001$),8 月的物种丰富度显著高于 4 和 10 月($P<0.01$),4 和 10 月的物种丰富度没有显著性差异。4 月的香农-威纳指数显著低于 6 和 8 月($P<0.01$),

但与 10 月之间没有显著性差异。此外,6 月的 Pielou 均匀度指数显著高于 4 和 10 月($P<0.05$ 或 $P<0.001$),8 月的 Pielou 均匀度指数显著高于 10 月($P<0.01$),其他月份之间的 Pielou 均匀度指数没有显著性差异。

表 2 物种名录及观测记录表

Table 2 Species list of amphibians recorded in different months

目名	科名	种名	观测个体数			
			4 月	6 月	8 月	10 月
无尾目(Anura)	蟾蜍科(Bufonidae)	中华蟾蜍(*Bufo gargarizans*)	1	36	3	0
	蛙科(Ranidae)	崇安湍蛙(*Amolops chunganensis*)	0	5	2	0
		华南湍蛙(*Amolops ricketti*)	48	47	69	7
		绿臭蛙(*Odorrana margaretae*)	1	65	101	1
		花臭蛙(*Odorrana schmackeri*)	0	418	168	0
		桑植趾沟蛙(*Pseudorana sangzhiensis*)	0	3	25	0
	叉舌蛙科(Dicroglossidae)	泽陆蛙(*Fejervarya multistriata*)	0	6	1	0
		棘腹蛙(*Quasipaa boulengeri*)	6	47	72	12
	姬蛙科(Microhylidae)	饰纹姬蛙(*Microhyla fissipes*)	0	25	3	0
	角蟾科(Megophryidae)	福建掌突蟾(*Leptolalax liui*)	121	7	0	0
		峨眉髭蟾(*Leptobrachiumboringii*)	0	117	0	0
		桑植角蟾(*Megophrys sangzhiensis*)	0	54	11	0
有尾目(Caudata)	小鲵科(Hynobiidae)	黄斑拟小鲵(*Pseudohynobius flavomaculatus*)	0	32	50	0

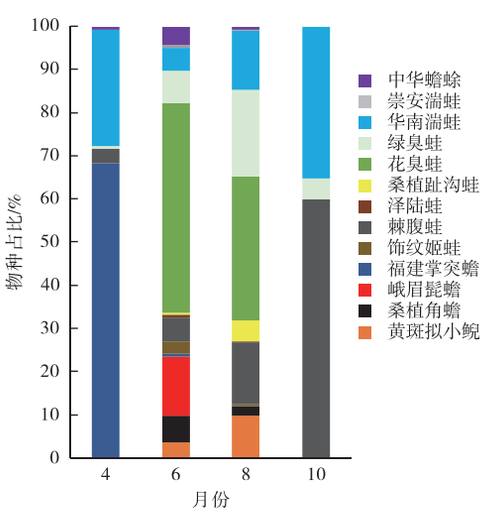


图 2 不同月份的两栖动物物种组成

Fig. 2 Species composition of amphibians species in different months

2.2.2 空间分布格局

全年各海拔梯度的物种丰富度在 5~9 之间,平均值为 5.9;香农-威纳指数在 0.495~1.438 之间,平均值为 1.077;Pielou 均匀度指数在 0.357~0.813 之间,平均值为 0.607(表 4)。

线性回归模型结果(图 5)显示,全年物种丰富度与海拔无显著相关性;全年香农-威纳指数(平方转换)与海拔虽然相关性未达显著水平,但存在接近驼峰型的相应($R^2=0.41$,线性项:$P=0.080$,二次项:$P=0.091$);全年 Pielou 均匀度指数同样与海拔无显著相关性,也存在近似驼峰型的响应($R^2=0.458$,线性项:$P=0.079$,二次项:$P=0.095$)。

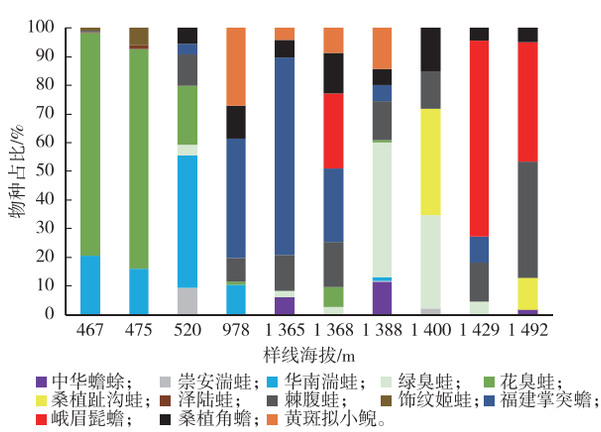


图 3 不同海拔的两栖动物物种组成

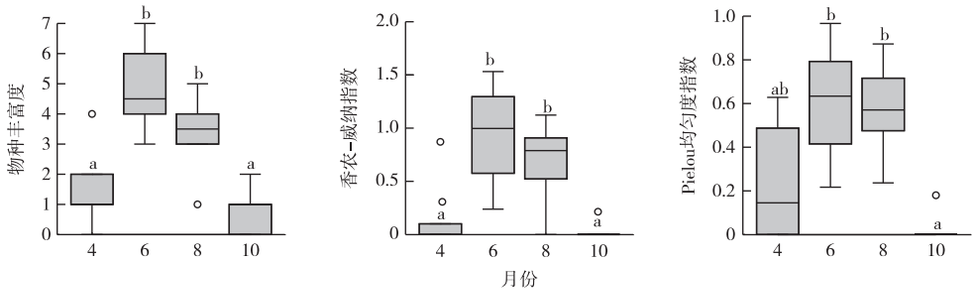
Fig. 3 Species composition of amphibians at different altitudes

将 4 个月份的多样性指数单独进行分析,各月的物种丰富度与海拔均没有显著相关关系;与全年的相关性分析结果有所不同,6 月的香农-威纳指数与海拔相关性未达显著水平,但呈现接近驼峰型的相应($R^2=0.397$,线性项:$P=0.083$,二次项:$P=0.092$),其他 3 个月份与海拔均没有显著相关关系;各月的 Pielou 均匀度指数与海拔均无显著相关性。

表 3　各月份的物种多样性指数范围及平均值

Table 3　Ranges and mean values of species diversity indices in each month

月份	物种丰富度		香农-威纳指数		Pielou 均匀度指数	
	范围	平均值	范围	平均值	范围	平均值
4	0~4	1. 3±1. 160	0~0. 871	0. 131±0. 281	0~0. 628	0. 158±0. 255
6	3~7	4. 9±1. 524	0. 238~1. 532	0. 954±0. 433	0. 217~0. 967	0. 604±0. 241
8	1~5	3. 4±1. 075	0~1. 123	0. 680±0. 343	0~0. 873	0. 530±0. 265
10	0~2	0. 7±0. 675	0~0. 125	0. 012±0. 039	0~0. 180	0. 030±0. 073



箱形块上、下两侧的细横线代表数据的上、下边缘，箱形块上、下边界代表上四分位数和下四分位数，箱形中间的粗横线为中位数，圆圈代表异常值。同一幅图中箱形块上方英文小写字母不同表示某指标差异显著（$P<0.05$）。

图 4　不同月份的物种多样性指数检验结果

Fig. 4　The species diversity indices of amphibians in different months

表 4　不同海拔梯度样线的物种多样性指数

Table 4　The species diversity indices along elevational gradients

样线	海拔/m	物种丰富度	香农-威纳指数	Pielou 均匀度指数
水田坝	467	5	0. 614	0. 381
杜家嘴	475	4	0. 495	0. 357
楠木坪	520	7	1. 438	0. 739
车湾	978	6	1. 318	0. 736
珙桐湾	1 365	6	1. 342	0. 749
三百栅	1 368	7	1. 253	0. 644
庙湾	1 388	9	1. 307	0. 595
大坪	1 400	5	1. 309	0. 813
阳江坪	1 429	5	0. 808	0. 502
夫天垭	1 492	5	0. 889	0. 552

3　讨论

八大公山天平山区域内两栖动物的物种组成和多样性在不同季节和海拔均存在差异。由时间尺度的物种组成可知，一些物种只在特定月份出现，例如福建掌突蟾只在 4 月被记录到，花臭蛙只在 6 和 8 月出现。物种分布在时间尺度上的分化是由不同两栖类物种的繁殖节律和独特的温度适应能力所决定的[19],[20]273-278。例如，笔者研究中福建掌突蟾和花臭蛙的活动高峰期基本与资料记载的繁殖期一致[9]198-390。

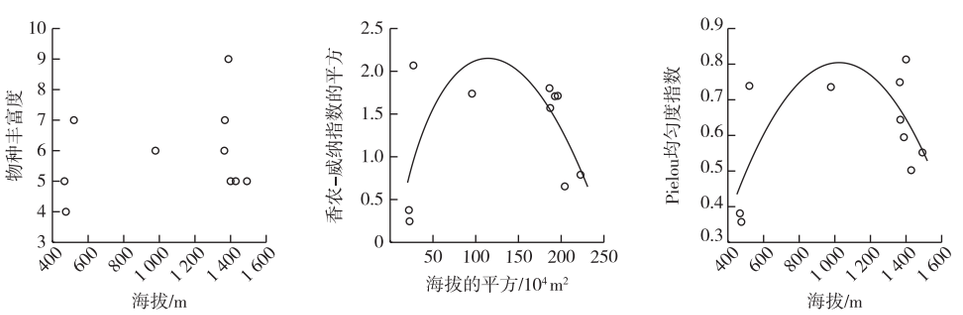


图 5　不同海拔样线的物种多样性指数回归结果

Fig. 5　The regression results of species diversity indices along the elevational gradients

而峨眉髭蟾只在 6 月被记录到，与资料记载的繁殖期不一致[9]191,[20]273-278，这是因为当月记录到的

峨眉髭蟾均为刚变态的亚成体。部分物种在 4 个调查月份均有记录,例如棘腹蛙和绿臭蛙等,这可能是由于它们具有较强的温度适应能力[9]384-461,[20]352。

物种分布在海拔梯度上也产生了明显分化。花臭蛙和华南湍蛙基本只分布在低海拔样线(400~800 m);绝大部分福建掌突蟾和所有黄斑拟小鲵分布在中海拔样线(>800~1 400 m);峨眉髭蟾和桑植趾沟蛙则只能在 800 m 以上的样线中被观测到;而大部分棘腹蛙分布在高海拔样线,但因其具有较强的温度适应能力,在其他 2 个海拔梯度也有少量分布。此次观测结果与以往研究相符,证实了海拔的增加往往伴随着温度、湿度、植被类型等多种环境因子的变化,因此对两栖动物的空间分布起到了至关重要的决定性作用[15,21-23],进而导致不同物种的空间生态位发生了分化。

3 个物种多样性指数(物种丰富度、香农-威纳指数、Pielou 均匀度指数)在时间尺度上的格局较为一致,均为 6 和 8 月较高,而 4 和 10 月较低。这说明两栖动物作为外温动物,其分布与温度、降水等气候因素紧密相关。在温暖、湿润、食物充足的夏季,两栖动物更为活跃,样线内具有更高的种群密度和物种多样性[15,21-23]。

在空间尺度上,3 个物种多样性指数中的 2 个(即香农-威纳指数和 Pielou 均匀度指数)均随着海拔的升高呈现驼峰型响应。这个结果说明中海拔样线的物种丰富度并非最高,但是各个物种的种群大小更加均匀。将 4 个月份进行单独分析时,除 6 月的香农-威纳指数随着海拔的升高呈现驼峰型响应外,其余月份的物种多样性指数与海拔均无显著相关关系。在以往的研究中,物种分布随海拔梯度的变化往往呈现出一定的规律,例如中域效应模型等[24-25]。但在笔者研究中物种多样性指数与海拔间的关系并不显著,可能是由较低的海拔上限(仅 1 500 m 左右)、有限的样线数量、样线在海拔梯度上的分布不太均匀等原因所致。此外,4 和 10 月天气较为寒冷,大多数两栖动物已不活跃,部分样线未能观测到两栖类个体,因此在计算香农-威纳指数和 Pielou 均匀度指数时出现了大量空缺值和无效值,不便于进行进一步分析。

综上所述,该研究对湖南八大公山国家级自然保护区天平山区域两栖动物物种多样性的时空格局进行了初步研究,但物种多样性仅是生物多样性中的一个方面,还需要在日后的工作中对生物多样性的其他方面开展研究(如功能多样性和系统发育多样性等)。通过对生物多样性的时空格局进行全面分析,有助于更好地理解时间、空间变量对两栖动物群落分布产生的影响[26-27]。由研究结果可知,两栖动物各物种占据着不同的时间生态位和空间生态位,这种现象间接反映了它们多样的生活史[9]28-592。因此,在制定保护策略时应充分考虑不同物种的特有习性。以样区内分布的棘腹蛙和桑植趾沟蛙为例,濒危动物棘腹蛙在 10 月较为活跃,因此可在 10 月对其进行重点保护;桑植趾沟蛙(样区内特有种,分布区域狭小)仅分布在中高海拔(>1 300 m)的栖息地,因此可对特定海拔的栖息地进行重点保护。这样既可提高保护效率,也能节省工作量,达到事半功倍的效果。最后,两栖动物的分布还与栖息地微生境的环境因子密切相关,生物及非生物环境因子影响着两栖动物的群落结构[28]。但是微生境极易受到人类活动的干扰,进而影响两栖动物的组成和多样性[29-30],这说明有必要对两栖动物与栖息地环境进行长期监测[31]。

参考文献:

[1] BALVANERA P, PFISTERER A B, BUCHMANN N, *et al*. Quantifying the Evidence for Biodiversity Effects on Ecosystem Functioning and Services [J]. Ecology Letters, 2006, 9 (10): 1146-1156.

[2] CARDINALE B J, SRIVASTAVA D S, DUFFY J E, *et al*. Effects of Biodiversity on the Functioning of Trophic Groups and Ecosystems [J]. Nature, 2006, 443(7114): 989-992.

[3] 蒋志刚, 马克平, 韩兴国. 保护生物学[M]. 杭州: 浙江科学技术出版社, 1997: 1-3.

[4] 马克平, 钱迎倩. 生物多样性保护及其研究进展[J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 1998, 4(1): 95-99. [MA Ke-ping, QIAN Ying-qian. Biodiversity Conservation and Its Research Progress [J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 1998, 4(1): 95-99.]

[5] ALFORD R A. Bleak Future for Amphibians[J]. Nature, 2011, 480 (7378): 461-462.

[6] GROSJEAN S. Corrigendum to: "Improving Biodiversity Assessment of Anuran Amphibians Using DNA Barcoding of Tadpoles: Case Studies From Southeast Asia" [J]. Comptes Rendus Biologies, 2015, 338(10): 708.

[7] ANDREW R B. Chicken Little or Nero's Fiddle? A Perspective on Declining Amphibian Populations [J]. Herpetologica, 1994, 50 (1): 85-97.

[8] 沈猷慧. 湖南动物志: 两栖纲[M]. 长沙: 湖南科学技术出版社, 2014: 1-390.

[9] 费梁, 叶昌媛, 江建平. 中国两栖动物及其分布彩色图鉴[M]. 成都: 四川科学技术出版社, 2012.

[10] IUCN. Red List of Threatened Species[EB/OL]. [2020-01-07]. https://www.iucnredlist.org/.

[11] 卢志军. 湖南八大公山国家级自然保护区简介[J]. 生物多样性, 2011, 19(2): 271-271.

[12] WILSON E O, PETER F M. Biodiversity[M]. Washington DC, USA: National Academy Press, 1990: 166-181.
[13] GASTON K J. Global Patterns in Biodiversity[J]. Nature, 2000, 405(6783): 220-227.
[14] ZHU W B, ZHAO C L, LIAO C L, *et al*. Spatial and Temporal Patterns of Amphibian Species Richness on Tianping Mountain, Hunan Province, China[J]. Zoological Research, 2020, 41(2): 182-187.
[15] KHATIWADA J R, ZHAO T, CHEN Y H, *et al*. Amphibian Community Structure Along Elevation Gradients in Eastern Nepal Himalaya[J]. BMC Ecology, 2019, 19(1): 1-11.
[16] HJ 710.6—2014, 生物多样性观测技术导则 两栖动物[S].
[17] DODD C K. Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques[M]. New York, USA: Oxford University Press, 2010: 321-338.
[18] CRAWLEY M J. The R Book[M]. Chichester, UK: John Wiley & Sons Ltd., 2007: 279-448.
[19] SNYDER G K, WEATHERS W W. Temperature Adaptations in Amphibians[J]. The American Naturalist, 1975, 109(965): 93-101.
[20] 费梁. 中国动物志: 两栖纲(中卷)无尾目[M]. 北京: 科学出版社, 2009.
[21] MEZA-JOYA F L, TORRES M. Spatial Diversity Patterns of Pristimantis Frogs in the Tropical Andes[J]. Ecology and Evolution, 2016, 6(7): 1901-1913.
[22] AMADOR L, SOTOGAMBOA M, GUAYASAMIN J M. Integrating Alpha, Beta, and Phylogenetic Diversity to Understand *Anuran fauna* Along Environmental Gradients of Tropical Forests in Western Ecuador[J]. Ecology and Evolution, 2019, 9(19): 11040-11052.
[23] LOURENÇO-DE-MORAES R, CAMPOS F S, FERREIRA R B, *et al*. Functional Traits Explain Amphibian Distribution in the Brazilian Atlantic Forest[J]. Journal of Biogeography, 2020, 47(1): 275-287.
[24] RAHBEK C. The Role of Spatial Scale and the Perception of Large-scale Species-Richness Patterns[J]. Ecology Letters, 2004, 8(2): 224-239.
[25] RAHBEK C. The Elevational Gradient of Species Richness: A Uniform Pattern?[J]. Ecography, 1995, 18(2): 200-205.
[26] ZHAO T, WANG B, SHU G, *et al*. Amphibian Species Contribute Similarly to Taxonomic, but Not Functional and Phylogenetic Diversity: Inferences From Amphibian Biodiversity on Emei Mountain[J]. Asian Herpetological Research, 2018, 9(2): 9.
[27] POOL T K, GRENOUILLET G, VILLÉGER S. Species Contribute Differently to the Taxonomic, Functional, and Phylogenetic Alpha and Beta Diversity of Freshwater Fish Communities[J]. Diversity and Distributions, 2014, 20(11): 1235-1244.
[28] ZHAO T, GRENOUILLET G, POOL T, *et al*. Environmental Determinants of Fish Community Structure in Gravel Pit Lakes[J]. Ecology of Freshwater Fish, 2016, 25(3): 412-421.
[29] 江建闰, 周开亚. 两栖动物的受危及保护[J]. 野生动物, 1999, 20(3): 15-16.
[30] 谢锋, 刘惠宁, SIMON N S, 等. 中国两栖动物保护需求总述[J]. 中国科学 C 辑: 生命科学, 2006, 36(6): 570-581.
[31] SIEVERS M, HALE R, PARRIS K M, *et al*. Impacts of Human-Induced Environmental Change in Wetlands on Aquatic Animals[J]. Biological Reviews, 2018, 93(1): 529-554.

作者简介：朱文博(1994—)，男，湖南湘潭人，硕士生，主要研究方向为两栖动物多样性保护。E-mail：wenbo_zhu@foxmail.com

(**责任编辑**：许　素)

生态与农村环境学报 2020，36（8）：968-974
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0129
黄勇，王波，颜琳妙，等.广西大明山两栖动物多样性时空格局的观测[J].生态与农村环境学报，2020，36(8)：968-974.
HUANG Yong，WANG Bo，YAN Lin-miao，*et al*.Observations on the Spatial and Temporal Patterns of Amphibian Diversity in Damingshan，Guangxi[J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：968-974.

广西大明山两栖动物多样性时空格局观测

黄 勇[1,2①]，王 波[3]，颜琳妙[4]，韦筱媚[2]，林 莉[5]，韦建威[5]，李华坚[5]（1. 广西中医药大学，广西 南宁 530200；2. 广西壮族自治区药用植物园，广西 南宁 530023；3. 广西渌金生态科技有限公司，广西 南宁 530022；4. 广西动力技工学校，广西 南宁 530023；5. 广西大明山国家级自然保护区管理局，广西 武鸣 530114）

摘要：两栖动物对环境变化非常敏感，可作为生物多样性监测的指示物种。为了解两栖动物种类、种群数量、生存状态以及受威胁状况，于2016—2018年的4、6和8月对广西大明山样区两栖动物多样性的时空格局进行观测。观测方法主要采用样线法（共布设10条样线），并以人工庇护所法作为补充。观测结果表明，广西大明山样区的两栖动物总计5科14属18种，其中鸭嘴竹叶蛙（*Odorrana nasuta*）、金秀纤树蛙（*Gracixalus jinxiuensis*）和红吸盘棱皮树蛙（*Theloderma rhododiscus*）是该保护区的新增物种。不同样线观测到的物种数或个体数略有差异，不同月份的物种丰富度和香农-威纳指数均呈显著性差异，而Pielou均匀度指数差异不显著。不同年份间的物种丰富度、香农-威纳指数和Pielou均匀度指数均无显著性差异。此外，保护区内和保护区外的物种丰富度和香农-威纳指数呈显著性差异，而Pielou均匀度指数无显著性差异。方差分析结果显示，物种丰富度、香农-威纳指数分别与海拔相关性显著，而Pielou均匀度指数与海拔没有显著相关性。物种丰富度、香农-威纳指数、Pielou均匀度指数与生境类型均无显著相关性。总体来说，大明山样区的两栖动物物种数和个体数趋于稳定，意味着其受保护状况较好。在人为干扰较弱的常绿阔叶林、草本泥泽、竹林区，两栖动物种类和数量分布比较均匀，而在低海拔山区和农田，两栖动物物种数和香农-威纳指数较高。

关键词：大明山；生物多样性；两栖动物；时空格局；观测
中图分类号：X176 **文献标志码**：A **文章编号**：1673-4831(2020)08-0968-07

Observations on the Spatial and Temporal Patterns of Amphibian Diversity in Damingshan，Guangxi. *HUANG Yong*[1,2①]，*WANG Bo*[3]，*YAN Lin-miao*[4]，*WEI Xiao-mei*[2]，*LIN Li*[5]，*WEI Jian-wei*[5]，*LI Hua-jian*[5]（1. Guangxi University of Chinese Medicine，Nanning 530200，China；2. Guangxi Botanical Garden of Medicinal Plants，Nanning 530023，China；3. Guangxi Lujin Ecological Technology Co. Ltd.，Nanning 530022，China；4. Guangxi Dongli Mechanic School，Nanning 530023，China；5. Damingshan National Nature Reserve of Guangxi，Wuming 530114，China）

Abstract：Amphibians are sensitive to environmental perturbations and can be used as indicator species for biodiversity monitoring. In order to understand species composition，population，survival and threatened status，the spatial and temporal patterns of amphibian diversity in Damingshan National Nature Reserve of Guangxi were observed in April，June and August of 2016，2017 and 2018，respectively. Ten line transects supplemented with PVC pipe refugia were monitored. In total，18 species belonging to 5 families，14 genera were observed，among which *Odorrana nasuta*，*Gracixalus jinxiuensis*，*Theloderma rhododiscus* were newly recorded in the reserve. The results show that species richness and individuals observed by different transects were slightly different. There were significant differences in species richness and Shannon-Wiener index in different months，but no significant difference in Pielou evenness index. However，there were no significant differences in species richness，Shannon-Wiener index and Pielou evenness index among different years. In addition，there were significant differences in species richness and Shannon-Wiener index between inside the reserve and outside the reserve，while Pielou evenness index showed no significant difference. The results of ANOVA show that species richness and Shannon-Wiener index were significantly different with different altitudes，while Pielou evenness index had no significant differ-

收稿日期：2020-02-28
基金项目：国家自然科学基金（31460559）；广西自然科学基金（2017GXNSFDA198001，2019GXNSFAA245084）；生态环境部生物多样性保护专项
① 通信作者 E-mail：huangykiz@163.com

ence with different altitudes. There was no significant difference in species richness, Shannon-Wiener index, Pielou evenness index with different habitats. By three consecutive years of monitoring, it could be concluded that the amphibian species richness and individuals in Daming Mountain plots tended to be stable, which means that it has been well protected. The species richness and quantity of amphibians distributed in evergreen broad-leaved forest, herbaceous mirze and bamboo forest with relatively weak human disturbance are relatively uniform, while the number of amphibian species and Shannon-Wiener index in low-altitude mountainous areas and farmland are all higher.

Key words: Damingshan; biodiversity; amphibians; spatial and temporal patterns; observation

生物多样性是人类赖以生存和经济社会发展的基础,但全球生物多样性受到人类活动的巨大影响,正以前所未有的速度丧失。因此,生物多样性保护已成为世界各国和相关国际组织共同关注的热点议题之一[1]。生物多样性观测可作为评估生物多样性保护进展的有效途径[2]。为此,英国、德国、美国、加拿大、澳大利亚、新西兰、日本等各国纷纷实施了一系列生物多样性观测项目,以期掌握生物多样性的生存状况、种群动态变化趋势以及受威胁因素,从而及时制定和开展有针对性的保护措施和行动[3]。我国是世界上生物多样性最丰富的国家之一,同时也是生物多样性受威胁最严重的国家之一[4]。

两栖动物是脊椎动物进化史上由水生到陆生的过渡类群,在繁殖和幼体发育时期必须依赖水体或潮湿环境生存。同时,两栖动物是变温动物,对环境变化非常敏感,可作为生物多样性观测的指示物种。截至 2020 年 5 月 21 日,我国两栖动物共有 520 种[5],有 1 种灭绝,1 种区域灭绝,受威胁的两栖动物共计 176 种,占物种总数的 43.1%,远高于全球两栖动物的平均受威胁水平;此外,特有物种 272 种,占物种总数的 66.7%,其中 48.9%属于受威胁物种[4,6]。可见,两栖动物物种是生态系统食物链的重要组成部分,对于维持生态系统平衡具有重要作用。为了掌握两栖动物种群变化态势和机制,我国自 2011 年起开展了两栖动物观测工作[7-9]。

广西大明山生态环境良好,是多种珍稀生物、特有物种、生物模式标本的产地,有很高的生物科学保护和研究价值。2000 年邓学建等[10]对大明山自然保护区的两栖动物进行了考察,共记录两栖动物 22 种,隶属于 1 目 5 科 9 属。近 20 a 来因经济高速发展、城镇化快速发展以及环境变化明显等影响,我国两栖动物的生存状况日益恶化。随着两栖动物研究的进一步深入,两栖动物分类取得了巨大进展,因此,有必要对大明山样区开展观测和研究。鉴于此,笔者对广西大明山样区的两栖动物进行连续 3 a 观测,分析其时空格局变化,以期掌握样区两栖动物的种类、种群数量、物种分布、栖息地及受威胁因素的现状及变化,为该样区两栖动物开展针对性保护和制定合理的保护政策提供参考。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

广西大明山样区主要位于广西大明山国家级自然保护区,位于广西中南部,地理坐标为北纬 23°24′~23°30′,东经 108°20′~108°34′,北回归线横贯保护区,横跨武鸣、上林、马山 3 县,总面积为 16 994 hm^2,森林覆盖率达 98.9%。样区地层古老,地质复杂,分布有从寒武纪到第四纪的古老地层和数十种岩石、矿石,并出露大量泥盆纪、寒武纪化石,是天然的地质博物馆。大明山样区的山峰主脉为西北—东南走向,最高海拔为 1 760 m,是广西中部最高的山峰,地貌类型属典型的中山地貌,具有山体高大、起伏明显、多层地形、梳状水系等特点。大明山样区属南亚热带湿润山地季风气候区,受海洋性气候和大明山地理环境的影响显著,具有夏湿冬干、干冷同期、湿热同季、气候垂直变化明显的特点,是广西六大暴雨中心之一和重要的水源林区。大明山植被的垂直带结构相对完整,从低海拔到高海拔依次为常绿阔叶林、落叶针阔混交林和山顶苔藓矮林。特殊的地理位置和复杂的生态环境导致生物多样性非常丰富,共有维管束植物 212 科 764 属 1 721 种,其中蕨类植物 45 科 112 属 296 种,裸子植物 6 科 9 属 14 种,被子植物 161 科 643 属 1 411 种[11]。

1.2　观测方法

根据两栖动物的生理特点和生态习性,于 2016—2018 年 4、6 和 8 月(包括繁殖期和非繁殖期)对大明山样区两栖动物开展连续 3 a 的观测。针对样区的植被和水系特点,结合两栖动物的生态习性和栖息地特征,主要采用样线法和人工庇护所法进行两栖动物观测。每条样线每个月份连续进行 3 次重复观测,即每年进行 9 次观测。

1.2.1　样线法

样线法是生物多样性观测的经典调查方法[9,12]。在样区内设置固定的观测样线,样线尽可能包含森林、灌丛、溪流、湿地、水塘(坑)、耕地等典

型生境类型,共设 10 条样线(表 1),其中 6 条(样线 1~3、8~10)位于广西大明山国家级自然保护区内,4 条(样线 4~7)位于保护区外。每条样线长 100 m 以上,宽 2 m(图 1)。

表 1 广西大明山样区的两栖类观测样线和人工庇护所信息

Table 1 Observation line transectsand artificial refugia information in Damingshan plots, Guangxi

调查方法	编号	地点	长度/m	样线海拔/m	生境类型	主要干扰因素
样线	1	天书草坪	672	1 234~1 252	草本泥泽	旅游开发
样线	2	金龟瀑布	430	1 112~1 146	河流	旅游开发
样线	3	展览馆	314	1 212~1 231	常绿阔叶林	无
样线	4	东春河	387	329~387	河流	旅游开发
样线	5	排幹村	125	378~408	河流	旅游开发
样线	6	上林板邦	340	123~130	果园	道路交通、耕作等
样线	7	上林板邦	167	123~125	水田	道路交通、耕作等
样线	8	石板沟	408	638~672	常绿阔叶林	无
样线	9	竹沟	182	614~674	竹林	无
样线	10	竹沟	165	705~715	小溪	无
人工庇护所	11	飞鹰峰		1 429	针阔叶混交林	无
人工庇护所	12	龙脊		1 241	常绿落叶阔叶混交林	无
人工庇护所	13	饮水沟		706	常绿阔叶林	无

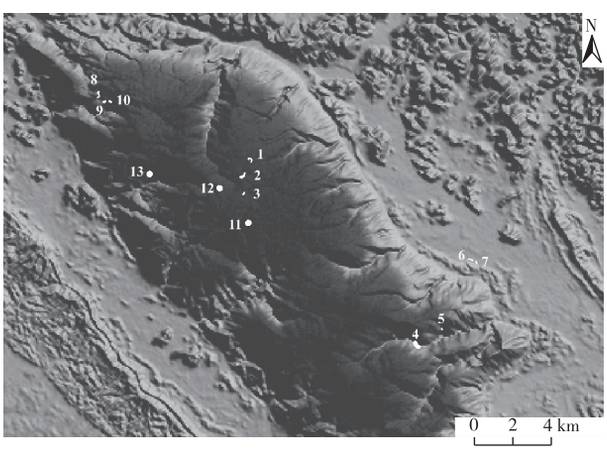


图 1 广西大明山样区两栖动物观测样线和人工庇护所位置示意

Fig. 1 Observation line transects and artificial refugia on amphibian in Damingshan plots, Guangxi

两栖动物多为夜行性动物,因此白天主要考察可能有两栖动物栖息的环境,并考察幼体、卵的情况,夜晚再考察成体的情况。观测一般在完全天黑后半小时开始,次日凌晨 1 点前结束。在观测时,以 2 km · h^{-1}的行进速度调查并记录样线单侧 2 m 内发现的物种名称、数量、成体、性别、亚成体、幼体、卵,并记录样线起点和终点的经纬度、海拔、天气、水温、气温、空气湿度、水体 pH 值、栖息地类型、人类干扰强度等信息。

1.2.2 人工庇护所法

对于常规样线法观测难以发现的树蛙类和雨蛙类等两栖动物,采取人工庇护所法(artificial refugia)作为补充,常使用竹筒(或 PVC 桶)作为庇护所,将其捆绑固定在树上或地面,然后查看并记录竹筒(或 PVC 桶)中出现的两栖动物成体、幼体、蝌蚪和卵[13-15]。共设置 3 个人工庇护所(表 1、图 1),在 10 m×10 m 的样地挑选 25 棵树,每棵树捆绑 4 个矿泉水瓶,其中 2 个矿泉水瓶离地面 70 cm,2 个离地面 150 cm。每个矿泉水瓶外部用油漆涂黑,瓶内加入 5~10 cm 高度的水,3~10 d 观测 1 次,记录物种名称、数量、成体、性别、亚成体、幼体、卵,并记录经纬度、海拔、天气、气温、湿度、生境类型、人为干扰类型、干扰程度等信息。

1.3 数据统计与分析

物种丰富度、香农-威纳指数和 Pielou 均匀度指数等常用于评价物种的生物多样性。首先计算每条样线在不同月份的物种丰富度、香农-威纳指数和 Pielou 均匀度指数,然后采用威尔科克森秩和检验(Wilcoxon rank sum test)进行分析。保护区内和保护区外的物种丰富度、香农-威纳指数和 Pielou 均匀度指数的差异则采用 t 检验分析。最后采用方差分析法探讨不同海拔和栖息地类型间物种丰富度、香农-威纳指数和 Pielou 均匀度指数的变化,采用 SPSS 22.0 软件进行统计分析。物种丰富度(S)为出现在样线内的物种总数。香农-威纳指数(H')和 Pielou 均匀度指数(E)计算方法为

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} P_i \ln P_i , \quad (1)$$

$$E = \frac{H'}{\ln S} 。 \quad (2)$$

式(1)~(2)中，P_i 为物种 i 的个体数占总个体数的比例。

2　结果与分析

2.1　物种组成与数量

经过连续 3 a 的观测，广西大明山样区的两栖动物总计为 5 科 14 属 18 种。其中，2016 年度观测到 4 科 13 属 16 种，共计 2 492 只成体；2017 年度观测到 5 科 14 属 17 种，共计 2 501 只成体；2018 年度观测到 5 科 14 属 17 种，共计 2 714 只成体(表 2)。与 2016 年相比，2017 年观测到的个体总数增加 0.4%，增加了 1 科，属数和种数持平，新发现了 1 科 1 属 1 种〔姬蛙科(Microhylidae)姬蛙属(*Microhyla*)花姬蛙(*Microhyla pulchra*)〕，但是也少发现了 1 属 1 种〔虎纹蛙属(*Hoplobatrachus*)虎纹蛙(*Hoplobatrachus rugulosus*)〕。与 2017 年相比，2018 年发现个体总数增加 8.5%(211 只成体)，虽然属数和种数持平，但调查结果新发现了 1 属 1 种〔棱皮蛙属(*Theloderma*)红吸盘棱皮树蛙(*Theloderma rhododiscus*)〕，但也少发现了 1 属 1 种〔蟾蜍属(*Bufo*)中华蟾蜍(*Bufo gargarizans*)〕。此外，调查人员还通过人工庇护所法发现了 2 个物种：金秀纤树蛙(*Gracixalus jinxiuensis*)和红吸盘棱皮树蛙(*Theloderma rhododiscus*)。

表 2　广西大明山样区两栖动物物种及其种群数量的月际变化

Table 2　Amphibian species observed and its monthly population changes in Damingshan plots, Guangxi

科名	属名	种名	4 月		6 月		8 月	
			个体数	占比/%	个体数	占比/%	个体数	占比/%
蟾蜍科(Bufonidae)	蟾蜍属(*Bufo*)	中华蟾蜍(*Bufo gargarizans*)	14.67	0.70	1.33	0.40	0.00	0.00
	头棱蟾属(*Duttaphrynus*)	黑眶蟾蜍(*Duttaphrynus melanostictus*)	3.00	0.20	2.00	1.70	2.00	0.90
蛙科(Ranidae)	琴蛙属(*Nidirana*)	弹琴蛙(*Nidirana adenopleura*)	68.67	3.50	37.00	11.50	8.67	3.60
	沼蛙属(*Hylarana*)	沼水蛙(*Hylarana guentheri*)	26.67	1.40	22.33	6.80	3.00	3.90
	臭蛙属(*Odorrana*)	竹叶蛙(*Odorrana versabilis*)	1 639.33	83.50	38.00	12.00	20.67	9.50
		鸭嘴竹叶蛙(*Odorrana nasuta*)	20.67	1.00	31.00	9.40	115.33	45.20
		花臭蛙(*Odorrana schmackeri*)	2.00	0.10	1.33	0.40	3.67	1.60
		大绿臭蛙(*Odorrana graminea*)	11.67	0.60	6.67	2.10	8.00	3.30
	湍蛙属(*Amolops*)	华南湍蛙(*Amolops ricketti*)	15.33	0.80	8.00	2.60	18.00	8.60
叉舌蛙科(Dicroglossidae)	虎纹蛙属(*Hoplobatrachus*)	虎纹蛙(*Hoplobatrachus rugulosus*)	0.33	0.00	0.33	0.10	0.00	0.00
	陆蛙属(*Fejervarya*)	泽陆蛙(*Fejervarya multistriata*)	61.33	3.10	44.33	13.50	35.67	14.70
	棘胸蛙属(*Quasipaa*)	棘腹蛙(*Quasipaa boulengeri*)	19.00	1.00	24.33	8.00	13.00	5.50
树蛙科(Rhacophoridae)	泛树蛙属(*Polypedates*)	斑腿泛树蛙(*Polypedates megacephalus*)	41.33	2.10	48.67	15.10	4.00	2.10
	水树蛙属(*Kurixalus*)	锯腿原指树蛙(*Kurixalus odontotarsus*)	35.67	1.80	54.33	16.20	8.00	3.50
	树蛙属(*Rhacophorus*)	大树蛙(*Rhacophorus dennysi*)	3.00	0.20	1.00	0.30	0.33	0.10
	纤树蛙属(*Gracixalus*)	金秀纤树蛙(*Gracixalus jinxiuensis*)	—	—	—	—	—	—
	棱皮蛙属(*Theloderma*)	红吸盘棱皮树蛙(*Theloderma rhododiscus*)	—	—	—	—	—	—
姬蛙科(Microhylidae)	姬蛙属(*Microhyla*)	花姬蛙(*Microhyla pulchra*)	1.00	0.10	0.33	0.10	0.00	0.00

“—”表示人工庇护法观测到的物种，未与样线法观测到的物种一起进行数据统计。

从表 2 可知,样线法在 4 月观测到的总物种数最高为 14 种(2018 年),年均个体数最多的物种为竹叶蛙,占总个体数的比例为 0.835;6 月观测到的总物种数最高为 14 种(2016 年),年均个体数最多的物种为锯腿原指树蛙,占总个体数的比例为 1.62%;8 月观测到的总物种数最高为 13 种(2018 年),年均个体数最多的物种为鸭嘴竹叶蛙,占总个体数的比例为 4.52%。4、6、8 月总体而言,观测到个体数最多的物种是竹叶蛙,其次是鸭嘴竹叶蛙。

2.2 生物多样性指数分析

每条样线观测到的物种丰富度、香农-威纳指数以及 Pielou 均匀度指数的年变化和月变化见表 3。

表 3 广西大明山样区两栖动物个体数、物种多样性指数的变化

Table 3 Variation of population, species richness, Shannon-Weiner index, Pielou evenness index of amphibians in different years and months in Damingshan plots, Guangxi

样线编号	月份	2016 年				2017 年				2018 年			
		P	*S*	*H′*	*E*	*P*	*S*	*H′*	*E*	*P*	*S*	*H′*	*E*
1	4	55	2	0.156	0.225	124	3	0.787	0.717	66	3	0.976	0.889
	6	135	4	1.285	0.927	68	3	1.094	0.996	59	4	1.166	0.841
	8	12	3	0.868	0.790	16	2	0.000	0.000	10	2	0.693	1.000
2	4	1 618	2	0.031	0.045	1 665	3	0.056	0.051	1 658	2	0.031	0.044
	6	26	2	0.681	0.983	50	2	0.627	0.904	37	2	0.555	0.800
	8	28	3	0.616	0.561	35	2	0.598	0.863	14	2	0.652	0.940
3	4	35	3	0.889	0.809	21	3	0.709	0.645	1	1	0.000	
	6	25	3	0.830	0.756	16	4	1.264	0.912	2	1	0.000	
	8	4	2	0.562	0.811	4	2	0.562	0.811	0	0	0.000	
4	4	32	8	1.846	0.888	19	4	1.219	0.879	72	5	0.896	0.556
	6	32	6	1.672	0.933	15	4	1.252	0.903	70	4	0.893	0.644
	8	13	3	1.058	0.963	14	5	1.532	0.952	21	5	1.301	0.809
5	4	74	4	1.199	0.865	8	5	1.494	0.928	15	2	0.245	0.353
	6	34	5	1.433	0.890	11	4	1.264	0.912	47	5	0.611	0.380
	8	22	4	0.548	0.395	17	3	1.028	0.936	21	5	0.953	0.592
6	4	55	3	0.762	0.694	33	3	0.527	0.480	77	6	1.247	0.696
	6	52	4	1.149	0.829	32	4	0.787	0.568	43	3	0.977	0.889
	8	11	3	0.760	0.691	37	1	0.000		17	1	0.000	
7	4	65	3	0.703	0.640	18	3	1.011	0.921	64	4	1.157	0.834
	6	39	4	1.170	0.844	15	2	0.673	0.971	27	4	1.137	0.820
	8	15	2	0.500	0.722	21	2	0.191	0.276	12	2	0.451	0.650
8	4	5	2	0.673	0.971	8	3	0.900	0.819	20	4	1.168	0.843
	6	4	3	1.040	0.946	9	3	0.349	0.318	24	3	0.824	0.750
	8	22	3	0.600	0.546	48	4	0.373	0.269	23	4	0.959	0.692
9	4	11	3	1.067	0.971	9	3	0.937	0.853	16	3	0.602	0.548
	6	7	4	1.277	0.921	11	4	1.169	0.843	20	4	0.926	0.668
	8	18	2	0.215	0.310	26	4	0.589	0.425	15	2	0.245	0.353
10	4	11	3	0.935	0.851	5	2	0.673	0.971	31	2	0.318	0.459
	6	14	4	1.233	0.889	11	4	1.121	0.809	42	2	0.191	0.276
	8	16	1	0.000		46	5	0.602	0.374	163	2	0.066	0.095

P 为总个体数; *S* 为物种丰富度; *H′*为香农-威纳指数; *E* 为 Pielou 均匀度指数。

首先,连续 3 a 的 4 和 6 月都表现为样线 4 观测到的物种丰富度最高,分别为 8 和 6 种,8 月样线 4 和样线 5 观测到的物种丰富度最高,均为 5 种。2016—2018 年,4 月样线 2 观测到的两栖动物个体数最多,这是因为竹叶蛙处于繁殖期,其个体数量众多。2016—2017 年,6 月样线 1 观测到的个体数最多;2018 年样线 4 观测到的个体数最多。不同年份同一月份比较而言,8 月表现为 2016 年样线 2 观测到的个体数最多,2017 年样线 8 观测到的个体数最多,2018 年样线 10 观测到的个体数最多。其次,4 月的香农-威纳指数最高值(1.846)出现在 2016 年的样线 4,Pielou 均匀度指数最高值(0.971)出现

在 2016 年的样线 8、样线 9 和 2017 年的样线 10；6 月的香农-威纳指数最高值(1.672)出现在 2016 年的样线 4，Pielou 均匀度指数最高值(0.996)出现在 2017 年的样线 1；8 月的香农-威纳指数最高值(1.532)出现在 2017 年的样线 4，Pielou 均匀度指数最高值(1.000)出现在 2018 年的样线 1。

经威尔科克森秩和检验，物种丰富度和香农-威纳指数在不同月份间均呈显著性差异，统计值如下：$\chi^2 = 7.146$，$P = 0.03$；$\chi^2 = 14.966$，$P = 0.001$。而 Pielou 均匀度指数在不同月份间没有显著性差异，统计值为 $\chi^2 = 3.000$，$P = 0.223$。物种丰富度、香农-威纳指数和 Pielou 均匀度指数在不同年份间均没有显著性差异，统计值如下：$\chi^2 = 0.617$，$P = 0.734$；$\chi^2 = 4.581$，$P = 0.101$；$\chi^2 = 5.712$，$P = 0.058$。保护区内和保护区外的物种丰富度和香农-威纳指数呈显著性差异，统计值如下：$t = -3.622$，df = 56.4，$P = 0.001$；$t = -3.167$，df = 69.4，$P = 0.002$。而 Pielou 均匀度指数无显著性差异。

方差分析结果显示，海拔对物种丰富度、香农-威纳指数有显著影响($F_{8,81} = 5.975$，$P = 0.000$；$F_{8,81} = 3.973$，$P = 0.001$)，而对 Pielou 均匀度指数无显著影响。栖息地类型对物种丰富度、香农-威纳指数以及 Pielou 均匀度指数均无显著影响。

3　讨论

3.1　广西大明山样区两栖动物的物种组成与种群变化

该研究主要采用样线法和人工庇护所法，结合广西大明山样区两栖动物的生活习性，覆盖了调查样区不同的生境类型、海拔等，综合连续 3 a 的观测结果，共观测到两栖动物 5 科 14 属 18 种，可较好地反映调查样区两栖动物资源的基本情况。特别是通过人工庇护所法观测到的金秀纤树蛙和红吸盘棱皮树蛙，以及通过样线法观测到的鸭嘴竹叶蛙(*Odorra nanasuta*)，这些物种在以往的调查结果以及文献记录中鲜见报道[10]，是该保护区新增的物种记录。虽然利用人工庇护所法观测到的物种较少，但这 2 种树蛙因种群数量少、隐蔽性强，利用样线法极难发现[10]。可见，人工庇护所法不仅是样线调查法的有效补充，可以观测到更多物种，同时也是研究树栖类群种群数量和繁殖情况等的有效方法。需要注意的是，人工庇护所法中绑定竹筒(或 PVC 桶)的位置选择非常重要，如果离水源较近，两栖动物不会进入竹筒(或 PVC 桶)。

虽然通过样线法观测到的总物种数在不同年份或月份略有差别，但整体来说，连续 3 a 观测发现的总物种数趋于稳定。此外，不同年份间物种丰富度没有显著性差异，并且观测到的个体数在缓慢增加，这说明大明山样区的两栖动物受保护状况较好。不同样线或不同月份观测到的物种数和个体数存在差异，这可能与气候因素有关。经过长时间冬眠后，两栖动物一般会在 3—4 月开始求偶繁殖，然而此时气温仍然较低，特别是在高海拔样线更加明显。到了 8 月后，虽然气温很高，但是下雨较少，空气湿度也有所降低，观测到的物种数也相对减少。由于气候原因，部分样线在 4、6 月时水流较大，而在 8 月时水流变小。此外，两栖动物物种的生活习性差异也会影响到样线间或月份间的物种组成和种群数量。一般来说，繁殖期间观测到的个体数比非繁殖期多，如竹叶蛙的繁殖期一般在 4 月，而鸭嘴竹叶蛙的繁殖期一般在 8 月，因此，竹叶蛙的个体数在 4 月的年均占比较高，而鸭嘴竹叶蛙的个体数在 8 月的年均占比较高。可见，物种间的繁殖期差异会影响不同样线或不同月份的物种数量和种群变化。

3.2　广西大明山样区两栖动物的生物多样性分布

生物多样性指数通常反映群落或生态系统的稳定性，物种丰富度或香农-威纳指数越大，生物多样性越高。保护区外的平均物种丰富度和香农-威纳指数均显著高于保护区内，这说明保护区外的生物多样性较高。进一步分析发现，保护区外生物多样性高值区主要集中在样线 4 和样线 5。这可能与海拔梯度有关，保护区外样线的海拔均较低(100～400 m)，河道周围植被没有遭到破坏，而保护区样线的海拔较高(800～1 200 m)。其次可能与两栖动物的生理需求密切相关。相对于其他动物类群，两栖动物的分布格局与水域的相关性更强[16]。而水体 pH 值可能会影响两栖动物的生存和繁殖。在该研究调查的样线中，高海拔(样线 1～3)(年均 pH 值 5.35)以及中海拔(样线 8～10)水体(年均 pH 值 5.58)呈酸性，而低海拔(样线 4～7)的水体呈中性或弱碱性(年均 pH 值 7.58)。酸性水体可能会影响物种共存，从而影响两栖动物多样性的分布格局。

保护区内和保护区外的 Pielou 均匀度指数没有显著性差异。可见，在人为干扰比较弱的常绿阔叶林、草本泥泽和竹林区，两栖动物种类和数量分布比较均匀；而在低海拔山区和农田，两栖动物物种数和香农-威纳指数均较高。此外，不同月份的物种丰富度和香农-威纳指数均呈显著性差异，而 Pielou 均匀度指数差异不显著，说明两栖动物物种

组成的季节性差异明显,呈较强的分散性,种群结构相对稳定。

4 建议

笔者在观测过程中发现,保护区内两栖动物多样性受威胁的主要因素是人为干扰和捕杀。随着旅游业的发展,两栖动物资源面临着更大的威胁。虽然连续 3 a 的观测表明,保护区的物种数和种群数量趋于稳定,受保护状况较好,然而捕捉棘腹蛙、虎纹蛙等经济价值较高的两栖动物以及破坏两栖动物栖息环境的现象仍然存在。因此,建议保护区管理机构加强对当地群众的环境保护知识、相关法律法规的教育和宣传,对进入保护区的车辆进行管理与自然保护宣传教育,不得碾压及违法捕捉两栖动物;其次,持续加强保护区两栖动物资源观测工作,及时掌握两栖动物种群变化情况以调整保护措施;最后,合理利用资源,切实提高保护区内居民的经济收入,减少保护区与当地居民之间的矛盾。

致谢:此次调查受到广西大明山国家级自然保护区的大力支持,潘克成、蓝高升、黄再文、黄坚、蓝春山、韦国东、韦杏北、赵成坚和葛彦超等同志给予了极大的帮助, Madhava Meegaskumbura 教授对英文进行了修改,在此一并感谢。

参考文献:

[1] CARDINALE B J, DUFFY J E, GONZALEZ A, *et al*. Biodiversity Loss and Its Impact on Humanity[J]. Nature, 2012, 486(7401): 59-67.

[2] 马克平.监测是评估生物多样性保护进展的有效途径[J].生物多样性,2011,19(2):125-126.[MA Ke-ping. Assessing Progress of Biodiversity Conservation With Monitoring Approach[J]. Biodiversity Science, 2011, 19(2): 125-126.]

[3] 陈平,李婴,程洁.日本国家尺度生物多样性监测概况及其启示[J].中国环境监测,2013,29(6):184-191.[CHEN Ping, LI Zhao, CHENG Jie. Greneral Situation of Japan National Scale Biodiversity Monitoring and the Enlightenment From Them[J]. Environmental Monitoring in China, 2013, 29(6): 184-191.]

[4] 环境保护部.关于发布《中国生物多样性红色名录——脊椎动物卷》的公告[EB/OL].(2015-05-20)[2019-11-11].http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201505/t2015052-302233.htm.

[5] 中国科学院昆明动物研究所."中国两栖类"信息系统[EB/OL].[2020-01-05].http://www.amphibiachina.org/.

[6] 江建平,谢锋,臧春鑫,等.中国两栖动物受威胁现状评估[J].生物多样性,2016,24(5):588-597.[JIANG Jian-ping, XIE Feng, ZANG Chun-xin, *et al*. Assessing the Threat Status of Amphibians in China[J]. Biodiversity Science, 2016, 24(5): 588-597.]

[7] 吴军,高逖,徐海根,等.两栖动物监测方法和国外监测计划研究[J].生态与农村环境学报,2013,29(6):784-788.[WU Jun, GAO Ti, XU Hai-gen, *et al*. Methods for Monitoring of Amphibians and Monitoring Programmes in Foreign Countries[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2013, 29(6): 784-788.]

[8] 李成,谢锋,车静,等.中国关键地区两栖爬行动物多样性监测与研究[J].生物多样性,2017,25(3):246-254.[LI Cheng, XIE Feng, CHE Jing, *et al*. Monitoring and Research of Amphibians and Reptiles Diversity in Key Areas of China[J]. Biodiversity Science, 2017, 25(3): 246-254.]

[9] 徐海根,吴军,吴延庆,等.全国两栖动物多样性观测网络(China BON-Amphibians)建设进展[J].生态与农村环境学报,2018,34(1):20-26.[XU Hai-gen, WU Jun, WU Yan-qing, *et al*. Progress in Construction of China Amphibian Diversity Observation Network (China BON-Amphibians)[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(1): 20-26.]

[10] 邓学建,卢立.广西大明山自然保护区两栖动物资源调查报告[J].湖南环境生物职业技术学院学报,2003(1):21-25.[DENG Xue-jian, LU Li. Investigation of Natural Amphibian and Analysis of Species Diversity of the Daming Mountain Preserve[J]. Journal of Hunan Environment-Biological Polytechnic, 2003(1): 21-25.]

[11] 吴磊.广西大明山国家级自然保护区植物物种多样性研究[D].桂林:广西师范大学,2012.[WU Lei. Studies on Species Diversity of Plants in Damingshan National Natrue Reserve of Guangxi[D]. Guilin: Guangxi Normal University, 2012.]

[12] HEVER W R, DONNELLY M A, MCDIAMID R W, *et al*. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians[M]. Washington DC, USA: Smithsonian Institution Press, 1994: 384.

[13] STEWART M M, POUGH F H. Population Density of Tropical Forest Frogs: Relation to Retreat Sites[J]. Science, 1983, 221(4610): 570-572.

[14] BOUGHTON R G, STAIGER J, FRANZ R. Use of PVC Pipe Refugia as a Sampling Technique for Hylid Treefrogs[J]. The American Midland Naturalist, 2000, 144(1): 168-177.

[15] PITTMAN S E, JENDREK A L, PRICE S J, *et al*. Habitat Selection and Site Fidelity of Cope's Gray Treefrog (*Hyla chrysoscelis*) at the Aquatic-Terrestrial Ecotone[J]. Journal of Herpetology, 2008, 42(2): 378-385.

[16] 王波,黄勇,李家堂,等.西南喀斯特地貌区两栖动物丰富度分布格局与环境因子的关系[J].生物多样性,2018,26(9):941-950.[WANG Bo, HUANG Yong, LI Jia-tang, *et al*. Amphibian Species Richness Patterns in Karst Regions in Southwest China and Its Environmental Associations[J]. Biodiversity Science, 2018, 26(9): 941-950.]

作者简介:黄勇(1982—),男,广西平南人,副研究员,博士,主要从事两栖动物系统分类和分子生药学研究。E-mail: huangykiz@163.com

(**责任编辑**:许 素)

生态与农村环境学报 2020, 36 (8): 975-981
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.1039

刘研,何玉晓,诸冠彦,等.湖南南岳衡山两栖动物物种多样性及其时空格局[J].生态与农村环境学报,2020,36(8):975-981.

LIU Yan, HE Yu-xiao, ZHU Guan-yan, *et al*. Species Diversity and Spatial-Temporal Pattern of Amphibians in Nanyue Hengshan, Hunan[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(8): 975-981.

湖南南岳衡山两栖动物物种多样性及其时空格局

刘 研[1], 何玉晓[2], 诸冠彦[3], 高 朔[1], 徐海根[2①], 李 宏[1] (1. 南京师范大学生命科学学院, 江苏 南京 210023; 2. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042; 3. 杭州师范大学生命与环境科学学院, 浙江 杭州 311121)

摘要: 研究物种丰富度以及时空分布格局对区域生物多样性保护具有重要意义。为掌握湖南南岳衡山国家级自然保护区两栖动物的物种组成与时空变化,分别于2018年4、6和8月,运用样线法对衡山观测样区及周围区域两栖动物的资源现状与栖息地利用现状进行实地调查。调查共记录到15种两栖动物,隶属于1目6科12属,其中国家二级保护物种1种、"三有"动物10种,占物种总数的73.3%。区域内两栖动物的物种多样性在时间及空间尺度上均存在显著差异。其中,生物多样性指数在6月最高;4种典型生境中观测到的物种数存在明显差异,农田物种多样性最丰富,为12种,其余依次为水塘(9种)、溪流(6种)、林地(3种)。此次衡山自然保护区两栖动物观测基本掌握了该地区两栖动物的物种多样性及其时空格局,在此基础上分析评估了该地区两栖动物生存面临的胁迫因素,并对两栖动物的保护和管理提出了相关建议。

关键词: 南岳衡山; 国家级自然保护区; 两栖动物; 物种多样性; 时空格局

中图分类号: X176 **文献标志码**: A **文章编号**: 1673-4831(2020)08-0975-07

Species Diversity and Spatial-Temporal Pattern of Amphibians in Nanyue Hengshan, Hunan.

LIU Yan[1], *HE Yu-xiao*[2], *ZHU Guan-yan*[3], *GAO-Shuo*[1], *XU Hai-gen*[2①], *LI Hong*[1] (1. College of Life Sciences, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 2. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China; 3. College of Life and Environmental Sciences, Hangzhou Normal University, Hangzhou 311121, China)

Abstract: Understanding the species richness and its spatial and temporal distribution pattern in certain region is of great significance for the protection of regional biodiversity. In order to master the species structure of amphibians as well as its dynamic changes of spatial and temporal distribution in the Nanyue Hengshan National Nature Reserve, Hunan, the amphibian resources status and the situation of habitat utilization in this region were investigated by line transect sampling in April, June and August 2018 respectively. A total of 15 species of amphibians were observed during the monitoring, which belongs to 12 genera, 6 families, 1 order. There were 11 species of amphibians belonging to nationally protected animal, accounted for 73.3% of the total 15 species in this survey. The results of this dynamic monitoring work show that the species diversity of amphibians had significant differences in time and space scale. In terms of inter-monthly biodiversity, the species diversity index was the highest in June. The species of amphibians observed in 4 different typical habitats were different significantly, in which farmland had the richest species diversity, followed by pond with 9 species, stream with 6 species and forest land with 3 species. The survival stress factors of amphibians in their habitats and distributional regions were analyzed and evaluated, and some suggestions for the protection and management of amphibians in this area have proposed.

Key words: Nanyue Hengshan; National Nature Rreserve; amphibians; species diversity; spatial-temporal pattern

生物多样性是自然界的宝贵财富并对人类福祉有重要作用,是人类赖以生存和可持续发展的基础[1]。在过去几百年,伴随着人口快速增长、技术进步和资源消耗,人类活动对生物多样性的影响不断加强,不仅改变了局域的生物多样性水平,也影

收稿日期: 2019-12-25

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507206); 生态环境部生物多样性保护专项; 江苏省高校自然科学基金(16KJB180011); 南京师范大学青蓝工程

① 通信作者 E-mail: xhg@nies.org

响了物种的大尺度分布[2-4]。生物多样性正以前所未有的速度丧失,生物多样性的维持面临着巨大挑战。因此,保护生物多样性已成为当前全世界关注的热点[5-6]。

生物多样性观测作为评估生物多样性保护进展的有效途径,也是生物多样性科学研究的十大热点科学问题之一[7-9]。它是指在一定区域内对生物多样性进行定期测量,对于掌握生物多样性的动态变化趋势、分析并评估其致危因素具有重要意义[10-11]。近些年来,众多国家已经制定并发布了生物多样性观测的指标以及相关技术标准,开展实施了一系列生物多样性观测计划[12-13]。两栖动物作为脊椎动物中从水生过渡到陆生的类群,兼具水陆两栖的生活史特征,分布广泛且对环境变化敏感,常作为生物多样性观测的重要模式类群[10,14-15]。近年来,由于人类活动对其生境的干扰强度不断提高、环境污染加剧以及气候变化等多种原因,两栖动物的栖息地正在大面积缩减,生物多样性受到严重威胁[15-16]。因此开展区域性的动态观测工作并研究两栖动物物种多样性的时空分布格局,在此基础上评价栖息地的利用水平以及致危因素,对区域生物多样性保护具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

南岳衡山(27°11′~27°20′ N,112°33′~112°46′ E)位于湖南省衡阳市南岳区境内,1984 年经湖南省政府批准成立省级自然保护区,2007 年晋升为国家级自然保护区(以下简称“衡山保护区”)。衡山保护区属于我国亚热带地区森林植被保存比较完好的少数地区之一,物种组成丰富,多样性较高。主要保护对象为珍稀濒危野生动物及其栖息地、珍稀濒危植物及其群落、中国亚热带少数保存较为完整的森林植被和森林生态系统。保护区属亚热带湿润季风气候区,具有冬无严寒、夏无酷暑、雨量充沛的气候特点。年均气温为 14.8 ℃,年均降水量为 1 640.8 mm,年均相对湿度为 80%,拥有丰富的植物群落和良好的野生动物栖息环境[17]。近年来,为掌握该区域的物种多样性与资源现状,加强区域生物多样性保护,诸多学者针对保护区开展了调查研究工作[17-20]。以往研究多聚焦于两栖动物的物种组成和空间分布,而有关两栖动物多样性在时间尺度上连续动态变化的研究相对较少[13]。为了解该区域内两栖动物多样性的时空分布格局,于 2018 年 4、6 和 8 月在该区域开展了两栖动物动态观测工作。

1.2 观测方法与数据来源

观测工作遵循 HJ 710.6—2014《生物多样性观测技术导则 两栖动物》制定的标准化方法,选择常用的样线法对衡山保护区及其外围的两栖动物物种进行调查[13]。根据衡山保护区内外的自然资源分布状况、海拔差异与栖息地类型,在衡山保护区内以及保护区外(红星村、万福村)共设置 3 个观测样点,并确定了 12 条具有典型代表性的两栖动物观测样线,包括衡山保护区内 4 条、红星村 5 条以及万福村 3 条样线(图 1)。

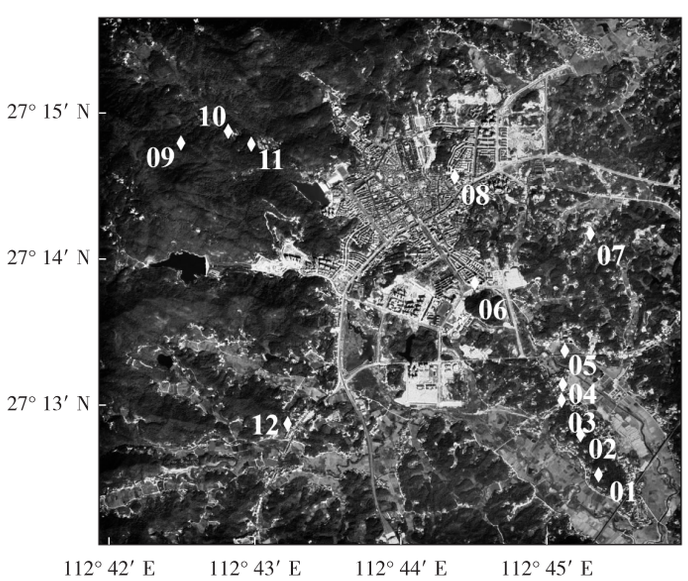


图 1 南岳衡山两栖动物观测样区分布

Fig. 1 The line transects sampling distribution of amphibians in Nanyue Hengshan

选取的样线包括水田、池塘、森林、溪流等典型生境，基本涵盖了该区域所有的两栖动物生境类型。所设样线具体信息见表 1。

表 1　南岳衡山两栖动物观测样线基本信息

Table 1　The line transects sampling information of amphibians in Nanyue Hengshan

样线编号	地点	长度/m	海拔/m	起点经纬度	终点经纬度
1	红星村	471	81~80	27°12′31. 36″ N,112°45′21. 31″ E	27°12′32. 49″ N,112°45′20. 67″ E
2	红星村	405	86~88	27°12′47. 81″ N,112°45′13. 90″ E	27°12′50. 63″ N,112°45′09. 09″ E
3	红星村	357	84~82	27°13′01. 95″ N,112°45′06. 19″ E	27°13′11. 04″ N,112°45′03. 61″ E
4	红星村	504	81~80	27°13′08. 43″ N,112°45′06. 64″ E	27°13′03. 52″ N,112°45′19. 36″ E
5	红星村	435	85~90	27°13′22. 18″ N,112°45′07. 44″ E	27°13′30. 26″ N,112°44′58. 88″ E
6	万福村	563	88~89	27°13′50. 00″ N,112°44′30. 44″ E	27°14′07. 24″ N,112°44′29. 61″ E
7	万福村	501	102~108	27°14′10. 20″ N,112°45′17. 96″ E	27°14′32. 49″ N,112°44′16. 60″ E
8	万福村	327	111~121	27°14′33. 56″ N,112°44′22. 21″ E	27°14′19. 79″ N,112°44′19. 64″ E
9	衡山	218	256~249	27°14′47. 52″ N,112°42′29. 78″ E	27°14′42. 43″ N,112°42′32. 28″ E
10	衡山	205	200~193	27°14′52. 28″ N,112°42′49. 16″ E	27°14′52. 28″ N,112°42′49. 16″ E
11	衡山	308	158~132	27°14′46. 95″ N,112°42′58. 76″ E	27°14′46. 90″ N,112°42′59. 76″ E
12	衡山	380	133~122	27°12′52. 28″ N,112°43′13. 64″ E	27°14′53. 99″ N,112°43′18. 60″ E

观测工作于 2018 年 4 月 24—29 日、6 月 21—26 日与 8 月 21—26 日分 3 次开展，每条样线每个调查月份进行 3 次重复调查，确保数据的准确性与全面性。根据观测区所在地的日落时间，观测时间一般为 18 时至 24 时。观测的主体工作为限时步行调查并记录样线单侧 2 m 内发现的两栖动物物种名称、数量、生境类型、人为干扰强度、水体 pH 值、水温以及空气湿度等信息。对于样线外发现的两栖动物进行拍照，用于后续物种识别。观测工作由固定的 2 名调查员负责两栖动物观测及物种辨认，1 名调查员负责资料的记录、收集与数据整理。

1.3　研究方法

1.3.1　物种丰富度与多样性计算

Shannon-Wiener 多样性指数、Simpson 多样性指数与 Pielou 均匀度指数是用于表征生物群落多样性的常用指数，可运用于两栖动物物种丰富度与多样性的计算。

Shannon-Wiener 多样性指数 H 计算公式[21]为

$$H = -\sum_{i=1}^{s} P_i \ln P_i 。 \quad (1)$$

式(1)中，S 为运用样线法记录到的两栖动物物种总数；P_i为两栖动物物种 i 的个体数占记录到的所有两栖动物物种个体总数的比例。

Simpson 多样性指数 C 计算公式[22]为

$$C = 1 - \sum_{i=1}^{s} P_i^2 。 \quad (2)$$

Pielou 均匀度指数 J 计算公式[23]为

$$J = H/\ln S 。 \quad (3)$$

1.3.2　数据处理与分析

对观测到的两栖动物物种信息按照月份以及样线编号进行分类，统计得到初步数据。依次对 12 条不同样线 3 个月份以及年度物种丰富度与多样性指数进行计算，每月某条样线上某种两栖动物数量的计算值采用累计 3 次观测的最大值。

初始数据以及多样性指数的计算采用 Excel 2016 软件处理。两栖动物物种的差异显著性分析采用 Friedman 检验，在 SPSS 19. 0 软件中完成。

2　结果与分析

2.1　南岳衡山两栖动物物种组成

2018 年度在衡山保护区共记录到两栖动物 15 种，隶属于 1 目 6 科 12 属，占衡山保护区已记录两栖动物物种数(23 种)的 65. 2%[17]。属于国家重点保护动物的两栖动物达 11 种，占比为 73. 3%。其中包括国家Ⅱ级保护动物虎纹蛙(*Hoplobatrachus chinensis*)1 种，国家“三有”保护动物(指有益、有重要经济价值、有重要科学研究价值的陆生野生动物)10 种，分别为中华蟾蜍(*Bufo gargarizans*)、饰纹姬蛙(*Microhyla fissipes*)、小弧斑姬蛙(*M. heymonsi*)、泽陆蛙(*Fejervarya multistriata*)、棘胸蛙(*Quasipaa spinosa*)、华南湍蛙(*Amolops ricketti*)、沼蛙(*Hylarana guentheri*)、阔褶蛙(*H. latouchii*)、斑腿泛树蛙(*Polypedates megacephalus*)、大泛树蛙(*Rhacophorus dennysi*)。详细的物种名录见表 2。

2.2　南岳衡山两栖动物物种丰富度与多样性

观测结果显示，全年共观测到两栖动物 15 种，隶属于 1 目 6 科 12 属，个体总数达 1 154 只。4 月记录到两栖动物 14 种，累计 3 次调查观测到个体总数 762 只，未观测到镇海林蛙(*Rana zhenhaiensis*)；6

月共记录到两栖动物 13 种,累计 3 次观测到个体总数 217 只,未观测到阔褶蛙与寒露林蛙(*R. hanluica*);8 月共记录到两栖动物 11 种,累计 3 次观测到个体总数 175 只,未观测到短肢异角蟾(*Xenophrys brachykolos*)、小弧斑姬蛙、华南湍蛙与寒露林蛙。其中 4 月观测到的两栖动物个体总数存在绝对优势,占全年总数的 66.03%;6 和 8 月观测到的个体总数分别占全年总数的 18.80%与 15.16%。

不同样线两栖动物物种数与个体总数的月际变化见图 2。

表 2 南岳衡山两栖动物物种名录

Table 2 The checklist of amphibians in Nanyue Hengshan

科名	属名	种名	国家保护级别	濒危等级
角蟾科(Megophryidae)	异角蟾属(*Xenophrys*)	短肢异角蟾(*Xenophrys brachykolos*)		VU
蟾蜍科(Bufonidae)	蟾蜍属(*Bufo*)	中华蟾蜍(*Bufo gargarizans*)	“三有”	LC
姬蛙科(Microhylidae)	姬蛙属(*Microhyla*)	饰纹姬蛙(*Microhyla fissipes*)	“三有”	LC
		小弧斑姬蛙(*Microhyla heymonsi*)	“三有”	LC
叉舌蛙科(Dicroglossidae)	陆蛙属(*Fejervarya*)	泽陆蛙(*Fejervarya multistriata*)	“三有”	LC
	虎纹蛙属(*Hoplobatrachus*)	虎纹蛙(*Hoplobatrachus chinensis*)	Ⅱ级	EN
	棘胸蛙属(*Quasipaa*)	棘胸蛙(*Quasipaa spinosa*)	“三有”	VU
蛙科(Ranidae)	湍蛙属(*Amolops*)	华南湍蛙(*Amolops ricketti*)	“三有”	LC
	水蛙属(*Hylarana*	沼水蛙(*Hylarana guentheri*)	“三有”	LC
		阔褶蛙(*Hylarana latouchii*)	“三有”	LC
	侧褶蛙属(*Pelophylax*)	黑斑侧褶蛙(*Pelophylax nigromaculatus*)		NT
	蛙属(*Rana*)	寒露林蛙(*Rana hanluica*)		DD
		镇海林蛙(*Rana zhenhaiensis*)		LC
树蛙科(Rhacophoridae)	泛树蛙属(*Polypedates*)	斑腿泛树蛙(*Polypedates megacephalus*)	“三有”	LC
	树蛙属(*Rhacophorus*)	大泛树蛙(*Rhacophorus dennysi*)	“三有”	LC

LC 为无危; NT 为近危; VU 为易危; EN 为濒危; DD 为缺乏数据。

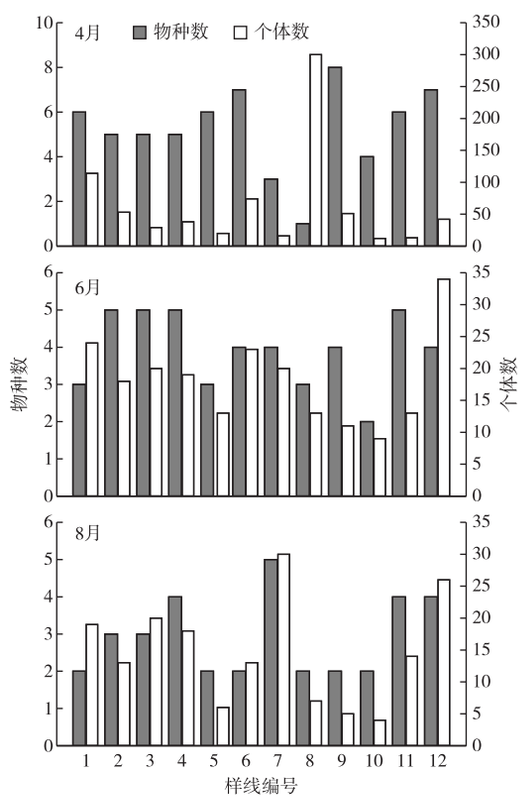


图 2 南岳衡山不同月份各样线两栖动物物种数及个体数

Fig. 2 The numbers and species of amphibians with different months and line transects in Nanyue Hengshan

由图 2 可见,在两栖动物物种数方面,各样线之间记录到的物种数差距不大。9 号与 11 号样线全年观测到的物种数最多,皆为 8 种。在两栖动物个体总数方面,各样线之间存在显著差异,其中 8 号样线个体总数为 320 只,占绝对优势,占全年个体总数的 27.73%;6 号、10 号与 11 号样线个体总数相对较少,其中 6 号样线累计 3 次调查共记录到个体总数 39 只,占全年度记录个体总数的 3.38%;10 号样线累计 3 次共记录到个体总数 25 只,占比仅为 2.17%;11 号样线累计 3 次共记录到个体总数 40 只,占比为 3.47%。

2.3 南岳衡山两栖动物物种多样性的时空格局

2.3.1 两栖动物物种多样性的月际变化

对南岳衡山的两栖动物物种多样性比较分析(表 3)发现,4、6、8 月以及 2018 年全年(3 个观测月份)的生物多样性指数存在显著差异($P = 0.042$)。6 月 3 个生物多样性指数均为最高,其中 Shannon-Wiener 指数 H 为 1.868,Simpson 指数 C 为 0.816,Pielou 均匀度指数 J 为 0.728。Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数代表物种丰富度,Pielou 均匀度指数代表物种数量分布。可见 6 月南岳衡山两栖动物物种丰富度最高,物种分布最均匀。

表 3　南岳衡山不同月份两栖动物物种多样性指数值

Table 3　The diversity of amphibians of different months in Nanyue Hengshan

观测月份	物种数	个体数	Shannon-Wiener 指数	Simpson 指数	Pielou 均匀度指数
4	14	762	1. 533	0. 670	0. 581
6	13	217	1. 868	0. 816	0. 728
8	11	175	1. 687	0. 755	0. 704
合计	15	1 154	1. 707	0. 738	0. 630

2. 3. 2　两栖动物物种多样性的空间分布

南岳衡山设置的 12 条样线基本涵盖了该区域所有典型生境类型，包括水田、梯田、菜地、水塘（沟）、山坡、公路等。将两栖动物的栖息地划分为水塘、农田、林地与溪流 4 大典型生境类型，对在不同生境中记录到的两栖动物物种数与个体数进行空间尺度上的分析（图 3）。

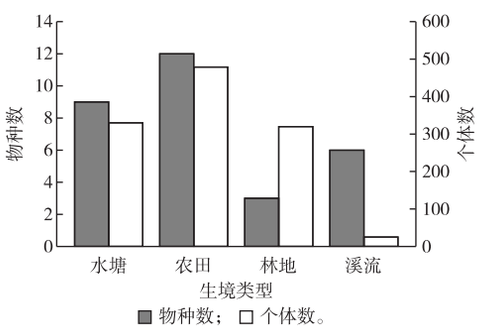


图 3　南岳衡山不同生境两栖动物物种数及个体数

Fig. 3　The species and numbers of amphibians in the 4 typical habitats in Nanyue Hengshan

不同典型生境中记录到的两栖动物物种数与个体总数均存在明显差异。在物种数方面，农田生境观测到的两栖动物物种数最多，为 12 种，该生境未发现饰纹姬蛙、华南湍蛙与大泛树蛙。林地生境观测到的两栖动物物种数最少，仅 3 种，该生境只记录到中华蟾蜍、泽陆蛙与沼蛙。个体总数方面，农田生境中观测到的两栖动物个体数最多，为 479 只，占个体总数的 41. 51%；溪流生境中发现的两栖动物个体数最少，仅有 25 只，占比为 2. 17%。

两栖动物物种在 4 种不同典型生境中的分布见图 4。由图 4 可见，不同生境中两栖动物物种数量也存在差异，中华蟾蜍广泛分布在林地、农田与水塘等生境，适应性较高；泽陆蛙与沼水蛙多分布于农田与水塘，在林地、溪流等生境较少分布；华南湍蛙仅分布于溪流中；寒露林蛙、镇海林蛙与大泛树蛙数量较少，散落分布于农田与水塘。

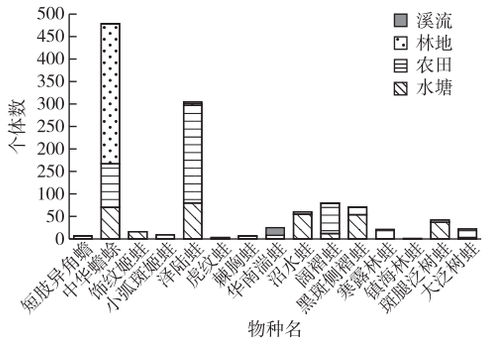


图 4　南岳衡山 4 种典型生境中各两栖动物物种的数量分布

Fig. 4　The numbers of various species of amphibians in the 4 typical habitats in Nanyue Hengshan

3　讨论

2018 年对南岳衡山国家级自然保护区两栖动物进行系统观测，共发现该地区两栖动物 1 目 6 科 12 属 15 种，共 1 154 只。根据 3 次观察期间物种的个体数统计该地区物种组成，发现中华蟾蜍为绝对优势种，占两栖动物个体数的比例最高（479 只，41. 51%），其次为泽陆蛙（305 只，26，43%），国家Ⅱ级保护动物虎纹蛙仅发现少量个体（9 只，0. 78%）。

对不同月份之间 3 种生物多样性指数进行 Friedman 检验，发现 2018 年 3 个月份的两栖动物多样性存在显著差异。6 月的多样性指数在 3 个月份中均最高，说明 6 月物种丰富度最高，物种分布最均匀。而 4 月的丰富度最低，分布最不均匀。分析原因如下：4 月（14 种）、6 月（13 种）与 8 月（11 种）观测到的物种数相差无几。但 4 月观测到的个体数是 6、8 月的 3 倍有余，中华蟾蜍占比接近 40%。6、8 月农作物生长快，植被茂密，而泽陆蛙等个体小，难以被发现。中华蟾蜍繁殖季节较早，4 月可在山坡水沟间观测到大量中华蟾蜍幼体，至 6 月其数量有明显下降趋势，且以成体为主。8 月降水相对较少，且周围的农田（水田和旱地）植被大量枯死，两栖动物栖息地丧失，造成 8 月物种数最低。

对不同典型生境下的 3 种多样性指数进行 Friedman 检验，发现 4 种典型生境下的两栖动物多样性存在显著差异。在物种数方面，农田（12 种）与水塘（9 种）这 2 种生境几乎涵盖了所有物种；而在林地生境中仅记录到 3 种两栖动物，中华蟾蜍是林地生境中的绝对优势种（311 只，97. 19%），泽陆蛙是农田生境中的绝对优势种（217 只，45. 30%），溪流生境中以华南湍蛙居多，其余 5 种两栖动物呈少量分布。在种群数量方面，中华蟾蜍出现的频次最

高,其次是泽陆蛙和沼水蛙,再者是黑斑侧褶蛙和斑腿泛树蛙,仅发现少量寒露林蛙、镇海林蛙和大泛树蛙。产生这类现象的可能原因如下:中华蟾蜍是山坡、旱地等生境的优势种;其次,该区域菜地、池塘数量较多,为泽陆蛙与沼水蛙提供了良好生境。分析结果表明,生境的差异以及两栖动物生态特征的不同造成了两栖动物在分布上的差异。

中华蟾蜍是当地两栖动物的绝对优势种,数量接近 500 只;其次为泽陆蛙和沼水蛙,数量在 100~300 只之间;再者是黑斑侧褶蛙和斑腿泛树蛙,数量不足百只;国家Ⅱ级保护动物虎纹蛙仅观测到 9 只,寒露林蛙、大树蛙、镇海林蛙仅有零星发现。分析认为:除优势种外,大多数物种分布较为狭窄,例如短肢异角蟾、小弧斑姬蛙、棘胸蛙、华南湍蛙、阔褶蛙、寒露林蛙、镇海林蛙以及大树蛙只在保护区内观测到,而饰纹姬蛙和虎纹蛙在保护区内外均有观测到,且在相似的农田生境,保护区内的物种丰富度高于保护区外。

南岳衡山地区的生态系统以森林生态类型为主,生境复杂多样,但近年来旅游业开发使得山间车辆增多,成为保护区内物种面临的一个重大威胁;同时,水资源的开发利用使得山坡水渠枯竭,这也可能是两栖动物受到威胁的主要原因之一。观测人员走访当地捕捉或驯养两栖动物的村民发现,棘胸蛙曾广泛分布在南岳衡山区域的农田生境,但近年来由于其具有较高的市场经济价值而被大量捕捉,以致数量急剧减少。

4 建议

为加强南岳衡山国家级自然保护区内两栖动物生物多样性的保护与管理,提出几点相关建议:

(1)面对日益兴盛的旅游业开发,应树立可持续发展的生态理念,在保护区内保留适宜两栖动物栖息的生境面积。

(2)着重加强对国家Ⅱ 级保护动物虎纹蛙的保护,根据《中国物种红色名录》,虎纹蛙为濒危(EN)物种,主要分布在农田以及水塘 2 种生境中,因此当地应适当减少对农耕地的占用,降低农业生产活动对其生境的干扰;合理开发替代性生境,加强对水塘、农田等生境的保护力度。

(3)调查发现流溪生境中两栖动物物种数较少,因此应减少对当地森林植被的干扰破坏,减少农业生产活动,降低溪流河岸带的污染物输入,优化河岸带水质,加强对流溪生境的监管与保护。

(4)对于具有较高市场经济价值的两栖动物,当地政府以及野生动物保护部门应出台相关政策,加强对珍稀野生物种的保护。

参考文献:

[1] ISBELL F, GONZALEZ A, LOREAU M, *et al*. Linking the Influence and Dependence of People on Biodiversity Across Scales [J]. Nature, 2017, 546(7656): 65-72.

[2] NEWBOLD T, HUDSONL N, HILL S L L, *et al*. Global Effects of Land Use on Local Terrestrial Biodiversity [J]. Nature, 2015, 520(7545): 45-50.

[3] DI MARCO M, SANTINI L. Human Pressures Predict Species' Geographic Range Size Better Than Biological Traits [J]. Global Change Biology, 2015, 21(6): 2169-2178.

[4] LAANISTO L, SAMMUL M, KULL T, *et al*. Trait-Based Analysis of Decline in Plant Species Ranges During the 20th Century: A Regional Comparison Between the UK and Estonia [J]. Global Change Biology, 2015, 21(7): 2726-2738.

[5] CARDINALE B J, DUFFY J E, GONZALEZ A, *et al*. Biodiversity Loss and Its Impact on Humanity [J]. Nature, 2012, 486(7401): 59-67.

[6] PENNISI E. What Determines Species Diversity? [J]. Science, 2005, 309(5731): 90.

[7] MA K P. Assessing Progress of Biodiversity Conservation With Monitoring Approach [J]. Biodiversity Science, 2011, 19(2): 125-126.

[8] MA K P. Hot Topics for Biodiversity Science [J]. Biodiversity Science, 2016, 24(1): 1-2.

[9] 马克平. 监测是评估生物多样性保护进展的有效途径[J]. 生物多样性, 2011, 19(2): 125-126. [MA Ke-ping. Assessing Progress of Biodiversity Conservation With Monitoring Approach [J]. Biodiversity Science, 2011, 19(2): 125-126.]

[10] 徐海根, 丁晖, 吴军, 等. 生物物种资源监测原则与指标及抽样设计方法[J]. 生态学报, 2013, 33(7): 2013-2022. [XU Hai-gen, DING Hui, WU Jun, *et al*. Principles, Indicators and Sampling Methods for Species Monitoring [J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(7): 2013-2022.]

[11] XU H G, CAO M C, WU Y, *et al*. Optimized Monitoring Sites for Detection of Biodiversity Trends in China [J]. Biodiversity and Conservation, 2017, 26(8): 1959-1971.

[12] 吴军, 高逖, 徐海根, 等. 两栖动物监测方法和国外监测计划研究[J]. 生态与农村环境学报, 2013, 29(6): 784-788. [WU Jun, GAO Ti, XU Hai-gen, *et al*. Methods for Monitoring of Amphibians and Monitoring Programmes in Foreign Countries [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2013, 29(6): 784-788.]

[13] 徐海根, 吴军, 吴延庆, 等. 全国两栖动物多样性观测网络(China BON-Amphibians)建设进展[J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(1): 20-26. [XU Hai-gen, WU Jun, WU Yan-qing, *et al*. Progress in Construction of China Amphibian Diversity Observation Network (China BON-Amphibians) [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(1): 20-26.]

[14] TILMAN D. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change [J]. Science, 2001, 292(5515): 281-284.

[15] GARCÍA-MUÑOZ E, GILBERT J D, PARRA G, *et al*. Amphibian

Diversity as an Implement for Mediterranean Wetlands Conservation [J]. Journal for Nature Conservation, 2016, 33: 68-75.

[16] GROFF L A, CALHOUN A J K, LOFTIN C S. Amphibian Terrestrial Habitat Selection and Movement Patterns Vary With Annual Life-History Period[J].Canadian Journal of Zoology,2017,95(6):433-442.

[17] 李祖实,莫吉炜,谷颖乐,等.南岳衡山国家级自然保护区两栖爬行动物资源调查与分析[J].湖南林业科技,2010,37(1):20-23,29.[LI Zu-shi, MO Ji-wei, GU Ying-le, *et al*. Investigation and Analysis on Amphibian and Reptile Resources in Nanyue Hengshan National Nature Reserve[J].Hunan Forestry Science & Technology,2010,37(1):20-23,29.]

[18] 何振,杨卫丰,童新旺,等.南岳衡山国家级自然保护区昆虫资源调查分析[J].湖南林业科技,2011,38(1):1-5.[HE Zhen, YANG Wei-feng, TONG Xin-wang, *et al*. Investigation and Analysis on Insect Resources in Nanyue Hengshan National Nature Reserve, Hunan Province[J].Hunan Forestry Science & Technology,2011,38(1):1-5.]

[19] 莫吉炜,杨道德,刘松.湖南南岳衡山国家级自然保护区两栖动物资源垂直分布[J].四川动物,2009,28(1):145-146.[MO Ji-wei, YANG Dao-de, LIU Song. Vertical Distribution of Amphibian Resources of Nanyue Hengshan National Nature Reserve of Hunan Province[J].Sichuan Journal of Zoology,2009,28(1):145-146.]

[20] 王星,周毅,刘汀,等.南岳衡山自然保护区鱼类资源调查[J].生命科学研究,2011,15(4):311-316.[WANG Xing, ZHOU Yi, LIU Ting, *et al*. Investigation Reports on Fish Resources of Nanyue Mountain Nature Reserve, Hunan, China[J].Life Science Research,2011,15(4):311-316.]

[21] SHANNON C E, WEAVER W, WIENER N. The Mathematical Theory of Communication[J].Physics Today,1950,3(9):31-32.

[22] SIMPSON E H. Measurement of Diversity[J].Nature,1949,163(4148):688.

[23] PIELOU E C.The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections[J].Journal of Theoretical Biology,1966,13:131-144.

作者简介：刘研(1995—),女,山东潍坊人,硕士生,从事动物生理和进化生态学研究。E-mail：2405706878@qq.com

(**责任编辑**：许　素)

录用定稿网络首发启事

为了以规范的网络期刊出版方式更快更好地确立作者的科研成果首发权,全面提高学术论文的传播效率和利用价值,本刊已与《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司(简称电子杂志社)签署《CAJ-N 网络首发学术期刊合作出版协议》,通过《中国学术期刊(网络版)》(CAJ-N)正式出版本刊网络版。凡经本刊审定录用的稿件(录用定稿)均将首先以本刊网络版形式首发,后视编排情况发布排版定稿和整期汇编定稿,最后以本刊印刷版形式出版。

录用定稿网络首发之后,在后续的排版定稿、整期汇编定稿网络版和印刷版中,不得修改论文题目、作者署名、作者单位以及学术内容,只可基于编辑规范进行少量文字修改。本刊郑重承诺,录用定稿网络首发论文,本刊印刷版将刊出最终稿。

为了辅助同行专家对稿件的评审以及帮助读者对论文内容的理解,本刊建议作者投稿时提交因印刷版篇幅和载体限制未能刊发的,能够进一步说明文中实验设计、案例分析、理论推导、观点论证等的补充材料,包括文字资料(.doc,.docx)、数据表格(.xls,.xlsx)、图形文件(.jpg, .gif, .png, .tif, .bmp, .ai, .eps 等)、音频文件(.mp3, .wma, .avi 等)、视频文件(.mp4, .avi, .wmv 等)、程序代码(.txt)等。这些补充材料将与原文内容进行组织和封装,形成一个有内在联系的增强论文,通过网刊发布。

CAJ-N 是国家新闻出版广电总局批准创办、国家教育部主管、清华控股有限公司主办、《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司出版的由我国各类学术期刊组成的连续型网络出版物,每篇网络首发论文将被赋予一个唯一的国际 DOI 编码,而且在版本变动中,其 DOI 维持不变。按国家有关网络连续型出版物管理规定,网络首发论文视为正式出版论文,本刊编辑部与电子杂志社共同为论文作者颁发论文网络首发证书。论文作者可以从中国知网下载或打印论文和证书,作为正式发表的论文提交人事、科研管理等有关部门。

本刊编辑部

2020 年 8 月 18 日

生态与农村环境学报 2020，36（8）：982-987
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2019.1012
台德运，刘研，陈婉，等.江西鄱阳湖国家级自然保护区两栖动物资源现状及保护对策[J].生态与农村环境学报，2020，36(8)：982-987.
TAI De-yun，LIU Yan，CHEN Wan，*et al*.General Survey on the Resource and Protection Status of Amphibians in Poyang Lake，Jiangxi[J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：982-987.

江西鄱阳湖国家级自然保护区两栖动物资源现状及保护对策

台德运[1]，刘 研[1]，陈 婉[1,2]，李 宏[1①]（1. 南京师范大学生命科学学院，江苏 南京 210046；2. 江苏开放大学环境生态学院，江苏 南京 210036）

摘要：近年来我国两栖动物受胁迫物种增多，并且总体数量呈下降趋势，两栖动物及其栖息地保护迫在眉睫。为阐明鄱阳湖国家级自然保护区两栖动物资源现状，于2018年4、6和8月，运用样线法调查该区域两栖动物物种组成、种群数量及栖息地利用状况，以期为鄱阳湖国家级自然保护区两栖动物保护提出针对性建议。该研究共观测到两栖动物8种，隶属于1目4科，其中包括1种国家Ⅱ级保护动物〔虎纹蛙（*Hoplobatrachus chinensis*）〕及5种国家“三有”保护动物。泽陆蛙（*Fejervarya multistriata*）为保护区优势种（共计3 432只，占总个体数的64.93%）。两栖动物物种数、个体数和物种多样性在调查月份间无显著差异。而栖息地类型对两栖动物数量和Pielou均匀度指数具有显著影响。两栖动物对栖息地的偏好及自身生态位宽度是影响该地区两栖动物分布的主要因素。

关键词：两栖动物；物种多样性；鄱阳湖国家级自然保护区；保护对策
中图分类号：X176 **文献标志码**：A **文章编号**：1673-4831(2020)08-0982-06

General Survey on the Resource and Protection Status of Amphibians in Poyang Lake，Jiangxi.

TAI De-yun[1]，*LIU Yan*[1]，*CHEN Wan*[1,2]，*LI Hong*[1①]（1. College of Life Sciences，Nanjing Normal University，Nanjing 210046，China；2. School of Environment and Ecology，Jiangsu Open University，Nanjing 210036，China）

Abstract：In recent years，the number of threatened amphibians species have increased due to the rapid growth of the habitat loss，fragmentation and degradation. In order to clarify the current resources and habitat use of amphibians in Poyang Lake National Nature Reserve，and to make reasonable suggestions for the amphibian protection in the reserve，the line-transect method was used to determine amphibian species composition，number and diversity in April，June and August 2018. The results show that total of eight species which belonging to 1 order，4 families were found in the reserve，including 1 national class Ⅱ protected species and 5 species that belong to state protected “beneficial or important economic or scientific valuable terrestrial wild animals”. Hong Kong Rice-paddy Frog（*Fejervarya multistriata*）is the dominant species in the reserve（3 432 individuals which accounted for 64.93% of the total）. There were no significant differences in amphibians species composition，quantity and diversity among different months，and there were significant differences in the amphibians quantity and Pielou evenness index among the three habitats. It could be concluded that amphibians have different distribution regions in the reserve due to their selectivity to habitat and difference of niche breadth. By this study the resource status and species diversity of amphibians in the reserve have basically been exploided，and on this basis，the threatened extrinsic factors on local amphibians have been analyzed，and reasonable suggestions for the protection and management to amphibians are put forward.

Key words：amphibians；species diversity；Poyang Lake National Nature Reserve；protection countermeasures

生物多样性是人类生存和可持续发展的基础和根本保障[1]。在当今全球范围生物多样性持续下降的背景下，我国对生物多样性的保护工作正在不断提高和完善[2-3]。两栖动物作为生物圈中主要的动物群落之一，物种众多并适应于多种生境，对

收稿日期：2019-12-18
基金项目：江苏省自然科学基金（BK20181076）；江苏省青蓝工程项目（2019SZJS-003）
① 通信作者 E-mail：njlihong@163.com

环境变化反应灵敏，常作为监测环境变化的指示物种[4-5]。两栖动物也是生物多样性保护管理与评价的关键指示类群，能客观反映人类干扰因素对自然生态系统的影响[6]。两栖动物物种组成在一定程度上反映了其对栖息地的综合利用情况，而近年来中国境内两栖动物最普遍的致危因子仍是栖息地的片段化、退化和丧失[7]。因此研究两栖动物的物种多样性及栖息地利用状况有助于对栖息地的环境质量作出客观评价，以便为两栖动物及其栖息地的管理和保护提供客观依据[8-10]。

鄱阳湖国家级自然保护区（以下简称“鄱阳湖保护区”）地理位置为 28°11′~29°51′ N，115°49′~116°46′ E，地处江西省北部，位于长江中游和下游的交界处，是基于中国第一大淡水湖鄱阳湖成立的以保护野生动物为目的的国家级自然保护区[11]。保护区光照充足，太阳辐射强，常年有风，年平均气温为 17.4 ℃，年降水量为 1 450~1 550 mm，属典型的亚热带季风气候区，保护区水位及水域面积受气候影响明显[12]。鄱阳湖是具有国家乃至国际性保护意义的淡水湿地生态系统。近年来学者们在生物群落、环境因子等方面取得了重要研究进展[13]，但关于湖区范围内两栖动物的研究较为匮乏。鄱阳湖保护区自然湿地面积辽阔，周围遍布稻田、藕塘等农业用地[14]，这些都是两栖动物理想的栖息地。为掌握不同月份和生境下鄱阳湖两栖动物群落的动态变化，于 2018 年运用固定样线法对鄱阳湖保护区进行 3 次两栖动物观测，在此基础上分析当地的环境变化对两栖动物物种生存的影响，并对该地区两栖动物的保护和管理提出针对性对策。

1　材料与方法

1.1　野外调查

采用固定样线法进行两栖动物观测，在鄱阳湖保护区共布设 10 条观测样线，其中 5 条位于保护区的核心区，另 5 条位于保护区外围（图 1）。分别于 2018 年 4、6 和 8 月进行 3 次观测，每个调查月份每条样线均进行 3 次重复调查。鄱阳湖保护区 10 条监测样线涵盖了该地区两栖动物常见的生境类型，主要分为水域（包含鄱阳湖区、池塘等常年有水的区域）、林地和农田 3 种生境（表 1）。监测工作于日落后进行，沿样线以 1 km · h^{-1} 左右的速度缓慢步行，观测样线单侧 2 m 内的两栖动物，对发现的两栖动物进行拍照并记录种类、生活史阶段、数量以及具体生境类型、人为干扰强度、地理坐标等环境信息[4]。两栖动物名称和分类参照文献[15]。

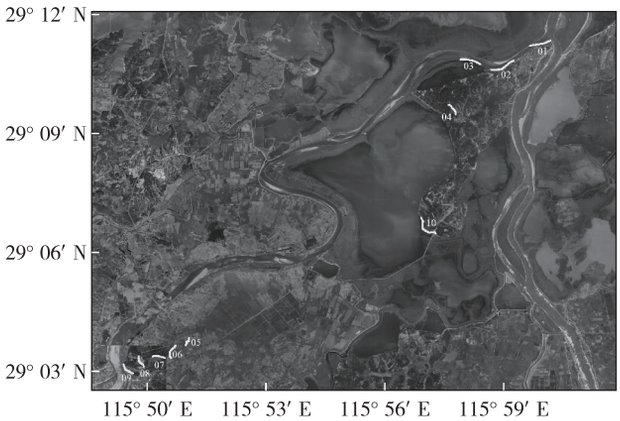


图 1　鄱阳湖国家级自然保护区两栖动物观测样线位置示意

Fig. 1　The line transects of amphibians in Poyang Lake National Nature Reserve

表 1　鄱阳湖国家级自然保护区两栖动物监测样线基本信息

Table 1　The line transects of amphibians in Poyang Lake National Nature Reserve

样线编号	样线长度/m	主要生境类型	干扰因素	干扰程度
01	728	水域	渔业	中
02	640	农田	农牧	高
03	365	农田、林地	农牧	高
04	445	水域	渔业	中
05	852	农田	农牧	高
06	826	农田、水域	农牧	高
07	574	农田	农牧	高
08	441	农田、水域	农牧	高
09	514	林地、水域	农牧	高
10	390	林地	农牧	中

1.2　数据分析

计算每条样线在不同月份和生境中的物种多样性，Shannon-Wiener 多样性指数（H）、Simpson 指数（C）和 Pielou 均匀度指数（J）计算公式[16-18]为

$$H = -\sum_{i=1}^{S} P_i \ln P_i \,, \tag{1}$$

$$C = 1 - \sum_{i=1}^{S} P_i^{\,2}, \tag{2}$$

$$J = \frac{H}{H_{\max}} \,, \tag{3}$$

$$H_{\max} = \ln S。 \tag{4}$$

式（1）~（4）中，P_i 为两栖动物物种 i 的个体数占两栖动物个体总数的比例，每月每条样线两栖动物数量取连续 3 次观测的总值；S 为样线法监测到的两栖动物物种数。

统计分析之前，使用 Shapiro-Wilk 检验分析数

据的正态性。对于各月份或不同生境类型间两栖动物物种多样性的差异显著性分析,若数据符合正态分布,运用单因素方差分析法(one-way ANOVA);若不符合正态分布,则运用多独立样本的非参数检验(Kruskal-Wallis *H* test)。原始数据采用平均值±标准误表示。以上所有数据均采用 SPSS 25.0 软件处理和分析,差异显著性水平设为 $P<0.05$。

2 结果与分析

2.1 鄱阳湖保护区两栖动物群落组成

2018 年在鄱阳湖保护区共观测到两栖动物 8 种,总计 5 286 只,隶属于 1 目 4 科 7 属。其中包括国家Ⅱ级保护动物 1 种,为虎纹蛙(*Hoplobatrachus chinensis*);国家"三有"保护动物 5 种,分别为中华蟾蜍(*Bufo gargarizans*)、沼水蛙(*Hylarana guentheri*)、黑斑侧褶蛙(*Pelophylax nigromaculatus*)、泽陆蛙(*Fejervarya multistriata*)和饰纹姬蛙(*Microhyla fissipes*)(表 2)。

2.2 不同月份两栖动物群落差异

由表 3 可知,鄱阳湖保护区各月份之间两栖动物物种数、个体数和物种多样性均无显著差异。4 月观测到的两栖动物物种数和个体数均最多(8 种,2 302 只)。

由图 2 可见,全年不同样线之间比较而言,3 号样线观测到的两栖动物物种数最多,共计 7 种;5 号样线观测到的两栖动物个体数最多,为 948 只。

表 2 鄱阳湖国家级自然保护区两栖动物物种名录

Table 2 The checklist of amphibians in Poyang Lake National Nature Reserve

科名	物种名	国家保护级别
蟾蜍科(Bufonidae)	中华蟾蜍(*Bufo gargarizans*)	"三有"
蛙科(Ranidae)	镇海林蛙(*Rana zhenhaiensis*)	
	沼水蛙(*Hylarana guentheri*)	"三有"
	湖北侧褶蛙(*Pelophylax hubeiensis*)	
	黑斑侧褶蛙(*Pelophylax nigromaculatus*)	"三有"
叉舌蛙科(Dicroglossidae)	虎纹蛙(*Hoplobatrachus chinensis*)	Ⅱ级
	泽陆蛙(*Fejervarya multistriata*)	
姬蛙科(Microhylidae)	饰纹姬蛙(*Microhyla fissipes*)	"三有"

表 3 鄱阳湖保护区不同月份两栖动物物种多样性指数

Table 3 The species diversity indices of amphibians in different month in Poyang Lake National Nature Reserve

月份	物种数	个体数	Shannon-Wiener 指数	Simpson 指数	Pielou 均匀度指数
4	4.00±0.21	230.00±54.00	0.83±0.09	0.46±0.06	0.59±0.06
6	3.60±0.31	189.90±33.37	0.73±0.10	0.39±0.05	0.57±0.07
8	3.80±0.33	108.30±23.21	0.73±0.07	0.39±0.04	0.58±0.05
P 值(S-W 检验)	0.004	0.002	0.799	0.765	0.893
P 值(ANOVA)			0.674	0.533	0.945
P 值(K-W 检验)	0.551	0.083			

2.3 不同生境两栖动物群落差异

鄱阳湖保护区不同生境之间两栖动物个体数($F_{2,27}=8.15$, $P=0.017$)和 Pielou 均匀度指数($F_{2,27}=6.22$, $P=0.006$)差异显著(表 4)。其中水域生境观测到两栖动物 5 种,总计 1 467 只,该生境未发现虎纹蛙、湖北侧褶蛙和镇海林蛙;林地观测到两栖动物 6 种,总计 78 只,该生境未发现黑斑侧褶蛙和湖北侧褶蛙;农田观测到两栖动物所有种类 8 种,总计 3 741 只。同一物种在 3 种生境之间的数量也有所不同,中华蟾蜍和沼水蛙在水域分布较多;黑斑侧褶蛙、湖北侧褶蛙和饰纹姬蛙在农田分布较多;泽陆蛙则适应于 3 种生境,但更偏爱农田生境;虎纹蛙和镇海林蛙数量较少,主要分布于农田和林地(图 3)。

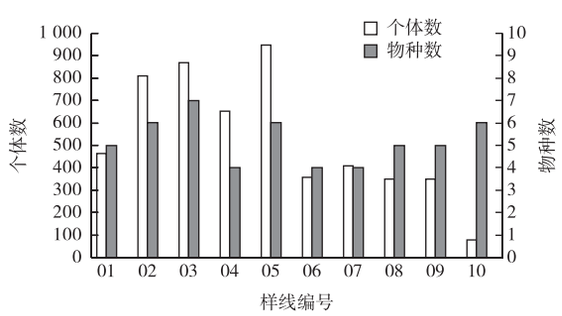


图 2 鄱阳湖国家级自然保护区各样线的两栖动物物种数及个体数

Fig. 2 The numbers and species of amphibians in 10 line transects in Poyang Lake National Nature Reserve

表 4　鄱阳湖国家级自然保护区不同生境两栖动物的物种多样性指数

Table 4　The species diversity indices of amphibians in different habitat in Poyang Lake National Nature Reserve

生境	物种数	个体数	Shannon-Wiener 指数	Simpson 指数	Pielou 均匀度指数
水域	3. 89±0. 26	163. 00±30. 11	0. 87±0. 08	0. 47±0. 04	0. 66±0. 06
林地	3. 33±0. 33	26. 00±4. 93	0. 95±0. 11	0. 55±0. 07	0. 79±0. 07
农田	3. 83±0. 23	207. 83±33. 31	0. 68±0. 07	0. 37±0. 04	0. 50±0. 04
P 值(S-W 检验)	0. 004	0. 002	0. 799	0. 765	0. 893
P 值(ANOVA)			0. 117	0. 074	0. 006 *
P 值(K-W 检验)	0. 446	0. 017 *			

* 表示显著差异。

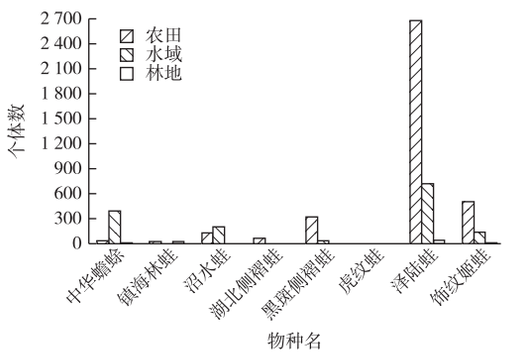


图 3　鄱阳湖国家级自然保护区不同生境中两栖动物各物种的个体数

Fig. 3　The numbers of different amphibian species with different habitats in Poyang Lake National Nature Reserve

3　讨论

3. 1　物种组成及分布

2018 年对鄱阳湖保护区的两栖动物进行系统观测，共发现该地区两栖动物 4 科 8 种 5 286 只，均隶属于无尾目。其中泽陆蛙为当地优势种，数量占两栖动物总数的 64. 93%(3 432 只)，其次为饰纹姬蛙(637 只，12. 05%)，国家Ⅱ级保护动物虎纹蛙仅发现少量个体(4 只，0. 08%)。鄱阳湖保护区观测到的两栖动物中，分布型上属于季风区型(E)的有 2 种，为中华蟾蜍和黑斑侧褶蛙；南中国型(S)3 种，为湖北侧褶蛙、沼水蛙和镇海林蛙；东洋型(W)3 种，为虎纹蛙、泽陆蛙和饰纹姬蛙[19]。

2018 年各月份的两栖动物个体数和物种多样性指数在统计学上虽无显著差异，但仍有变化，其中物种数、Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数从 4、6 到 8 月呈逐渐下降趋势。分析原因，可能是由于无尾目两栖动物的繁殖期通常从 4 月持续到 6 月[20]，鄱阳湖保护区 4 月天气转暖，两栖动物开始求偶和繁殖，叫声大而易于被发现，且蝌蚪众多，因此观察到的物种数和个体数最多；6 月已进入繁殖后期，部分蝌蚪被淘汰，而变态发育成功的两栖动物在寻找新的栖息地，造成观察到的物种数和个体数减少；8 月湖区特别干燥，雨水少，水域面积减少，且周边农田的植被均已收割或枯死，两栖动物的适宜栖息地丧失，造成 8 月 3 种多样性指数均最低。

两栖动物不同类群偏好的栖息地不同，同一物种在其生活史不同阶段对栖息地也有选择性[21]，鄱阳湖保护区 3 种生境下的两栖动物个体数和 Pielou 均匀度指数差异显著。以往研究表明，两栖动物选择繁殖地的差异是影响其群落动态的重要机制之一，而农田生境是两栖动物繁殖的理想栖息地之一[22]。相比于保护区其余生境，农田生境内两栖动物在物种和数量上都具有明显优势。笔者的研究也证实了这一观点，鄱阳湖保护区农田生境观测到的两栖动物物种数和个体数(8 种，3 741 只)明显多于水域(5 种，1 467 只)和林地(6 种，78 只)。

鄱阳湖保护区外围多为村庄，有大量的水田和旱地等农耕用地，是泽陆蛙最适宜的栖息地[23]，这也是泽陆蛙为当地优势种的原因之一。农田生境共发现泽陆蛙 2 675 只，占观测到的泽陆蛙个体总数的 77. 94%。泽陆蛙适宜的栖息地类型广泛[24-25]，导致泽陆蛙也是鄱阳湖保护区水域(715 只，48. 74%)和林地(42 只，53. 85%)2 种生境的优势种。除泽陆蛙外，水域生境中数量居其次的为中华蟾蜍(388 只，26. 45%)；林地生境中数量居其次的为镇海林蛙(22 只，28. 21%)；农田生境中数量居其次的为饰纹姬蛙(637 只，12. 05%)。该结果表明，两栖动物对生境的选择性和两栖动物生态位的宽度造成了其在鄱阳湖保护区分布和数量上的差异[7-9]。

3. 2　保护建议

从 2018 年度的总体调查结果来看，国家“三有”保护动物中饰纹姬蛙、中华蟾蜍、黑斑侧褶蛙和沼水蛙数量都较少，而国家Ⅱ级保护动物虎纹蛙仅观测到 4 只，说明鄱阳湖保护区两栖动物群落受威

胁情况较严重,急需开展保护行动。通过实地调查,总结出鄱阳湖保护区两栖动物受威胁的原因主要有以下几点:一是虎纹蛙具有较高的市场经济价值,野外猎捕严重;二是两栖动物在鄱阳湖保护区的生境受到胁迫,鄱阳湖周围农田有农药滥用的情况,笔者在进行样线观测时,经常在田间发现大量的农药包装袋;三是当地有较多的水产品养殖基地,占据了大量两栖动物原有的自然栖息地。

针对这些问题,对鄱阳湖保护区两栖动物保护提出如下建议:首先,野生动物保护相关部门仍需加强对人为捕杀两栖动物行为的监管与查处力度;其次,在不影响农作物收成的情况下,劝导农民合理适度施用农药;最后,降低快速城镇化对两栖动物的负面影响,合理配置各种有利于两栖动物完成生活史的栖息地板块[26],可在保护区内部新建虎纹蛙自然保护小区(样线 3 附近),重点保护适宜于无尾目的栖息地,使虎纹蛙充当物种保护伞的角色,以保护自身及同域两栖动物的生存环境。

3.3 展望

近年来,关于鄱阳湖区域两栖动物的研究资料和文献记载较少,于晓东等[27]在进行长江流域两栖动物研究时,通过文献记载总结出鄱阳湖流域两栖动物总计 2 目 5 科 16 种。但除镇海林蛙外,此次调查的其余 7 种两栖动物均未包含在内,这可能与调查时间、尺度以及两栖动物栖息地的改变有关。鄱阳湖区域在江西省两栖动物地理区划上属于赣北(鄱阳湖)平原省[28],位于该区域的国家级保护区还包括鄱阳湖南矶湿地国家级自然保护区、庐山国家级自然保护区和桃红岭国家级自然保护区[29]。其中距离研究区域最近且生境类型较为相似的是位于鄱阳湖主湖南部的南矶湿地国家级自然保护区,在该保护区共记录到两栖动物 1 目 5 科 11 种,包括近期实地观察到的 8 种[30]。在实地观察到的 8 种两栖动物物种组成方面,鄱阳湖保护区记录到湖北侧褶蛙,鄱阳湖南矶湿地国家级自然保护区记录到斑腿泛树蛙(*Polypedates megacephalus*),其余 7 种两栖动物在 2 个保护区内均有观测到。

该研究系统地调查了鄱阳湖国家级自然保护区两栖动物的资源现状,丰富了鄱阳湖区域生物多样性资料,也为该地区两栖动物的保护和管理提供了数据支持。但对于前期文献资料上出现的两栖动物并未全部观测到,是调查力度不够,还是由于栖息地丧失或偷猎等原因,造成部分物种在当地已局部灭绝,其根本原因尚未可知。未来可通过增大调查范围等手段,以探究文献资料上记载但此次并未观测到的两栖动物物种是否还存在于鄱阳湖区域。

参考文献:

[1] CRIST E, MORA C, ENGELMAN R. The Interaction of Human Population, Food Production, and Biodiversity Protection[J]. Science, 2017, 356(6335): 260-264.

[2] TITTENSOR D P, WALPOLE M, HILL S L L, *et al*. A Mid-Term Analysis of Progress Toward International Biodiversity Targets[J]. Science, 2014, 346(6206): 241-244.

[3] 李奇,朱建华,肖文发.生物多样性与生态系统服务:关系、权衡与管理[J].生态学报,2019,39(8):2655-2666.[LI Qi, ZHU Jian-hua, XIAO Wen-fa. Relationships and Trade-offs Between, and Management of Biodiversity and Ecosystem Services[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(8): 2655-2666.]

[4] 徐海根,吴军,吴延庆,等.全国两栖动物多样性观测网络(China BON-Amphibians)建设进展[J].生态与农村环境学报,2018,34(1):20-26.[XU Hai-gen, WU Jun, WU Yan-qing, *et al*. Progress in Construction of China Amphibian Diversity Observation Network (China BON-Amphibians)[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(1): 20-26.]

[5] 熊姗,张海江,李成.两栖类种群数量的快速调查与分析方法[J].生态与农村环境学报,2019,35(6):809-816.[XIONG Shan, ZHANG Hai-jiang, LI Cheng. A Method for Rapid Survey and Analysis in Estimating Amphibian Population[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(6): 809-816.]

[6] YUAN Z Y, ZHOU W W, CHEN X, *et al*. Spatio-Temporal Diversification of the True Frogs (*Genus rana*): A Historical Framework for a Widely Studied Group of Model Organisms[J]. Systematic Biology, 2016, 65(5): 824-842.

[7] 江建平,谢锋,臧春鑫,等.中国两栖动物受威胁现状评估[J].生物多样性,2016,24(5):588-597.[JIANG Jian-ping, XIE Feng, ZANG Chun-xin, *et al*. Assessing the Threat Status of Amphibians in China[J]. Biodiversity Science, 2016, 24(5): 588-597.]

[8] 王刚,李成,吴军,等.基于人工掩蔽物法的若尔盖湿地中华蟾蜍种群生态研究[J].生态学报,2016,36(17):5556-5563.[WANG Gang, LI Cheng, WU Jun, *et al*. Population Ecology of Bufo Gargarizans in Zoige Wetland Based on Artificial Cover[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(17): 5556-5563.]

[9] 李成,谢锋,车静,等.中国关键地区两栖爬行动物多样性监测与研究[J].生物多样性,2017,25(3):246-254.[LI Cheng, XIE Feng, CHE Jing, *et al*. Monitoring and Research of Amphibians and Reptiles Diversity in Key Areas of China[J]. Biodiversity Science, 2017, 25(3): 246-254.]

[10] 王波,黄勇,李家堂,等.西南喀斯特地貌区两栖动物丰富度分布格局与环境因子的关系[J].生物多样性,2018,26(9):941-950.[WANG Bo, HUANG Yong, LI Jia-tang, *et al*. Amphibian Species Richness Patterns in Karst Regions in Southwest China and Its Environmental Associations[J]. Biodiversity Science, 2018, 26(9): 941-950.]

[11] 李海辉.鄱阳湖主湖区与碟形湖水位变化及其对水质的影响[J].长江流域资源与环境,2018,27(6):1298-1306.[LI Hai-

hui.Changes of Water Level in Main Lake Area of Poyang Lake and in Dish-Shaped Sub-Lake and Their Impacts on Water Quality[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin,2018,27(6):1298-1306.]

[12] 张海娜,鲁向晖,黄国敏,等.鄱阳湖沙地蔓荆灌丛沙堆形态特征及空间分布格局[J].生态学报,2019,39(14):5252-5260.[ZHANG Hai-na,LU Xiang-hui,HUANG Guo-min,*et al*.Morphological Characteristics and Spatial Distribution Patterns of *Vitex trifolia* Nebkhas in the Poyang Lake Sand Land[J].Acta Ecologica Sinica,2019,39(14):5252-5260.]

[13] 纪昌品,王华.鄱阳湖湿地植物群落分布特征及其对土壤环境因子的响应[J].生态环境学报,2018,27(8):1424-1431.[JI Chang-pin,WANG Hua.Response of Vegetation Distribution to Soil Environmental Factors in Wetlands of Poyang Lake[J].Ecology and Environmental Sciences,2018,27(8):1424-1431.]

[14] 邵明勤,张聪敏,戴年华,等.越冬小天鹅在鄱阳湖围垦区藕塘生境的时间分配与行为节律[J].生态学杂志,2018,37(3):817-822.[SHAO Ming-qin,ZHANG Cong-min,DAI Nian-hua,*et al*.Time Budget and Behavioral Rhythm of Wintering Tundra Swans in a Lotus Pond Reclamation Area Around Poyang Lake[J].Chinese Journal of Ecology,2018,37(3):817-822.]

[15] 王跃,任金龙,陈宏满,等.中国两栖、爬行动物更新名录[J].生物多样性,2020,28(2):189-218.[WANG Kai,REN Jin-long,CHEN Hong-man,*et al*.The Updated Checklists of Amphibians and Reptiles of China[J].Biodiversity Science,2020,28(2):189-218.]

[16] SHANNON C E,WEAVER W.The Mathematical Theory of Communication[M].Urbana,USA:Univlinosi Press,1949:31-32.

[17] SIMPSON E H.Measurement of Diversity[J].Nature,1949,163(4148):688.

[18] PIELOU E C.The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections[J].Journal of Theoretical Biology,1966,13:131-144.

[19] 张荣祖.中国动物地理[M].北京:科学出版社,2011:259-270.

[20] RUCHIN A B.The Effect of Illumination and Light Spectrum on Growth and Larvae Development of *Pelophylax ridibundus* (Amphibia:Anura)[J].Biological Rhythm Research,2019,10:1-12.

[21] GROFF L A, CALHOUN A J K, LOFTIN C S. Amphibian Terrestrial Habitat Selection and Movement Patterns Vary With Annual Life-History Period[J].Canadian Journal of Zoology,2017,95(6):433-442.

[22] ZHANG W, LI B, SHU X X, *et al*. Responses of Anuran Communities to Rapid Urban Growth in Shanghai,China[J].Urban Forestry & Urban Greening,2016,20:365-374.

[23] LI Ben,ZHANG Wei,SHU Xiao-xiao, *et al*.The Impacts of Urbanization on the Distribution and Body Condition of the Rice-Paddy Frog(*Fejervarya multistriata*) and Gold-Striped Pond Frog(*Pelophylax plancyi*) in Shanghai,China[J].Asian Herpetological Research,2016,7(3):200-209.]

[24] 柯坫华,邓卉,郭卫斌,等.泽陆蛙种群年龄结构及其季节性变化[J].动物学杂志,2014,49(3):366-375.[KE Dian-hua,DENG Hui,GUO Wei-bin,*et al*.Age Structure and Its Seasonal Variation in a Population of Rice Frog *Fejervarya limnocharis* in South China[J].Chinese Journal of Zoology,2014,49(3):366-375.]

[25] YANG Dian-cheng, PENG Li-fang, XU Jing-cheng, *et al*. Intraspecific Polymorphism of Rice Frog, *Fejervarya multistriata* (Anura:Ranidae),in Lingnan,Huangshan,China[J].Asian Herpetological Research,2017,8(1):22-26.

[26] SHU Xiao-xiao,ZHANG Wei,LI Ben,*et al*.Major Factors Affecting the Distribution of Anuran Communities in the Urban,Suburban and Rural Areas of Shanghai,China[J].Asian Herpetological Research,2016,7(4):287-294.

[27] 于晓东,罗天宏,伍玉明,等.长江流域两栖动物物种多样性的大尺度格局[J].动物学研究,2005,26(6):565-579.[YU Xiao-dong,LUO Tian-hong,WU Yu-ming,*et al*.A Large-Scale Pattern in Species Diversity of Amphibians in the Yangtze River Basin[J].Zoological Research,2005,26(6):565-579.]

[28] 钟昌富.江西省爬行动物区系及地理区划[J].四川动物,2004,23(3):222-229.[ZHONG Chang-fu.Reptilian Fauna and Zoogeographic Division of Jiangxi Province[J].Sichuan Journal of Zoology,2004,23(3):222-229.]

[29] 李言阔,单继红,龚瑜.江西省两栖类动物多样性与地理区划[J].动物学杂志,2013,48(6):919-925.[LI Yan-kuo,SHAN Ji-hong,GONG Yu.The Amphibian Species Diversity and Zoogeographic Division in Jiangxi Province[J].Chinese Journal of Zoology,2013,48(6):919-925.]

[30] 杨道德,熊建利.江西南矶山自然保护区两栖爬行动物资源调查与评价[J].四川动物,2006,25(2):285-289.[YANG Dao-de,XIONG Jian-li.Survey and Evaluation of Herpetological Resources in Nanjishan National Nature Reserve of Jiangxi Province[J].Sichuan Journal of Zoology,2006,25(2):285-289.]

作者简介：台德运(1995—),男,安徽六安人,硕士生,研究方向为脊椎动物保护与进化。E-mail：taideyun6@163.com

(**责任编辑**：许　素)

生态与农村环境学报 2020，36（8）：988-997
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0741
卫佩茹，邵天杰，黄小刚，等.2015—2018 年东北地区臭氧浓度时空变化特征及其驱动因素研究[J].生态与农村环境学报，2020，36(8)：988-997.
WEI Pei-ru，SHAO Tian-jie，HUANG Xiao-gang，*et al*.Study of Spatio-Temporal Variation and the Influencing Factors of Ozone in Northeast China During 2015-2018[J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：988-997.

2015—2018 年东北地区臭氧浓度时空变化特征及其驱动因素研究

卫佩茹[1,2]，邵天杰[1,2①]，黄小刚[1,2,3]，张忠地[1,2]（1. 陕西师范大学地理科学与旅游学院，陕西 西安 710119；2. 陕西师范大学地理学国家级实验教学示范中心，陕西 西安 710119；3. 山西师范大学地理科学学院，山西 临汾 041004）

摘要：基于 O_3 浓度监测数据，采用空间自相关分析和地理探测器，分析了东北地区 35 个城市 2015—2018 年 O_3 浓度的时空变化特征及其影响因素。结果表明，2015—2018 年东北地区 O_3 浓度年际变化呈缓慢上升趋势，季均浓度值呈春夏高、秋冬低的特征，月均浓度变化规律呈倒“V”型分布；受气温影响，O_3 浓度高值区主要分布在辽宁及吉林两省，并表现出逐年向北扩增的趋势；O_3 浓度具有明显的集聚特征，热点主要分布在辽宁省；气象因素和社会经济因素都是影响 O_3 浓度分布的重要驱动因子，其中气温、二产占比和民用汽车拥有量与 O_3 浓度的分布具有极显著相关性。

关键词：O_3 浓度；时空变化；驱动因素；东北地区
中图分类号：X823　　**文献标志码**：A　　**文章编号**：1673-4831(2020)08-0988-10

Study of Spatio-Temporal Variation and the Influencing Factors of Ozone in Northeast China During 2015-2018.

WEI Pei-ru[1,2]，*SHAO Tian-jie*[1,2①]，*HUANG Xiao-gang*[1,2,3]，*ZHANG Zhong-di*[1,2]（1. School of Geography and Tourism，Shaanxi Normal University，Xi′an 710119，China；2. National Demonstration Center for Experimental Geography Education，Shaanxi Normal University，Xi′an 710119，China；3. School of Geography Sciences，Shanxi Normal University，Linfen 041004，China）

Abstract：Based on the ozone monitoring date，the spatio-temporal variation of ozone concentration and its influencing factors of 35 cities in Northeast China from 2015 to 2018 were analyzed via spatial auto-correlation analysis and geographical detector. The results show that the interannual variation of ozone concentration increased from 2015 to 2018 and the monthly ozone concentration followed a pattern of inverted "V"，which was higher in spring and summer and lower in autumn and winter. The high ozone concentration areas were mainly distributed in Liaoning Province and Jilin Province，which expanded to the north due to the effect of temperature. The ozone concentration had significant characteristics of agglomeration with hot spots distributed mainly in Liaoning Province. Meteorological factors and socio-economic factors all had significant effects on the distribution of ozone concentration. Temperature，the proportion of secondary industry and the ownership of civilian automobiles were all significantly correlated with ozone concentration.

Key words：ozone concentration；spatio-temporal variation；influencing factors；Northeast China

臭氧（O_3）在平流层能够吸收 0.20～0.29 μm 的紫外辐射，对生物圈具有保护作用[1-3]；但在近地面高浓度的 O_3 不仅能促进 $PM_{2.5}$ 的生成，加重大气污染[4-6]，而且是重要的温室气体，会加强温室效应[7]。自《大气污染防治行动计划》实施以来，颗粒物等大气污染物浓度得到一定程度的减少，而 O_3 浓度不降反升。已有研究表明 O_3 已成为仅次于 $PM_{2.5}$ 的大气污染物，并且污染愈发严重[8]。

为全面认识 O_3 的污染规律，目前已有学者从不同时空对影响 O_3 浓度的因素做了大量研究。有研究表明，气象因素和前体物排放是 O_3 污染的重要因素[9-12]。王玫等[13]认为，京津冀地区 O_3 污染具有明显的区域一致性，当风速为 2～3 $m \cdot s^{-1}$、相对湿

收稿日期：2019-09-17
基金项目：中央高校基本科研业务费专项(GK201803055)；陕西省博士后科学基金(2016BSHEDZZ27)
① 通信作者 E-mail：tjshao2010@126.com

度在 50%～60%之间、气温高于 30 ℃时 O_3超标率最大。曹庭伟等[14]对成渝城市群 O_3和其他大气污染物及气象因子进行了对比研究，发现 O_3与颗粒物、NO_2、CO 浓度呈相反的变化趋势，且在太阳辐射大于 15.0 MJ·m^{-2}时 O_3平均浓度大于 100 μg·m^{-3}。易睿等[15]对长三角地区城市 2013 年 O_3浓度的影响因素进行研究，结果表明各城市机动车保有量、日照时数和温度与 O_3浓度存在显著正相关。廖志恒等[16]研究得出 2006—2012 年珠三角地区 O_3浓度与年日照时数的变化趋势一致。沈劲等[17]基于 NAQPMS 模型研究，发现偏北风的作用导致广东省秋季省外贡献远高于其他季节。总的来看，国内 O_3研究主要集中在京津冀、长三角以及珠三角等经济发达地区，而对于东北地区的研究较少，且多是针对哈尔滨、沈阳、大连等单个城市进行分析，缺乏长时间序列、大尺度区域的系统研究[4,18-19]。

该研究基于东北地区城市群 2015 年 1 月—2018 年 12 月的监测数据，分析讨论 O_3的时空变化特征，并利用地理探测器解析 O_3浓度空间变化的驱动因素，为东北地区开展大气污染防治行动、调整能源结构、引导产业布局提供科学依据。

1　数据来源与研究方法

1.1　数据来源与评价标准

O_3浓度监测数据来源于中国环境监测总站全国城市空气质量实时发布平台（http://106.37.208.233:20035/），数据起止时间为 2015 年 1 月 1 日至 2018 年 12 月 31 日。O_3日评价指标采用 O_3日最大 8 h 滑动平均浓度（O_3-8h），年评价指标采用 O_3日最大 8 h 滑动平均浓度第 90 百分位数（O_3-8h-p90）。数据异常值按 HJ 630—2011《环境监测质量管理技术导则》进行判断和处理，数据有效性按 GB 3095—2012《环境空气质量标准》和 HJ 663—2013《环境空气质量评价技术规范（试行）》进行筛选。东北地区在全国城市空气质量实时发布平台上发布的监测城市有 37 个，其中 36 个为地级市，1 个为县级市。为使评价单元间具有可对比性，该研究仅研究地级市监测城市。此外，由于朝阳市数据缺失较多，不符合 GB 3095—2012 规定的数据统计有效性要求而被剔除，实际研究城市为 35 个（图 1）。

空间格局的驱动因素研究仅限于 2017 年。气象数据来源于中国气象网（http://data.cma.cn）公布的中国地面气候资料日值数据集（V3.0），数据集原始数据文件已经过严格的质量控制和检查。社会经济统计数据来源于国家统计局最新公布的《中国城市统计年鉴 2018》。

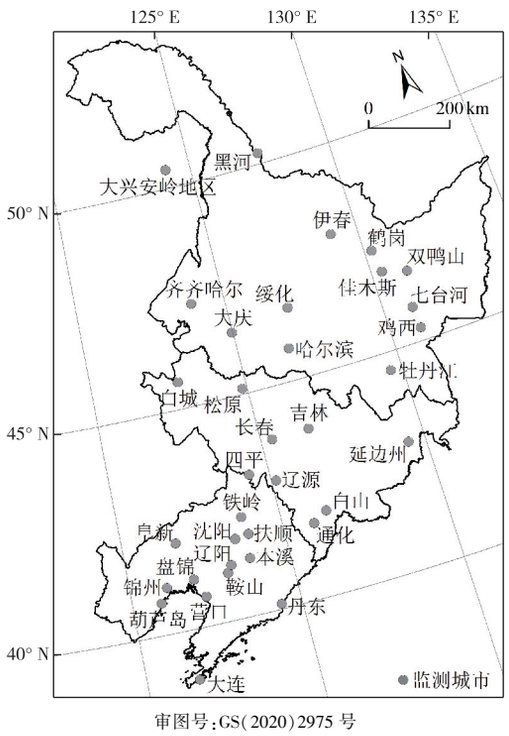


图 1　研究区各城市位置

Fig. 1　Cities in Northeast China in this study

根据 HJ 633—2012《环境空气质量指数（AQI）技术规定（试行）》，将 O_3空气质量划分为 5 个级别，即优、良、轻度污染、中度污染和重度及以上污染，范围分别为 1～100、>100～160、>160～215、>215～265 和>265 μg·m^{-3}，>160 μg·m^{-3}为超标。

1.2　驱动因素选择

O_3浓度变化原因复杂，目前认为影响 O_3的因素主要为气象因素和工业化城市化等人为因素，气温、降水量和日照时数等通过影响光化学反应的发生，从而引起近地面 O_3浓度的改变[20-22]；人类活动排放的 O_3前体物是导致 O_3浓度上升的主要因素[23-24]。据此，该研究选取的气象因素为气温（X_1）、降水量（X_2）、平均风速（X_3）、日照时数（X_4）和相对湿度（X_5），选择这些因子的原因在于：气温和日照时数与 O_3的光化学反应速率有密切关系[14-15,25]；风速会影响 O_3及其前体物的扩散和传输速度[23,26]；降水量和相对湿度对 O_3及其前体物有显著的冲刷、沉降等清除作用[27-28]。社会经济因素为年平均人口（X_6）、人均生产总值（X_7）、建成区面积（X_8）、绿地面积（X_9）、二产占比（X_{10}）、工业烟（粉）尘排放量（X_{11}）、工业二氧化硫排放量（X_{12}）、工业氮

氧化物排放量(X_{13})和民用汽车拥有量(X_{14}),选择这些因子的原因在于:年平均人口和建成区面积代表了城市化水平,城市化的发展可以从增加 O_3 前体物面源排放量和改变土地利用方式 2 个方面影响 O_3 浓度的变化[29];人均生产总值和二产占比分别是经济规模和经济结构的重要指标,可以反映经济增长对环境的污染[24];工业二氧化硫排放量、工业氮氧化物排放量和工业烟(粉)尘排放量以及民用汽车拥有量可以反映 O_3 前体物的工业和交通来源[23,30];绿地面积代表了 O_3 前体物的生物来源,其排放的 VOCs 在 O_3 生成过程中起一定作用[31-32]。此外,太阳辐射强度是 O_3 形成的因素之一[25,33-34],但该研究未能获取足够的太阳辐射数据,因此暂不选取该参数。

1.3 研究方法

1.3.1 空间插值方法

由于监测数据为点状分布,为便于观察东北地区 O_3 浓度的整体分布格局,采用克里金插值法(OKM)插值成连续分布的栅格数据。OKM 为能够在空间数据分布不均的条件下对插值点属性的空间行为进行全面分析的无偏最优估算法[35]。使用 ArcGIS 10.2 软件对东北地区 35 个城市的 O_3 浓度进行空间插值,并从中随机抽取 4 个进行交叉验证,精度在 83%以上,具有较好的空间插值效果。

1.3.2 空间自相关分析

空间自相关是指空间事物或现象在空间分布中具有相关性,且距离越近相关性越强[36]。使用 Moran′s I 探测东北地区城市群 O_3 浓度分布的空间自相关性。计算公式如下:

$$I=\frac{n\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}\boldsymbol{\omega}_{ij}(x_i-\bar{x})(x_j-\bar{x})}{(\sum_{i-1}^{n}\sum_{j=1}^{n}\boldsymbol{\omega}_{ij})\sum_{i-1}^{n}(x_i-\bar{x})^2}。\tag{1}$$

式(1)中,I 为全局 Moran′s I 指数值;n 为监测城市数量;x_i、x_j 分别为城市 i、j 的 O_3 质量浓度值,μg·m^{-3};$\boldsymbol{\omega}_{ij}$ 为空间权重矩阵;$\bar{x}$ 为 O_3 浓度平均值,μg·m^{-3}。$I\in[-1,1]$,$I>0$ 表示正相关,即相似的 O_3 浓度值区域集聚(高-高集聚,低-低集聚),$I<0$ 表示负相关,即相似的 O_3 浓度值区域离散(高-低集聚,低-高集聚)。采用 Z 检验对全局 Moran′s I 进行显著性检验,计算公式如下:

$$Z_I=\frac{I-E_I}{\sqrt{V_I}}。\tag{2}$$

式(2)中,Z_I 为全局 Moran′s I 的 Z 检验值;V_I 为全局 Moran′s I 的变异系数;E_I 为其数学期望。如果 Z_I 为正且显著,即存在正的空间自相关关系;如果 Z_I 为负且显著,即存在负的空间自相关关系。

1.3.3 热点和冷点分析

虽然全局 Moran′s I 能从整体上反映研究区事物或现象的空间自相关性,但无法识别局部的集聚状态和程度[37]。使用 Getis-Ord G_i^* (Z 检验值)来识别区域内不同空间位置的高值簇和低值簇,即热点区和冷点区,计算公式如下:

$$G_i^*=\frac{\sum_{j=1}^{n}\boldsymbol{\omega}_{ij}x_j-\bar{x}\sum_{j=1}^{n}\boldsymbol{\omega}_{ij}}{S\sqrt{\frac{\left[n\sum_{j=1}^{n}\boldsymbol{\omega}_{ij}^2-\left(\sum_{j=1}^{n}\boldsymbol{\omega}_{ij}\right)^2\right]}{n-1}}}。\tag{3}$$

式(3)中,S 为标准差。如果 G_i^* 为正且显著,表示位置 i 周围的值较高,为热点(高值集聚);如果 G_i^* 为负且显著,表示位置 i 周围的值较低,为冷点(低值集聚)。

1.3.4 地理探测器

地理探测器是探测空间分异性及其驱动力的一组统计学方法。它可以检验单变量的空间分异性,同时也可以检验自变量与因变量之间的一致性[38]。地理探测器包括 4 个模块:因子探测器、风险探测器、交互作用探测器、生态探测器[39]。因子探测器在大气污染问题方面有较多应用[30,40-41]。使用因子探测器计算各评价因子对 O_3 浓度空间分异的解释力($P_{D,U}$),计算公式如下:

$$P_{D,U}=1-\frac{\sum_{i=1}^{m}n_{D,i}{\sigma_{U_{D,i}}}^2}{n{\sigma_U}^2}。\tag{4}$$

式(4)中,U 为影响因子 D 的分区;$n_{D,i}$ 为次一级分区城市数量;${\sigma_{U_{D,i}}}^2$ 为次一级分区 O_3 浓度方差;n 为次级分区数量;${\sigma_U}^2$ 为监测城市 O_3 浓度的方差。$P_{D,U}\in[0,1]$,值越接近 1,表示影响因子对 O_3 浓度变化的解释力越强。

地理探测器不能识别探测因子的影响方向,因此采用 Pearson 相关分析为数值型因子确定影响方向,探测因子与 O_3 浓度呈正相关关系确定为正向影响,负相关关系为负向影响。

2 结果与讨论

2.1 时间变化特征

2.1.1 O_3 浓度的年际变化

2015—2018 年东北地区 O_3 浓度呈缓慢增加趋

势(表 1)。O_3年均质量浓度由 2015 年的 81 μg·m^{-3}上升到 2018 年的 85 μg·m^{-3},O_3-8h-p90 平均值由 133 μg·m^{-3}上升到 138 μg·m^{-3},未超过二级标准限值(160 μg·m^{-3})。O_3超标天数和超标率也呈增长趋势,在 2018 年超标天数为 668 d,占监测总天数的 5.1%,其中轻度污染 589 d,占 88.2%,中度污染及重度污染分别占 10.6%和 1.2%。

表 1　2015—2018 年东北地区城市群 O_3浓度水平及超标情况

Table 1　Ozone concentration and non-attainment from 2015 to 2018 in Northeast China

年份	$\rho(O_3)$/(μg·m^{-3})	O_3-8h-p90/(μg·m^{-3})	O_3超标总天数/d	O_3超标率/%
2015	81	133	598	4.6
2016	84	131	675	5.1
2017	87	131	655	5.0
2018	85	138	668	5.1

2.1.2　O_3浓度的季节变化

受气象条件季节变化的影响,O_3浓度具有明显的季节变化特征,整体表现为春夏高、秋冬低(表 2)。2015—2018 年春季、夏季、秋季和冬季的平均浓度分别为 103、106、69 和 57 μg·m^{-3},夏季约为冬季的 1.9 倍,季节差异明显。从 O_3浓度上升的绝对量来看,冬季 O_3平均质量浓度从 2015 年的 50 μg·m^{-3}上升到 2018 年的 62 μg·m^{-3},年均增长率达到 7.4%,其余季节没有显著变化。

表 2　2015—2018 年东北地区城市群 O_3浓度季节变化情况

Table 2　Seasonal variation of ozone concentration from 2015 to 2018 in Northeast China

季节	$\rho(O_3)$/(μg·m^{-3})				
	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	4 a 平均
春	96	106	105	104	103
夏	105	105	108	106	106
秋	72	67	74	64	69
冬	50	57	59	62	57

2.1.3　O_3浓度的月份变化

O_3月均浓度呈倒“V”型(图 2)。1—4 月 O_3月均浓度随温度的升高逐渐增加,5—7 月为 O_3污染最严重的时期,此时 O_3质量浓度大于 100 μg·m^{-3},8—12 月随温度的下降而大幅下降,完成 1 a 的周期循环。因各年雨季到来的时间和强度不同,达到浓度峰值的月份也不相同。2015 和 2016 年呈单峰型,分别在 6 月和 5 月达到峰值;2017 年 5—7 月为高值期,9 月出现小高峰;2018 年 O_3污染状况总体较其他年份提前,集中在 3—6 月。另一方面,O_3超标天数的月变化规律与月浓度均值有相似情况,O_3浓度较高的月份也是超标天数较多的月份。6 月超标天数最多,达 740 d,12 月—次年 2 月各城市未出现 O_3超标情况。可见 O_3超标现象主要出现在春季、夏季和秋季。

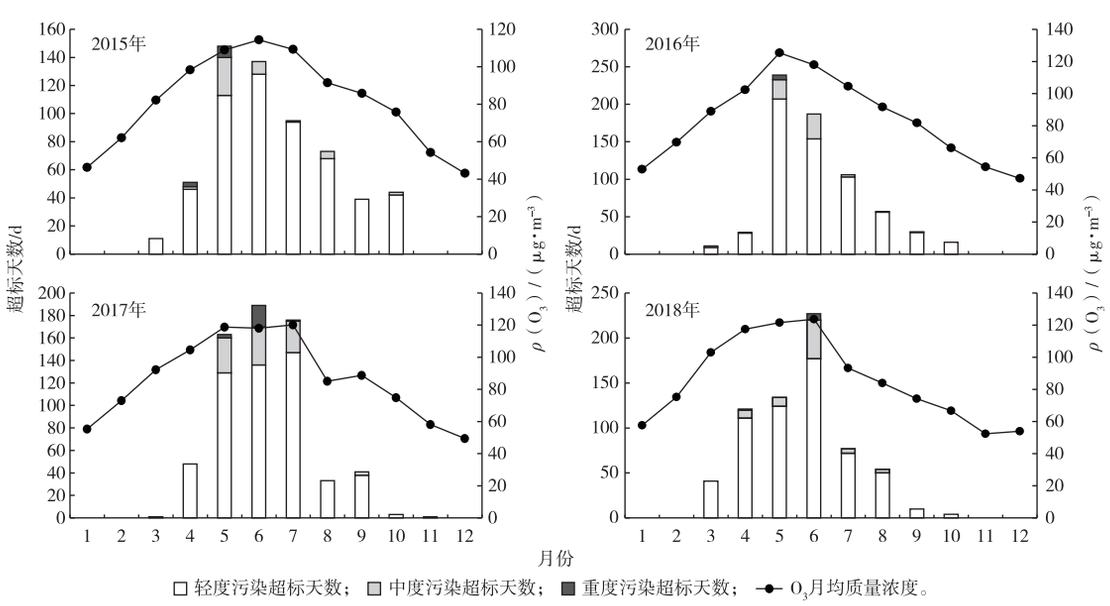


图 2　2015—2018 年 O_3质量浓度与超标天数的月均分布

Fig. 2　Monthly variation of ozone concentration and the number of days with ozone non-attainment from 2015 to 2018

2.2 空间格局的变化特征

2.2.1 空间格局的年际变化

2015—2018 年东北地区 O_3 空间分布具有南高北低、污染加重的特征(图 3)。O_3 高值区主要分布在辽宁省和吉林省,黑龙江省 O_3 浓度较低。2015 年辽宁省和吉林省 O_3 浓度较高,O_3-8h-p90 平均值分别为 155 和 139 μg · m^{-3};黑龙江省较低,O_3-8h-p90 平均值为 109 μg · m^{-3}。2016 年和 2017 年辽宁省和吉林省 O_3 高值区由环渤海经济圈进一步向北延伸至沈阳市、阜新市等。2018 年,随着西部的锦州市、葫芦岛市和铁岭市 O_3 浓度的下降和东部抚顺市、本溪市 O_3 浓度的上升,辽宁省的 O_3-8h-p90 平均值与 2017 年相同,为 156 μg · m^{-3}。吉林省的 O_3-8h-p90 平均值由 2017 年的 134 μg · m^{-3} 上升到 2018 年的 141 μg · m^{-3}。黑龙江省的 O_3-8h-p90 平均值在 2016 年回落至 98 μg · m^{-3},2017 年和 2018 年又分别上升至 106 和 120 μg · m^{-3}。黑龙江省 O_3 浓度呈先回落、后上升的特点,这可能与气温有关。黑龙江省 2016 年气温较 2015 年下降 1.07 ℃,后又逐年升温。辽宁省 O_3 浓度的变化也与气温变化一致。

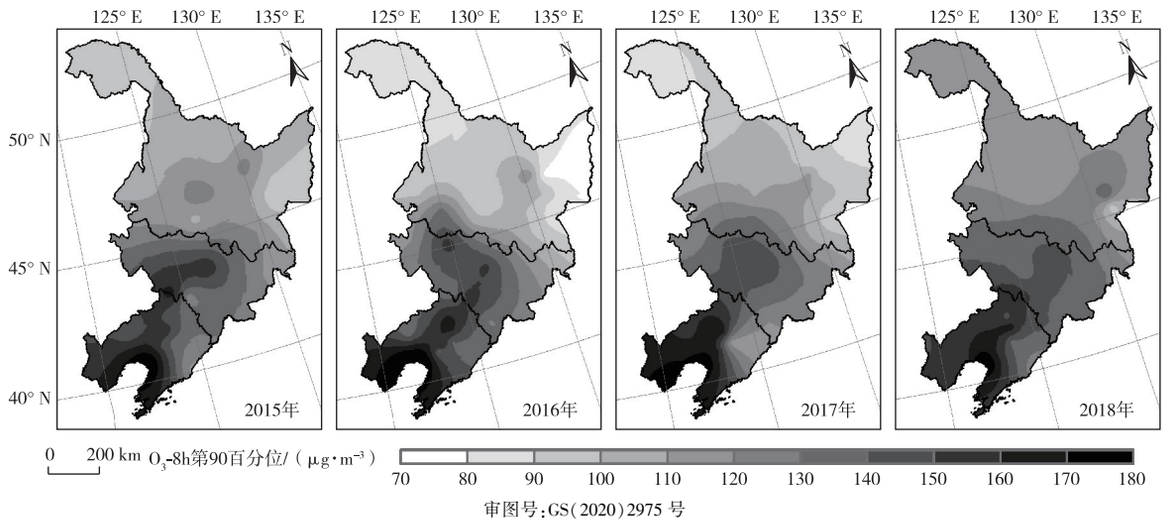


图 3 2015—2018 年 O_3 空间格局的年际变化

Fig. 3 Spatial evolution of annual ozone concentration from 2015 to 2018

2.2.2 空间格局的季节变化

从季节看,春季 O_3 浓度高值区主要包括环渤海地区的葫芦岛市、锦州市、盘锦市、营口市和大连市,以及以沈阳市和吉林市为中心的放射区域,低值区则主要分布在北部的大兴安岭市和鸡西市(图 4)。

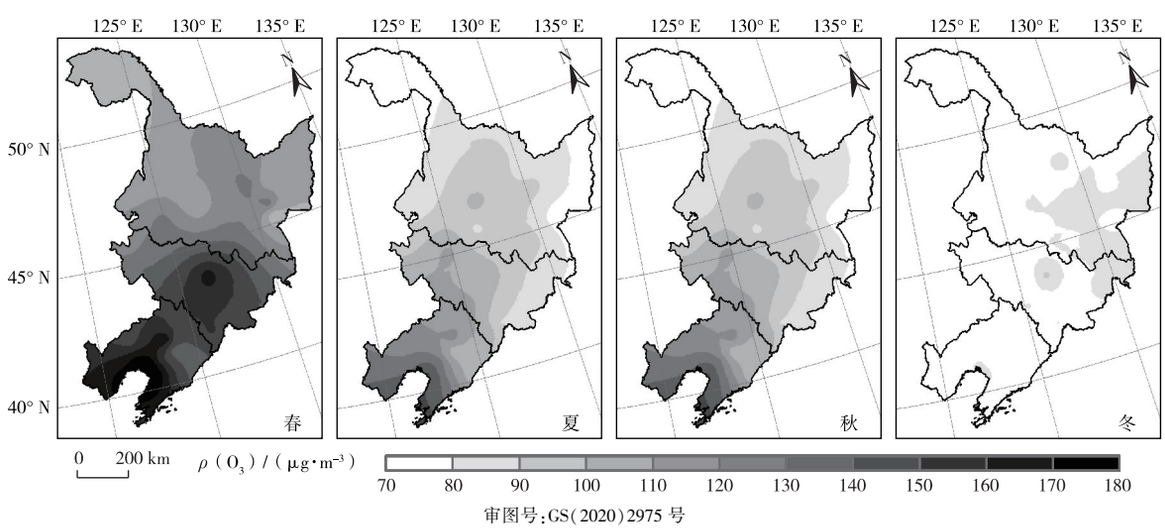


图 4 2015—2018 年 O_3 空间格局的季节演变

Fig. 4 Spatial evolution of seasonal ozone concentration from 2015 to 2018

夏季由于较强的太阳辐射引起东北地区整体气温上升，O_3前体物经过光化学反应转化为 O_3，高污染范围向北扩张，O_3浓度均值较春季有所上升，成为东北地区 O_3浓度最高、污染范围最广的季节；温度骤降是导致东北地区秋季 O_3浓度整体降低的主要原因，污染仅出现在大连市和营口市；冬季整体呈现优的评价结果，无污染发生。

2.3　空间集聚特征

空间自相关结果（表 3～4）显示，除冬季外，O_3浓度年度和季节的 Moran′s I 均为正值，且通过了 95%的显著性检验，$Z(I)$大于 2.58，表明东北地区 O_3浓度空间分布存在显著的空间正相关，即相似值趋于集聚分布。

进一步使用 Getis-Ord G_i^* 探测 O_3年均浓度集聚的具体区域（图 5），结果表明，2015—2018 年东北地区 O_3浓度冷点主要分布在黑龙江省北部和东部，热点主要分布在辽宁省和吉林省南部，吉林省大部和黑龙江省西南部空间自相关性不明显。但随着 O_3浓度的上升，黑龙江省境内的冷点区在收缩。可见由于辽宁省和吉林省南部城市密集，且气温相对较高，已成为东北地区持续和稳定的 O_3高污染区。

表 3　2015—2018 年 O_3浓度年际空间自相关指数

Table 3　Spatial auto-correlation index of annual ozone concentration from 2015 to 2018

年份	Moran′s I	$Z(I)$
2015	0.65**	7.23
2016	0.69**	7.68
2017	0.72**	7.93
2018	0.68**	7.63

** 表示通过 95%水平的显著性检验。

表 4　2015—2018 年 O_3浓度季节空间自相关指数

Table 4　Spatial auto-correlation index of seasonal ozone concentration from 2015 to 2018

季节	Moran′s I	$Z(I)$
春	0.67**	7.53
夏	0.76**	8.40
秋	0.68**	7.57
冬	0	0.27

** 表示通过 95%水平的显著性检验。

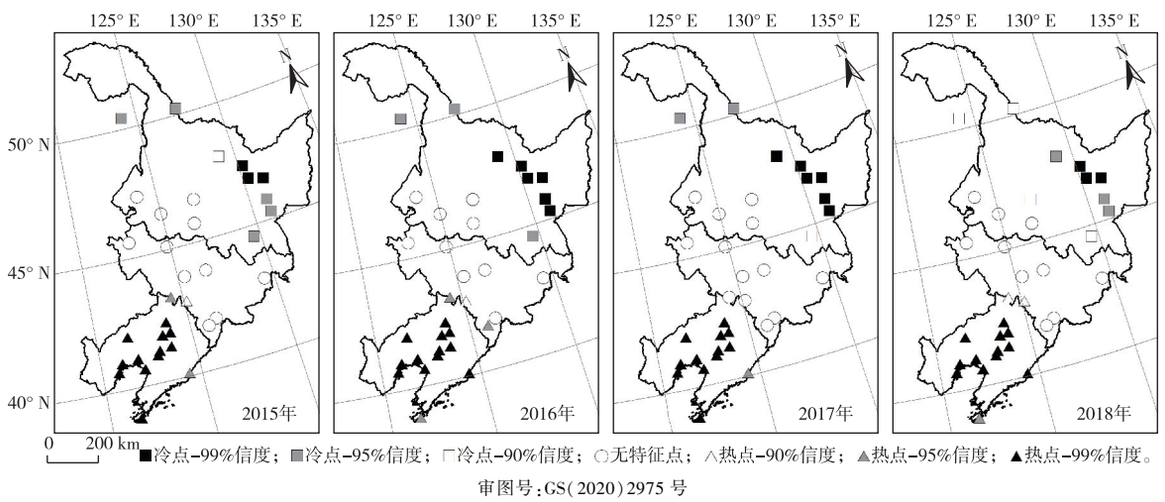


图 5　2015—2018 年 O_3浓度空间集聚的年际演变

Fig. 5　Annual agglomeration of ozone concentration from 2015 to 2018

不同季节由于气温的变化导致 O_3浓度集聚有明显的季节性特点（图 6）。春季和夏季 O_3浓度集聚格局与年度集聚格局大体相同，热点主要分布在辽宁省大部和吉林省南部，冷点主要分布在黑龙江省北部和东部。与春、夏季相比，秋季热点向南收缩，冷点向东收缩。冬季东北地区 O_3空间自相关性不明显。

2.4　空间格局的驱动因素分析

利用地理探测器对 2015 年、2016 年和 2017 年东北地区 O_3浓度值分布的驱动因素分别进行探测，结果表明 3 a 中各指标的影响力值相似。因此，笔者以 2017 年为例，对东北地区 O_3浓度空间格局的驱动因素进行分析，结果显示共有 9 个因子通过了显著性检验，气象因素和社会经济因素的平均影响力值分别为 0.210 和 0.207（表 5），可见气象因素和社会经济因素共同决定东北地区 O_3浓度的空间分布。

2.4.1 气象因素的影响

通过显著性检验的气象因子有气温、日照时数和相对湿度。其中气温的影响力最大，P 值为 0.670，呈正向影响，并且远高于其他 13 个因子，说明气温是东北地区 O_3 的重要驱动因子。气温是反映太阳辐射强弱的重要指标[13]，气温高时太阳辐射强烈，有利于光化学反应，引起 O_3 浓度上升[42]。空间格局识别出中部及南部区域 O_3 浓度高于北部以及夏季高于冬季的特点。数据分析显示中南部区域年均气温是北部的 2.2 倍，东北地区夏季平均气温比冬季高 20.9 ℃，说明气温对 O_3 浓度有较高的空间分异区分度。

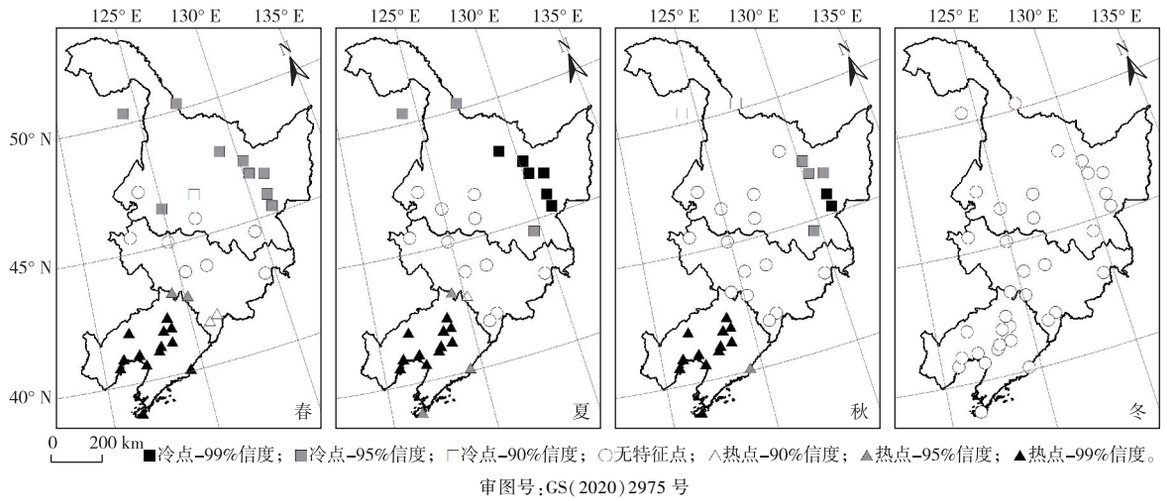


图 6 2015—2018 年 O_3 浓度空间集聚的季节演变

Fig. 6 Seasonal agglomeration of ozone concentration from 2015 to 2018

表 5 驱动因素地理探测分析

Table 5 Geographical detection analysis of ozone concentration

探测因素	探测因子	影响力值
气象因素	气温(X_1)	0.670***
	降水量(X_2)	-0.023
	平均风速(X_3)	-0.036
	日照时数(X_4)	0.151*
	相对湿度(X_5)	-0.170*
社会经济因素	年平均人口(X_6)	0.226**
	人均生产总值(X_7)	0.118
	建成区面积(X_8)	0.278**
	绿地面积(X_9)	0.211**
	二产占比(X_{10})	0.379***
	工业烟(粉)尘排放量(X_{11})	0.021
	工业二氧化硫排放量(X_{12})	0.073
	工业氮氧化物排放量(X_{13})	0.190*
	民用汽车拥有量(X_{14})	0.363***

***、**和*分别表示通过 99%、95%和 90%的显著性检验。

影响力其次的为相对湿度和日照时数，P 值分别为-0.170 和 0.151。日照时数长有利于光化学反应，对 O_3 浓度有正向的促进作用。相对湿度对 O_3 浓度呈负向影响的原因有：一是水汽的消光机制会影响太阳辐射，降低 O_3 的光化学反应效率；二是湿度高有利于 O_3 的干沉降；三是水汽中蕴含的自由基易与 O_3 反应消耗 O_3[14,43]。

风速和降水量均呈负向影响，但未通过显著性检验，说明风速和降水量对东北地区 O_3 浓度的空间差异性区分度不大。以沈阳、哈尔滨和鸡西为例，2017 年 3 个市 O_3 平均质量浓度分别为 167、133 和 90 μg · m^{-3}，风速分别为 2.09、3.08 和 3.98 m · s^{-1}，降水量分别为 464、481 和 520 mm，风速和降水量与 O_3 浓度在空间分布上具有负相关性。2017 年 3 个市平均温度分别为 10.9、6.7 和 0.6 ℃。与温度相比，风速和降水量的空间差异性不十分明显，被同时期温度的影响力所抵消，因此地理探测器探测的温度通过了 99%的显著性水平，而风速和降水量为不显著。

2.4.2 社会经济因素的影响

通过显著性检验的社会经济因子有 6 个，分别为二产占比、民用汽车拥有量、建成区面积、年平均人口、绿地面积和工业氮氧化物排放量，且均为正向影响。其中二产占比和民用汽车拥有量达到 99%的显著性水平，P 值分别为 0.379 和 0.363，说明两者对 O_3 浓度的空间差异性区分度较高。东北地区是我国的老工业基地，其二产占比平均值为 35.53%，民用汽车拥有量平均值为 44 万量，2017 年典型城市如沈阳市、大连市和吉林市二产

占比分别为 37.9%、40.5% 和 48.7%，民用汽车拥有量分别为 209 万、147 万和 159 万辆，为东北地区二产占比和民用汽车拥有量较高的 3 个城市，O_3-8h-p90 平均值分别为 167、163 和 149 μg·m^{-3}，与二产占比和民用汽车拥有量之间具有空间一致性，说明二产占比高、民用汽车拥有量多的城市 O_3浓度较高。两者产生的 NO_x、CO 和 VOCs 等污染物是 O_3的主要前体物，在一定条件下生成 O_3，导致 O_3浓度上升，这一点也体现在工业氮氧化物排放量的影响力为 0.190 上。

通过 95%显著性检验的因子从大到小为建成区面积>年平均人口>绿地面积。代表城市化水平的建成区面积和年平均人口对 O_3空间分布有较大的解释力，P 值分别为 0.278 和 0.226，城市化通过改变气象条件间接影响大气化学和大气污染[44]，如沿海地区的城镇化可能会影响区域陆-海风和环流，进而影响大气污染物的扩散[45]。已有研究表明自然源排放的 VOCs 在 O_3生成过程中起重要作用[46]，绿地面积呈显著正向影响，说明生物源排放对城市 O_3浓度有一定影响。

反映工业信息的粉尘排放量和二氧化硫排放量未通过显著检验。二氧化硫与粉尘是 O_3前体物，在一定情况下会与 O_3发生复杂的相互反应[6,47]。另外，东北地区产业结构重型化的特点依旧突出，但工业快速发展并未带来同等幅度工业污染增加[32]，并且 2011 年后工业二氧化硫排放量下降，而 O_3污染加重，导致对 O_3浓度的空间差异性区分度不高。

3　结论

(1)从时间变化来看，2015—2018 年东北地区 O_3浓度呈缓慢增加趋势，O_3-8h-p90 平均值由 133 上升到 138 μg·m^{-3}，未超过二级标准限值。O_3浓度具有明显的季节变化特征，整体表现为春夏高、秋冬低，其中，冬季 O_3浓度上升较明显，年均增长率达到 7.4%。近 4 a 的 O_3月均浓度呈倒“V”型，污染主要集中在 5—7 月。

(2)从空间变化来看，2015—2018 年 O_3浓度的空间分布具有南高北低、污染加重的特征，O_3浓度的高值区主要分布在辽宁省和吉林省，低值区分布在黑龙江省。夏季为东北地区 O_3浓度最高、污染范围最广的季节，春秋次之，冬季无污染发生。

(3)从影响因素来看，共有 9 个因子通过了显著性检验，气象因素和社会经济因素共同决定东北地区 O_3浓度的空间分布，其中由太阳辐射引起的气温影响力最大，P 值为 0.670，远高于其他因子；气象因素中的相对湿度和日照时数以及经济因素中的二产占比、民用汽车拥有量、建成区面积、年平均人口、绿地面积和工业氮氧化物排放量对 O_3浓度的空间分布有显著性影响。

参考文献：

[1] ZHANG Y Q, COOPER O R, GAUDEL A, *et al*. Tropospheric Ozone Change From 1980 to 2010 Dominated by Equatorward Redistribution of Emissions[J]. Nature Geoscience, 2016, 9(12): 875-879.

[2] LEHMAN J, SWINTON K, BORTNICK S, *et al*. Spatio-Temporal Characterization of Tropospheric Ozone Across the Eastern United States [J]. Atmospheric Environment, 2004, 38(26): 4357-4369.

[3] 廖志恒，范绍佳.2006—2012 年珠江三角洲地区 O_3 污染对人群健康的影响[J].中国环境科学，2015，35(3)：897-905.[LIAO Zhi-heng, FAN Shao-jia. Human Health Impact of Exposure to Ozone Pollutant in Pearl River Delta Region During 2006-2012[J]. China Environmental Science, 2015, 35(3): 897-905.]

[4] 刘玉莲，周贺玲，裴宇航，等.哈尔滨近地面 O_3 浓度特征[J].环境科学学报，2018，38(11)：4454-4463.[LIU Yu-lian, ZHOU He-ling, PEI Yu-hang, *et al*. Characteristics of Near Surface O_3 Concentration in Harbin[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38(11): 4454-4463.]

[5] BELL M L. Ozone and Short-Term Mortality in 95 US Urban Communities, 1987-2000[J]. JAMA, 2004, 292(19): 2372.

[6] JIA M W, ZHAO T L, CHENG X H, *et al*. Inverse Relations of $PM_{2.5}$ and O_3 in Air Compound Pollution Between Cold and Hot Seasons Over an Urban Area of East China[J]. Atmosphere, 2017, 8(12): 59.

[7] CHAN C K, YAO X H. Air Pollution in Mega Cities in China[J]. Atmospheric Environment, 2008, 42(1): 1-42.

[8] 黄小刚，赵景波，曹军骥，等.中国城 O_3 浓度时空变化特征及驱动因素[J].环境科学，2019，40(3)：1120-1131.[HUANG X G, ZHAO J B, CAO J J, *et al*. Spatial-Temporal Variation of Ozone Concentration and Its Driving Factors in China[J]. Environmental Science, 2019, 40(3): 1120-1131.]

[9] 吴锴，康平，于雷，等.2015—2016 年中国城市臭氧浓度时空变化规律研究[J].环境科学学报，2018，38(6)：2179-2190.[WU Kai, KANG Ping, YU Lei, *et al*. Pollution Status and Spatio-Temporal Variations of Ozone in China During 2015: 2016[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38(6): 2179-2190.]

[10] 周学思，廖志恒，王萌，等.2013—2016 年珠海地区臭氧浓度特征及其与气象因素的关系[J].环境科学学报，2019，39(1)：143-153.[ZHOU X S, LIAO Z H, WANG M, *et al*. Characteristics of Ozone Concentration and Its Relationship With Meteorological Factors in Zhuhai During 2013-2016[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019, 39(1): 143-153.]

[11] 赵旭辉，董昊，季冕，等.合肥市 O_3 污染时空变化特征及影响

因素分析[J].环境科学学报,2018,38(2):649-660.[ZHAO Xu-hui,DONG Hao,JI Mian,*et al*.Analysis on the Spatial-Temporal Distribution Characteristics of O_3 and Its Influencing Factors in Hefei City[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2018,38(2):649-660.]

[12] 刘芷君,谢小训,谢旻,等.长江三角洲地区臭氧污染时空分布特征[J].生态与农村环境学报,2016,32(3):445-450.[LIU Zhi-jun,XIE Xiao-xun,XIE Min,*et al*.Spatio-Temporal Distribution of Ozone Pollution Over Yangtze River Delta Region[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2016,32(3):445-450.]

[13] 王玫,郑有飞,柳艳菊,等.京津冀臭氧变化特征及与气象要素的关系[J].中国环境科学,2019,39(7):2689-2698.[WANG M,ZHENG Y F,LIU Y J,*et al*.Characteristics of Ozone and Its Relationship With Meteorological Factors in Beijing-Tianjin-Hebei Region[J].China Environmental Science,2019,39(7):2689-2698.]

[14] 曹庭伟,吴锴,康平,等.成渝城市群臭氧污染特征及影响因素分析[J].环境科学学报,2018,38(4):1275-1284.[CAO Ting-wei,WU Kai,KANG Ping,*et al*.Study on Ozone Pollution Characteristics and Meteorological Cause of Chengdu-Chongqing Urban Agglomeration[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2018,38(4):1275-1284.]

[15] 易睿,王亚林,张殷俊,等.长江三角洲地区城市臭氧污染特征与影响因素分析[J].环境科学学报,2015,35(8):2370-2377.[YI Rui,WANG Ya-lin,ZHANG Yin-jun,*et al*.Pollution Characteristics and Influence Factors of Ozone in Yangtze River Delta[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2015,35(8):2370-2377.]

[16] 廖志恒,孙家仁,范绍佳,等.2006—2012 年珠三角地区空气污染变化特征及影响因素[J].中国环境科学,2015,35(2):329-336.[LIAO Zhi-heng,SUN Jia-ren,FAN Shao-jia,*et al*.Variation Characteristics and Influencing Factors of Air Pollution in Pearl River Delta Area From 2006 to 2012[J].China Environmental Science,2015,35(2):329-336.]

[17] 沈劲,黄晓波,汪宇,等.广东省臭氧污染特征及其来源解析研究[J].环境科学学报,2017,37(12):4449-4457.[SHEN Jin,HUANG Xiao-bo,WANG Yu,*et al*.Study on Ozone Pollution Characteristics and Source Apportionment in Guangdong Province[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2017,37(12):4449-4457.]

[18] 刘闽,王闯,侯乐,等.沈阳臭氧污染时空分布特征及变化趋势[J].中国环境监测,2017,33(4):126-131.[LIU Min,WANG Chuang,HOU Le,*et al*.Spatial-Temporal Patterns and Variation Trend of Ozone Pollution in Shenyang[J].Environmental Monitoring in China,2017,33(4):126-131.]

[19] 包艳英,徐洁,张明明,等.大连市臭氧污染特征及典型污染日成因[J].中国环境监测,2017,33(4):167-178.[BAO Yan-ying,XU Jie,ZHANG Ming-ming,*et al*.The Characteristics of Ozone Pollution and Causes of a Typical Ozone Pollution Episode in Dalian[J].Environmental Monitoring in China,2017,33(4):167-178.]

[20] 吴锴,康平,王占山,等.成都市臭氧污染特征及气象成因研究[J].环境科学学报,2017,37(11):4241-4252.[WU Kai,KANG Ping,WANG Zhan-shan,*et al*.Ozone Temporal Variation and Its Meteorological Factors Over Chengdu City[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2017,37(11):4241-4252.]

[21] ÍM U,TAYANÇ M T,YENIGÜN O.Analysis of Major Photochemical Pollutants With Meteorological Factors for High Ozone Days in Istanbul,Turkey[J].Water,Air,and Soil Pollution,2006,175(1/2/3/4):335-359.

[22] LIU P F,SONG H Q,WANG T H,*et al*.Effects of Meteorological Conditions and Anthropogenic Precursors on Ground-Level Ozone Concentrations in Chinese Cities[J].Environmental Pollution,2020,262:114366.

[23] 陈雪萍,咸龙,巨天珍,等.基于 OMI 的宁夏臭氧时空分布特征及影响因素研究[J].生态与农村环境学报,2019,35(2):167-173.[CHEN Xue-ping,XIAN Long,JU Tian-zhen,*et al*.Study of Spatial and Temporal Distribution of Ozone and Its Influencing Factors in Ningxia Based on OMI[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2019,35(2):167-173.]

[24] WANG Z B,LI J X,LIANG L W.Spatio-Temporal Evolution of Ozone Pollution and Its Influencing Factors in the Beijing-Tianjin-Hebei Urban Agglomeration[J].Environmental Pollution,2020,256:113419.

[25] WANG T,XUE L K,BRIMBLECOMBE P,*et al*.Ozone Pollution in China:A Review of Concentrations,Meteorological Influences,Chemical Precursors,and Effects[J].Science of the Total Environment,2017,575:1582-1596.

[26] 陆倩,王国辉,冯一淳,等.气象条件对承德市臭氧重污染天气的影响[J].生态与农村环境学报,2019,35(8):992-999.[LU Qian,WANG Guo-hui,FENG Yi-chun,*et al*.The Influence of Meteorological Conditions on a Heavy Ozone Pollution Process in Chengde City[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2019,35(8):992-999.]

[27] CHEN Z Y,LI R Y,CHEN D L,*et al*.Understanding the Causal Influence of Major Meteorological Factors on Ground Ozone Concentrations Across China[J].Journal of Cleaner Production,2020,242:118498.

[28] 黄小刚,邵天杰,赵景波,等.气象因素和前体物对中国东部 O_3 浓度分布的影响[J].中国环境科学,2019,39(6):2273-2282.[HUANG Xiao-gang,SHAO Tian-jie,ZHAO Jing-bo,*et al*.Impact of Meteorological Factors and Precursors on Spatial Distribution of Ozone Concentration in Eastern China[J].China Environmental Science,2019,39(6):2273-2282.]

[29] 雷瑜,张小玲,唐宜西,等.北京城区 $PM_{2.5}$ 及主要污染气体“周末效应”和“假日效应”研究[J].环境科学学报,2015,35(5):1520-1528.[LEI Yu,ZHANG Xiao-ling,TANG Yi-xi,*et al*.Holiday Effects on $PM_{2.5}$ and Other Major Pollutants in Beijing[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2015,35(5):1520-1528.]

[30] 黄小刚,邵天杰,赵景波,等.长三角城市群臭氧浓度的时空分异及驱动因素[J].长江流域资源与环境,2019,28(6):1434-1445.[HUANG Xiao-gang,SHAO Tian-jie,ZHAO Jing-bo,*et al*.Spatio-Temporal Differentiation of Ozone Concentration and Its Driving Factors in Yangtze River Delta Urban Agglomeration[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2019,28(6):1434-1445.]

[31] 屈玉,安俊岭.人为源和生物源排放对臭氧的贡献:以春夏季

东亚地区为例[J].中国环境科学,2009,29(4):337-344.[QU Yu,AN Jun-ling.Total and Synergistic Impacts of Anthropogenic and Biogenic Emissions on Ozone-Examples in East Asia in Spring and Summer[J].China Environmental Science,2009,29(4):337-344.]

[32] 任嘉敏,马延吉.东北地区工业污染时空格局演变研究[J].环境科学学报,2018,38(5):2108-2118.[REN Jia-min,MA Yan-ji.Studies on the Spatiotemporal Dynamics of Industrial Pollution in Northeast China[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2018,38(5):2108-2118.]

[33] JASAITIS D, VASILIAUSKIENÉ V, CHADYŠIENÉ R, *et al*. Surface Ozone Concentration and Its Relationship With UV Radiation,Meteorological Parameters and Radon on the Eastern Coast of the Baltic Sea[J].Atmosphere,2016,7(2):27.

[34] 严仁嫦,叶辉,林旭,等.杭州市臭氧污染特征及影响因素分析[J].环境科学学报,2018,38(3):1128-1136.[YAN Ren-chang,YE Hui,LIN Xu,*et al*.Characteristics and Influence Factors of Ozone Pollution in Hangzhou[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2018,38(3):1128-1136.]

[35] BRUS D J,HEUVELINK G B M.Optimization of Sample Patterns for Universal Kriging of Environmental Variables[J].Geoderma,2007,138(1/2):86-95.

[36] GOODCHILD M,HAINING R,WISE S.Integrating GIS and Spatial Data Analysis:Problems and Possibilities[J].International Journal of Geographical Information Systems,1992,6(5):407-423.

[37] GETIS A,ORD J K.The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics[J].Geographical Analysis,2010,24(3):189-206.

[38] 王劲峰,徐成东.地理探测器:原理与展望[J].地理学报,2017,72(1):116-134.[WANG Jin-feng,XU Cheng-dong.Geodetector:Principle and Prospective[J].Acta Geographica Sinica,2017,72(1):116-134.]

[39] WANG H,GAO J B,HOU W J.Quantitative Attribution Analysis of Soil Erosion in Different Geomorphological Types in Karst Areas:Based on the Geodetector Method[J].Journal of Geographical Sciences,2019,29(2):271-286.

[40] ZHOU C S,CHEN J,WANG S J.Examining the Effects of Socioeconomic Development on Fine Particulate Matter ($PM_{2.5}$) in China's Cities Using Spatial Regression and the Geographical Detector Technique[J].Science of the Total Environment,2018,619:436-445.

[41] BAI L,JIANG L,YANG D Y,*et al*.Quantifying the Spatial Heterogeneity Influences of Natural and Socioeconomic Factors and Their Interactions on Air Pollution Using the Geographical Detector Method:A Case Study of the Yangtze River Economic Belt,China[J].Journal of Cleaner Production,2019,232:692-704.

[42] 陈漾,张金谱,黄祖照.广州市近地面臭氧时空变化及其与气象因子的关系[J].中国环境监测,2017,33(4):99-109.[CHEN Yang,ZHANG Jin-pu,HUANG Zu-zhao.Spatial-Temporal Variation of Surface Ozone in Guangzhou and Its Relations With Meteorological Factors[J].Environmental Monitoring in China,2017,33(4):99-109.]

[43] FINLAYSON B J,PITTS J N.Photochemistry of the Polluted Troposphere[J].Science,1976,192(4235):111-119.

[44] 罗鑫玥,陈明星.城镇化对气候变化影响的研究进展[J].地球科学进展,2019,34(9):984-997.[LUO Xin-yue,CHEN Ming-xing.Research Progress on the Impact of Urbanization on Climate Change[J].Advances in Earth Science,2019,34(9):984-997.]

[45] SHEN L X,ZHAO C F,MA Z S,*et al*.Observed Decrease of Summer Sea-Land Breeze in Shanghai From 1994 to 2014 and Its Association With Urbanization[J].Atmospheric Research,2019,227:198-209.

[46] TAO Z N.A Summer Simulation of Biogenic Contributions to Ground-Level Ozone Over the Continental United States[J].Journal of Geophysical Research Atmospheres,2003,108(D14):4404.

[47] 陈志青,邵天杰,赵景波.近 3 a 内蒙古地区臭氧浓度时空变化及其影响因素[J].干旱区研究,2019,36(4):990-996.[CHEN Zhi-qing,SHAO Tian-jie,ZHAO Jing-bo.Spatiotemporal Variation of Ozone Concentration and Its Influential Factors in Inner Mongolia in Recent 3 Years[J].Arid Zone Research,2019,36(4):990-996.]

作者简介：卫佩茹(1995—),女,陕西华阴人,硕士生,研究方向为区域环境研究。E-mail：18392519008@163.com

(**责任编辑**：陈　昕)

生态与农村环境学报 2020，36（8）：998-1005
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0569
宋晓辉，杜亮亮，李剑东，等.邯郸采暖期环境污染特征及空气质量预报方法研究[J].生态与农村环境学报，2020，36(8)：998-1005.
SONG Xiao-hui，DU Liang-liang，LI Jian-dong，*et al*.Study on Characteristics of Environmental Pollution and Methods of Air Quality Prediction During Heating Period in Handan City[J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：998-1005.

邯郸采暖期环境污染特征及空气质量预报方法研究

宋晓辉[1]，杜亮亮[1]，李剑东[2①]，程晓丹[3]，张 珺[1]（1. 邯郸市气象局，河北 邯郸 056001；2. 中国科学院大气物理研究所，北京 100029；3. 河北省邯郸环境监测中心，河北 邯郸 056000）

摘要：利用河北邯郸气象和环境监测资料，分析了邯郸采暖期空气质量和环境气象条件特征；同时利用线性回归和 BP 神经网络统计方法对采暖期空气质量进行了预报研究。结果表明，PM_{10}、$PM_{2.5}$、SO_2、NO_2、CO(95)（CO 日均值的第 95 百分位数）的空气质量指数（AQI）在冬季最高，夏季最低，O_3-8(90)（O_3 日最大 8 h 值的第 90 百分位数）的 AQI 则相反。邯郸采暖期首要污染物以 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 为主，除 O_3-8(90)外，其他 5 种污染物采暖期 AQI 均高于其年均值；同时采暖期降水少，温度低，小风出现频率明显高于非采暖期，而且局地逆温强，静稳天气指数高，是全年环境气象条件最差的时期。邯郸采暖期的环境气象条件 1 月最差，且夜晚差于白天，尤其是局地 5—7 时。邯郸采暖期首要污染物浓度与前一日污染物浓度、静稳指数、逆温、相对湿度和露点温度等呈正相关，与气温、风速、能见度和混合层高度等呈负相关。BP 神经网络模型对污染物浓度的预报效果优于线性回归模型，可尝试应用于邯郸空气质量预报工作。

关键词：邯郸；采暖期；空气质量；环境气象条件；BP 神经网络
中图分类号：X823 **文献标志码**：A **文章编号**：1673-4831(2020)08-0998-08

Study on Characteristics of Environmental Pollution and Methods of Air Quality Prediction During Heating Period in Handan City.

SONG Xiao-hui[1]，*DU Liang-liang*[1]，*LI Jian-dong*[2①]，*CHENG Xiao-dan*[3]，*ZHANG Jun*[1]（1. Handan Meteorological Bureau，Handan 056001，China；2. Institute of Atmospheric Physics，Chinese Academy of Sciences，Beijing 100029，China；3. Handan Environmental Monitoring Center of Hebei Province，Handan 056000，China）

Abstract：This study investigated characteristics of air quality and environmental meteorological conditions during heating period in Handan City of Hebei Province using local environmental and meteorological data，and statistically forecasted mass concentrations of six pollutants with regression and back propagation（BP）neural network methods. The results show that the air quality index（AQI）of $PM_{2.5}$，PM_{10}，SO_2，CO（95）and NO_2 are highest in winter and lowest in summer，as opposed to the O_3-8(90) AQI. During heating period，local primary pollutants are $PM_{2.5}$ and PM_{10}，and the AQI of abovementioned pollutants are higher than the annual average except for O_3-8(90). Compared with no-heating period，during heating period precipitation amount and surface air temperature are lower，weak wind occurs more frequently，and local inversion temperature and static stability index are obviously higher. The worst environmental conditions occur in January and the worse time is early morning，especially in 5-7 am. The mass concentrations of primary pollutants are positively correlated with their individual mass concentrations，inversion temperature，dew point temperature and mixing layer height in the previous day，but negatively correlated with air temperature，wind speed，visibility and mixed layer height. The results further show that the skill on forecast of pollutant mass concentration with the BP neural network method is better than those with the linear regression method，and the BP neural network method can be applied to the air quality prediction in Handan City.

Key words：Handan；heating period；air quality；environmental meteorological conditions；BP neural network

随着城市规模扩大和工业化迅速发展，大气环境日益恶化，城市空气污染是当前全球大气环境和城市气候研究领域的热点和难点问题之一。我国长期积累的能源结构矛盾和粗放型经济增长方式

收稿日期：2019-07-25
基金项目：河北省科技计划（13275416）；国家自然科学基金（41975109）
① 通信作者 E-mail：lijd@mail.iap.ac.cn

使经济发展与自然环境的矛盾日益突出，城市空气质量问题已成为影响社会经济发展和居民生活的重要议题[1]。京津冀地区是我国北方最大的城市群和经济核心区，也是北方大气污染最严重的区域之一，京津冀空气质量指数的年均高值中心位于河北中南部，首要污染物浓度冬季高而夏季低，天津和石家庄空气质量最差的时段均为 1 和 12 月，京津冀供暖季污染物浓度明显高于其他季节[2-3]。因此，研究京津冀地区城市采暖期的环境污染特征是近年来我国大气污染研究及治理的热点。

城市空气质量与污染物排放、地形地貌和气象条件等诸多因素有关[4-9]。气象要素是制约空气污染物稀释、扩散、迁移和转化的重要因素[7]。研究表明，北方大城市空气污染与当地风向、降水、大气稳定度等气象条件关系密切[7]；重污染天气过程多发生在静稳天气形势下，污染物主要来源为本地排放和外来输送[10-12]，而城市空气污染加重、维持、消散的过程主要取决于本地空气污染源的排放规模以及影响空气污染物汇聚与扩散的气象条件[13-16]；人为排放及不利气象条件的综合作用使得京津冀地区空气污染事件频发[17]。明确城市的空气污染特征及开展有效的空气质量预报已成为京津冀地区大气环境研究和社会经济发展的迫切需求。

当前的空气质量预报研究主要采用统计预报模式和数值预报方法，发达国家自 20 世纪 60 年代起先后建立了大气污染数值预报业务系统[18-20]。20 世纪 80 年代起，国内直辖市和省会城市先后开展了空气污染预报方法研究，早期主要为污染潜势预报，选取表征大气扩散稀释能力的气象因子，通过组合加权计算潜势指数，对空气污染状况进行定性或半定量的判断[21-22]；随着数值模式的发展和计算机性能的提高，利用数值模式进行空气质量预报的研究越来越多，学者们采用多元线性回归和神经网络等方法，通过建立污染物浓度与气象因子间的统计预报模型，实现了污染物浓度的定量预报[23-25]。人工神经网络是具有较强非线性映射能力、自学习能力和自组织能力的技术，可通过训练获得输入和输出之间的非线性关系并解决复杂问题，近年来已成为空气质量预测领域的重要研究技术[26-28]。

近年来，京津冀特大城市（特别是北京）的污染物局地排放已得到有力控制，城市空气质量也在稳步提升[17]。然而，邯郸等具有相当人口与经济规模的区域城市空气质量问题还很严重。邯郸地处太行山脉东麓和华北平原南部，主城区常住人口近 360 万，为京津冀Ⅰ型大城市。邯郸属温带大陆性季风气候区，常年盛行偏西风，太行山的阻挡和背风坡气流下沉作用使得沿保定—石家庄—邯郸一线的污染物不易扩散，形成大气高污染带[14-17]。2013 年以来，邯郸虽然在转型发展、结构调整方面取得了一定成效，但空气质量水平一直位于全国重点城市环境空气质量综合指数排名后 10 位，大气污染治理形势依然严峻。目前，邯郸这类城市的区域大气环境数值预报服务尚在起步阶段，还无法满足业务与服务需求。因此，急需探究适用于此类城市环境污染的统计预报方法，这对于京津冀地区的空气污染特征、空气质量的预报及治理具有重要的现实意义。

该研究利用邯郸环境监测数据和同期气象观测数据，对该市采暖期环境污染（包括空气质量与环境气象条件）的时间演变特征进行分析；在此基础上，采用统计方法选取影响当地空气质量的关键气象因子，重点利用 BP 神经网络进行邯郸采暖期空气质量的预报研究。研究结果可为京津冀区域城市大气污染和空气质量预报研究提供有价值的科学参考。

1　资料与方法

1.1　资料来源

研究所用气象资料由河北省气象信息中心提供，包括邯郸国家基本气象观测站 2013—2017 年的地面观测资料及同期的大气静稳指数与混合层高度等。空气质量资料由河北省邯郸环境监测中心提供，包括环保局、丛台公园、东污水处理厂和矿院 4 个监测站点 2013—2017 年的 6 种空气污染物数据，即 SO_2、NO_2、PM_{10}、$PM_{2.5}$、CO(95)（CO 日均值的第 95 百分位数）和 O_3-8(90)（O_3 日最大 8 h 值的第 90 百分位数）的空气质量指数（AQI）和质量浓度（图 1）。

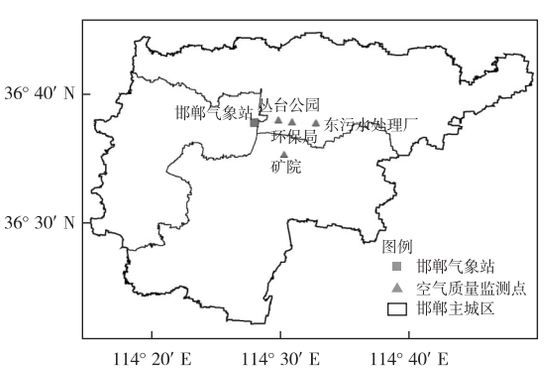


图 1　邯郸市气象及空气质量监测点位置示意

Fig. 1　Location map of meteorological and air quality monitoring sites in Handan City

2013—2016年的资料用于分析气候特征,2017年的资料用于预报研究。该研究中邯郸采暖期定义为11月15日至次年3月15日。

1.2 方法介绍

首先采用相关性分析筛选空气质量的预报因子,再分别利用多元线性回归和BP神经网络2种统计方法建立基于气象要素的采暖期逐日污染物浓度的预报模型,进行空气质量预报;通过与同期污染物浓度观测值及线性回归模型预报结果的比较来检验BP神经网络对邯郸市空气质量的预报效果。

1.2.1 预报因子的筛选

考虑到前期空气污染物的累积直接影响后期的空气污染程度,因此,选取前一日6种污染物质量浓度作为预报因子;初步选取直接或间接影响大气污染、有明确物理意义的气象因子(69个),包括邢台探空站的逆温、850和925 hPa高度、气温、露点、风速、混合层高度以及气象测站的气温、气压、湿度、风、能见度、露点和静稳指数等。在2013年1月—2017年3月的采暖期共收集邯郸市区各类污染物质量浓度有效资料478条。通过相关性分析可知,除O_3-8(90)外,其他5种污染物质量浓度与前一日污染物质量浓度、静稳指数、逆温、相对湿度和露点温度等呈明显正相关,与气温、风速、能见度和混合层高度等呈负相关;O_3-8(90)与其前一日质量浓度、温度、露点和混合层高度呈正相关,与其他5种污染物前一日质量浓度、静稳指数、气压和相对湿度等呈负相关;选择相关系数大的因子作为预报因子,同时考虑同一种污染物中各个因子是否类别相近,例如当08:00气温和日平均气温同时入选时,则只选择相关性最佳的因子,舍去其他同类别因子,而不同时刻的相关因子则不进行剔除。按照以上原则确定12~14个采暖期各类污染物质量浓度的预报因子。

1.2.2 线性回归预报方法

利用SPSS软件的多元线性回归计算功能,按照经前述相关分析确定的各类污染物影响因子对预报值的影响程度,由大到小逐个引入回归方程,采用F检验,当候选变量中最大F值的P值≤0.05时,引入相关变量;在引入的变量中,最小F值的P值≥0.1时,则剔除该变量;最终无显著因子可以引入且无不显著变量需要剔除时,建立各类空气污染物质量浓度的线性回归预报模型。

1.2.3 BP神经网络预报方法

大气环境受多重特征因子影响,且主要特征因子之间的关系非常复杂,有极为显著的非线性特征,BP神经网络具有良好的非线性处理能力[29-30],是笔者重点采用的统计方法。研究利用MATLAB数学软件的神经网络计算建立6种污染物浓度的BP神经网络预报模型。首先对经过上述线性回归方法筛选出的各类污染物的最优样本进行数据归一化处理,选出训练样本和测试样本,利用训练样本建立BP神经网络模型;使用3层网络结构和S型神经元传递函数,通过选择不同训练函数和改变隐层节点数的方法,选取最优训练样本建立BP神经网络,并挑选出最优网络模型。其中,$PM_{2.5}$的神经网络结构中输入层、隐含层节、输出层的节点数分别为7、10和1,PM_{10}为7、10和1,SO_2为8、10和1。

1.2.4 预报结果的评估方法

通过平均绝对误差(E_{MA})、平均相对误差(E_{MR})和时间相关系数(r)对2种统计预报方法所得污染物浓度进行分析评估。计算公式分别为

$$E_{MA}=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}|P_i-M_i|, \tag{1}$$

$$E_{MR}=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{|P_i-M_i|}{M_i}, \tag{2}$$

$$r(P,M)=\frac{\sum(P-\bar{P})(M-\bar{M})}{\sqrt{\sum(P-\bar{P})^2\sum(M-\bar{M})^2}}。 \tag{3}$$

式(1)~(3)中,n为样本总数;P为日预报值;P_i为第i日的预报值;$\bar{P}$为预报平均值;M为日实况值;M_i为第i日的实况值;$\bar{M}$为实况平均值。

2 邯郸空气质量特征

2013—2016年邯郸主城区6种污染物AQI的时间变化特征见图2。由图2可见,PM_{10}、SO_2和$PM_{2.5}$的AQI月变化趋势基本一致,均呈单谷型分布,1—5月逐渐下降,夏季为低谷,9月逐渐上升;O_3-8(90)呈单峰型分布,1—5月逐渐上升,之后逐渐下降;NO_2的月变化相对平缓,冬半年略高;CO(95)的月变化更为平稳。除O_3-8(90)污染物之外,其他5类污染物AQI表现为冬半年高于夏半年。

从6种污染物AQI的四季变化(图2)可知,SO_2冬季最高,春季次之,夏季最低;$PM_{2.5}$和NO_2冬季最高,秋季次之,夏季最低;PM_{10}冬季最高,春季次之,夏季最低;CO(95)四季均较其他5种污染物略低,冬季略高;O_3-8(90)夏季最高,春季次之,冬季最低。仅O_3-8(90)的采暖期AQI均值低于年均值,

其他 5 种污染物采暖期 AQI 均值都高于年均值。这表明采暖期是邯郸空气质量最差的时段，需要进一步结合当前的环境气象条件特征分析采暖期空气质量的影响因子。

3　邯郸采暖期环境气象条件特征

很多研究已表明水平风速较小时空气流通能力差，不利于空气污染物水平扩散；低层相对湿度高有利于 SO_2 的吸湿增长；逆温层抑制了空气垂直交换，造成水汽和气溶胶在近地面层聚集；静稳天气指数高说明环境气象条件不利于空气污染物扩散。对邯郸站 2013—2016 年间风、降水量、相对湿度和静稳天气指数等气象条件的分析可知，邯郸环境气象扩散条件夏半年优于冬半年，春季水平扩散能力最强，冬季（尤其是采暖期）最差。

表 1 为 2013—2016 年采暖期、非采暖期及全年的平均气温、降水量、相对湿度、风速和小风（日平均风速≤2.0 m·s^{-1}）日数占比分布情况。邯郸采暖期平均气温为 2.72 ℃，低于全年均值（15.04 ℃）和非采暖期均值（21.15 ℃）；采暖期平均降水量为 32.3 mm，仅占全年平均降水量的 5.6%，明显低于非采暖期降水量（540.1 mm）；采暖期平均相对湿度为 57.67%，小于非采暖期（62.93%）和全年均值（61.17%）；采暖期平均风速为 1.97 m·s^{-1}，与非采暖期（2.08 m·s^{-1}）和全年均值（2.05 m·s^{-1}）较为接近；在研究时段内，采暖期的小风日数总计为 357 d，非采暖期为 516 d，总计 873 d，占比分别为 73.6%、52.9%和 59.8%。

表 2 为 2013—2016 年邯郸平均逆温和静稳天气指数。从第 1 层逆温（邢台高空站 08:00 探测资料）来看，采暖期第 1 层逆温的平均底高为 380.6 m，低于非采暖期（469.0 m）和全年均值（434.7 m）；平均顶高为 624.7 m，较非采暖期（688.3 m）和全年均值（663.9 m）略低；平均逆温层厚度为 244.1 m，高于非采暖期（217.0 m）和全年均值（227.9 m）；采暖期第 1 层逆温的平均逆温差最大（4.1 ℃），平均逆温强度最强〔2.7 ℃·(100 m)$^{-1}$〕；采暖期的平均静稳天气指数为 10.8，高于非采暖期平均（9.0）和全年均值（9.6）。

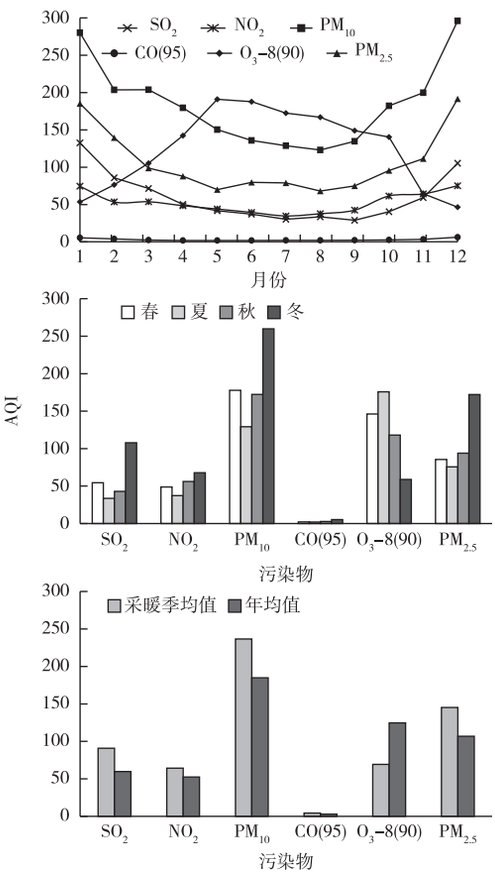


图 2　2013—2016 年邯郸 6 种污染物空气质量指数（AQI）的月变化、季节变化、年均值及采暖期均值变化

Fig. 2　Monthly, seasonal, annual, and heating-period mean AQI of six pollutants in Handan City during 2013-2016

表 1　2013—2016 年邯郸采暖期、非采暖期和全年环境气象条件的比较

Table 1　Meteorological conditions during heating, non-heating and annual periods in Handan City during 2013-2016

时间	平均气温/℃	平均降水量/mm	平均相对湿度/%	平均风速/(m·s^{-1})	小风[1)]日数占比/%
采暖期	2.72	32.3	57.7	1.97	73.6
非采暖期	21.15	540.1	62.9	2.08	52.9
全年	15.04	572.4	61.2	2.05	59.8

1）风速≤2.0 m·s^{-1}。

邯郸采暖期气象条件的逐月变化见图 3。月平均气温由低到高依次为 1、12、2、11 和 3 月；平均本站气压由低到高依次为 3、11、2、12 和 1 月；平均相对湿度由低到高依次为 3、2、1、12 和 11 月；平均风速 1、11 和 12 月均为 1.9 m·s^{-1}，2 月略高，3 月最大。从采暖期气象要素的日变化情况来看，平均气

温自 0 时开始逐渐下降,7 时最低,之后逐渐上升,15 时达最高,后逐渐下降;平均相对湿度自 0 时缓慢上升,7 时最高,之后下降,15 时达最低,随后逐渐上升;平均风速 0—8 时维持在低值,之后上升,14—15 时达峰值,随后逐渐下降。

表 2　2013-2016 年邯郸采暖期、非采暖期、全年平均逆温和静稳天气指数

Table 2　Mean inversion temperature and static steady weather index during heating, non-heating and annual periods in Handan City during 2013-2016

时间	逆温层底高/m	逆温层顶高/m	逆温层厚度/m	逆温差/℃	逆温强度/〔℃·(100 m)$^{-1}$〕	静稳天气指数
采暖期	380.6	624.7	244.1	4.1	2.7	10.8
非采暖期	469.0	688.3	217.0	3.0	1.9	9.0
全年	434.7	663.9	227.9	3.4	2.2	9.6

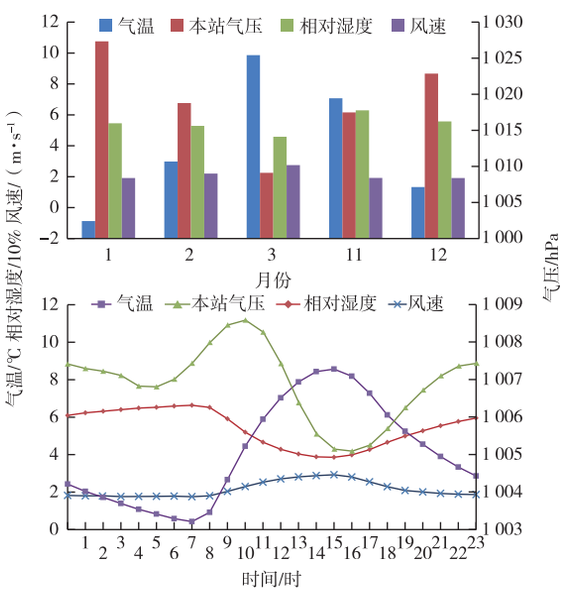


图 3　2013—2016 年邯郸采暖期环境气象条件月变化和日变化

Fig. 3　Monthly and diurnal variation of environmental meteorological conditions during heating period in Handan City during 2013-2016

上述分析表明,邯郸采暖期降水少,温度低,湿度和风速小,而且小风出现频率明显高于非采暖期。采暖期局地逆温强,静稳天气指数高,为邯郸全年环境气象条件最差的时期。在采暖期内,1 月环境气象条件最差,12 月次之,且环境气象条件白天好于夜间,尤以 5—7 时最差。

4　空气质量的 BP 神经网络统计预报

4.1　统计预报结果

邯郸采暖期的首要空气污染物为 PM_{10}、$PM_{2.5}$ 和 SO_2[13]。基于 2 种统计预报方法获得 2017 年 1 月 1 日—3 月 15 日这 3 种污染物质量浓度预报值与实测值的时间序列(图 4)。

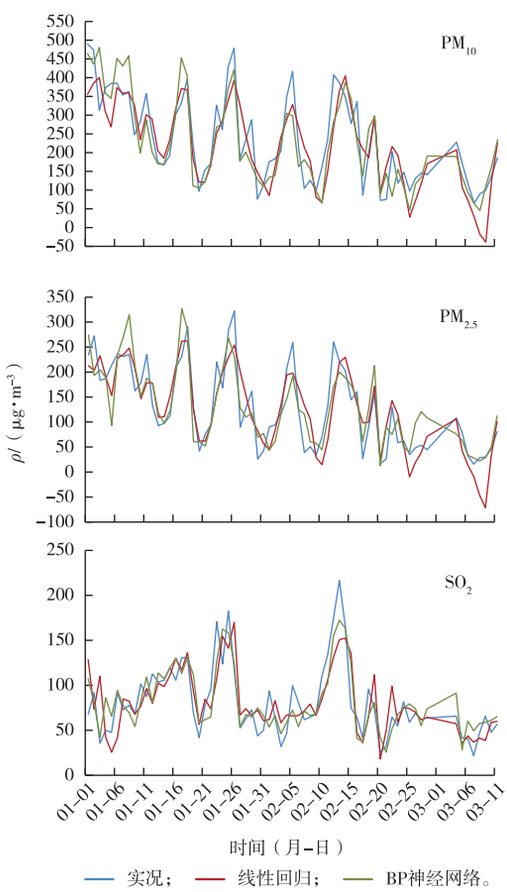


图 4　2017 年采暖期污染物质量浓度的逐日观测值与预报值对比

Fig. 4　Daily variation of observed mass concentrations of PM_{10}, $PM_{2.5}$, SO_2 and the counterparts predicted by linear regression and BP neural network models in 2017

对 2 种方法的 PM_{10} 预报值与观测值进行对比,3 条曲线的变化趋势大体相同。1 月 1—10 日和 2 月 9—14 日,2 种方法的预报值波动滞后于观测值;1 月 1—8 日 BP 模型预报值较实况值偏高,线性回归预报值则偏低;1 月 11—26 日预报值的波动与观测值一致,其中 1 月 9—16 日 BP 模型的预报值略

低于线性回归预报值,但均较接近观测值;1 月 18—27 日 BP 模型预报值及波动更接近观测值;1 月 30 日—2 月 14 日 2 种方法的预报值波动滞后于观测值;2 月 15 日—3 月 11 日 BP 模型预报值的拟合效果优于线性回归。在 67 个有效数据中,43 个 BP 模型预报值更接近实况,占比为 64%;线性回归和 BP 模型预报值的平均绝对误差分别为 64.69 和 51.96 $\mu g \cdot m^{-3}$,与观测时间序列的相关系数分别为 0.78 和 0.87。

2 种方法的 $PM_{2.5}$ 预报值与观测值对比,3 条曲线的变化趋势虽基本相同,但 BP 模型预报值的波动更接近观测值,真实性好于线性预报模型。在 67 个有效数据中,41 个 BP 模型预报值较线性预报值更接近实况,占比为 61%;线性回归和 BP 模型预报值的平均绝对误差分别为 45.05 和 37.81 $\mu g \cdot m^{-3}$,与观测时间序列的相关系数分别为 0.81 和 0.89。

2 种方法的 SO_2 预报值与观测值对比,3 条曲线的变化趋势基本相同,BP 模型的预报值波动更接近观测值,真实性好于线性预报模型。在 67 个有效数据中,35 个 BP 模型预报值与观测值的差值小于线性回归模型预报值与观测值的差值,占比为 52%。线性回归和 BP 模型预报值的平均绝对误差分别为 23.84 和 20.28 $\mu g \cdot m^{-3}$,与观测时间序列的相关系数分别为 0.83 和 0.86。

4.2　统计预报结果的对比检验

表 3 为 2 种方法预报的 6 种污染物质量浓度的平均绝对误差、相对误差以及 2 种方法预报值与同期观测值的相关系数。6 种污染物浓度线性回归预报值的平均相对误差为 0.11~0.43。其中,NO_2 的平均相对误差最小,SO_2 次之,$PM_{2.5}$ 平均相对误差最大,为 0.43。线性回归预报值与实况值的相关系数为 0.72~0.83。

BP 神经网络模型预报的 6 种污染物质量浓度的平均相对误差为 0.09~0.36;其中 NO_2 的平均相对误差最小,PM_{10} 和 SO_2 次之,O_3-8(90) 平均相对误差最大。BP 神经网络模型预报值与实况值的相关系数为 0.72~0.89。这说明 BP 神经网络对 6 种污染物浓度的预报误差均低于线性回归。2 种方法预报值与实况值的相关系数相比,除 O_3-8(90) 基本一致外,BP 神经网络模型污染物浓度预报值与实况值的相关系数均高于线性回归模型,说明 BP 神经网络的预报效果优于线性回归模型。

BP 神经网络对各类污染物质量浓度的预报误差明显低于线性回归模型。与线性回归模型相比,BP 神经网络对于 PM_{10} 预报值的平均绝对误差和相对误差分别减少 19.8% 和 27.8%;$PM_{2.5}$ 预报值的平均绝对误差和相对误差分别减少 16.1% 和 25.6%;SO_2 预报值的平均绝对误差和相对误差分别减少 14.9% 和 18.8%。

表 3　BP 神经网络和线性回归模型的预报误差及其与实况值的相关系数

Table 3　Prediction error and correlation coefficients between observed pollutant mass concentrations and the counterparts predicted by linear regression and BP neural network models

污染物	绝对误差/($\mu g \cdot m^{-3}$)		相对误差		相关系数	
	BP 神经网络	线性回归	BP 神经网络	线性回归	BP 神经网络	线性回归
SO_2	20.28	23.84	0.26	0.32	0.86	0.83
NO_2	12.55	13.40	0.09	0.11	0.80	0.76
PM_{10}	51.96	64.69	0.26	0.36	0.87	0.78
$PM_{2.5}$	37.81	45.05	0.32	0.43	0.89	0.81
CO(95)	660.00	760.00	0.31	0.39	0.83	0.77
O_3-8(90)	12.86	13.95	0.36	0.39	0.72	0.72

以上分析表明,BP 神经网络模型能够很好地描述污染物质量浓度与其影响因子之间的非线性关系,预报精度高于线性回归模型。在邯郸采暖期空气质量预报中,BP 神经网络的预报效果较线性回归模型明显提高,应用于空气质量预报是可行且有效的。

5　结论

该研究分析了邯郸环境污染特征(空气质量和环境气象条件),重点采用 BP 神经网络模型对邯郸采暖期 6 种空气污染物质量浓度进行了预报研究,并利用同期观测值及线性回归模型对预报结果进行了检验。

(1)邯郸空气污染物 PM_{10}、$PM_{2.5}$、SO_2、NO_2 和 CO(95)的 AQI 均呈单谷型分布,冬季最高,夏季最低,AQI 均值表现为冬半年高于夏半年,O_3-8(90) 的 AQI 变化趋势则相反;除 O_3-8(90)外,其他 5 种污染物的采暖期 AQI 均高于年均值,空气污染最重,首要污染物以 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 为主。

(2)邯郸采暖期降水少,温度低,湿度和风速小,而且小风出现频率明显高于非采暖期,局地逆温强,静稳天气指数高,为全年环境气象条件最差的时期。在邯郸采暖期内,1 月环境气象条件最差,12 月次之,且环境气象条件白天好于夜间,尤以 5—7 时最差。

(3)邯郸采暖期主要污染物质量浓度与前一日

污染物浓度、静稳天气指数、逆温、相对湿度和露点温度等呈正相关,与气温、风速、能见度和混合层高度等呈负相关。BP 神经网络对 6 种污染物的预报值与实况值的相关系数均高于线性回归模型,平均相对误差和平均绝对误差均较线性回归模型明显降低,且采暖期主要污染物 PM_{10}、$PM_{2.5}$和 SO_2的预报误差更低,预报效果明显优于线性回归模型。

由于数据来源的限制,该研究采用的邯郸空气质量资料时长较短,所以结论有一定的局限性。后续工作需要采用更长时间序列的空气质量和环境气象资料来优化统计预报模型,同时结合环境数值预报结果,进一步提高邯郸市的空气质量预报精度和时效。

参考文献:

[1] 张小曳,孙俊英,王亚强,等.2013 我国雾霾成因及其治理的思考[J].科学通报,58(13):1178-1187.[ZHANG X Y,SUN J Y,WANG Y Q,*et al*.Factors Contributing to Haze and Fog in China[J].Chinese Science Bulletin,2013,58(13):1178-1187.]

[2] 孟晓艳,张霞,侯玉婧,等.2013—2017 年京津冀区域 $PM_{2.5}$浓度变化特征[J].中国环境监测,2018,34(5):5-11.

[3] 周兆媛,张时煌,高庆先,等.京津冀地区气象要素对空气质量的影响及未来变化趋势分析[J].资源科学,2014,36(1):191-199.[ZHOU Zhao-yuan,ZHANG Shi-huang,GAO Qing-xian,*et al*.The Impact of Meteorological Factors on Air Quality in the Beijing-Tianjin-Hebei Region and Trend Analysis[J].Resources Science,2014,36(1):191-199.]

[4] 贾梦唯,赵天良,张祥志,等.南京主要大气污染物季节变化及相关气象分析[J].中国环境科学,2016,36(9):2567-2577.[JIA Meng-wei,ZHAO Tian-liang,ZHANG Xiang-zhi,*et al*.Seasonal Variations in Major Air Pollutants in Nanjing and Their Meteorological Correlation Analyses[J].China Environmental Science,2016,36(9):2567-2577.]

[5] 康恒元,刘玉莲,李涛.黑龙江省重点城市 AQI 指数特征及其与气象要素之关系[J].自然资源学报,2017,32(4):692-703.[KANG Heng-yuan,LIU Yu-lian,LI Tao.Characteristics of Air Quality Index and Its Relationship With Meteorological Factors in Key Cities of Heilongjiang Province[J].Journal of Natural Resources,2017,32(4):692-703.]

[6] AN Z S,HUANG R J,ZHANG R Y,*et al*.Severe Haze in Northern China:A Synergy of Anthropogenic Emissions and Atmospheric Processes[J].PNAS,2019,116(18):8657-8666.

[7] 李小飞,张明军,王圣杰,等.中国空气污染指数变化特征及影响因素分析[J].环境科学,2012,33(6):1936-1943.[LI Xiao-fei,ZHANG Ming-jun,WANG Sheng-jie,*et al*.Variation Characteristics and Influencing Factors of Air Pollution Index in China[J].Chinese Journal of Environmental Science,2012,33(6):1936-1943.]

[8] 吴国雄,李占清,符淙斌,等.气溶胶与东亚季风相互影响的研究进展[J].中国科学:地球科学,2015,45:1609-1627.[WU G X,LI Z Q,FU Z B,*et al*.Advances in Studying Interactions Between Aerosols and Monsoon in China[J].Science China:Earth Sciences,2015,45:1609-1627.]

[9] 王祎崛,王真祥.上海市 $PM_{2.5}$浓度变化特征及其气象因子分析[J].干旱区地理,2018,41(5):1088-1096.[WANG Yi-di,WANG Zhen-xiang.Characteristics of $PM_{2.5}$ Concentration Variability and Its Meteorological Factors in Shanghai[J].Arid Land Geography,2018,41(5):1088-1096.]

[10] 陈静,钤伟妙,韩军彩,等.石家庄市秋季典型天气背景下重污染特征分析[J].气象与环境学报,2015,31(4):42-50.[CHEN Jing,QIAN Wei-miao,HAN Jun-cai,*et al*.Pollution Characteristic Under Typical Weather Background in Autumn Over Shijiazhuang[J].Journal of Meteorology and Environment,2015,31(4):42-50.]

[11] 汪宇,王志春,嵇萍,等.珠三角区域空气质量空间分布类型和天气背景[J].环境工程,2017,35(12):77-81.[WANG Yu,WANG Zhi-chun,JI Ping,*et al*.Spatial Distribution Types and Weather Backgroud of Air Quality in the Pearl River Delta Area[J].Environmental Engineering,2017,35(12):77-81.]

[12] 刘娜,段晚锁,王自发,等.北京地区一次空气重污染过程的目标观测分析[J].气候与环境研究,2018,23(5):619-632.[LIU Na,DUAN Wan-suo,WANG Zi-fa,*et al*.A Study on Target Observation of a Heavy Air Pollution Event in Beijing[J].Climatic and Environmental Research,2018,23(5):619-632.]

[13] 高正旭,王晓玲,向华,等.武汉市 2014—2017 年大气污染物分布特征及其潜在来源分析[J].环境科学学报,2018,38(11):4440-4453.[GAO Z X,WANG X L,XIANG H,*et al*.Variation Characteristics and Potential Sources of Air Pollutants During 2014-2017 in Wuhan[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2018,38(11):4440-4453.]

[14] 宋晓辉,田秀霞,张珺,等.邯郸一次重污染天气过程分析[J].环境科学与技术,2016,39(增刊 2):19-22.[SONG Xiao-hui,TIAN Xiu-xia,ZHANG Jun,*et al*.Analysis About a Process of Heavy Pollution Weather in Handan[J].Environmental Science & Technology,2016,39(Suppl. 2):19-22.]

[15] 杜吴鹏,房小怡,孟伟,等.气象因子对北京一次重污染天气过程影响研究[J].环境科学与技术,2016,39(8):123-128,153.[DU Wu-peng,FANG Xiao-yi,MENG Wei,*et al*.Impact Analysis of Meteorological Factors on Atmospheric Environment in a Typical Serious Pollution Process in Beijing[J].Environmental Science and Technology,2016,39(8):123-128,153.]

[16] ZHANG Z Y,GONG D Y,MAO R,*et al*.Cause and Predictability for the Severe Haze Pollution in Downtown Beijing in November-December 2015[J].Science of the Total Environment,2017,592:627-638.

[17] 缪育聪,郑亦佳,王姝,等.京津冀地区霾成因机制研究进展与展望[J].气候与环境研究,2015,20(3):356-368.[MIAO Yu-cong,ZHENG Yi-jia,WANG Shu,*et al*.Recent Advances in,and Future Prospects of,Research on Haze Formation Over Beijing-Tianjin-Hebei,China[J].Climatic and Environmental Research,2015,20(3):356-368.]

[18] DRAXLER R R,HESS G D.An Overview of the HYPLIT_4 Modelling System for Trajectories,Dispersion and Deposition[J].Australian Meteorological Magazine,1998,47(4):295-308.

[19] 房小怡,蒋维楣,吴涧,等.城市空气质量数值预报模式系统及其应用[J].环境科学学报,2004,24(1):111-115.[FANG Xiao-yi,JIANG Wei-mei,WU Jian,*et al*.Study on the Development of Numerical Model System to Predict Urban Air Quality[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2004,24(1):111-115.]

[20] 王宏,郑秋萍,陈彬彬,等.福建省环境气象学科发展研究报告[J].海峡科学,2017(8):17-22.

[21] 龚强,白乐生,杨洪斌.空气污染潜势指数预报方法[J].气象与环境学报,1999,15(3):46-47.[GONG Qiang,BAI Le-sheng,YANG Hong-bin.Forecast Method of Air Pollution Potential Index[J].Journal of Meteorology and Environment,1999,15(3):46-47.]

[22] 徐大海,朱蓉.大气平流扩散的箱格预报模型与污染潜势指数预报[J].应用气象学报,2000,11(1):1-12.[XU Da-hai,ZHU Rong.Atmospheric Advective and Dispersion Nonstatic Box-Model for Prediction of the Potential Index of Airborne Pollutant[J].Quarterly Journal of Applied Meteorology,2000,11(1):1-12.]

[23] 陈宁,毛善君,李德龙,等.多基站协同训练神经网络的 $PM_{2.5}$ 预测模型[J].测绘科学,2018,43(7):87-93.[CHEN Ning,MAO Shan-jun,LI De-long,*et al*.$PM_{2.5}$ Prediction Model Based on Multi-Station Co-Training Neural Network[J].Science of Surveying and Mapping,2018,43(7):87-93.]

[24] QI Y L,LI Q,KARIMIAN H,*et al*.A Hybrid Model for Spatio-Temporal Forecasting of $PM_{2.5}$ Based on Graph Convolutional Neural Network and Long Short-Term Memory[J].Science of the Total Environment,2019,664:1-10.

[25] 孙宝磊,孙曷,张朝能,等.基于 BP 神经网络的大气污染物浓度预测[J].环境科学学报,2017,37(5):1864-1871.[SUN Bao-lei,SUN Hao,ZHANG Chao-neng,*et al*.Forecast of Air Pollutant Concentrations by BP Neural Network[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2017,37(5):1864-1871.]

[26] 白鹤鸣,沈润平,师华定,等.基于 BP 神经网络的空气污染指数预测模型研究[J].环境科学与技术,2013,36(3):186-189.[BAI He-ming,SHEN,SHI Hua-ding,*et al*.Forecasting Model of Air Pollution Index Based on BP Neural Network[J].Environmental Science and Technology,2013,36(3):186-189.]

[27] 胡非,洪钟祥,雷孝恩.大气边界层和大气环境研究进展[J].大气科学,2003,27(4):712-728.[HU Fei,HONG Zhong-xiang,LEI Xiao-en.Recent Progress of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Environment Research in IAP[J].Chinese Journal of Atmospheric Sciences,2003,27(4):712-728.]

[28] 王自发,谢付莹,王喜全,等.嵌套网格空气质量预报模式系统的发展与应用[J].大气科学,2006,30(5):778-790.[WANG Zi-fa,XIE Fu-ying,WANG Xi-quan,*et al*.Development and Application of Nested Air Quality Prediction Modeling System[J].Chinese Journal of Atmospheric Sciences,2006,30(5):778-790.]

[29] 康志明,桂海林,花丛,等.国家级环境气象业务现状及发展趋势[J].气象科技进展,2016,6(2):64-69.[KANG Zhi-ming,GUI Hai-lin,HUA Cong,*et al*.China′s National Environmen-Meteorological Services and Their Developmental Trend[J].Advances in Meteorological Science and Technology,2016,6(2):64-69.]

[30] 张恒德,张庭玉,李涛,等.基于 BP 神经网络的污染物浓度多模式集成预报[J].中国环境科学,2018,38(4):1243-1256.[ZHANG Heng-de,ZHANG Ting-yu,LI Tao,*et al*.Forecast of Air Quality Pollutants′ Concentrations Based on BP Neural Network Multi-Model Ensemble Method[J].China Environmental Science,2018,38(4):1243-1256.]

作者简介：宋晓辉(1968—),女,河北永年人,高级工程师,主要研究方向为农业与环境气象预报预警。E-mail：sxh.hd@163.com

(**责任编辑**：许　素)

生态与农村环境学报 2020，36（8）：1006-1014
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0005
李雪，李荣荣，侯亚红，等.氮肥施用对西藏青稞产量及氨挥发损失的影响[J].生态与农村环境学报，2020，36(8)：1006-1014.
LI Xue，LI Rong-rong，HOU Ya-hong，*et al*.Study on the Effects of Nitrogen Fertilizer Application on the Yield and Ammonia Volatilization Loss of Highland Barley in Tibet[J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：1006-1014.

氮肥施用对西藏青稞产量及氨挥发损失的影响

李 雪[1]，李荣荣[2]，侯亚红[1①]，刘国一[1]，谢永春[1]（1. 省部共建青稞和牦牛种质资源与遗传改良国家重点实验室/西藏自治区农牧科学院农业资源与环境研究所，西藏 拉萨 850000；2. 西藏自治区农业技术推广中心，西藏 拉萨 850000）

摘要：为了解西藏农田系统氮肥施用对青稞产量和氨挥发氮损失的影响规律，通过田间随机区组试验，设置了N0~N3共4个施氮水平，采用田间原位测定-通气法，研究了土壤氨挥发通量、变化规律及其与产量的关系。结果表明：青稞产量与施氮量呈显著正相关（$P<0.05$），氮肥贡献率高达32.13%，氮肥农学效益为3.62~4.78 kg·kg^{-1}。氨挥发总累积量为3.38~21.51 kg·hm^{-2}，氨挥发导致的氮肥损失率为10.75%~15.49%，与施氮量呈极显著相关（$P<0.01$）。青稞农田氨挥发主要发生在基肥期，基肥氨挥发周期44 d，第10天开始陆续出现挥发峰，追肥氨挥发集中在施肥后7 d内。综合考虑生产效益和以氨挥发为指标的环境安全，该区域青稞农田纯N建议施用量为：基肥40.02 kg·hm^{-2}，拔节追肥13.32~26.70 kg·hm^{-2}，抽穗追肥40.02 kg·hm^{-2}。

关键词：西藏；青稞；施氮水平；氨挥发；产量
中图分类号：X53 **文献标志码**：A **文章编号**：1673-4831(2020)08-1006-09

Study on the Effects of Nitrogen Fertilizer Application on the Yield and Ammonia Volatilization Loss of Highland Barley in Tibet.

LI Xue[1]，*LI Rong-rong*[2]，*HOU Ya-hong*[1①]，*LIU Guo-yi*[1]，*XIE Yong-chun*[1]（1. State Key laboratory of Hulless Barley and Yak Germplasm Resources and Genetic Improvement/ Institute of Agricultural Resources and Environment，Tibet Academy of Agricultural and Animal Husbandry Sciences，Lhasa 850000，China；2. Tibet Agricultural Technology Popularization Center，Lhasa 850000，China）

Abstract：Ammonia volatilization from highland barley fields can contaminate the atmosphere and lead to the reduction of nitrogen use efficiency. Field trials were conducted to estimate the influences of different levels of nitrogen application on ammonia volatilization flux，NH_3 volatilization loss，nitrogen efficiency and grain yield in highland barley farmland ecosystem in Tibet. Results show that the yield of highland barley is significantly and positively correlated with nitrogen application（$P<0.05$）. The contribution rate of nitrogen fertilizer was 32.13%，and the agronomic benefit of nitrogen fertilizer was 3.62-4.78 kg· kg^{-1}；The total accumulation of ammonia volatilization was 3.38-21.51 kg·hm^{-2}，The nitrogen loss rate caused by ammonia volatilization was 10.75%-15.49%，which increased significantly with the increase of nitrogen application（$P<0.01$）；Ammonia volatilization mainly occurred in the basal fertilizer period，the ammonia volatilization stage of basal fertilizer was 44 days，and the volatilization peak appeared successively on the 10th day，and the ammonia volatilization of topdressing fertilizer was concentrated with 7days after fertilization. Comprehensively considering the production benefits and environmental safety based on ammonia volatilization，it is suggested that the application amount of pure N in this region is 40.02 kg·hm^{-2} for base fertilizer，13.32-26.70 kg·hm^{-2} for top-dressing during knotting，40.02 kg·hm^{-2} for top-dressing during heading grain.

Key words：Tibet；highland barley；nitrogen application levels；ammonia volatilization；yield

氮肥在农业生产中发挥着重要作用[1-2]。我国是世界上最大的氮肥消费国[2-3]，2016年氮肥消费量达2.31×10^7 t[4]。然而，高强度施用导致氮肥损失率较高，据报道我国氮肥损失率约为14%~52%[5-7]。氨挥发是氮肥施入土壤后的主要损失途径之一[8-9]，研究表明氮肥施入土壤后的氨挥发损失率可达40%左右[10-11]。农田氨挥发不仅造成农业生产经济损失，而且挥发的NH_3会在大气中转化

收稿日期：2020-01-03
基金项目：西藏自治区自然科学基金（XZ2018ZRG-44）
① 通信作者 E-mail：947553590@qq.com

为氮氧化物，导致全球变暖加剧、臭氧层损耗[12]。此外，挥发性 NH_3 分子进入大气后可通过沉降、降雨等途径进入生态系统，造成土壤酸化、水体富营养化等次生环境问题[13-16]。

农田氨挥发受气候（温度、降水、风）、土壤、农业管理、生物等多个因素影响[17-18]。不同地区的氨挥发损失存在较大差异。据报道，嘉兴地区（亚热带海洋性湿润气候）稻田氨挥发损失率为 17.0%～28.0%[19]；洱海流域（低纬度高原中亚热带西南季风气候）稻田氨挥发损失率为 6.13%～21.8%[20]；太湖地区（亚热带中部湿润季风气候）稻田氨挥发损失率为 3.0%～14.6%[21]；华北平原（暖温带半湿润季风气候）冬小麦氮肥氨挥发损失率为 1.0%～4.2%[22]。YAN 等[23]研究发现在黑土条件下，温度和土壤湿度均与土壤氨累积挥发量相关，且氨挥发对温度的敏感性低于对湿度的敏感性。王森等[24]研究了河北潮土中尿素的氨气排放，认为 NH_3 排放速率与土壤 pH 值无显著相关性。LARSEN 等[25]认为影响氨挥发的因素为氨的平衡蒸气压和掠过田间的空气流动。无论是温度、土壤湿度、pH 值还是氨的平衡蒸气压和空气流动，都与当地的气候条件和土壤环境密切相关。西藏位于我国西南部，平均海拔 4 000 m 以上，有“世界屋脊”之称，是世界上海拔最高的地方。这里空气稀薄、气压低、含氧量少，日照时间长、太阳辐射强烈，气温低、积温少、昼夜温差大，降水少、年内降水高度集中在 5—9 月，季节性明显，干季时间长，大风、冰雹等气象灾害频发。西藏特殊、复杂的气候和地理环境形成了不同于内地的特殊的农业生产环境。

青稞作为藏族的主食“糌粑”的主要食材，种植面积占粮食作物面积的 70%左右。从 1959 年西藏农业生产开始施用化肥，随着社会经济的发展和人民生活水平的提高，当地农牧民越来越重视氮肥在青稞生产中的施用，2018 年拉萨河谷农区测土配方推荐施氮量已达 133.5 kg·hm^{-2}。目前，我区青稞肥料方面的报道多集中在肥料的施用效果、根际微生物和肥料施用对籽粒的影响等方面[26-28]，关于氮肥利用效率和氨挥发损失方面的研究尚未见报道。笔者根据当前西藏青稞农田施氮量设计不同施氮水平，研究青稞农田生态系统中不同施氮水平下氨挥发损失的规律及其对产量的影响，旨在探明氨挥发特性和对青稞生产的影响，为氮肥有效利用、青稞高产稳产和藏区化肥减施增效及生态环境保护提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　试验地概况

试验于 2019 年在西藏自治区拉萨市西藏自治区农牧科学院 4#试验地进行（29°38′ N，91°02′ E），海拔 3 662 m，属于高原温带半干旱季风气候区。年日照时数 3 000 h 以上，年降水量 200～510 mm（2019 年雨季集中在 7—10 月），年无霜期 100～120 d，昼夜温差大，2019 年 4—8 月青稞生长季平均气温 3～24 ℃，4—5 月基肥期平均气温 3～19 ℃，6 月拔节肥期平均气温 12～24 ℃，7 月穗肥期平均气温 12～20 ℃。试验地为保灌地，20 cm 耕层土壤含水量 w 低于 5%时浇水。

试验地耕作层土壤为砂壤土，易受风沙危害，但在耕地灌溉后耕作层熟化程度较高，有利于保肥。前茬作物为玉米，0～20 cm 土壤基本理化性质：pH 值为 7.89，有机质含量为 18.03 g·kg^{-1}，全氮含量为 1.29 g·kg^{-1}，全磷含量为 0.79 g·kg^{-1}，全钾含量为 6.26 g·kg^{-1}，速效氮含量为 0.11 g·kg^{-1}，速效磷含量为 17.51 mg·kg^{-1}，速效钾含量为 42.13 mg·kg^{-1}。供试青稞品种为藏青 2000，播种量为 210 kg·hm^{-2}，行距 25 cm。

1.2　试验设计

试验采用随机区组设计，设 3 个区组，每个区组按施氮水平分别设 N0、N1、N2、N3 处理，4 个处理随机排列。N2 处理（纯 N 133.5 kg·hm^{-2}）为当前测土配方推荐施肥量，N1 处理的施氮量为 N2 的 50%（纯 N 66.7 kg·hm^{-2}），N3 处理的施氮量为 N2 的 150%（纯 N 200.2 kg·hm^{-2}）。不同生育期氮肥的施入比例为基肥∶拔节追肥∶抽穗追肥=6∶2∶2。土壤含水量 w 低于 5%时和施肥前采用畦灌的方式浇水。具体施肥情况见表 1。

表 1　不同施氮水平处理施肥情况

Table 1　Fertilizer applications in different treatments

处理	尿素〔w(N)≥46%〕/（kg·hm^{-2}）			过磷酸钙〔w(P_2O_5)≥12%〕/（kg·hm^{-2}）	氯化钾〔w(KCl)≥60%〕/（kg·hm^{-2}）
	基肥	拔节肥	抽穗肥		
N0	0	0	0		
N1	87.00	28.95	28.95	487.50	75
N2	174.15	58.05	58.05	487.50	75
N3	261.15	87.00	87.00	487.50	75

1.3　测定项目与方法

1.3.1　青稞产量及农艺性状的测定

于青稞乳熟后期开始每隔 1 d 观察青稞成熟情

况并记录成熟期。青稞成熟后每个小区用样方选取3个长势均匀的1 m^2地块青稞整株样,分别挂标签后带回实验室。每1 m^2青稞样的穗头数记为穗数,选30株青稞测量株高计算平均值作为此样平均株高,采回的36个样单打单收后测产量和千粒重。

1.3.2 氨挥发通量的测定

采用王朝辉等[29]设计的通气法收集青稞农田挥发的氨气。捕获装置内径15 cm,每个捕获装置上方设置一个边长40 cm的正方形PVC板,四角有PVC管支撑,与捕获装置间隔15 cm,用以防止阳光直射和雨水浸湿捕获海绵。每次施肥后立即放置氨气捕获装置,此后根据实际情况间隔24~48 h更换捕获海绵带回实验室检测,更换海绵的时间固定为09:30—11:00。带回实验室的海绵只选用捕获装置下层的捕获海绵(捕获的是农田挥发的氨气),采用靛酚蓝比色法显色,用分光光度计检测并计算N含量[30]。

1.4 数据处理与分析

NH_4^+-N含量计算公式为

$$C = \frac{\rho \times \upsilon \times t}{m} 。 \quad (1)$$

式(1)中,C为NH_4^+-N含量,mg·kg^{-1};ρ为显色液NH_4^+-N的质量浓度,μg·mL^{-1};υ为显色液体积,mL;t为分取倍数;m为样品质量,g。

氨挥发通量的计算公式为

$$F = \frac{A}{S \times T} \times 10^{-2} 。 \quad (2)$$

式(2)中,F为氨挥发通量,kg·hm^{-2}·d^{-1};A为测得的NH_4^+-N量,mg;S为装置横截面积,m^2;T为捕获时间,d。

氨挥发损失率的计算公式为

$$R = \frac{L}{N} \times 100\% 。 \quad (3)$$

式(3)中,R为氨挥发损失率,即氨累积挥发量占施氮量的比例,%;L为氨累积挥发量,kg·hm^{-2};N为纯氮施用量,kg·hm^{-2}。

NH_3排放系数的计算公式为

$$c = \frac{L - L_0}{N} \times 100\% 。 \quad (4)$$

式(4)中,c为NH_3排放系数,%;L_0为N0处理氨累积挥发量,kg·hm^{-2}。

氮肥贡献率的计算公式为

$$g = \frac{M - M_0}{M} \times 100\% 。 \quad (5)$$

式(5)中,g为氮肥贡献率,%;M为施肥处理产量,kg·hm^{-2};M_0为N0处理产量,kg·hm^{-2}。

氮肥农学效率的计算公式为

$$e = \frac{M - M_0}{n} \times 100\% 。 \quad (6)$$

式(6)中,e为氮肥农学效率,kg· kg^{-1};n为尿素施用量,kg·hm^{-2}。

采用Excel 2007与DPS 9.50软件进行数据分析及图表绘制,用LSD法进行多重比较确定差异显著性。

2 结果与分析

2.1 不同施氮水平对青稞产量及相关农艺性状的影响

从表2可知,随着施氮量增加,青稞产量显著增加($P<0.05$),与N0处理相比,N1、N2和N3处理分别增产31.48%、47.73%和88.39%,表明施氮能增加青稞产量。N1、N2、N3处理的千粒重显著大于N0处理($P<0.05$),表明施氮处理的千粒重显著大于不施氮处理。与N0处理相比,N1、N2、N3处理株高显著增高($P<0.05$),说明施氮促进了青稞的增长。N3处理的生育期比其他处理显著增长3~6 d($P<0.05$),说明435.15 kg·hm^{-2}的尿素施用水平起到了增加青稞生育期、推迟青稞成熟的效果。各处理间青稞的穗数和穗粒数均差异不显著($P>0.05$)。

表2 不同施氮水平下产量及农艺性状比较

Table 2 Comparison of yield and agronomic characters under different N application rates

处理	产量/(kg·hm^{-2})	千粒重/g	穗数/(万·hm^{-2})	穗粒数	株高/cm	生育期/d
N0	2 199.78^{d}	49.48^{c}	320.00^{a}	31^{a}	69.21^{b}	100^{b}
N1	2 892.22^{c}	53.22^{a}	466.67^{a}	33^{a}	77.26^{a}	103^{b}
N2	3 249.78^{b}	51.05^{bc}	480.00^{a}	48^{a}	75.17^{a}	102^{b}
N3	4 144.22^{a}	52.94^{ab}	533.33^{a}	47^{a}	79.07^{a}	106^{a}

各处理施肥情况见表1。同一列数据后英文小写字母不同表示不同处理之间某指标差异显著($P<0.05$)。

氮是青稞生长必需的营养元素,目前拉萨河谷农区的推荐纯N施用量为133.5 kg·hm^{-2}(N2处

理)，N1 处理青稞减产 11%，N3 处理青稞增产 27%，增产的主要原因为千粒重的增加。氮的增加普遍促进了青稞株高的增长，当纯 N 施用量为 200.2 kg·hm^{-2}时青稞生育期延长 3~6 d。

2.2　不同施氮水平对氨挥发损失的影响

青稞季氨挥发总累积量随施氮量增加呈极显著增加(P<0.01)，从大到小依次为 N3 处理(21.52 kg·hm^{-2})>N2 处理(19.41 kg·hm^{-2})>N1 处理(10.32 kg·hm^{-2})>N0 处理(3.38 kg·hm^{-2})(表 3)。基肥期氨累积挥发量(2.96~16.82 kg·hm^{-2})为氨挥发损失的主要部分，且随施氮量的增加呈极显著增加，各处理氨累积挥发量占整个生育期氨挥发总量的比例从大到小依次为 N0 处理(87.57%)>N3 处理(78.16%)>N2 处理(77.43%)>N1 处理(59.5%)，说明基肥期氨挥发受氮肥施用量影响较大。拔节肥期 N3 处理氨累积挥发量(3.59 kg·hm^{-2})极显著高于其他处理(P<0.01)，占整个生育期氨累积挥发量的 16.68%，说明这一时期其他处理的氨挥发已经受作物生长和施氮水平共同影响，N1 和 N2 处理青稞生长基本可以缓冲纯 N 输入造成的氨挥发增量，但是此时的青稞农田系统还无法消化 N3 处理纯 N 输入产生的氨挥发增量。穗肥期 N1、N2 处理氨累积挥发量极显著高于 N3 处理，说明此时氨挥发主要受青稞生长状况的影响。

氨累积挥发量占施氮量的比例(氨挥发损失率)综合体现了不同氮肥水平的氨累积挥发量变化。基肥、拔节肥时期不同施氮水平的氨挥发损失率差异不显著，穗肥期氨挥发损失率随施氮水平增加呈极显著减小，从大到小依次为为 N1 处理(21.78%)>N2 处理(12.25%)>N3 处理(2.77%)，这说明试验地条件下穗肥的增加可以减少氨挥发损失率。青稞生长季各处理间氨挥发损失率差异极显著，这说明该实验条件下 N3 施氮水平有利于降低氨挥发损失率。

NH_3排放系数体现了施氮量的增加对氨挥发增加的影响。基肥期 N2 处理的排放系数(15.07%)显著大于 N1 处理(7.95%)，说明基肥期 N1 处理有利于减少氨挥发。拔节肥施入后不同施氮水平的NH_3排放系数差异不显著。穗肥期随着施氮量的增加 NH_3 排放系数极显著减小，表现为 N1 处理(20.93%)>N2 处理(11.82%)>N3 处理(2.49%)，说明穗肥期 N3 处理有利于减少氨挥发。整个青稞季不同处理的NH_3排放系数表现为 N2 处理极显著大于 N1 和 N3 处理(P<0.01)，说明 N2 处理不利于减少氮肥输入造成的氨挥发损失。

表 3　青稞不同生育时期氨挥发损失比较

Table 3　Comparison of ammonia volatilization loss at different growth stages

处理	氨累积挥发量/(kg·hm^{-2})				氨累积挥发量占施氮量的比例/%				NH_3 排放系数/%			
	基肥	拔节肥	穗肥	总计	基肥	拔节肥	穗肥	总计	基肥	拔节肥	穗肥	总计
N0	2.96^{Cd}	0.31^{Bc}	0.11^{Cc}	3.38^{Dd}								
N1	6.14^{Bc}	1.28^{Bb}	2.90^{Aa}	10.32^{Cc}	15.35^{a}	9.64^{a}	21.78^{Aa}	15.49^{Aa}	7.95^{b}	7.33^{a}	20.93^{Aa}	10.42^{Bb}
N2	15.03^{Ab}	1.11^{Bbc}	3.27^{Aa}	19.41^{Bb}	18.76^{a}	4.16^{a}	12.25^{Bb}	14.54^{Aa}	15.07^{a}	3.01^{a}	11.82^{Bb}	12.00^{Aa}
N3	16.82^{Aa}	3.59^{Aa}	1.11^{Bb}	21.52^{Aa}	14.00^{a}	8.97^{a}	2.77^{Cc}	10.75^{Bb}	11.54^{ab}	8.20^{a}	2.49^{Cc}	9.06^{Bc}

各处理施肥情况见表 1。同一列数据后英文大写字母不同表示不同处理间某指标差异极显著(P<0.01)，英文小写字母不同表示差异显著(P<0.05)。

2.3　不同施氮水平下农田土壤氨挥发通量的动态变化

图 1 显示了基肥期、拔节期、抽穗期施入尿素后青稞田氨挥发速率的日动态变化情况。基肥期(4 月 25 日)氨挥发周期为 44 d，施入基肥后第 10 天开始陆续出现氨挥发峰值，然后氨挥发速率缓慢波动下降，第 44 天后施氮处理的氨挥发速率同 N0 处理基本一致并保持稳定，可见青稞播种后土壤中可被青稞利用的氮于第 10 天达到最大，且可维持 44 d 左右，这可能与青稞苗期西藏地区较低的气温和脲酶水解的速率有关。

拔节追肥(6 月 20 日)和抽穗追肥期(6 月 30 日)拉萨气温明显升高，施入的氮肥氨挥发在 7 d 内从峰值急速衰减至 N0 处理水平，说明氨挥发周期和氨挥发通量曲线受生育期所处的气候环境(气温)影响较大。不同生育期氨挥发通量出现的峰值和持续的时间影响了不同施氮水平的氨累积挥发量。

2.4　不同施氮水平对氮利用效率的影响

由表 4 可知，氮肥贡献率随着施氮水平的增加呈增加趋势，N1、N2 和 N3 处理的氮肥贡献率之比为 1∶1.35∶1.96，可见增加氮肥投入对提高氮肥利用率的效果非常显著(P<0.01)。氮肥农学效率反映了因单位尿素增量而增加的产量。由表 4 可

知,各施肥处理氮肥农学效益为 3.62~4.78 kg·kg^{-1},说明目前西藏拉萨河谷农区的施肥水平下投入 1 kg 尿素可增加青稞产量 3.62~4.78 kg。

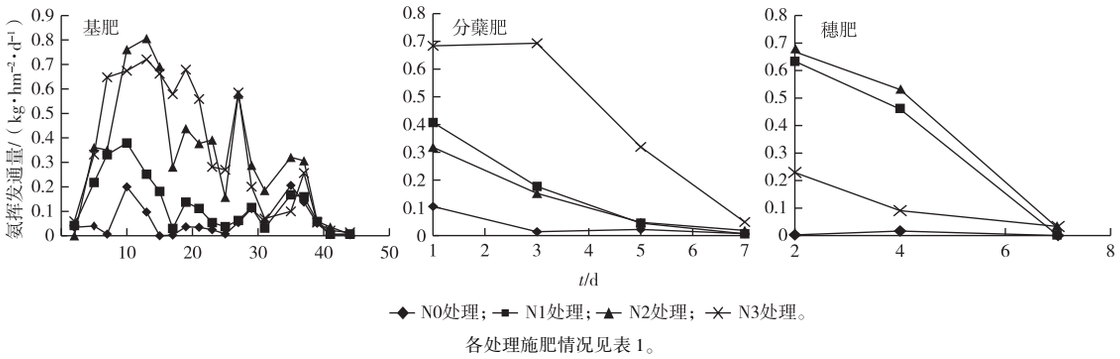


图 1　不同施氮水平土壤氨挥发通量的动态变化

Fig. 1　The dynamics curve for NH_3 volatilization fluxes under different N application rates

2.5　氨挥发与青稞生产的相关性分析

如表 5 所示,施氮量和氨挥发总累积量、青稞产量、氮肥贡献率呈显著正相关(P<0.05),说明氮的投入一方面提高了氮肥贡献率、增加了青稞产量,另一方面增加了氨挥发总累积量,即增加了氮肥损失。氨挥发损失率与产量、穗数、肥料贡献率呈显著负相关(P<0.05),说明施入农田的氮肥通过氨挥发损失得越多,氮肥贡献率越低,穗数越少,产量越低。NH_3 排放系数和株高呈极显著负相关(P<0.01),说明株高的增加可能会降低 NH_3 排放系数。氮肥贡献率与产量、穗数呈显著正相关(P<0.05),说明提高氮肥贡献率可以增加青稞有效穗数、提高青稞产量。

表 4　不同施氮水平下青稞生产效率的比较

Table 4　Comparison of production efficiency of highland barley at different N application rates

处理	施尿素量/(kg·hm^{-2})	施纯 N 量/(kg·hm^{-2})	氮肥贡献率/%	氮肥农学效率/(kg·kg^{-1})
N0	0	0		
N1	144.90	66.65	23.84^{C}	4.78^{a}
N2	290.25	133.52	32.13^{B}	3.62^{a}
N3	435.15	200.17	46.81^{A}	4.47^{a}

各处理施肥情况见表 1。同一列数据后英文大写字母不同表示不同施氮处理之间某指标差异极显著(P<0.01),英文小写字母不同表示差异显著(P<0.05)。

表 5　青稞农田氨挥发影响因子间的相关系数

Table 5　Correlation analysis of ammonia volatilization in highland barley farmland

指标	x_1	x_2	x_3	x_4	x_5	x_6	x_7	x_8	x_9	x_{10}	x_{11}
x_2	1.00**										
x_3	0.98*	0.98*									
x_4	−0.95	−0.95	−0.78								
x_5	−0.46	−0.46	−0.14	0.73							
x_6	0.99*	0.99*	0.93	−1.00**	−0.66						
x_7	0.60	0.60	0.54	−0.21	−0.82	0.68					
x_8	0.92	0.92	0.92	−1.00**	−0.73	0.92	0.83				
x_9	0.83	0.83	0.79	−0.73	−1.00**	0.87	0.94	0.97*			
x_{10}	0.88	0.88	0.77	−0.91	−0.95	0.94	0.84	0.89	0.92		
x_{11}	0.99*	0.99*	0.88	−0.98*	−0.60	1.00**	0.04	0.98*	0.60	0.82	
x_{12}	−0.73	−0.73	−0.92	0.47	−0.26	−0.55	0.76	−0.47	0.26	−0.06	−0.62

x_1为施尿素量,x_2为施纯 N 量,x_3为氨挥发总累积量,x_4为氨累积挥发量占施氮量的比例,x_5为 NH_3 排放系数,x_6为产量,x_7为千粒重,x_8为穗数,x_9为株高,x_{10}为生育期,x_{11}为氮肥贡献率,x_{12}为氮肥农学效率。* 表示 P<0.05,** 表示 P<0.01。

3　讨论

3.1　增施氮肥对产量的影响

胡文静等[31]研究了江苏里下河地区施氮量对扬麦 22 的产量影响,认为随施氮量增加产量不变(千粒重是产量形成的关键因子),氮肥农学效率降低。刘国一等[32]认为西藏青稞在施氮量低于 281.55 kg·hm^{-2}时产量随施氮量增加而增加。该

研究中，施用了尿素的处理千粒重、株高均增加，表明矿质氮肥的施用对增加青稞千粒重和株高起到了很重要的作用。青稞产量与施氮量、氮肥贡献率呈显著正相关，与氨挥发损失率呈显著负相关，说明0~200.2 kg·hm^{-2}的纯 N 施用量可以明显提高青稞产量和氮肥利用率，但是氨挥发损失也是造成青稞减产的重要因素。氨挥发损失与穗数呈显著负相关，说明氨挥发主要通过影响青稞的穗数对青稞产量造成影响。N3 处理的生育期比其他处理显著增长 3~6 d(P<0.05)，说明 200.2 kg·hm^{-2}的纯 N 施用量在一定程度上延长了青稞的生育期。氮肥农学效率为 3.62~4.78 kg·kg^{-1}，说明试验地每增施 1 kg 尿素可使青稞增产 3.62~4.78 kg。

3.2　氨挥发对氮肥损失的影响

氮肥施入农田后，在土壤微生物和酶的作用下分解出的 NH_4^+-N 随施氮量的增加而增加，氨挥发增强导致氨累积挥发量增加[2,33]。青稞季氨挥发总累积量随施氮量的增加呈极显著增加(P<0.01)，挥发累积量为 3.38~21.52 kg·hm^{-2}，可见氮肥施用是增加氨累积挥发损失的重要因素[34-36]。

氨挥发与青稞生育时期和施氮水平密切相关。温度升高增加了土壤中 NH_4^+-N 含量和氨扩散速率[37]，肖娇等[38]研究了华北平原冬小麦季氨挥发，认为基肥期氨挥发速率与气温密切相关，氨挥发损失主要来源于追肥。田玉华等[21]研究了太湖地区氮肥施用对稻田的影响，认为不同时期施肥后氨挥发损失量除受气象条件影响外，水稻生长状况也是十分重要的影响因素。该试验中氨挥发主要发生在基肥期，占总挥发量的 59.5%~87.57%，氨挥发周期 44 d，第 10 天开始出现挥发峰，并随气温和土壤水分波动，这与田玉华等[21]的研究结果（稻田氨挥发损失主要发生在施肥后 6 d 内）、杨淑莉等[39]在黄淮海平原的研究结果（氨挥发主要集中在施肥后 1 周内）不同。追肥的氨挥发集中在施肥后 7 d 内，拔节期青稞农田基本可以消化 26.70 kg·hm^{-2}（N2 处理）纯 N 输入造成的氨挥发增量，抽穗期 N3 处理的氨累积挥发量极显著低于 N1 和 N2 处理(P<0.01)。可见青稞苗期氨挥发主要受低温和施氮量影响，随着气温的升高和青稞的生长，氮肥利用率提高，氨挥发受气温和青稞生长状况的影响越来越显著，表现出同内地相似的特征。这主要是因为一方面拉萨河谷农区气温普遍低于内地，青稞苗期气温较低，导致基肥期氨挥发周期长、挥发峰出现的时间晚。另一方面 5—9 月随着气温升高逐渐进入雨季，促进了尿素水解成 NH_4^+-N 和青稞生长[40]，由于植物对氮的吸收和土壤的渗透、硝化、反硝化、土壤对氮的固结作用，从而降低了基质中 NH_4^+-N 含量，使 NH_3挥发通量迅速下降[41-42]，导致追肥期的氨挥发出现与内地相似的特征。

氨挥发损失率与产量、穗数、肥料贡献率呈显著负相关(P<0.05)，可见氨挥发损失对青稞生产影响极大。王成等[43]研究了库尔勒香梨园的土壤氨挥发，发现施氮量在 150~450 kg·hm^{-2}时氨挥发损失率为 2.72%~4.48%。王磊等[44]研究了山东省水、氮相互作用对冬小麦氨挥发损失的影响，表明氨挥发损失率为 8.9%~45.8%。山楠等[2]研究发现北京房山麦田的氨挥发损失率为 2.0%~6.7%。笔者研究中氨挥发损失率为 10.75%~15.49%。基肥期 N1 处理的 NH_3排放系数比 N2 处理小 7.12%，穗肥期 N3 处理比 N2 处理小 9.33%，可见拉萨河谷农区青稞农田氨挥发与内地存在较大差异，基肥期 N1 处理有利于减少氨挥发，抽穗期 N3 处理有利于减少氨挥发。

3.3　氨挥发对氮肥利用率的影响

陆晓松等[45]认为随着施氮量增加，氮肥利用率减小，当施氮量超过 200 kg·hm^{-2}时小麦减产，氮肥利用率持续降低。笔者研究中施氮量与氮肥贡献率呈正相关(P<0.05，r=0.99)，N2 处理可提高 45.69%的氮肥贡献率，相关分析表明氨挥发损失率与氮肥贡献率呈负相关(P<0.05，r=−0.98)。综上所述，在拉萨河谷农区，随着施氮量的增加，氮肥利用率增加，但氮肥的氨挥发损失降低了氮肥的利用率。西藏施用化肥的历史较短，农牧民对化肥、农药认识不足，氮肥施用量远低于内地。随着社会经济的发展和人民生活水平的提高，当地农牧民越来越重视青稞生产中氮肥的作用。根据研究结果，可以考虑在部分条件较好的农田试验施用提高氮肥利用率、减少氨挥发的肥料，探索青稞增产途径。

4　结论

对不同施氮量对西藏农田青稞产量和土壤氨挥发影响的研究表明，氮肥的施用一方面提高了青稞产量，有利于农业生产；但同时增加了农田氨挥发，对环境造成危害。

（1）随施氮量增加，青稞产量显著增加(P<0.05)，氮肥贡献率极显著增加(P<0.01)，增施 1 kg 尿素可使青稞增产 3.62~4.78 kg。

（2）0~200.2 kg·hm^{-2}纯 N 施用范围内，随着施氮量增加氨挥发增加，氨累积挥发量范围为 3.38~21.51 kg·hm^{-2}，氨挥发损失率为 10.75%~

15.49%,氨挥发主要通过影响青稞的成穗数对青稞产量造成影响。

(3)氨挥发主要发生在基肥期。基肥氨挥发周期为44 d,第10天开始陆续出现挥发峰,追肥期氨挥发集中在施肥后7 d内。

(4)建议根据青稞的生长需求和环境条件,合理调整施氮时期和不同时期的氮肥施入量。基肥期氮肥的施入量应以40.02 kg·hm^{-2}(纯N)为宜,拔节期应以13.32~26.70 kg·hm^{-2}(纯N)为宜,抽穗期应以40.02 kg·hm^{-2}(纯N)为宜。

参考文献:

[1] 朱兆良,金继运.保障我国粮食安全的肥料问题[J].植物营养与肥料学报,2013,19(2):259-273.[ZHU Zhao-liang,JIN Ji-yun.Fertilizer Use and Food Security in China[J].Plant Nutrition and Fertilizer Science,2013,19(2):259-273.]

[2] 山楠,赵同科,毕晓庆,等.不同施氮水平下小麦田氨挥发规律研究[J].农业环境科学学报,2014,33(9):1858-1865.[SHAN Nan,ZHAO Tong-ke,BI Xiao-qing,*et al*.Ammonia Volatilization From Wheat Soil Under Different Nitrogen Rates[J].Journal of Agro-Environment Science,2014,33(9):1858-1865.]

[3] 周旋,吴良欢,董春华.生化抑制剂组合对黄泥田土壤氨挥发及累积特性的影响[J].生态学杂志,2018,37(4):1081-1088.[ZHOU Xuan,WU Liang-huan,DONG Chun-hua.Effects of Combined Biochemical Inhibitors on Ammonia Volatilization and Cumulation in Yellow Clayey Soil[J].Chinese Journal of Ecology,2018,37(4):1081-1088.]

[4] 罗伟,程于真,陈竹君,等.日光温室番茄-西瓜轮作系统不同水氮处理氨挥发特征[J].应用生态学报,2019,30(4):1278-1286.[LUO Wei,CHENG Yu-zhen,CHEN Zhu-jun,*et al*.Ammonia Volatilization Under Different Nitrogen and Water Treatments of Tomato-Watermelon Rotation System in Solar Greenhouse in Losses Plateau,China[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2019,30(4):1278-1286.]

[5] 苏芳,黄彬香,丁新泉,等.不同氮肥形态的氨挥发损失比较[J].土壤,2006,38(6):682-686.[SU Fang,HUANG Bin-xiang,DING Xin-quan,*et al*.Ammonia Volatilization of Different Nitrogen Fertilizer Types[J].Soils,2006,38(6):682-686.]

[6] 巨晓棠,刘学军,邹国元,等.冬小麦/夏玉米轮作体系中氮素的损失途径分析[J].中国农业科学,2002,35(12):1493-1499.[JU Xiao-tang,LIU Xue-jun,ZOU Guo-yuan,*et al*.Evaluation of Nitrogen Loss Way in Winter Wheat and Summer Maize Rotation System[J].Scientia Agricultura Sinica,2002,35(12):1493-1499.]

[7] 薛欣欣,吴小平,张永发,等.控失尿素对稻田氨挥发、氮素转运及利用效率的影响[J].应用生态学报,2018,29(1):133-140.[XUE Xin-xin,WU Xiao-ping,ZHANG Yong-fa,*et al*.Effects of Loss-Controlled Urea on Ammonia Volatilization,N Translocation and Utilization Efficiency in Paddy Rice[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2018,29(1):133-140.]

[8] 许俊香,邹国元,孙钦平,等.腐植酸尿素对土壤氨挥发和玉米生长的影响[J].土壤通报,2013,44(4):934-939.[XU Jun-xiang,ZOU Guo-yuan,SUN Qin-ping,*et al*.Effects of Mixing Humic Acid and Urea on Ammonia Volatilization and Maize Growth[J].Chinese Journal of Soil Science,2013,44(4):934-939.]

[9] SHANG Q Y,GAO C M,YANG X X,*et al*.Ammonia Volatilization in Chinese Double Rice-Cropping Systems:A 3-Year Field Measurement in Long-Term Fertilizer Experiments[J].Biology and Fertility of Soils,2014,50(5):715-725.

[10] 曹金留,田光明,任立涛,等.江苏南部地区稻麦两熟土壤中尿素的氨挥发损失[J].南京农业大学学报,2000,23(4):51-54.[CAO Jin-liu,TIAN Guang-ming,REN Li-tao,*et al*.Ammonia Volatilization From Urea Applied to the Field of Wheat and Rice in Southern Jiangsu Province[J].Journal of Nanjing Agricultural University,2000,23(4):51-54.]

[11] 唐良梁,李艳,李恋卿,等.不同施氮量对稻田氨挥发的影响及阈值探究[J].土壤通报,2015,46(5):1232-1239.[TANG Liang-liang,LI Yan,LI Lian-qing,*et al*.Effect of Different Nitrogen Application Rate on Paddy Ammonia Volatilization and Nitrogen Threshold[J].Chinese Journal of Soil Science,2015,46(5):1232-1239.]

[12] WANG H T,KÖBKE S,DITTERT K.Use of Urease and Nitrification Inhibitors to Reduce Gaseous Nitrogen Emissions From Fertilizers Containing Ammonium Nitrate and Urea[J].Global Ecology and Conservation,2020,22:e00933.DOI:10.1016/j.gecco.2020.e00933.

[13] KRUPA S V.Effects of Atmospheric Ammonia (NH_3) on Terrestrial Vegetation:A Review[J].Environmental Pollution,2003,124(2):179-221.

[14] ERISMAN J W,SUTTON M A,GALLOWAY J,*et al*.How a Century of Ammonia Synthesis Changed the World[J].Nature Geoscience,2008,1(10):636-639.

[15] 邢月,沙之敏,卑志钢,等.不同施肥方式对稻田氨挥发特征的影响[J].江苏农业科学,2019,47(17):313-318.[XING Yue,SHA Zhi-min,BEI Zhi-gang,*et al*.Effects of Ammonia Volatilization on Different Fertilization Methods in Rice Field[J].Jiangsu Agricultural Sciences,2019,47(17):313-318.]

[16] 王文林,刘波,韩睿明,等.农业源氨排放影响因素研究进展[J].生态与农村环境学报,2016,32(6):870-878.[WANG Wen-lin,LIU Bo,HAN Rui-ming,*et al*.Review of Researches on Factors Affecting Emission of Ammonia From Agriculture[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2016,32(6):870-878.]

[17] XU Z Z,JIANG Y L,ZHOU G S.Nitrogen Cycles in Terrestrial Ecosystems:Climate Change Impacts and Mitigation[J].Environmental Reviews,2016,24(2):132-143.

[18] 宋勇生,范晓晖.稻田氨挥发研究进展[J].生态环境,2003,12(2):240-244.[SONG Yong-sheng,FAN Xiao-hui.Summary of Research on Ammonia Volatilization in Paddy Soil[J].Ecology and Environment,2003,12(2):240-244.]

[19] 李艳,唐良梁,陈义,等.嘉兴地区稻田氨挥发及其影响因素的研究[J].中国土壤与肥料,2015(5):7-12,71.[LI Yan,TANG Liang-liang,CHEN Yi,*et al*.Ammonia Volatilization of Rice Crop-

ping Field and Influence Factors in Jiaxing Region[J].Soils and Fertilizers Sciences in China,2015(5):7-12,71.]

[20] 吴凡,张克强,谢坤,等.洱海流域典型农区不同施肥处理下稻田氨挥发变化特征[J].农业环境科学学报,2019,38(8):1735-1742.[WU Fan,ZHANG Ke-qiang,XIE Kun,*et al*.Characteristics of Ammonia Volatilization From Rice Paddy Fields Under Different Fertilization Treatments in Typical Agricultural Areas of Erhai Basin[J].Journal of Agro-Environment Science,2019,38(8):1735-1742.]

[21] 田玉华,贺发云,尹斌,等.太湖地区氮磷肥施用对稻田氨挥发的影响[J].土壤学报,2007,44(5):893-900.[TIAN Yu-hua,HE Fa-yun,YIN Bin,*et al*.Ammonia Volatilization From Paddy Fields in the Taihu Lake Region as Affected by N and P Combination in Fertilization[J].Acta Pedologica Sinica,2007,44(5):893-900.]

[22] 王珏,巨晓棠,张丽娟,等.华北平原小麦季氮肥氨挥发损失及影响因素研究[J].河北农业大学学报,2009,32(3):5-11.[WANG Jue,JU Xiao-tang,ZHANG Li-juan,*et al*.Ammonia Volatilization of N Fertilizer and Influencing Factors in the North China Plain[J].Journal of Agricultural University of Hebei,2009,32(3):5-11.]

[23] YAN L,ZHANG Z D,CHEN Y,*et al*.Effect of Water and Temperature on Ammonia Volatilization of Maize Straw Returning[J].Toxicological & Environmental Chemistry,2016,98(5/6):638-647.

[24] 王森,廖文华,郭巨秋,等.石灰氮对土壤 NH_3、N_2O 排放的影响[J].环境化学,2019,38(12):2728-2735.[WANG Sen,LIAO Wen-hua,GUO Ju-qiu,*et al*. Effects of Lime-Nitrogen Application on the Emission of Soil NH_3 and N_2O[J].Environmental Chemistry,2019,38(12):2728-2735.]

[25] LARSEN S,GUNARY D.Ammonia Loss From Ammoniacal Fertilizers Applied to Calcareous Soils[J].Journal of the Science of Food and Agriculture,1962,13(11):566-572.

[26] 达瓦扎西,李少锋.袁氏复合肥料对春青稞生长发育及产量的影响[J].西藏农业科技,2018,40(1):37-39.[DAWAZHAXI,LI Shao-feng.Effect of "Yuanshi" Compound Fertilizer on Growth and Yield of Spring Highland Barley[J].Tibet Journal of Agricultural Sciences,2018,40(1):37-39.]

[27] 高雪,辜运富,尼玛扎西,等.西藏青稞根际土壤可培养放线菌的遗传多样性及其促生功能分析[J].四川农业大学学报,2019,37(6):777-784.[GAO Xue,GU Yun-fu,NYIMA Tashi,*et al*.Analysis of the Genetic Diversity and Promoting Functions of the Culturable Actinomycetes in the Rhizosphere of Highland Barley in Tibet[J].Journal of Sichuan Agricultural University,2019,37(6):777-784.]

[28] 朱明霞,张玉红,白婷,等.不同施肥水平对青稞籽粒灌浆期淀粉与蛋白积累特性的影响[J].大麦与谷类科学,2019,36(4):39-44,52.[ZHU Ming-xia,ZHANG Yu-hong,BAI Ting,*et al*.Effects of Fertilizer Application Rate on the Dynamics of Starch and Protein Accumulation in Hulless Barley Grain During Grain Filling Period[J].Barley and Cereal Sciences,2019,36(4):39-44,52.]

[29] 王朝辉,刘学军,巨晓棠,等.田间土壤氨挥发的原位测定:通气法[J].植物营养与肥料学报,2002,8(2):205-209.[WANG Zhao-hui,LIU Xue-jun,JU Xiao-tang,*et al*.Field in Situ Determination of Ammo Nia Volatilization From Soil:Venting Method[J].Plant Nutrition and Fertilizer Science,2002,8(2):205-209.]

[30] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3 版.北京:中国农业出版社,2000:143-146.[BAO Shi-dan.Soil Agrochemical Analysis[M].3rd ed.Beijing:China Agricultural Press,2000:143-146.]

[31] 胡文静,程顺和,陈甜甜,等.栽培因子对扬麦 22 产量、品质及氮肥农学利用率的影响[J].扬州大学学报(农业与生命科学版),2018,39(1):86-90.[HU Wen-jing,CHENG Shun-he,CHEN Tian-tian,*et al*.Effects of Cultivation Techniques on Yield,Quality and Nitrogen Agronomic Efficiency of Weak-Gluten Wheat Cultivar Yangmai 22[J].Journal of Yangzhou University (Agricultural and Life Science Edition),2018,39(1):86-90.]

[32] 刘国一,尼玛扎西,尼玛扎西,等.不同施氮量对青稞产量的影响[J].西藏农业科技,2013,35(3):17-20.[LIU Guo-yi,NIMA Zha-xi,NIMA Zha-xi,*et al*.The Study on Barley Production Under Different Nitrogen Levels[J].Tibet Journal of Agricultural Sciences,2013,35(3):17-20.]

[33] YANG Q L,LIU P,DONG S T,*et al*.Effects of Fertilizer Type and Rate on Summer Maize Grain Yield and Ammonia Volatilization Loss in Northern China[J].Journal of Soils and Sediments,2019,19(5):2200-2211.

[34] 邬刚,袁嫚嫚,曹哲伟,等.不同水氮管理条件下稻田氨挥发损失特征[J].生态与农村环境学报,2019,35(5):651-658.[WU Gang,YUAN Man-man,CAO Zhe-wei,*et al*. Ammonia Volatilization Under Different Water Management and Nitrogen Schemes in a Paddy Field[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2019,35(5):651-658.]

[35] 俞映倞,薛利红,杨林章.太湖地区稻田不同氮肥管理模式下氨挥发特征研究[J].农业环境科学学报,2013,32(8):1682-1689.[YU Ying-liang,XUE Li-hong,YANG Lin-zhang.Ammonia Volatilization from Paddy Fields Under Different Nitrogen Schemes in Tai Lake Region[J].Journal of Agro-Environment Science,2013,32(8):1682-1689.]

[36] 王淳,周卫,李祖章,等.不同施氮量下双季稻连作体系土壤氨挥发损失研究[J].植物营养与肥料学报,2012,18(2):349-358.[WANG Chun,ZHOU Wei,LI Zu-zhang,*et al*.Effects of Different Nitrogen Application Rates on Ammonia Volatilization From Paddy Fields Under Double-Harvest Rice System[J].Plant Nutrition and Fertilizer Science,2012,18(2):349-358.]

[37] 杨晓云,杨虎德.不同施肥条件下甘肃夏玉米农田灌淤土土壤氨挥发研究[J].干旱地区农业研究,2017,35(5):79-88.[YANG Xiao-yun,YANG Hu-de.The Ammonia Volatilization of Anthropogenic-Alluvial Soil in Summer Maize Farmland Under Different Fertilization Methods in Gansu Province[J].Agricultural Research in the Arid Areas,2017,35(5):79-88.]

[38] 肖娇,樊建凌,叶桂萍,等.不同施肥处理下小麦季潮土氨挥发损失及其影响因素研究[J].农业环境科学学报,2016,35(10):2011-2018.[XIAO Jiao,FAN Jian-ling,YE Gui-ping,*et al*.Ammonia Volatilization From Fluvo-Aquic Clay Soil and Its Influencing Factors During Wheat Growing Season Under Different Fertilization[J].Journal of Agro-Environment Science,2016,35(10):2011-2018.]

[39] 杨淑莉,朱安宁,张佳宝,等.不同施氮量和施氮方式下田间氨挥发损失及其影响因素[J].干旱区研究,2010,27(3):415-421.[YANG Shu-li, ZHU An-ning, ZHANG Jia-bao, *et al*. Ammonia Volatilization Loss and Its Affecting Factors Under Different Amounts and Ways of N Application in Field[J].Arid Zone Research,2010,27(3):415-421.]

[40] MA B,WU T,TREMBLAY N,*et al*.On-Farm Assessment of the Amount and Timing of Nitrogen Fertilizer on Ammonia Volatilization [J].Agronomy Journal,2010,102(1):134-144.

[41] HOU H,ZHOU S,HOSOMI M,*et al*. Ammonia Emissions From Anaerobically-Digested Slurry and Chemical Fertilizer Applied to Flooded Forage Rice[J].Water,Air,and Soil Pollution,2007,183(1/2/3/4):37-48.

[42] ZHANG J S,ZHANG F P,YANG J H,*et al*.Emissions of N_2O and NH_3,and Nitrogen Leaching From Direct Seeded Rice Under Different Tillage Practices in Central China [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment,2011,140(1/2):164-173.

[43] 王成,陈波浪,玉素甫江·玉素音,等.不同施氮水平对库尔勒香梨园土壤氨挥发损失的影响[J].中国土壤与肥料,2019(2):46-53.[WANG Cheng, CHEN Bo-lang, YUSUFUJIANG Yusuyin,*et al*.Effects of Different Nitrogen Application Levels on Soil Ammonia Volatilization Loss in Korla Fragrant Pear Orchard [J].Soils and Fertilizers Sciences in China,2019(2):46-53.]

[44] 王磊,董树亭,刘鹏,等.水氮互作对冬小麦田氨挥发损失和产量的影响[J].应用生态学报,2018,29(6):1919-1927.[WANG Lei,DONG Shu-ting,LIU Peng,*et al*.The Interactive Effects of Water and Nitrogen Addition on Ammonia Volatilization Loss and Yield of Winter Wheat[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2018,29(6):1919-1927.]

[45] 陆晓松,于东升,徐志超,等.土壤肥力质量与施氮量对小麦氮肥利用效率的综合定量关系研究[J].土壤学报,2019,56(2):487-494.[LU Xiao-song, YU Dong-sheng, XU Zhi-chao, *et al*. Study on Comprehensive Quantitative Relationship of Soil Fertility Quality and Nitrogen Application Rate With Wheat Nitrogen Use Efficiency[J].Acta Pedologica Sinica,2019,56(2):487-494.]

作者简介:李雪(1986—),女,陕西宝鸡人,助理研究员,硕士,主要研究方向为青稞栽培与农田生态。E-mail:lixuezhs2016@163.com

(**责任编辑**:陈 昕)

欢迎订阅2021年《植物资源与环境学报》

全国中文核心期刊 中国科技核心期刊

中国科学引文数据库核心期刊 RCCSE中国核心学术期刊(A⁻)

双月刊,单价20元,邮发代号:28-213,国内统一连续出版物号:CN 32-1339/S

《植物资源与环境学报》为江苏省中国科学院植物研究所和江苏省植物学会联合主办的学术刊物,国内外公开发行。本刊为全国中文核心期刊(北大)、中国科技核心期刊、中国科学引文数据库核心期刊(CSCD)和RCCSE中国核心学术期刊(A⁻),并被BA(预评)、CAB、BCI、中国生物学文摘、中国环境科学文摘、中国科学引文数据库、万方数据——数字化期刊群、中国学术期刊(光盘版)、超星期刊域出版平台和中文科技期刊数据库等国内外著名刊库收录。2013年荣获"首届江苏省新闻出版政府奖·期刊奖"及江苏省精品科技期刊项目;2015年荣获"第六届江苏省科技期刊金马奖·精品期刊奖";2015年至2019年均荣获江苏省精品科技期刊项目。

本刊围绕植物资源与环境两个中心命题,报道我国植物资源的考察、开发利用和植物物种多样性保护,自然保护区与植物园的建设和管理,植物在保护和美化环境中的作用,环境对植物的影响以及与植物资源和植物环境有关学科领域的原始研究论文、研究简报和综述等。凡从事植物学、生态学、自然地理学以及农、林、园艺、医药、食品、轻化工和环境保护等领域的科研、教学、技术人员及决策者均可以从本刊获得相关学科领域的研究进展和信息。

本刊为双月刊,大16开本,每期80页。全国各地邮局均可订阅,每期定价20元,全年120元。若错过征订时间或需补齐1992年至2019年各期,请直接与编辑部联系邮购。1992年至1993年每年8元;1994年至2000年每年16元;2001年至2005年每年24元;2006年至2008年每年40元;2009年至2011年每年60元;2012年至2019年每年80元;2020年至2021年每年120元(均含邮资,如需挂号另付挂号费3元)。

编辑部地址:江苏省南京市中山门外 江苏省中国科学院植物研究所内(邮编 210014);电话:025-84347014;QQ:2219161478;E-mail:zwzybjb@163.com。本刊目前只接收在线投稿,投稿网址:http://zwzy.cnbg.net,欢迎使用并提出宝贵意见。

欢迎订阅! 欢迎投稿!

生态与农村环境学报 2020，36（8）：1015-1025
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0325
康洁铭，刘雨，朱晓伟，等.胶东半岛生态安全格局识别与优化布局[J].生态与农村环境学报，2020，36(8)：1015-1025.
KANG Jie-ming，LIU Yu，ZHU Xiao-wei，*et al*.Identification and Optimization of Ecological Security Pattern in Jiaodong Peninsula[J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：1015-1025.

胶东半岛生态安全格局识别与优化布局

康洁铭[1]，刘 雨[1]，朱晓伟[2]，金昌东[1]，孙 硕[1]，张宝雷[1①]（1. 山东师范大学地理与环境学院，山东 济南 250358；2. 山东省土地储备中心，山东 济南 250014）

摘要：识别与优化生态安全格局对保障区域生态安全、促进区域可持续发展意义重大。以胶东半岛为研究区，通过生态重要性评价确定初步生态源地区域，与自然保护区数据进行匹配度验证后进一步整合至生态源地，利用夜光数据模拟人类活动强度，校正基于不同地类赋值得到的生态阻力面，应用最小累积阻力模型识别生态廊道和生态缓冲区。研究结果表明，胶东半岛陆域生态源地面积为 3 296.85 km^2，占研究区总面积的 10.78%；除生态源地外，生态缓冲区、生态过渡区和开发建设区占比分别为 32.21%、30.22%和 26.86%；识别生态廊道 13 条，总长度为 624.5 km；根据研究区的自然地理特征与土地利用现状，对区域内生态安全格局各组分要素进行优化重组，依托自然水系、丘陵、山地，提出构建以“一廊、一带、四区、四组团”为核心的生态廊道组团网络化的布局体系，实现胶东半岛区域全方位、复合型、网络化的生态空间结构。研究可为推进胶东半岛区域一体化发展和生态空间保护规划提供重要的参考与借鉴。

关键词：生态安全格局优化；生态源地；生态廊道；最小累积阻力模型；胶东半岛
中图分类号：X32 **文献标志码**：A **文章编号**：1673-4831(2020)08-1015-11

Identification and Optimization of Ecological Security Pattern in Jiaodong Peninsula.

KANG Jie-ming[1]，*LIU Yu*[1]，*ZHU Xiao-wei*[2]，*JIN Chang-dong*[1]，*SUN Shuo*[1]，*ZHANG Bao-lei*[1①]（1. College of Geography and Environment，Shandong Normal University，Jinan 250358，China；2. Shandong Land Reserve Center，Jinan 250014，China）

Abstract：Identifying and optimizing the ecological security pattern is of great significance for ensuring regional ecological security and promoting sustainable development in the region. Using Jiaodong Peninsula as the study area，the preliminary ecological source area was identified through the ecological importance evaluation，and it was then further integrated into the ecological source area after verification of the fit with the nature reserve data. The luminous data were used to simulate the intensity of human activities to correct the ecological resistance surface obtained based on the value of different land types，and the minimum cumulative resistance model was applied to identify the ecological corridor and ecological buffer zone. The research results show that the land area of ecological sources on the Jiaodong Peninsula is 3 296.85 km^2，accounting for 10.78% of the total area of the study area. In addition to ecological sources，ecological buffer zones，ecological transition zones and development and construction zones account for 32.21%，30.22% and 26.86%，respectively. 13 ecological corridors with a total length of 624.5 km have been identified. According to the natural geographic features and land use status of the study area，various components of the ecological security pattern in the region have been optimized and reorganized. Relying on natural water systems，hills and mountains，a layout system of networked ecological corridor groups with "one corridor，one belt，four zones and four groups" as the core has been proposed to realize a comprehensive，complex and networked ecological space structure in the Jiaodong Peninsula. This study can provide an important reference for advancing the regional integrated development and ecological space protection planning of the Jiaodong Peninsula.

Key words：optimization of the ecological security landscape；ecological source；ecological corridor；MCR model；Jiaodong Peninsula

收稿日期：2020-05-02
基金项目：国家社会科学基金(18BJY086)
① 通讯作者 E-mail：blzhangsd@163.com

国土生态安全是民族生存和国家持续发展的基础,是和谐社会的根本保障[1]。十八大报告中提出着力构建我国国土空间三大战略格局,而生态安全格局就是三大战略格局之一。国土空间开发格局的构建与优化首次提升到国家战略高度,其意义不言而喻[2]。然而,基于生态学的研究内容与土地利用总体规划、城乡规划的成果之间存在严重脱节,生态安全格局与生态空间优化之间衔接不足,导致生态安全格局构建未对空间优化和管理起到指导作用[3]。因此,设计和优化生态空间、生活空间、生产空间复杂耦合系统的组织结构和功能定位,形成结构完整、功能完备、分布连续的生态空间布局形态,是新一轮国土空间规划的基础和前提[4-5],对践行生态保护、推进生态文明建设和保障国土空间永续发展意义重大[6-7]。

从20世纪末开始,国内外学者对生态安全格局开展了广泛的研究,包括理论探索、指标制定、方法实现等,取得了一系列重要成果[8-10],其应用范围包括物种保护[11]、土地管理[12]、城市规划[13]和物种栖息地保护[14]等。目前,识别源地-构建阻力面-提取廊道的研究框架已成为构建区域生态安全格局的标准范式[15]。生态源地是担负区域主要辐射功能的大型生态斑块,对实现区域生态系统功能作用重大。生态源地的确定是构建生态安全格局的基础。然而,目前多数研究主要选取大型生境斑块、自然保护区和风景区[16-17],忽视了区域及生态源地本身的生态环境状况[18],对生态安全格局的构建严谨性不足,也有学者通过生态脆弱区[19]、适应性评价[20]、生态红线[21]等角度识别源地。生态源阻力面的构建是生态廊道准确提取的前提,阻力面则用来反映物种迁移或生态过程的空间迁移困难程度[22]。已有研究大多基于土地利用类型、坡度、高程等与生态因素相关的阻力系数[23],再根据专家的经验进行赋值,但是此方法主观性较强,忽略了相同地表覆盖类型下的内部差异,也未考虑人类活动强度对生态阻力系数的影响[24]。生态廊道一般以线状景观要素存在于生态系统中,具有生态、文化、社会等多种功能[25],是保障生态源地核心斑块之间物质流、能量流等顺畅流动的关键载体。因此,识别区域内现有组团廊道并予以重点保护,合理增设景观廊道以实现廊道组团网络化,对实现生态系统功能的完整性具有重要意义。廊道的提取方法中最早的是KNAAPEN等[26]提出的基于GIS的建模方法,此方法较为繁琐。俞孔坚[27]根据最小累积阻力模型(minimum cumulative resistance, MCR)改进了提取廊道的方法。最小累积阻力模型可以模拟物种在空间的移动趋势与景观格局变化之间的动态关系,在廊道识别和生态安全格局的构建中得到了广泛应用。

胶东半岛三面环海,交通发达、设施完善、区位优势显著,是环渤海经济圈的重要组成,拥有全省主要优势资源和先进生产力,是全省发展水平最高、潜力最大、活力最强的区域[28]。然而,随着社会经济的高速发展,城市化与工业化进程不断加快,胶东半岛区域生态环境与经济发展的矛盾日益突显。在城市开发建设过程中大量生态空间被开发利用,城市绿色空间减少,经济利益驱使下又出现大规模的填海造地,滨海湿地不断萎缩,导致部分原始生态功能丧失、生态环境承载力下降,直接影响区域的可持续发展。2019年10月12日山东省委下发《关于加快胶东半岛经济圈一体化发展的指导意见》,意见中提到要全面推进胶东半岛一体化发展,建立健全分工协作利益共享机制,充分发挥各市比较优势,实现优势互补、错位协同、合作共赢,努力建设世界知名半岛城市群。在此背景下,该研究以构建生态安全格局为基础,对格局组分要素优化与重组,制定区域发展战略,着重优化区域国土空间,保护核心生态用地,为推进胶东区域一体化协调发展提供技术思路。

1 研究区概况

胶东半岛(35°35′~38°23′ N,119°30′~122°42′ E)是胶莱河以东地区的简称,地处山东省东部沿海地区,濒临渤海、黄海。胶东半岛是山东省的经济核心地区,是带动全省发展的龙头区域,辖青岛、烟台、威海3市,共26个区(县),土地总面积为30 645.95 km^2。胶东半岛的地形多为起伏平缓的丘陵地带,形成了以山地、丘陵为骨架,平原盆地交错环列其间的地貌大势,有崂山、昆嵛山、牙山等少数中低山突出于群丘之上,构成胶东半岛的中脊。胶东半岛三面环海,受海洋性气候的影响,与同纬度的内陆地区相比有温度适中、雨量充沛、空气湿润等特点,属温带季风气候区,四季分明,年均气温为11~14 ℃,年均降水量为650~850 mm。胶东半岛属温带落叶阔叶林生态区,该区兼有涵养水源、保持水土、保护生物多样性和粮食生产等多种生态功能,其主要生态环境问题是经济开发活动强度大,工农业争水矛盾较大,局部地区水土流失严重,近海区域生态系统功能有退化趋势。因胶东半岛区域内包含若干海上岛屿,如长岛、刘公岛、鸡鸣岛

等，海上岛屿人类活动强度小，生境良好，故该研究中生态安全格局的构建与优化仅考虑胶东半岛陆域范围。

2　数据来源与研究方法

2.1　数据来源

数据主要包括土地利用数据、净初级生产力（NPP）、数字高程模型（DEM）、归一化差分植被指数（NDVI）、土壤数据、夜间灯光数据（VIIRS/DNB）、气象数据等，数据来源、精度及用途见表 1。

2.2　总体思路

基于识别源地-构建阻力面-提取廊道的框架确定技术路线（图 1）。

表 1　数据来源、精度及用途

Table 1　Data source, accuracy and usage

数据类型	年份	数据来源	数据精度（比例尺）	用途
土地利用数据	2018	中国科学院资源环境科学数据中心	30 m	构建阻力面，提取生态用地、建设用地等
NPP 数据	2010—2015	全国生态状况遥感调查与评估结果	250 m	计算多年植被净初级生产力平均值
DEM 数据		地理空间数据云	30 m	计算坡长坡度、地表粗糙度、海拔因子
NDVI 数据	2015	地理空间数据云	250 m	计算植被覆盖度因子
土壤数据		寒旱区科学数据中心	1 000 m	计算土壤渗流、土壤可蚀性、土壤质地因子
夜间灯光数据	2018	美国国家海洋和大气管理局	1 000 m	校正生态阻力面
气象数据	2000—2015	中国气象科学数据网		计算多年平均降水量、多年平均气温、干燥度指数、起沙风天数、降雨侵蚀力因子
自然保护区	2010	国家地球系统科学数据中心	1∶10 万	验证评价生态源地的合理性
基础地理数据	2010	中国科学院数据云	1∶400 万	提取行政区划、水系分布等

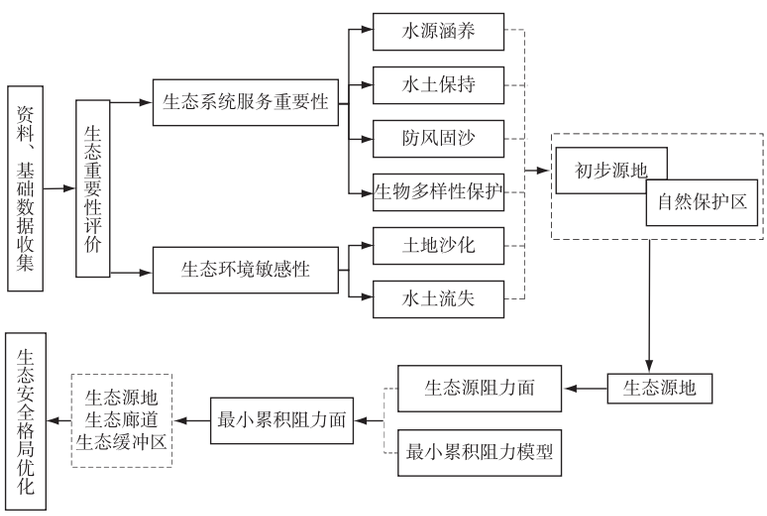


图 1　技术路线

Fig. 1　Technology road-map

首先，根据综合评价确定初步生态源地，将自然保护区数据与初步生态源地空间叠加，验证所评价源地合理性后进一步整合至生态源地；其次，利用夜间灯光数据模拟人类活动强度，校正基于不同地类赋值得到的生态阻力面；最后，应用最小累积阻力模型识别生态廊道、生态源地缓冲区，完成生态安全格局的构建后分析其空间布局并提出具体优化方案。

2.2.1　识别生态源地

“源”是指物种维持或扩散的原点，具有向自身集聚或向周围扩散的能力。生态源地一般由生态系统服务较重要、生态环境较敏感的大型自然斑块构成，对维护区域生态安全意义重大。结合研究区主要生态系统服务功能与自然地理现状，选取相关因子进行生态重要性评价，确定初步生态源地。

胶东半岛三面环海，受海洋性气候的调节作用，有着不完全同于内陆的生态系统环境。空气湿润、雨量充沛、温度适中等特点使这里自然条件优越，境内有崂山、昆嵛山、罗山等多个国家级森林公园。这些区域植被覆盖率极高，有涵养水分、保持

水土、防风固沙等众多生态功能。同时这些区域内生境质量优越,各类野生动植物资源极为丰富,生物多样性高。因此选取水源涵养、水土保持、防风固沙、生物多样性保护作为生态服务功能重要性评价因子,均通过植被净初级生产力(NPP)定量指标法完成评估,各项因子详细提取方法或计算方法见文献[29],此方法以 NPP 数据为主,相关评价参数易获取且易操作。公式中各项参数原始数据分辨率有 30、250 和 1 000 m,将各因子数据统一重采样至 250 m 分辨率,归一化处理后进行计算。生态服务功能重要性评价公式为

$$R_w = P_m \times F_s \times F_p \times (1 - F_l)。 \quad (1)$$

式(1)中,R_w 为水源涵养服务能力指数;P_m为植被净初级生产力年均值因子;F_s为土壤渗流因子;F_p为年均降水量因子;F_l为坡度因子。

$$S_p = P_m \times (1 - K) \times (1 - F_l)。 \quad (2)$$

式(2)中,S_p为水土保持服务能力指数;K 为土壤可蚀性因子。

$$S_b = P_m \times F_p \times F_t \times (1 - F_a)。 \quad (3)$$

式(3)中,S_b为生物多样性维护服务能力指数;F_t为年均气温因子;F_a为海拔因子。

$$S_w = P_m \times K \times F_q \times D。 \quad (4)$$

式(4)中,S_w为防风固沙服务能力指数;F_q为年均气候侵蚀力因子;D 为地表粗糙度因子。

胶东半岛区域地形以低山丘陵为主,区内常有强降雨与大风天气,易引发水土流失,沿海地区有土地沙化趋势。因此选取水土流失、土地沙化作为生态环境敏感性评价因子,其中土地沙化敏感性结合已有研究选取干燥度指数、起沙风天数、土壤质地、植被覆盖度 4 类指标进行评估[30],水土流失敏感性评价基于修正的通用水土流失方程基本原理进行评估[21],生态环境敏感性评价公式为

$$D = \sqrt[4]{I \times W \times K \times C}。 \quad (5)$$

式(5)中,D 为土地沙化敏感性指数;I 为评估区域干燥度因子;W 为起沙风天数因子;C 为地表植被覆盖因子。

$$S_S = \sqrt[4]{R \times K \times L_S \times C}。 \quad (6)$$

式(6)中,S_S 为水土流失敏感性指数;R 为降雨侵蚀力因子;L_S 为坡长坡度因子。

将上述 4 类生态系统服务功能重要性因子评价结果使用 ArcGIS 10.5 软件中的 Raster Calculator 工具等权叠加计算,得到生态系统服务总值。将属性表中生态系统服务值按降序排列后进行累加计算,累加值占总值的前 50%与 80%作为生态系统服务功能重要性评价分级的断点,使用 ArcGIS 10.5 软件中的 Reclassify 工具分成极重要、重要、一般重要 3 个等级;参照《生态功能区划暂行规程》的分级标准,使用自然断点法将土地沙化、水土流失敏感性评价的叠加结果划分为极敏感、敏感、一般敏感 3 个等级。提取研究区生态系统服务功能极重要区域和生态环境极敏感区域后转矢量图层,通过剔除细碎图斑、非生态用地等操作得到初步的生态源地。

自然保护区被视为生态系统的天然环境本底,在涵养水源、固碳释氧、提供动物栖息地、维持生态系统平衡等方面作用重大。若仅考虑将研究区范围内的自然保护区纳入生态源地范围,会忽视区域内其他生态系服务功能价值高的区域,因此将生态重要性评价结果与自然保护区数据叠加,一方面是取两者交集来验证评价所得初步生态源地的准确度,另一方面是取两者并集作为生态源地,保证后续系列研究结果的科学性与严谨性。

2.2.2 生态阻力面

参考胶东半岛的生态环境现状和已有研究对土地利用类型赋予的阻力值[25,31],将土地类型合并为林地、草地、园地、耕地、水域、交通用地、建设用地、其他土地 8 种类型,分别赋予 1、10、20、30、50、500、800、300 的阻力值。生态阻力面的设置是否科学会影响后续一系列评价结果,仅对土地利用类型进行生态阻力的赋值会忽视相同地表类型下生态阻力的差异,未能考虑人类活动强度的影响。有研究表明,夜间灯光数据能在一定程度上反映人口密度、经济发展状况、城市化水平等人类活动因素[24],因此,使用 VIIRS/DNB 夜间灯光数据模拟人类活动强度对生态阻力面进行校正。

$$Z_x = \frac{G_x}{G_a} \times Z。 \quad (7)$$

式(7)中,Z_x 为栅格 x 由夜间灯光系数校正后的阻力值;G_x 为栅格 x 的夜间灯光指数;G_a 为 x 所属景观类型 a 的平均灯光指数;Z 为栅格 x 初始生态阻力值。

2.2.3 生态廊道与生态缓冲区

生态廊道具有多种生态功能,如物质交换、能量流动、动物迁徙、生物多样性保护等[32]。最小累积阻力模型可以测算物种从源至目标单元的累积距离以及每个要素流在逐渐向外扩张过程中需要的最小阻力值,根据阻力值的大小可判断目标单元与生态源地间景观的连通性与可达性[33]。根据该模型提取生态廊道,计算公式为

$$R = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} D_{ij} \times R_i \text{。} \tag{8}$$

式(8)中，R 为最小累积阻力值；D_{ij} 为源 j 至目标单元 i 的距离；R_i 为目标单元 i 对源 j 的阻力；f 为生态过程中的一个正相关系数。

基于 MCR 模型，生态源地以生态阻力面为成本栅格逐步扩张得到最小累积阻力面，通过分析最小阻力面的阻力值与栅格面积变化曲线，利用 ArcGIS 10.5 进行重分类后采用 Natural Break(Jenks)断点法基于阈值限定将生态源地以外的区域划分为高、中、低 3 种不同安全级别，分别对应生态缓冲区、生态过渡区与开发建设区。

3　结果与分析

3.1　胶东半岛陆域生态安全格局

3.1.1　生态源地识别与验证

生态重要性的评估结果见图 2 和表 2。其中生态服务功能极重要区面积为 7 036.38 km^2，生态环境极敏感区面积为 2 310.25 km^2，分别占研究区面积的 23.06% 和 7.57%。提取极重要极敏感区，得到初步确定的生态源地区域。

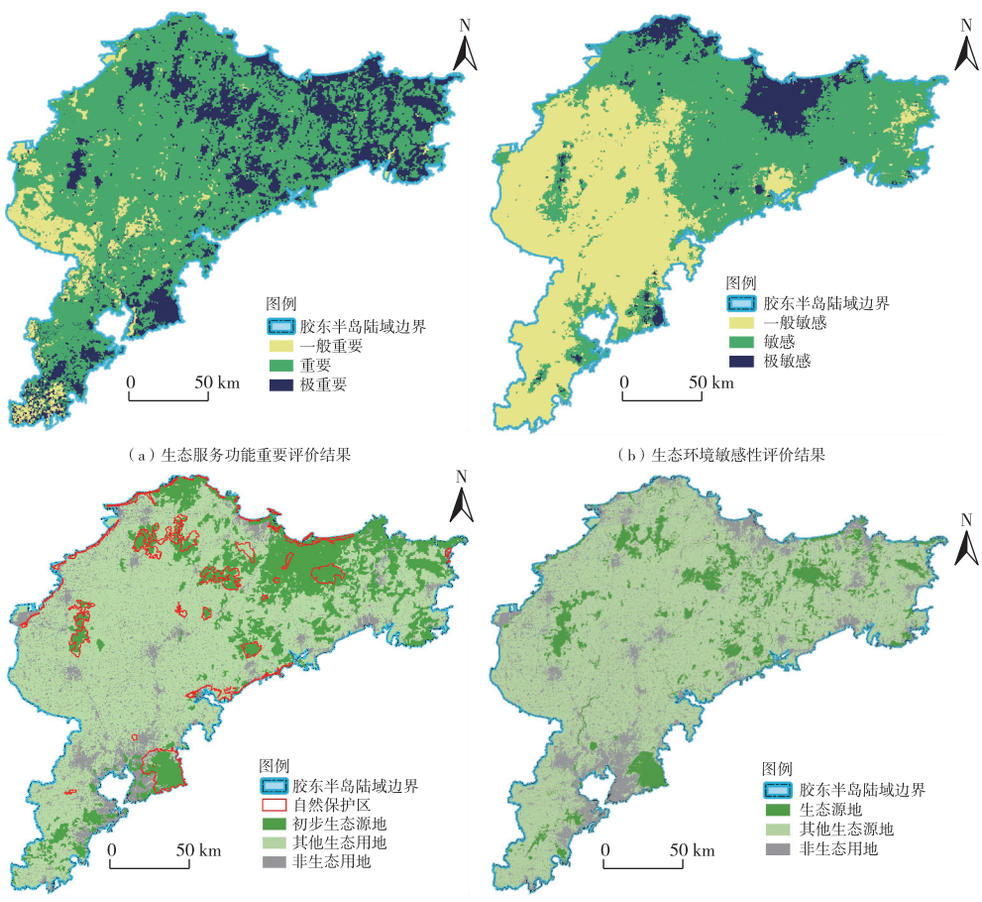


图 2　生态重要性与生态源地评价结果

Fig. 2　Ecological importance and ecological source evaluation results

将胶东半岛范围内 20 个自然保护区与初步生态源地叠加分析进行匹配度验证。从空间分布上看，自然保护区基本与初步生态源地区域有“交集”。从重合率来看，胶东半岛范围内的 20 个自然保护区与初步源地总重合率为 69.53%，说明生态重要性评价结果较准确。其中 14 个自然保护区与生态源地重合率在 50% 以上，6 个自然保护区与生态源地重合率在 80% 以上，烟台莱山围子山省级自然保护区和牟平崎山省级自然保护区与生态源地重合率最高，分别为 100% 和 99.94%(图 3)。

将评价得到的初步生态源地与自然保护区数据进一步整合后，通过边界处理、现状和规划衔接等操作，得到最终确定的胶东半岛生态源地，总面积为 3 296.85 km^2，占胶东半岛陆域面积的

10.71%。从空间分布看,胶东半岛陆域生态源地东西方向上在烟台威海腹地范围内分布较集中,根据这些生态源地主要为大型水库、山脉和自然保护区等,为区域内的人口和整个生态系统提供了重要的生命保障,在维持区域生态功能稳定、促进区域可持续发展方面发挥着重要作用,必须严禁任何开发建设等活动。分析生态源地内各地类组成,林地占生态源地总面积比重最大,为 68.47%,其次为水域与湿地、耕地、园地、草地,面积占比分别为 8.52%、7.98%、6.80%和 4.90%,建设用地占比为 2.21%,有少数开发建设活动已延伸至源地范围内,需严格管控;此外,交通用地、其他用地面积占比均不足 1%(表 3)。

3.1.2　生态缓冲区

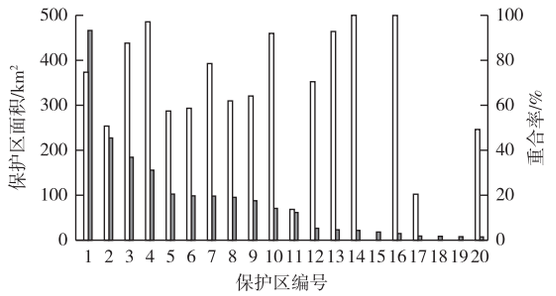
基于 MCR 模型,生态源地以生态阻力面为成本栅格逐步扩张得到最小累积阻力面〔图 4(a)〕。胶东半岛的中偏下部平度市、莱西市、即墨区一带最小累积阻力值最高。烟台南部沿海与青岛主城区累积阻力值也较高,这些区域地势相对平缓,人类活动强度大,建设开发利用率高,所以最小累积阻力值也在这些区域达到峰值。烟威腹地龙口、栖霞、牟平、文登一带沟壑纵横,山地、大型水库与自然保护区互相环绕,人类活动难以延伸至此,对自然生态影响较弱,生态源地的扩张阻力也较低。

表 2　生态重要性评价结果

Table 2　Evaluation results of ecological importance

生态服务功能重要性			生态环境敏感性		
评价等级	面积/km²	占比/%	评价等级	面积/km²	占比/%
一般重要	2 803.19	9.19	一般敏感	14 088.56	46.19
重要	20 668.38	67.75	敏感	14 105.13	46.24
极重要	7 036.38	23.06	极敏感	2 310.25	7.57

基于最小累积阻力面,利用 ArcGIS 10.5 软件进行重分类后采用 Natural Break(Jenks)断点法根据突变点将阻力面划分为 3 个不同安全级别〔图 4(b)〕。其中,围绕生态源地的低阻力缓冲地带定义为生态缓冲区,面积 9 917.52 km²,占比 32.21%。生态缓冲区是围绕生态源地范围容易被物种扩散利用的生态空间,也是生态源地的安全屏障,可保护内部自然生态过程,应禁止开发建设。生态安全缓冲区以外由于人类活动干扰等因素的影响,累积阻力值较高,已不适合生态源地的发展与扩散,定义为生态过渡区,面积为 9 303.98 km²,占比 30.22%。作为生态源地保护与城市建设开发之间的过渡地带,生态过渡区可用于建设城郊生态园、果蔬种植等不干扰生态环境的开发活动。剩余区域定义为开发建设区,面积为 8 268.20 km²,占比为 26.86%,可作为城市的开发建设备选区域。



□自然保护区面积;■自然保护区与初步生态源地重合率。

1—崂山自然保护区;2—烟台沿海防护林自然保护区;3—牙山自然保护区;4—昆嵛山保护区;5—之莱山自然保护区;6—艾山自然保护区;7—大泽山自然保护区;8—罗山自然保护区;9—大基山自然保护区;10—招虎山自然保护区;11—银湖湿地自然保护区;12—老寨山自然保护区;13—大飘山自然保护区;14—围子山自然保护区;15—五龙河湿地自然保护区;16—嵫山自然保护区;17—黄水河湿地自然保护区;18—艾山地质遗迹自然保护区;19—马山自然保护区;20—荣成大天鹅自然保护区。

图 3　校验初步生态源地合理性

Fig. 3　Verify the rationality of preliminary ecological source area

表 3　生态源地内各地类占比

Table 3　The proportion of each land type in the ecological source area

土地类型	面积/km²	占比/%
耕地	244.55	7.98
园地	208.45	6.80
林地	2 098.32	68.47
草地	150.12	4.90
交通用地	13.32	0.43
水域与湿地	261.01	8.52
建设用地	67.87	2.21
其他用地	21.07	0.69

3.1.3　生态廊道

根据最终确定胶东半岛陆域生态源地的位置分布特征把胶东半岛陆域生态源地整合为 14 个生态斑块,以每个斑块的质心点作为生态结点。基于最小累积阻力模型,以每个结点为汇,以相邻生态结点为源,通过 ArcGIS 10.5 软件的成本路径工具计算最小耗费路径(Best-Single)。观察发现得到的蓝色廊道未连成完整生态网络,而是分成 4 个组团,将其定义为组团廊道[34],这些蓝色组团廊道的功能主要是实现组团内部生态源地斑块间的连通性和生态系统的完整性(图 5)。

为使胶东半岛陆域范围内所有生态源地斑块

间互相连接，需要计算 4 个组团之间的最小耗费路径。

以组团廊道两端的生态结点为起点，将相邻生态组团作为目的地求最小耗费路径，得到 3 条红色廊道，它们的作用在于实现景观生态网络化，称为景观廊道。

经统计，胶东半岛陆域范围共有 13 条生态廊道，总长度约为 624.5 km，其中 10 条组团廊道总长度为 452.4 km，3 条景观廊道总长度约为 172.1 km。组团廊道是组团内部连通生态结点间的最小阻力路径，一般受人类活动的干扰较小；景观廊道是基于 MCR 模型再次识别的组团之间的最小耗费路径廊道，其目的是使生态廊道之间互相连接，实现廊道组团网络化。景观廊道可能会从组团廊道之间的城镇穿过，因此受人类活动的干扰较大，面临的生态压力也更大。重点建设景观廊道对实现廊道组团网络化进而发挥区域生态系统服务功能至关重要。

3.2　生态安全格局优化方案

3.2.1　核心生态用地管控

随着城市化进程不断加快，城市建设用地的无序扩张给生态环境保护带来了巨大压力。城市开发过程中大量生态土地性质发生变化，重要敏感型生态斑块日趋破碎化、岛屿化，区域生态安全难以得到保障。在分析生态源地区域内地类组成时发现有少数建设用地已延伸至生态源地范围内，生态源地对维系区域生态功能稳固意义重大，应严禁各类开发建设活动。基于研究区土地利用现状，提取城市建设用地与生态源地、生态缓冲区（以下称生态用地）叠加分析，识别生态用地与城市扩张的冲突区域（图 6），经统计冲突区域为 990.38 km^2，占生态用地的 7.49%，说明当前城市的无序扩张已对生态环境造成了一定的干扰。受到城市扩张干扰较大的地区主要有青岛市崂山区的崂山自然保护区（25.7 km^2）、黄岛区的珠山风景区与小珠山水库（59.12 km^2）、胶州市与即墨区接壤的大沽河（69.07 km^2）；烟台市的莱州市大泽山风景名胜区（54.57 km^2）、龙口市大飘山自然保护区（47.24 km^2）；威海市的环翠区崮山水库、仙姑顶风景区（69.71 km^2）等，这些冲突区域有的属历史遗留问题，需现场勘察和进一步科学评估，避免“一刀切”，对于不属历史遗留问题的违法建设应全面拆除，优先在这些已受损生态区域开展生态修复工作。周围应建设防护林隔离带，降低外界土地覆被变化对核心生态用地产生的干扰。

3.2.2　构建“一廊、一带、四区、四组团”格局，优化生态空间结构布局

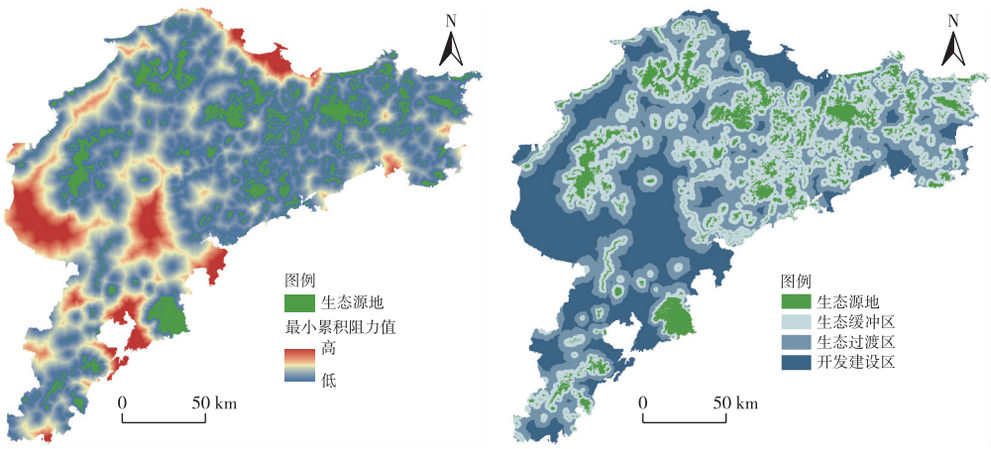
根据胶东半岛区域自然地理特征、土地利用现状、生态基质要素，对区域内生态安全格局各组分要素进行优化重组，依托自然水系、丘陵、山地，构建整体以“一廊、一带、四区、四组团”（表 4）为核心的布局体系，内部以生态廊道组团网络化作为重点优化方向，实现胶东半岛区域全方位、复合型、网络化的生态空间结构模式，如图 7 所示。

（1）“一廊一带”天然山水格局

以大沽河、胶莱河为南北主轴打造天然生态水廊，连通以落药河、猪拱河、小沽河、界河、黄水河等为轴线的自然水系。作为胶东半岛的重要饮用水水源地，需合理把控生态水廊沿线开发强度，建设周边防护林绿化带。同时，大沽河作为汛期洪水下泄的重要通道，河槽易占满，使得下游排水困难，引发内涝等灾害，可适当增设下游支流，引水入渠，灌溉农田。以昆嵛山、之莱山为东西主轴线打造天然生态绿带，连通以围子山、艾山、牙山、大飘山等为轴线的自然常绿山林。自然生态绿带横跨烟台、威海城市腹地，可有效缓解城市热岛效应。其作为“天然氧吧”的同时具有多种生态效益，需加强对其沿线山体的保护。

（2）“四区四组团”协同共生

在分析半岛内生态廊道分布与组成时得到 4 组廊道，同时建议新增 3 条人工景观廊道以实现组团廊道间互相连接，保证景观网络的整体连通性。基于廊道组团区的自然生态基质，以生态廊道组团区为基本区划单元，将胶东半岛区域划分为 4 个生态主体功能分区。人工景观廊道可使 4 个生态功能区协同共生，构筑“四区、四组团”的新生态格局。其中胶东半岛的东部地区的土地类型主要以耕地为主，生态源地较少，宜发展生态农业，为区域提供基本粮食保障的同时可提升经济效益；西部地区以产芝水库、大沽河饮用水水源保护区等众多水源地为核心，为研究区域提供水源涵养、水资源供给等生态系统服务，应重点保护好其水源不受污染；南部地区以青岛市为核心，依托现有产业集群，打造城市内部发展组团，并依靠大城市的辐射作用拓宽城市化发展水平，带动莱西市、莱阳市等地的发展；中部地区地形以山地丘陵为主，沟壑纵横交错，大量生态源地集中于此，拥有丰富的林地生态资源，为大量野生动植物提供栖息地，在维持生物多样性、净化空气、调节气候等方面作用重大，需进行重点保护。



（a）最小累积阻力面　　（b）生态缓冲区分布

图 4　最小累积阻力面与不同生态安全级别划分

Fig. 4　Minimum cumulative resistance surface and different ecological security area

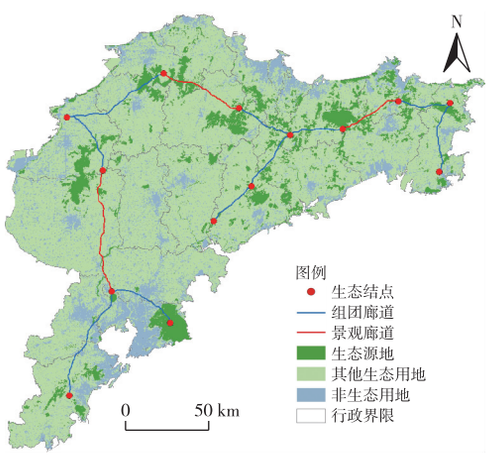


图 5　生态廊道

Fig. 5　Ecological corridor

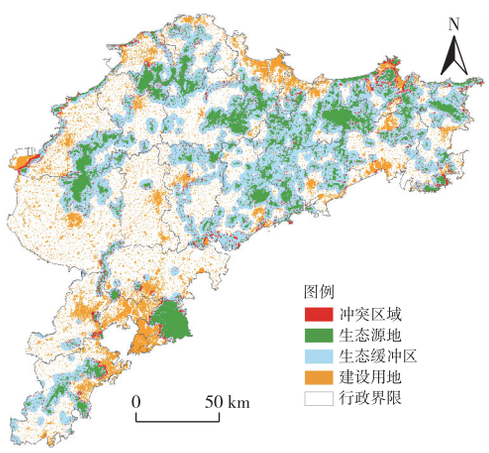


图 6　生态用地与城市扩张冲突

Fig. 6　Conflict between ecological land and urban expansion

表 4　“一廊、一带、四区、四组团”内涵解析

Table 4　Connotation analysis of "one corridor, one belt, four districts and four groups"

核心概念	概念含义
一廊	以大沽河、胶莱河为南北主轴线打造自然生态水廊
一带	以昆嵛山、之莱山为东西主轴线打造天然生态绿带
四区	东部高效生态农业区、西部重要水源涵养区、南部城市快速发展区、中部生态重点保护区
四组团	分别与四区相对应的四大生态组团廊道

4　讨论

在以往相关研究中，围绕生态安全格局的思考多是基于土地利用现状建立相关评价体系，进行重要生态斑块识别后应用 MCR 模型识别廊道、生态缓冲区等，构建的结果仅存在生态优先保护空间，缺少对区域生态空间格局结构优化的具体落实，研究区多局限在市域或县域等小范围内，缺少区域、城市间协作产生的耦合效应研究，从更大范围统筹考虑自然资源共享、生态共建，以实现自然资源的合理配置，建立区域生态平衡[35-36]。该研究在全力推进胶东半岛一体化发展、打造世界知名半岛城市群的背景下，基于区域生态安全格局分析，为胶东半岛定制“一廊、一带、四区、四组团”的生态蓝图。根据研究结果，对胶东半岛提出以下几点建议：一是核心生态用地的管控。目前已知生态用地与建设用地冲突区域面积为 990.38 km^2，出现这种问题的根源在于长期以来保护区界限不明，应尽快建立和完善相关生态补偿机制，强化自然保护区的管理体制与运行机制的顶层设计，使各级政府、部门之间职责明确，形成有效的运作体系，促进生态保护与土地开发的良性发展；二是加强对生态廊道沿线周

边的绿化建设工作，使廊道成为生态源地核心斑块之间物质交换、能量流动、物种迁徙等的关键载体，这对促成景观网络化有重要作用；三是“一廊一带”的建设工作因横跨范围大，各市域间应做好相互协调与合作。“一廊一带”可充分发挥胶东半岛的自然条件优势，保持其自然山水生态格局与城市形态平衡，提高区域生态环境承载能力，促进城市群健康持续发展，从而在胶东半岛区域形成生态创新、紧凑高效、互利共赢、高度一体化的模范城市群。

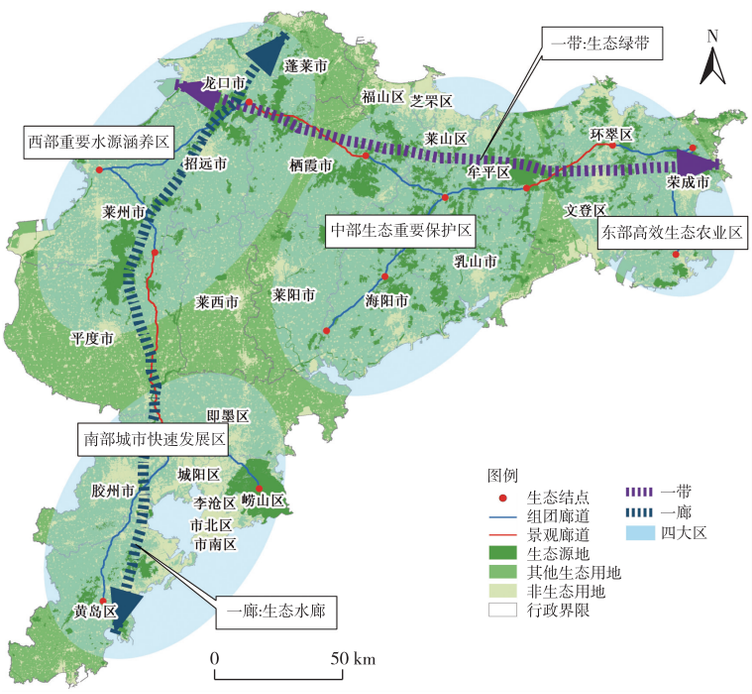


图 7　胶东半岛陆域生态安全格局优化方案

Fig. 7　Optimization scheme of ecological security pattern in Jiaodong peninsula

该研究可为胶东半岛相关政府部门在产业布局、生态保护与城市建设规划中提供坚实的理论依据与决策支持。然而，研究也存在一定的局限性：针对笔者提出重点建设的 3 条人工景观廊道，由于廊道本身的结构与承载功能都较为复杂，很难确定廊道的最适宜宽度，廊道生态功能的发挥与其宽度密切相关，如果廊道宽度设置不合适，不但不能保护区域内生态要素流，可能会有其他物种入侵造成生境被破坏等后果。生态廊道对生物多样性保护有重要意义，生态格局也往往会因廊道宽度的设置不同而变化，研究中考虑到胶东半岛生态系统的多样性，未深入研究廊道的具体宽度，如何确定生态廊道的最适宜宽度，是接下来生态安全格局的构建与优化布局中需要重点研究的方向。

5　结论

胶东半岛陆域生态源地为 3 296. 85 km^2，占研究区总面积的 10. 78%，共整合为 14 个生态斑块；除生态源地外生态缓冲区、生态过渡区和开发建设区分别占比 32. 21%、30. 22% 和 26. 86%；识别生态廊道共 13 条，总长度为 624. 5 km；城镇建设用地与生态用地之间存在冲突区域，面积为 990. 38 km^2，占生态用地总面积的 7. 49%。

依据互利共生、协同进化等理论，对生态安全格局组分要素进行优化与重组，将胶东区域划分 4 个生态功能区，又设 3 条人工廊道，使各生态功能区紧密联系。同时将研究区南北方向与东西方向上的延伸的自然生态水廊与天然生态绿带一并纳入格局体系中进行重点建设与保护，构建以“一廊、一带、四区、四组团”为核心的整体布局结构，内部以生态廊道组团网络化作为重点优化方向，实现胶东半岛区域全方位、复合型、网络化的生态空间结构模式。

参考文献：

[1]　俞孔坚. 国土生态安全格局：再造秀美山川的空间战略[M]. 北京：中国建筑工业出版社，2012：1-10. [YU Kong-jian. Homeland Ecological Security Pattern: The Spatial Strategy of Reconstructing

Beautiful Mountains and Rivers[M]. Beijing: China Building Industry Press, 2012: 1-10.]

[2] 樊杰.我国国土空间开发保护格局优化配置理论创新与"十三五"规划的应对策略[J].中国科学院院刊,2016,31(1):1-12.[FAN Jie. Theoretical Innovation in Optimization of Protection and Development of China's Territorial Space and Coping Strategy of 13th Five-Year Plan[J]. Bulletin of the Chinese Academy of Sciences, 2016, 31(1): 1-12.]

[3] 马明,顾康康,李咏.基于生态安全格局的城乡生态空间布局与优化:以宣城市为例[J].中国农业资源与区划,2019,40(4):93-102.[MA Ming, GU Kang-kang, LI Yong. Urban and Rural Ecological Space Layout and Optimization Based on Ecological Security Pattern: Taking Xuancheng City as an Example[J]. Journal of China Agricultural Resources and Regional Planning, 2019, 40(4): 93-102.]

[4] 新华社.中共中央办公厅 国务院办公厅印发《省级空间规划试点方案》[EB/OL].(2017-01-09)[2019-12-15]. http://www.gov.cn/zhengce/2017-01/09/content_5158211.htm.

[5] 中华人民共和国中央人民政府.国务院关于印发全国国土规划纲要(2016—2030年)的通知[EB/OL].(2017-01-03)[2019-12-15]. http://www.gov.cn/zhengce/content/2017-02/04/content_5165309.htm.

[6] 孙鸿烈,郑度,夏军,等.专家笔谈:资源环境热点问题[J].自然资源学报,2018,33(6):1092-1102.[SUN Hong-lie, ZHENG Du, XIA Jun, *et al*. Experts Interviews: Disputes on Current Hotspot Issues in Resources and Environment[J]. Journal of Natural Resources, 2018, 33(6): 1092-1102.]

[7] 韩宗伟,焦胜,胡亮,等.廊道与源地协调的国土空间生态安全格局构建[J].自然资源学报,2019,34(10):2244-2256.[HAN Zong-wei, JIAO Sheng, HU Liang, *et al*. Construction of Ecological Security Pattern Based on Coordination Between Corridors and Sources in National Territorial Space[J]. Journal of Natural Resources, 2019, 34(10): 2244-2256.]

[8] AHERN J. Greenways as a Planning Strategy[J]. Landscape and Urban Planning, 1995, 33(1/2/3): 131-155.

[9] ZUBE E H. Greenways and the US National Park System[J]. Landscape and Urban Planning, 1995, 33(33): 17-25.

[10] ALBANESE G, HAUKOS D A. A Network Model Framework for Prioritizing Wetland Conservation in the Great Plains[J]. Landscape Ecology, 2017, 32(1): 115-130.

[11] DALANG T, HERSPERGER A M. Trading Connectivity Improvement for Area Loss in Patch-Based Biodiversity Reserve Networks[J]. Biological Conservation, 2012, 148(1): 116-125.

[12] GAAFF A, REINHARD S. Incorporating the Value of Ecological Networks Into Cost-Benefit Analysis to Improve Spatially Explicit Land-Use Planning[J]. Ecological Economics, 2012, 73(1): 66-74.

[13] DONG J H, DAI W T, SHAO G Q, *et al*. Ecological Network Construction Based on Minimum Cumulative Resistance for the City of Nanjing, China[J]. ISPRS International Journal of Geo-Information, 2015, 4(4): 2045-2060.

[14] KANG W M, MINOR E S, LEE D, *et al*. Predicting Impacts of Climate Change on Habitat Connectivity of *Kalopanax septemlobus* in South Korea[J]. Acta Oecologica-International Journal of Ecology, 2016, 71: 31-38.

[15] 彭建,赵会娟,刘焱序,等.区域生态安全格局构建研究进展与展望[J].地理研究,2017,36(3):407-419.[PENG Jian, ZHAO Hui-juan, LIU Yan-xu, *et al*. Research Progress and Prospect on Regional Ecological Security Pattern Construction[J]. Geographical Research, 2017, 36(3): 407-419.]

[16] 尹海伟,孔繁花,祈毅,等.湖南省城市群生态网络构建与优化[J].生态学报,2011,31(10):2863-2874.[YIN Hai-wei, KONG Fan-hua, QI Yi, *et al*. Developing and Optimizing Ecological Networks in Urban Agglomeration of Hunan Province, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(10): 2863-2874.]

[17] 张玉虎,于长青,塔西甫拉提·特依拜,等.风景区生态安全格局构建方法研究:以北京妙峰山风景区为例[J].干旱区研究,2008(3):420-425.[ZHANG Yu-hu, YU Chang-qing, TAXIFULADI Teyibai, *et al*. Study on Construction Method of Ecological Security Pattern in Scenic Spots: A Case Study of Miaofeng Mountain Scenic Spot in Beijing[J]. Arid Zone Study, 2008(3): 420-425.]

[18] 吴健生,张理卿,彭建,等.深圳市景观生态安全格局源地综合识别[J].生态学报,2013,33(13):4125-4133.[WU Jian-sheng, ZHANG Li-qing, PENG Jian, *et al*. The Integrated Recognition of the Source Area of the Urban Ecological Security Pattern in Shenzhen[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(13): 4125-4133.]

[19] 王让虎,李晓燕,张树文,等.东北农牧交错带景观生态安全格局构建及预警研究:以吉林省通榆县为例[J].地理与地理信息科学,2014,30(2):111-115.[WANG Rang-hu, LI Xiao-yan, ZHANG Shu-wen, *et al*. Reseach for Landscape Ecological Security Pattern and Early Warning in Farming-Pastoral Zone of Northeast China: A Case Study of Tongyu County, Jilin Province[J]. Geography and Geographic Information Science, 2014, 30(2): 111-115.]

[20] 张蕾,危小建,周鹏.基于适宜性评价和最小累积阻力模型的生态安全格局构建:以营口市为例[J].生态学杂志,2019,38(1):229-236.[ZHANG Lei, WEI Xiao-jian, ZHOU Peng. Construction of Ecological Security Pattern Based on Suitability Evaluation and Minimum Cumulative Resistance Model: A Case Study of Yingkou City[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, 38(1): 229-236.]

[21] 杨姗姗,邹长新,沈渭寿,等.基于生态红线划分的生态安全格局构建:以江西省为例[J].生态学杂志,2016,35(1):250-258.[YANG Shan-shan, ZOU Chang-xin, SHEN Wei-shou, *et al*. Construction of Ecological Security Patterns Based on Ecological Red Line: A Case Study of Jiangxi Province[J]. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(1): 250-258.]

[22] SPEAR S F, BALKENHOL N, FORTIN M J, *et al*. Use of Resistance Surfaces for Landscape Genetic Studies: Considerations for Parameterization and Analysis[J]. Molecular Ecology, 2010, 19(17): 3576-3591.

[23] FU W, LIU S L, DEGLORIA S D, *et al*. Characterizing the "Fragmentation-Barrier" Effect of Road Networks on Landscape Connectivity: A Case Study in Xishuangbanna, Southwest China[J]. Land-

scape and Urban Planning,2010,95(3):122-129.

[24] 彭建,李慧蕾,刘焱序,等.雄安新区生态安全格局识别与优化策略[J].地理学报,2018,73(4):701-710.[PENG Jian,LI Hui-lei,LIU Yan-xu,*et al*.Identification and Optimization of Ecological Security Pattern in Xiongan New Area[J]. Acta Geographica Sinica,2018,73(4):701-710.]

[25] 彭建,郭小楠,胡熠娜,等.基于地质灾害敏感性的山地生态安全格局构建:以云南省玉溪市为例[J].应用生态学报,2017,28(2):627-635.[PENG Jian,GUO Xiao-nan,HU Yi-na,*et al*. Constructing Ecological Security Patterns in Mountain Areas Based on Geological Disaster Sensitivity:A Case Study in Yuxi City,Yunnan Province, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017,28(2):627-635.]

[26] KNAAPEN J P,SCHEFFER M,HARMS B.Estimating Habitat Isolation in Landscape Planning[J].Landscape and Urban Planning, 1992,23(1):1-16.

[27] 俞孔坚.生物保护的景观生态安全格局[J].生态学报,1999,19(1):8-15.[YU Kong-jian.Landscape Ecological Security Patterns in Biological Conservation[J]. Acta Ecologica Sinica, 1999, 19(1):8-15.]

[28] 张海峰.山东半岛城市群生态环境与经济协调发展模式研究[D].青岛:中国海洋大学,2005.[ZHAGN Hai-feng.Study on the Coordinated Development Mode of Ecological Environment and Economy in Shandong Peninsula City Group[D].Qingdao:Ocean University of China,2005.]

[29] 环境保护部办公厅,国家发展和改革委员会办公厅.关于印发《生态保护红线划定指南》的通知[EB/OL].(2017-05-27)[2019-12-15]. http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgt/201707/t20170728_418679.htm.

[30] 彭琛琛,蔡玉梅,边振兴.烟台市生态红线划定研究[J].浙江农林大学学报,2018,35(5):818-828.[PENG Chen-chen,CAI Yu-mei,BIAN Zhen-xing.Delineating an Ecological Red Line in Yantai, Shandong Province[J]. Journal of Zhejiang A&F University,2018,35(5):818-828.]

[31] 张豆,渠丽萍,张桀滈.基于生态供需视角的生态安全格局构建与优化:以长三角地区为例[J].生态学报,2019(20):1-13.[ZHANG Dou,QU Li-ping,ZHANG Jie-hao.Ecological Security Pattern Construction Method Based on the Perspective of Supply and Demand:A Case Study of the Yangtze River Delta[J].Acta Ecologica Sinica,2019(20):1-13.]

[32] 朱强,俞孔坚,李迪华.景观规划中的生态廊道宽度[J].生态学报,2005,25(9):2406-2412.[ZHU Qiang,YU Kong-jian,LI Di-hua.The Width of Ecological Corridor in Landscape Planning[J]. Acta Ecologica Sinica,2005,25(9):2406-2412.]

[33] 杨天荣,匡文慧,刘卫东,等.基于生态安全格局的关中城市群生态空间结构优化布局[J].地理研究,2017,36(3):441-452.[YANG Tian-rong,KUANG Wen-hui,LIU Wei-dong,*et al*.Optimizing the Layout of Eco-Spatial Structure in Guanzhong Urban Agglomeration Based on the Ecological Security Pattern[J]. Geographical Research,2017,36(3):441-452.]

[34] 陈昕,彭建,刘焱序,等.基于"重要性-敏感性-连通性"框架的云浮市生态安全格局构建[J].地理研究,2017,36(3):471-484.[CHEN Xin,PENG Jian,LIU Yan-xu,*et al*.Constructing Ecological Security Patterns in Yunfu City Based on the Framework of Importance-Sensitivity-Connectivity[J]. Geographical Research, 2017,36(3):471-484.]

[35] 陈德权,兰泽英,李玮麒.基于最小累积阻力模型的广东省陆域生态安全格局构建[J].生态与农村环境学报,2019,35(7):826-835.[CHEN De-quan,LAN Ze-ying,LI Wei-qi.Construction of Land Ecological Security in Guangdong Province From the Perspective of Ecological Demand[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2019,35(7):826-835.]

[36] 王媛,周长威.黔中城市群景观生态安全格局构建[J].生态与农村环境学报,2019,35(9):1111-1117.[WANG Yuan,ZHOU Chang-wei. Landscape Ecological Security Pattern in Central Guizhou Urban Agglomeration[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2019,35(9):1111-1117.]

作者简介：康洁铭(1994—)男,河北石家庄人,硕士生,主要从事城市与区域发展研究。E-mail：kjmoooo@126.com

(**责任编辑**：陈　昕)

生态与农村环境学报 2020，36（8）：1026-1035
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0931
张慧琳，吴攀升，侯艳军.五台山地区生态脆弱性评价及其时空变化[J].生态与农村环境学报，2020，36(8)：1026-1035.
ZHANG Hui-lin，WU Pan-sheng，HOU Yan-jun，*et al*.Ecological Vulnerability Assessment and Its Temporal and Spatial Changes in Wutai Mountain Area [J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：1026-1035.

五台山地区生态脆弱性评价及其时空变化

张慧琳①，吴攀升，侯艳军 （忻州师范学院地理系，山西 忻州 034000）

摘要：以五台山地区为研究区，基于生态敏感性-生态恢复力-生态压力度模型，较为全面地选取 11 个指标构建五台山地区生态脆弱性评价指标体系，以 GIS 技术为支撑，应用空间主成分分析、重心迁移、差异性分析等方法，对五台山地区 2000、2005、2010、2015 年 4 期的生态脆弱性进行评价，并进一步分析其时空变化、重心迁移及差异性特征。结果表明：(1)五台山地区 2000—2015 年生态脆弱性指数的均值为 4.83，整体处于中度脆弱状态，各等级所占的面积虽处于波动状态，但仍以轻度和中度脆弱性为主，重度脆弱区域分布在北部和东北部地区；(2)2000—2015 年生态脆弱指数的重心均落在繁峙县境内，且变化幅度较小；(3)2000—2015 年 3 个县级行政区均属于中度脆弱性状态，从高到低依次为繁峙县、五台县和代县；(4)不同土地利用类型的生态脆弱性差异显著。耕地、未利用地和城乡建设用地的生态脆弱性总体水平偏高，处于中度脆弱状态；而林地和草地的生态脆弱性较低，处于轻度脆弱状态。对该地区的生态脆弱性进行定量研究，不仅能正确认识该地区生态脆弱的程度，而且能掌握其空间分布差异，从而进一步对生态脆弱区进行治理，促进资源的有效利用和生态系统的可持续发展。

关键词：五台山地区；生态脆弱性；空间主成分分析；SPR 模型；时空变化；
中图分类号：X22 **文献标志码**：A **文章编号**：1673-4831(2020)08-1026-10

Ecological Vulnerability Assessment and Its Temporal and Spatial Changes in Wutai Mountain Area. *ZHANG Hui-lin*①, *WU Pan-sheng*, *HOU Yan-jun* (Department of Geography, Xinzhou Teachers University, Xinzhou 034000, China)

Abstract: To perform the ecological vulnerability assessment of Wutai Mountain Area, the " ecological sensitivity-ecological resilience-ecological stress" model was used with 11 comprehensively selected indicators. GIS technique, assisted by spatial principal component analysis, gravity center model, and differential analysis, were used to evaluate the ecological vulnerability of Wutai Mountain Area in 2000, 2005, 2010 and 2015. Furthermore, the temporal and spatial changes were analyzed along with the ecological vulnerability characteristics. The results show that: (1)The average ecological vulnerability index in Wutai Mountain from 2000 to 2015 was 4.83, described as moderately fragile. There were changes in area of each class, but the overall area was within mild and moderate vulnerability levels. Severe vulnerability was present in the north and northeast area. (2)From 2000 to 2015, the gravity center of ecological vulnerability index was within the Fanshi County, and the gravity center shifts were negligible. (3)Ecological vulnerability of three countries within Wutai Mountain Area was moderately fragile during 2000-2015. The Ecological vulnerability index of Fanshi County, Wutai County and Daixian County were in descending order. (4)The ecological vulnerability varied considerably for different land use types. The ecological vulnerability of cultivated land, unused land, urban and rural built up area was relatively high, within a moderately fragile level. Forest and grassland had relatively low ecological vulnerability index, within a mild vulnerability level. This paper aims to quantitatively assess the ecological vulnerability of the Wutai Mountain Area from 2000 to 2015. The results of the research would be helpful to the correctly understanding of the degree of ecological vulnerability in this region and comprehend its spatial differences for further management of eco-fragile areas, promotion of more efficient utilization of resources and maintaining the sustainable development of the ecosystem.

Key words: Wutai Mountain Area; ecological vulnerability; spatial principal component analysis; SPR model; temporal and spatial changes

收稿日期：2019-11-22
基金项目：忻州师范学院项目(201701)
① 通信作者 E-mail：zhanghlmm@163.com

生态文明建设是关系中华民族永续发展的根本大计，但随着社会经济的快速发展以及人口的不断增长，人类活动正越来越强烈地影响着地球的生态系统平衡，导致当前生态环境的脆弱性进一步加剧，影响着我国生态文明的建设。对独特地理环境的生态脆弱性进行相关研究有利于我国生态文明建设的实现。生态脆弱性指的是特定区域在一定时空尺度内，生态环境在一种或多种因素的影响下表现出来的异质性。这是生态系统固有的一种属性，同时也是其对外界干扰敏感性的体现，这种体现是自然和人类综合作用的结果，这种结果往往朝着不适合的方向发展[1-2]。从“压力-状态-响应”的角度来讲，凡是外界对生态环境的压力接近或超过生态阈值的区域，都会导致生态脆弱性的出现[3-4]。近些年来，随着社会经济的发展，人类社会对生态环境日益重视，有关生态脆弱性以及生态脆弱性评价的研究成为全球研究热点，受到国内外众多学者的关注[5-7]。国内对生态脆弱性的研究起步较晚，开始于 20 世纪 80 年代。牛文元[8]将生态脆弱性定义为“凡某个空间区域被 2 种或 2 种以上的物质体系、能量体系或者结构体系所包围的界限，或者是围绕界限向外延伸的过渡地带”，将生态脆弱性限制到了生态交错带。之后，1996 年提出的“可持续发展纲要”，2000 年提出的“西部大开发战略”，2006 年国家“十一五”规划纲要中提出的“国土主体功能区划”，这些都对脆弱生态环境的研究工作起到了很大的推动作用[9]。经过多年的努力，国内学者在脆弱性方面的理论不断完善，研究不断深入，逐步形成了模糊评价法[10-11]、主成分分析法[12]、层次分析法[13]、综合分析法[14]、灰色关联度评价法[15]、人工神经网络法[16]等一系列的评价方法以及生态敏感性-生态恢复力-生态压力度（sensitivity-resilience-pressure，SRP）[17-20]、自然成因指标-表现指标[21]、影响因子-表现因子-胁迫因子[22-23]、自然-生态-社会经济系统指标体系[24]等评价模型。周梦云等[25]基于 VSD（exposure-sensitivity-adaptive capability）模型，从暴露、敏感、适应建立指标体系，对宁夏贺兰山地区进行生态脆弱性评估，研究 1988 和 2013 年国家级自然保护区建立前后宁夏贺兰山生态脆弱性的时空格局。卢亚灵等[26]基于 SRP 模型建立指标评价体系，运用主成分分析法对环渤海地区 5 个省（区、市）的生态脆弱性进行评价和空间相关性分析。李永化等[20]借助 SRP 模型，应用层次分析法选取 14 个指标，分析辽宁省朝阳市朝阳县生态脆弱性的时空变化特征。在众多的评价模型中，研究者普遍认为 SRP 模型涵盖了生态脆弱性的构成要素。同时，随着评估方法的不断完善，该模型的应用也日趋广泛[20, 27]。为了避免指标权重赋值受主观影响较大的局限性，减少评价指标之间的相关性，避免指标重复[9,14]，该研究选取主成分分析法对指标进行筛选。

五台山地区是我国沿海向内陆、高原向山地、暖温带向中温带、半湿润区向半干旱区、暖温带落叶阔叶林区向温带草原区过渡的特殊生态环境连接带，区内生态环境复杂，生物资源丰富，是亚洲大陆东部具有代表性的山地植被生态景观区，加上其特殊的地理环境，使得该地区具有极其重要的生态学地位[28]，同时该地区的生态又具有不稳定性、敏感性、脆弱性和难再生性等特征[29]。因此，科学客观地评价五台山地区的生态脆弱性并探讨分布规律十分必要，这不仅能正确认识该地区生态脆弱的程度，而且能掌握其空间分布差异，以实现生态脆弱区的科学治理，促进资源的有效利用和生态系统的可持续发展[30-32]。笔者以五台山地区为研究区，基于 SRP 模型，科学选取 11 个指标，对 2000、2005、2010 和 2015 年的生态脆弱性进行研究。

1　研究区概况

五台山地区（38°27′～39°15′ N、112°48′～113°55′ E）位于山西省东北部，包括 3 县（五台县、繁峙县和代县）15 镇 28 乡，面积为 6 955.5 km^2（图 1）。

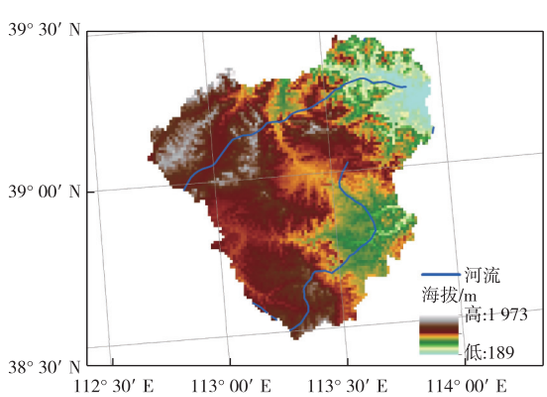


图 1　五台山地区地形分布

Fig. 1　Topography of Wutai Mountain Area

境内温带大陆性气候广布，冬季寒冷，夏季炎热，年均气温在 6～10 ℃之间，年降水量为 300～700 mm。河流分布有滹沱河及其干流清水河，土壤类型以山地褐土、山地淋溶褐土、山地栗钙土为主，山地棕壤、亚高山草甸土和山地草甸土次之。境内动植

物资源丰富,种属繁多,植被以寒温性针叶林和亚高山草甸为主,在北方高寒地区极为罕见,国内独有的金莲花(*Nymphoides aurantiacum*)、迎红杜鹃(*Rhododendron mucronulatum*)也分布在此,以褐马鸡(*Crossoptilon mantchuricum*)为代表的国家Ⅰ类保护动物、40 多种国家Ⅱ类保护动物及多个昆虫新物种分布于此[33]。全区共有 79.78 万人,农业人口占绝大多数。该区总体特点是宜林、宜牧地多,宜农地少。全区以第二产业为主,2015 年第二产业占比达 47.25%,而第一产业仅占 8.95%。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

该研究使用的数据包括 DEM 数据、气象数据、土地利用数据和社会经济数据等。DEM 数据来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台(http://www.gscloud.cn/),空间分辨率为 90 m;降水和气温数据由中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdc.cn/)提供的逐年年平均气温和年平均降水量空间插值数据,相对湿度数据来源于气象数据共享服务网(http://data.cma.cn/),经过空间插值运算得到;人口和 GDP 空间分布数据来自中国科学院资源环境科学数据中心数据(http://www.resdc.cn/),该数据是在各省的人口和 GDP 的基础上,实现了人口和 GDP 空间化的数据;归一化植被指数(NDVI)是中国科学院资源环境科学数据中心数据(http://www.resdc.cn/)提供的年度植被指数数据集;土地利用数据是以各期 Landsat TM/ETM 遥感影像为主要数据源,通过人工目视解译生成,来源于中国科学院资源环境科学数据中心数据(http://www.resdc.cn/)。最后所有数据都转化为 1 km×1 km 基本评价单元。

2.2 研究方法

2.2.1 指标选取与描述

指标的选择是基于生态敏感性-生态恢复力-生态压力度模型(SRP),它是评价一个地区生态脆弱性的经典模型。结合五台山地区的特点,根据指标选取的科学性、可行性、系统性等原则,选取高程、坡度、坡向、地形起伏度、人口、GDP、气温、降水、相对湿度、生物丰度、植被覆盖率 11 个指标。

(1)生态敏感性

生态敏感性指的是生态系统受外界环境影响所表现出的敏感性[18],选取地形因子、地表因子和气象因子 3 类 8 个指标来表示五台山地区的生态敏感性。气象因子对一个地区的气候变化、地表植被的生长等起着至关重要的作用,选择年均气温、年均降水量和年均相对湿度 3 个指标来反映生态环境的气象因子。地形因子综合考虑了高程、坡度、坡向和地表起伏度,这些是反映地形信息的重要的物理指标,因此可以作为生态敏感性的重要因子。植被因子选取植被覆盖度作为指标,由最大值合成的月度 NDVI 值(I_{NDV})进行计算,其公式[18]为

$$f = \frac{I_{NDV,i} - I_{NDV,min}}{I_{NDV,max} - I_{NDV,min}}。 \quad (1)$$

式(1)中,f 为植被覆盖度;$I_{NDV,i}$ 为不同年份归一化植被指数;$I_{NDV,max}$ 和 $I_{NDV,min}$ 分别为归一化植被指数的最大值和最小值。

(2)生态恢复力

生态恢复力指区域内的生态系统受到外界破坏后自我调节和恢复的能力,当外界压力超过系统承受能力和恢复能力时,生态环境就会遭到破坏[9]。使用生物丰度来表示一个地区生态系统的恢复力,生物丰度可以反映一个区域内生物数量的多少,表现的是生态系统的活力,生物丰度指数越高,表明生态系统的恢复力越强,其计算公式[20]为

$$F = (0.11 \times A_{cultivated} + 0.35 \times A_{forest} + 0.21 \times A_{grass} + 0.28 \times A_{water} + 0.04 \times A_{construction} + 0.11 \times A_{unutilized})/A。 \quad (2)$$

式(2)中,F 为生物丰富指数;$A_{cultivated}$、A_{forest}、A_{grass}、A_{water}、$A_{construction}$、$A_{unutilized}$ 分别为耕地、森林、草地、水域、建设用地和未利用土地的面积,m^2;A 为土地总面积,m^2。

(3)生态压力度

生态压力度指的生态系统受到外界压力和干扰的程度,经济活动和人类活动都包含在生态压力度中[17]。选取人口和 GDP 2 个指标表示五台山地区的生态压力度(表 1)。

2.2.2 无量纲化

为消除原始指标单位的影响,采用极差法对原始指标进行标准化处理[18],根据各指标与生态环境的关系,将 11 个指标分为 5 个正向指标和 6 个负向指标,具体情况见表 1。

2.2.3 主成分分析

主成分分析法(spatial principal component analysis,SPCA)主要用较少的综合指标来最大限度保留原来较多变量所反映的信息。选择累计贡献率在 85%以上的主成分代替原始指标,确定主因子,在此基础上计算主成分的综合指标[18]:

$$F_i = \boldsymbol{\alpha}_{1i}X_1 + \boldsymbol{\alpha}_{2i}X_2 + \cdots + \boldsymbol{\alpha}_{pi}X_p。 \quad (3)$$

式(3)中,F_i 为第 i 个主成分;$\boldsymbol{\alpha}_{1i}$,$\boldsymbol{\alpha}_{2i}$,…,$\boldsymbol{\alpha}_{pi}$ 为第 i

个主成分对应的各个指标的特征向量；$X_1, X_2, \cdots, X_p$ 为各个指标因子。

根据主成分的结果计算生态脆弱性指数（I_{EV}），其基本公式[34] 为

$$I_{EV} = \alpha_1 F_1 + \alpha_2 F_2 + \cdots + \alpha_N F_N 。 \quad (4)$$

式(4)中，I_{EV}为生态环境脆弱性指数；$F_1, F_2, \cdots, F_N$ 为第 1,2, …,N 个主成分；$\alpha_1, \alpha_2, \cdots, \alpha_N$ 为第 1, 2, …,N 个主成分对应的贡献率，%；N 为所保留的主成分个数。I_{EV} 值越大，生态环境越脆弱。

为进行生态脆弱性指数之间的有效对比和度量，对 I_{EV} 进行标准化处理[34]：

$$S_{EVI} = \frac{I_{EV,i} - I_{EV,min}}{I_{EV,max} - I_{EV,min}} \times 10。 \quad (5)$$

式(5)中，S_{EVI}为标准化后的生态脆弱性指数，其范围为 0~10；$I_{EV,i}$为 i 区域生态脆弱性指数实际值；$I_{EV,max}$和 $I_{EV,min}$分别为该地区生态脆弱性指数的最大值和最小值。

表 1　五台山地区生态脆弱性评价指标体系

Table 1　The ecological vulnerability evaluation index system for Wutai Mountain Area

目标层	要素层	指标层	指标性质
生态脆弱性	生态敏感性	高程	负向
		坡度	正向
		坡向	正向
		地形起伏度	正向
		植被覆盖度	负向
		年降水量	负向
		年均温度	负向
		年相对湿度	负向
	生态恢复力	生物丰度	负向
	生态压力度	人口	正向
		GDP	正向

2.2.4　生态脆弱性分级和生态脆弱性综合指数

结合流域的特征及已有的生态脆弱性分级[35]，将五台山地区生态脆弱性分为 5 个等级，具体情况见表 2。

表 2　生态脆弱性分级

Table 2　Classification criteria of ecological vulnerability

级别	生态脆弱性分级	生态脆弱性指数（I_{EV}）
Ⅰ	微度脆弱	$0<I_{EV}<2$
Ⅱ	轻度脆弱	$2\leqslant I_{EV}<4$
Ⅲ	中度脆弱	$4\leqslant I_{EV}<6$
Ⅳ	强度脆弱	$6\leqslant I_{EV}<8$
Ⅴ	重度脆弱	$8\leqslant I_{EV}<10$

为了将不同年份不同空间单元的生态脆弱性进行比较，并度量研究区生态脆弱程度的整体情况，采用生态脆弱性综合指数，其公式[36] 为

$$I_{EVB} = \sum_{i=1}^{n} P_i \times \frac{A_i}{S_j} 。 \quad (6)$$

式(6)中，I_{EVB}为生态脆弱性综合指数；P_i 为各脆弱性分级标准值；A_i 为等级 i 的面积，m^2；S_j 为总面积，m^2；n 为脆弱等级数。

2.2.5　重心迁移

通过计算 2000、2005、2010、2015 年五台山地区生态脆弱性重心来研究其生态脆弱性的空间动态变化，具体公式[37-39] 如下：

$$\begin{cases} \bar{x}_t = \dfrac{\sum_{i=1}^{n} E_{it} x_{it}}{\sum_{i=1}^{n} E_{it}} \\ \bar{y}_t = \dfrac{\sum_{i=1}^{n} E_{it} y_{it}}{\sum_{i=1}^{n} E_{it}} \end{cases} 。 \quad (7)$$

式(7)中，$\bar{x}_t$ 为第 t 年五台山生态脆弱性重心纬度；$\bar{y}_t$ 为第 t 年五台山生态脆弱性重心经度；E_{it}为第 t 年 i 栅格上的生态脆弱性指数；x_{it}、y_{it}分别为第 t 年 i 栅格的中心纬度和经度坐标。

3　结果与分析

3.1　生态脆弱性时空分布特征

分别对 2000、2005、2010 和 2015 年五台山地区生态脆弱性的多个指标进行空间主成分分析，得到各主成分的特征值和贡献率，选取累计贡献率在 85%以上的主成分代替原始指标，各年份的主成分特征值和贡献率如表 3 所示。

根据表 3 和式(4)可以计算五台山地区 2000—2015 年各时段的生态脆弱性指数（I_{EV}），并根据分级标准（表 2），得出 2000、2005、2010 和 2015 年 4 期五台山地区生态脆弱性分级图，结果如图 2 所示。

五台山地区 2000、2005、2010 和 2015 年的生态脆弱性指数分别为 3.83、5.34、4.82 和 5.31，2000 年处于轻度脆弱，而 2005、2010 和 2015 年均处于中度脆弱，4 期生态脆弱性均值为 4.83，整体处于中度脆弱状态。

由图 2~3 可知，2000 年五台山地区以微度和轻度脆弱为主，两者占比高达 84.97%，微度和轻度脆弱区遍布整个五台山地区，而中度脆弱区占比为 14.41%，呈东北—西南条带状分布在五台山地区的北部；2005 年五台山地区以中度脆弱为主，面积占

比高达 51.02%,强度脆弱的比例在升高,达到 11.14%,主要分布在五台山的东北角;2010 年全区脆弱性降低,以轻度脆弱为主,面积占比达 46.77%,强度脆弱性面积比例略有降低,为 7.41%,仍零星分布在五台山的东北角;2015 年五台山地区以中度脆弱性为主,面积占比达 48.13%,而强度脆弱性面积占比在上升,达 10.3%,分布区域由区域东北角向整个北部区域蔓延。

3.2 五台山地区生态脆弱性动态变化特征

根据式(7),选取 2000、2005、2010 和 2015 年五台山地区的生态脆弱性指数,以每个栅格上的生态脆弱性为权重,计算 4 个时期的重心,具体结果如图 4 所示。研究期内,五台山地区生态脆弱指数的重心均落在繁峙县境内。2000 年生态脆弱性的重心坐标为 39.02° N,113.36° E;之后重心略向东北偏移,2005 和 2010 年重心均在 39.03° N,113.37° E 附近,最后重心向西南微弱移动,2015 年重心坐标为 39.03° N,113.36° E。总体而言,2000—2015 年五台山地区的重心虽有波动,其趋势是先向东北移动,再向西南移动,但是最终还是回归到 39° N,113° E 附近。

表 3 各成分的特征值、贡献率和累计贡献率

Table 3 Eigenvalue, contribution rate and accumulated contribution rate of principal components

主成分	年份	特征值	贡献率/%	累计贡献率/%
F_1	2000	0.082	36.688	36.688
	2005	0.073	32.488	32.488
	2010	0.072	33.442	33.441
	2015	0.075	33.924	33.924
F_2	2000	0.050	22.184	58.872
	2005	0.050	22.234	54.721
	2010	0.050	22.896	56.338
	2015	0.050	22.380	56.304
F_3	2000	0.032	14.274	73.147
	2005	0.037	16.479	71.200
	2010	0.03	15.889	72.227
	2015	0.035	15.914	72.218
F_4	2000	0.019	8.417	81.563
	2005	0.021	9.177	80.377
	2010	0.021	9.555	81.782
	2015	0.021	9.520	81.738
F_5	2000	0.017	7.529	89.092
	2005	0.016	7.202	87.579
	2010	0.015	6.864	88.645
	2015	0.013	5.912	87.650

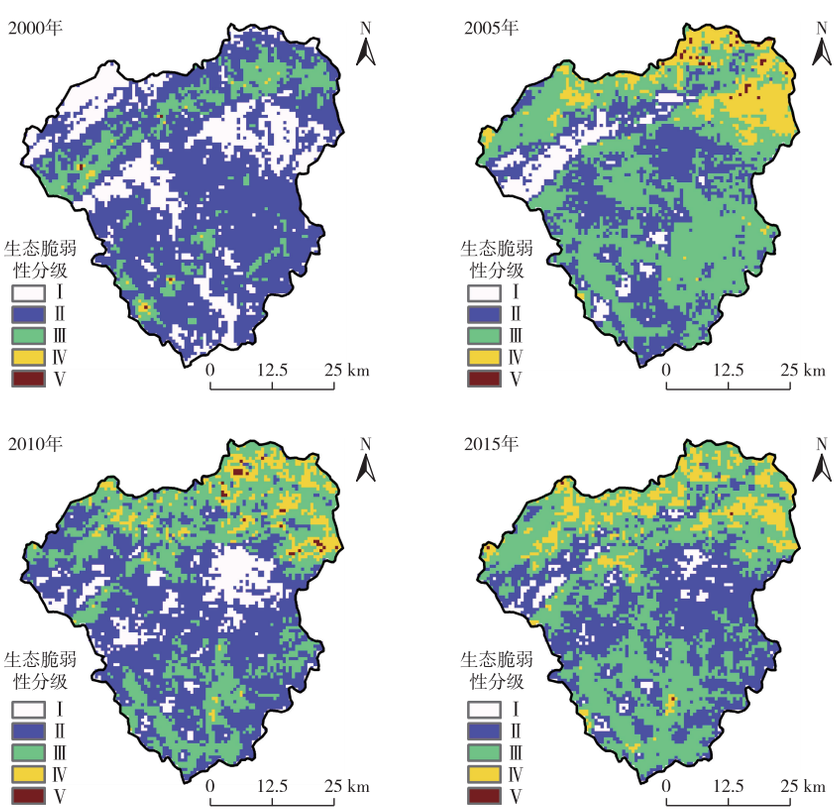


图 2 五台山地区生态脆弱性分级

Fig. 2 Ecological vulnerability classification map of Wutai Mountain Area

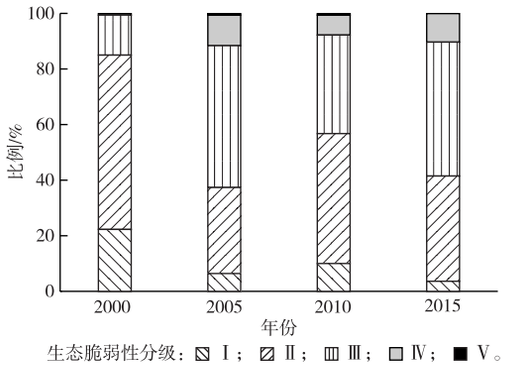


图 3　2000、2005、2010 和 2015 年五台山地区不同生态脆弱性等级面积占比

Fig. 3　Ecological vulnerability classification of Wutai Mountain Area in 2000, 2005, 2010 and 2015

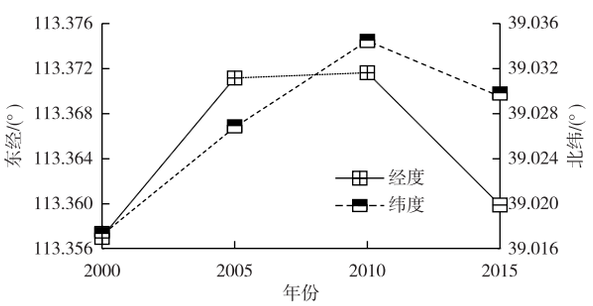


图 4　五台山地区生态脆弱性综合指数的重心迁移轨迹

Fig. 4　The barycenter of the comprehensive index of ecological vulnerability in Wutai Mountain Area

3.3　生态脆弱性区域差异性特征

3.3.1　不同行政区的生态脆弱性分析

2000—2015 年 3 个行政区的年均生态脆弱性分级均属于中度脆弱性，最高的是繁峙县(5.34)，其次是五台山县(4.59)，最低的是代县(4.50)(图 5)。具体而言，2000 年代县、五台县、繁峙县的生态脆弱性综合指数分别为 3.67、3.89、3.88，整体均处于轻度脆弱状态，轻度脆弱面积占比分别为 77.86%、55.40%、47.72%，占整个行政区面积的 1/2 左右，而强度脆弱面积占比较低，均不足 1%(图 6)。2005 年 3 个县的生态脆弱性综合指数都在不断升高，分别达 4.77、5.14、5.99，均处于中度脆弱等级，且轻度脆弱面积占比降低，分别为 33.66%、25.85%、34.07%，占整个行政区面积的 1/3 左右，而中度脆弱面积占比在不断升高，分别达 62.48%、41.84%和 44.75%，超过行政区面积的 2/5，繁峙县和代县强度脆弱面积占比也急剧升高，分别达 27.93%和 5.19%，五台县仍不足 1%；2010 年 3 个县的生态脆弱仍保持在中度脆弱等级，但五台县和代县中度脆弱面积占比略有下降，分别降至 28.22%和 26.55%，而繁峙县中度脆弱面积占比却略有上升，升至 49.87%，强度脆弱面积占比在不断降低，但繁峙县和代县仍高达 18.49%和 3.62%；2015 年 3 个县的生态脆弱性保持在中度脆弱，中度脆弱面积占比都在上升，分别升至 51.11%、48.23%、43.17%，超过整个行政区面积的 1/4，强度脆弱面积占比在不断上升，分别达 21.43%、9.80%、1.20%。总体而言，3 个县的生态脆弱性综合指数在不断上升，由轻度脆弱上升至中度脆弱，而脆弱性面积占比处于波动状态，虽强度脆弱面积占比在波动上升，但是 3 个行政区以轻度脆弱和中度脆弱为主。

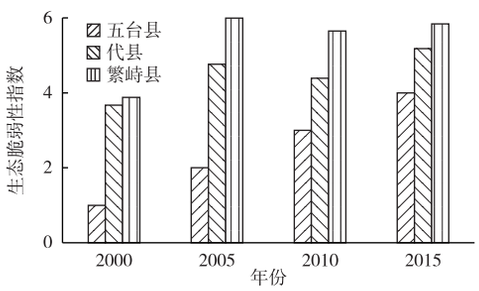


图 5　2000、2005、2010、2015 年五台山地区不同行政区的生态脆弱性指数

Fig. 5　Ecological vulnerability classification indies in different counties of Wutai Mountain Area in 2000, 2005, 2010 and 2015

3.3.2　不同土地利用类型的生态脆弱性分析

将 4 期生态脆弱性等级分布图与土地利用类型图进行叠加，可以得到各土地利用类型的生态脆弱性等级分布数据(表 4)。

根据表 4 可知，耕地的生态脆弱性总体水平偏高，以轻度和中度脆弱性为主，且随着时间的推移，轻度脆弱性和中度脆弱的面积占比在逐渐降低，轻度脆弱的面积占比由 46.33%降至 43.10%，中度脆弱面积占比由 51.40%降至 40.21%，而强度脆弱面积占比由 2000 年的 1.25%上升至 2015 年的 8.16%；林地的生态脆弱性总体较低，以轻度脆弱为主，但轻度脆弱面积占比在不断降低，由 2000 年的 60.65%降至 2015 年的 43.76%，而中度脆弱面积占比在逐年上升，由 2000 年的 2.31%上升至 2015 年的 48.73%，中度脆弱面积占比也升至 5.24%；草地的生态脆弱性总体较低，以轻度脆弱为主，轻度脆弱面积占比在逐年降低，由 2000 年的 71.45%降至 2015 年的 26.68%，中度脆弱面积占比逐年上升，到

2015 年超过了 50%,而微度脆弱面积占比降至不足 2%;水域以轻度脆弱性为主,但是轻度脆弱面积占比在逐年降低,而中度脆弱面积占比在逐年上升;城乡建设用地生态环境以轻度脆弱和中度脆弱性为主,且强度脆弱面积占比也最大,但随着时间的推移,城乡建设用地的生态脆弱性朝着良好的方向发展,到 2015 年轻度脆弱面积占比最大,达 50%;其他用地则以强度脆弱性为主。

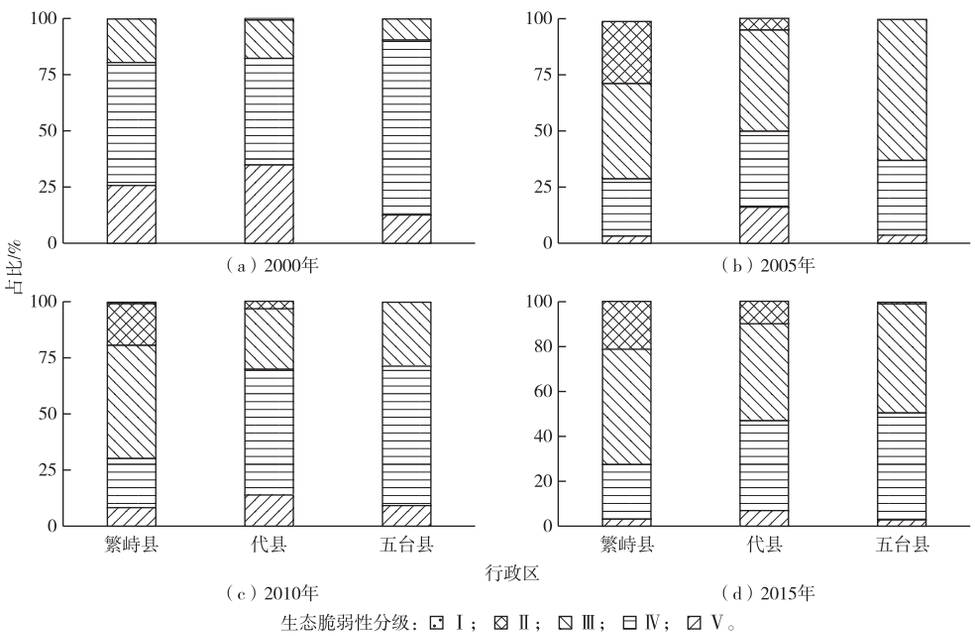


图 6　五台山地区不同行政区不同生态脆弱性等级面积占比

Fig. 6　The area ratio of different ecological vulnerability classes in different counties of Wutai Mountain Area

4　讨论

基于 SPR 模型,对五台山地区生态脆弱性的空间分布特征进行了分析。从评价结果来看,王言荣等[40]对山西省县级行政单元的生态环境脆弱性进行分析,表明繁峙县、五台县和代县属于生态环境较差的县。史广等[41]对山西省地级市生态环境脆弱性进行评价,结果表明忻州市生态环境处于中度脆弱性状态。笔者研究结果表明五台山地区生态脆弱性整体上呈现中度脆弱状态,与以上学者的研究结果吻合。张敬[42]基于 3S 技术对山西省生态脆弱性进行评价,结果表明繁峙县的生态脆弱性指数最高,笔者结论与其一致。主要是由于繁峙县境内矿产资源品种多、储量大、品位高、分布广,其产业结构以第二产业为主,占比超过 50%。土地利用类型与生态脆弱性的关系十分密切,不同土地利用类型的生态效益、面对干扰的敏感性、自身的恢复力以及生态压力度等都存在较大的差异,土地利用类型的不同也会导致生态脆弱性存在差异。李珍珍[43]对甘肃省土地利用类型与生态脆弱性的关系进行研究,发现耕地的生态脆弱性以中度为主,林地的生态脆弱性以轻度为主,水域以中度和强度脆弱性为主,建设用地以中度和强度脆弱性为主,未利用地基本都呈强度脆弱性和极强度脆弱性,这与笔者研究结果一致。在构建生态脆弱性评价指标体系时,因生态脆弱性是在人类活动和自然因素共同作用下长期演化形成的生态复合产物,涵盖自然、经济、社会、政策等多方面因素,该研究虽已经尽可能全面地选取评价指标,但由于数据来源不可获取或难以空间化表达等原因的限制,故而指标体系未能全方位反映五台山地区的生态脆弱性状况,有待于进一步完善和提高。该研究以 1 km×1 km 的栅格单元作为评价对象,但由于五台山地区范围较小,而数据的获取来源有限,因此若能获取分辨率更高的数据,评价结果将会更精确。

5　结论

五台山地区具有独特的生态环境和优势资源,以五台山地区为研究区域,基于 SRP 模型,运用主成分分析法,结合五台山地区的特点,选取 11 个指标构建生态脆弱性评价模型,对 2000、2005、2010 和 2015 年的生态脆弱性进行计算,系统分析了五台山地区生态脆弱性的时空分布特征、区域差异性分析及动态变化等,以期为五台山的生态恢复及山西省

区域可持续发展提供参考。

表 4　五区山地区不同土地利用类型的生态脆弱性等级面积占比

Table 4　The area ratio of different ecological vulnerability classes of different land use types in Wutai Mountain Area

类型	等级	不同生态脆弱性等级面积占比/%			
		2000 年	2005 年	2010 年	2015 年
耕地	Ⅰ	1.03	21.76	10.09	8.53
	Ⅱ	46.33	36.28	45.40	43.10
	Ⅲ	51.40	32.74	35.09	40.21
	Ⅳ	1.25	8.41	8.90	8.16
	Ⅴ	0	0.81	0.52	0
林地	Ⅰ	36.99	2.21	10.80	2.22
	Ⅱ	60.65	34.79	54.13	43.76
	Ⅲ	2.31	56.17	30.31	48.73
	Ⅳ	0.05	6.57	4.59	5.24
	Ⅴ	0	0.27	0.16	0.05
草地	Ⅰ	23.63	1.09	8.76	1.67
	Ⅱ	71.45	26.68	43.57	32.51
	Ⅲ	4.92	56.68	38.68	51.84
	Ⅳ	0	15.00	8.50	13.93
	Ⅴ	0	0.54	0.49	0.06
水域	Ⅰ	14.29	20.83	6.94	2.78
	Ⅱ	72.86	36.11	40.28	22.22
	Ⅲ	12.86	36.11	44.44	59.72
	Ⅳ	0	6.94	6.94	15.28
	Ⅴ	0	0	1.39	0
城乡用地	Ⅰ	0	39.37	28.95	21.05
	Ⅱ	17.09	33.86	47.37	52.63
	Ⅲ	61.54	25.20	19.74	22.37
	Ⅳ	17.09	1.57	3.95	3.95
	Ⅴ	4.27	0	0	0
其他用地	Ⅰ	22.22	0	25.00	12.50
	Ⅱ	22.22	37.50	12.50	25.00
	Ⅲ	0	25.00	62.50	12.50
	Ⅳ	55.56	37.50	0	37.50
	Ⅴ	0	0	0	12.50

(1)五台山地区 2000—2015 年生态脆弱性整体处于中度状态,生态系统较不稳定,抗干扰与自我修复能力较弱,生态环境质量一般,生态问题较为明显。

(2)五台山地区 2000—2015 年生态脆弱指数的重心均落在繁峙县境内,重心变化幅度不大,各地区的变化较为均匀。

(3)五台山地区 2000—2015 年不同县级行政区均属于中度脆弱状态,最高的是繁峙县。3 个县的生态脆弱性综合指数在研究期内不断上升,由轻度脆弱上升至中度脆弱,而脆弱性面积占比处于波动状态,虽强度脆弱面积占比在波动上升,但是 3 个县以轻度脆弱和中度脆弱为主。

(4)不同土地利用类型的生态脆弱性差异显著。耕地的生态脆弱性总体水平偏高,以轻度和中度脆弱性为主;林地的生态脆弱性总体较低,以轻度脆弱为主,水域以轻度脆弱为主;城乡建设用地生态环境的脆弱性以轻度脆弱和中度脆弱为主;未利用地以强度脆弱为主,主要是由于未利用地主要为沙地、荒山、荒滩、戈壁等,水土保持能力很弱,所以生态脆弱性均较高,几乎都是强度脆弱和重度脆弱。

参考文献:

[1] 廖炜,李璐,吴宜进,等.丹江口库区土地利用变化与生态环境脆弱性评价[J].自然资源学报,2011,26(11):1879-1889.[LIAO Wei,LI Lu,WU Yi-jin,*et al*.Land Use Change and Eco-Environmental Vulnerability Evaluation in the Danjiangkou Reservoir Area[J].Journal of Natural Resources,2011,26(11):1879-1889.]

[2] 王钰,胡宝清.西江流域生态脆弱性时空分异及其驱动机制研究[J].地球信息科学学报,2018,20(7):947-956.[WANG Yu,HU Bao-qing.Spatial and Temporal Differentiation of Ecological Vulnerability of Xijiang River in Guangxi and Its Driving Mechanism[J].Journal of Geo-Information Science,2018,20(7):947-956.]

[3] 李克让,曹明奎,於琍,等.中国自然生态系统对气候变化的脆弱性评估[J].地理研究,2005,24(5):653-663.[LI Ke-rang,CAO Ming-kui,YU Li,*et al*.Assessment of Vulnerability of Natural Ecosystemsin China Under the Changing Climate[J].Geographical Research,2005,24(5):653-663.]

[4] 安芬,李旭东,程东亚.贵州省乌江流域生态脆弱性评价及其空间变化特征[J].水土保持通报,2019,39(4):261-269.[AN Fen,LI Xu-dong,CHENG Dong-ya.Ecological Vulnerability Assessment and Spatial Variation Characteristics of Wujiang River Basin in Guizhou Province[J].Bulletin of Soil and Water Conservation,2019,39(4):261-269.]

[5] SONG GB,LI Z,YANG Y G,*et al*.Assessment of Ecological Vulnerability and Decision-Making Application for Prioritizing Roadside Ecological Restoration:A Method Combining Geographic Information System,Delphi Survey and Monte Carlo Simulation[J].Ecological Indicators,2015,52:57-65.

[6] YU X,LI Y,XI M,*et al*.Ecological Vulnerability Analysis of Beidagang National Park,China[J].Frontiers of Earth Science,2019,13(2):385-397.

[7] ZANG Z,ZOU X Q,ZUO P,*et al*.Impact of Landscape Patterns on Ecological Vulnerability and Ecosystem Service Values:An Empirical Analysis of Yancheng Nature Reserve in China[J].Ecological Indicators,2017,72:142-152.

[8] 牛文元.生态环境脆弱带 ECOTONE 的基础判定[J].生态学报,1989,9(2):97-105.[NIU Wen-yuan.The Discriminatory Index With Regard to the Weakness,Overlapness,and Breadth of Ecotone[J].Acta Ecologica Sinica,1989,9(2):97-105.]

[9] 刘正佳,于兴修,李蕾,等.基于 SRP 概念模型的沂蒙山区生态

环境脆弱性评价[J].应用生态学报,2011,22(8):2084-2090.[LIU Zheng-jia, YU Xing-xiu, LI Lei, *et al*. Vulnerability Assessment of Eco-Environment in Yimeng Mountainous Area of Shandong Province Based on SRP Conceptual Model[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2011,22(8):2084-2090.]

[10] 颜世伟,蒋丽伟,张月莹.基于层次分析法的伊金霍洛旗生态脆弱性评价[J].林业资源管理,2018(6):45-49.[YAN Shi-wei, JIANG Li-wei, ZHANG Yue-ying. Evaluation of Ecological Vulnerability of Yijinhuoluo Banner Based on AHP[J].Forest Resources Management,2018(6):45-49.]

[11] LI L,SHI Z H,YIN W,*et al*.A Fuzzy Analytic Hierarchy Process (FAHP) Approach to Eco-Environmental Vulnerability Assessment for the Danjiangkou Reservoir Area,China[J].Ecological Modelling,2009,220(23):3439-3447.

[12] 付刚,白加德,齐月,等.基于GIS的北京市生态脆弱性评价[J].生态与农村环境学报,2018,34(9):830-839.[FU Gang, BAI Jia-de, QI Yue, *et al*. Ecological Vulnerability Assessment in Beijing Based on GIS Spatial Analysis[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2018,34(9):830-839.]

[13] 吴春生,黄翀,刘高焕,等.基于模糊层次分析法的黄河三角洲生态脆弱性评价[J].生态学报,2018,38(13):4584-4595.[WU Chun-sheng, HUANG Chong, LIU Gao-huan, *et al*. Assessment of Ecological Vulnerability in the Yellow River Delta Using the Fuzzy Analytic Hierarchy Process[J]. Acta Ecologica Sinica,2018,38(13):4584-4595.]

[14] 樊哲文,刘木生,沈文清,等.江西省生态脆弱性现状GIS模型评价[J].地球信息科学学报,2009,11(2):202-208.[FAN Zhe-wen, LIU Mu-sheng, SHEN Wen-qing, *et al*. GIS-Based Assessment on Eco-Vulnerability of Jiangxi Province[J].Journal of Geo-Information Science,2009,11(2):202-208.]

[15] 郭婧,魏珍,任君,等.基于熵权灰色关联法的高寒贫困山区生态脆弱性分析:以青海省海东市为例[J].水土保持通报,2019,39(3):191-199.[GUO Jing, WEI Zhen, REN Jun, *et al*. Analysis on Ecological Vulnerability in High-Cold and Poverty-stricken Mountainous Areas Based on Entropy and Gray Correlation Methods: A Case Study in Haidong City, Qinghai Province[J].Bulletin of Soil and Water Conservation,2019,39(3):191-199.]

[16] 李双成,吴绍洪,戴尔阜.生态系统响应气候变化脆弱性的人工神经网络模型评价[J].生态学报,2005,25(3):621-626.[LI Shuang-cheng, WU Shao-hong, DAI Er-fu. Assessing the Fragility of Ecosystem Using Artificial Neural Network Model[J].Acta Ecologica Sinica,2005,25(3):621-626.]

[17] 范强.基于SRP模型资源枯竭型城市生态脆弱性时空分异研究[D].大连:辽宁师范大学,2017.[FAN Qiang. SRP Model Based Spatial-Temporal Differentiation Analysis of Ecological Vulnerability for Resources-Exhausted Region[D]. Dalian: Liaoning Normal University,2017.]

[18] 姚昆,余琳,刘光辉,等.基于SRP模型的四川省生态环境脆弱性评价[J].物探化探计算技术,2017,39(2):291-295.[YAO Kun, YU Lin, LIU Guang-hui, *et al*. Evaluation of Ecological Vulnerability in Sichuan Province Based on SRP Model[J].Computing Techniques for Geophysical and Geochemical Exploration,2017,39(2):291-295.]

[19] 齐姗姗,巩杰,钱彩云,等.基于SRP模型的甘肃省白龙江流域生态环境脆弱性评价[J].水土保持通报,2017,37(1):224-228.[QI Shan-shan, GONG Jie, QIAN Cai-yun, *et al*. Assessment of Eco-Environmental Vulnerability of Bailongjiang Watershed in Southern Gansu Province Based on SRP Model[J].Bulletin of Soil and Water Conservation,2017,37(1):224-228.]

[20] 李永化,范强,王雪,等.基于SRP模型的自然灾害多发区生态脆弱性时空分异研究:以辽宁省朝阳县为例[J].地理科学,2015,35(11):1452-1459.[LI Yong-hua, FAN Qiang, WANG Xue, *et al*. Spatial and Temporal Differentiation of Ecological Vulnerability Under the Frequency of Natural Hazard Based on SRP Model: A Case Study in Chaoyang County[J].Scientia Geographica Sinica,2015,35(11):1452-1459.]

[21] 赵冰,张杰,孙希华.基于GIS的淮河流域桐柏—大别山区生态脆弱性评价[J].水土保持研究,2009,16(3):135-138.[ZHAO Bing, ZHANG Jie, SUN Xi-hua. Eco-environmental Vulnerability Evaluation Based on GIS in Tongbai-Dabie Mountain Area of Huai River Basin[J].Research of Soil and Water Conservation,2009,16(3):135-138.]

[22] 万洪秀,孙占东,王润.博斯腾湖湿地生态脆弱性评价研究[J].干旱区地理,2006,29(2):248-254.[WAN Hong-xiu, SUN Zhan-dong, WANG Run. Study on the Evaluation of Ecological Frangibility of the Wetlands in the Bosten Lake Region[J]. Arid Land Geography,2006,29(2):248-254.]

[23] 周亮进.闽江河口湿地生态脆弱性评价[J].亚热带资源与环境学报,2008,3(3):25-31.[ZHOU Liang-jin. Wetlands Ecological Frangibility Evaluation in the Min River Estuary[J]. Journal of Subtropical Resources and Environment,2008,3(3):25-31.]

[24] YARROW M M,TIRONI A,RAMÍREZ A,*et al*.An Applied Assessment Model to Evaluate the Socioeconomic Impact of Water Quality Regulations in Chile[J].Water Resources Management,2008,22(11):1531-1543.

[25] 周梦云,蔡永立,张瑞峰,等.宁夏贺兰山国家级自然保护区建立前后区域生态脆弱性时空格局变化研究[J].生态科学,2019,38(5):78-85.[ZHOU Meng-yun, CAI Yong-li, ZHANG Rui-feng, *et al*. The Tempo-Spatial Pattern of Regional Ecological Vulnerability Before and After the Establishment of National Nature Reserve in Helan Mountain of Ningxia[J].Ecological Science,2019,38(5):78-85.]

[26] 卢亚灵,颜磊,许学工.环渤海地区生态脆弱性评价及其空间自相关分析[J].资源科学,2010,32(2):303-308.[LU Ya-ling, YAN Lei, XU Xue-gong. Ecological Vulnerability Assessment and Spatial Auto-Correlation Analysis Over the Bohai Rim Region[J].Resources Science,2010,32(2):303-308.]

[27] 贾晶晶,赵军,王建邦,等.基于SRP模型的石羊河流域生态脆弱性评价[J].干旱区资源与环境,2020,34(1):34-41.[JIA Jing-jing, ZHAO Jun, WANG Jian-bang, *et al*. Ecological Vulnerability Assessment of Shiyang River Basin Based on SRP Model[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment,2020,34(1):34-41.]

[28] 刘秀丽,张勃,杨艳丽,等.五台山地区森林生态系统服务功能价值评估[J].干旱区研究,2017,34(3):613-620.[LIU Xiu-li, ZHANG Bo, YANG Yan-li, *et al*. Assessment of Forest Ecosystem

Services in the Wutai Mountainous Area[J].Arid Zone Research, 2017,34(3):613-620.]

[29] 吴攀升.五台山生态环境安全与保护对策[C]//自然地理学与生态安全学术研讨会论文集.兰州:[出版者不祥],2012:107.

[30] HOU K,LI X X,ZHANG J.GIS Analysis of Changes in Ecological Vulnerability Using a SPCA Model in the Loess Plateau of Northern Shaanxi,China[J].International Journal of Environmental Research and Public Health,2015,12(4):4292-4305.

[31] 张金茜,李红瑛,曹二佳,等.多尺度流域生态脆弱性评价及其空间关联性:以甘肃白龙江流域为例[J].应用生态学报,2018,29(9):2897-2906.[ZHANG Jin-xi, LI Hong-ying, CAO Er-jia,*et al*.Assessment of Ecological Vulnerability in Multi-Scale and Its Spatial Correlation:A Case Study of Bailongjiang Watershed in Gansu Province,China[J].Chinese Journal of Applied Ecology, 2018,29(9):2897-2906.]

[32] 毕晓丽,葛剑平.基于地形和土壤的泾河流域植被生态系统保水效益分析[J].生态学杂志,2009,28(1):95-101.[BI Xiao-li,GE Jian-ping.Vegetation Water Conservation Effect in the Jinghe River Basin:An Analysis Based on Topography and Soil Type[J]. Chinese Journal of Ecology,2009,28(1):95-101.]

[33] 陈新凤.五台山生态环境存在的问题及对策研究[J].五台山研究,2007(2):41-44.

[34] 郭泽呈,魏伟,庞素菲,等.基于 SPCA 和遥感指数的干旱内陆河流域生态脆弱性时空演变及动因分析:以石羊河流域为例[J].生态学报,2019,39(7):2558-2572.[GUO Ze-cheng,WEI Wei,PANG Su-fei,*et al*.Spatio-Temporal Evolution and Motivation Analysis of Ecological Vulnerability in Arid Inland River Basin Based on SPCA and Remote Sensing Index:A Case Study on the Shiyang River Basin[J].Acta Ecologica Sinica,2019,39(7): 2558-2572.]

[35] 王志杰,苏嫄.南水北调中线汉中市水源地生态脆弱性评价与特征分析[J].生态学报,2018,38(2):432-442.[WANG Zhi-jie,SU Yuan.Analysis of Eco-Environmental Vulnerability Characteristics of Hanzhong City,Near the Water Source Midway Along the Route of the South-to-North Water Transfer Project,China[J]. Acta Ecologica Sinica,2018,38(2):432-442.]

[36] 薛联青,王晶,魏光辉.基于 PSR 模型的塔里木河流域生态脆弱性评价[J].河海大学学报(自然科学版),2019,47(1):13-19.[XUE Lian-qing,WANG Jing,WEI Guang-hui.Dynamic Evaluation of the Ecological Vulnerability Based on PSR Modeling for the Tarim River Basin in Xinjiang[J].Journal of Hohai University (Natural Sciences),2019,47(1):13-19.]

[37] 刘贤赵,高长春,韩用顺,等.2008 年以来湖南省碳排放重心与经济发展重心演变及其相关分析[J].生态与农村环境学报,2017,33(9):792-799.[LIU Xian-zhao,GAO Chang-chun,HAN Yong-shun,*et al*.Variations of Focus of Carbon Emission and Foci of Economy Development in Hunan Province Since 2008 and Their Correlation Analysis [J]. Journal of Ecology and Rural Environment,2017,33(9):792-799.]

[38] 陆张维,徐丽华,吴次芳,等.西部大开发战略对于中国区域均衡发展的绩效评价[J].自然资源学报,2013,28(3):361-371.[LU Zhang-wei,XU Li-hua,WU Ci-fang,*et al*.The Performance Evaluation of Western Development Strategy to the Regional Balanced Development of China[J].Journal of Natural Resources, 2013,28(3):361-371.]

[39] 李俊峰.基于 DMSP/OLS 数据的中国电力消耗量估算及时空动态研究[D].兰州:西北师范大学,2015.[LI Jun-feng.Estimate and Spatiotemporal Dynamics of Electricity Consumption in China Based on DMSP/OLS [D]. Lanzhou: Northwest Normal University,2015.]

[40] 王言荣,郝永红,刘洁.山西省生态环境脆弱性分析[J].中国水土保持,2004(12):20-21,48.[WANG Yan-rong,HAO Yong-hong,LIU Jie.Analysis on Weakness of Ecological Environment of Shanxi Province[J].Soil and Water Conservation in China,2004 (12):20-21,48.]

[40] 王言荣,郝永红,刘洁.山西省生态环境脆弱性分析[J].中国水土保持,2004(12):20-21,48.[WANG Yan-rong,HAO Yong-hong,LIU Jie.Analysis on Weakness of Ecological Environment of Shanxi Province[J].Soil and Water Conservation,2004(12):20-21,48.]

[41] 史广,杨艳.山西省生态环境脆弱性评价及分布特征研究[J].农业网络信息,2016(4):5-9.[SHI Guang, YANG Yan. Ecological Environment Vulnerability Assessment and Distribution Characteristics of Shanxi Province[J].Agriculture Network Information,2016(4):5-9.]

[42] 张敬.基于 3S 技术的山西省生态脆弱性评价方法与模式研究[D].太谷:山西农业大学,2014.[ZHANG Jing.The Methods and Patterns of Ecological Vulnerability Assessment in Shanxi Based on the "3S" Technology [D]. Taigu: Shanxi Agricultural University,2014.]

[43] 李珍珍.甘肃省生态脆弱性时空演变及与土地利用关系研究[D].兰州:兰州大学,2019.[LI Zhen-Zhen,Research on the Spatio-Temporal Variation of Ecological Vulnerability and the Relationship of Land Use in Gansu Province[D].Lanzhou:Lanzhou University,2019.]

作者简介：张慧琳(1993—),女,山西灵丘人,助教,硕士,主要从事生态环境方面的研究。E-mail: zhanghlmm@163.com

(**责任编辑**：陈　昕)

生态与农村环境学报 2020，36（8）：1036-1045
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0100

李航鹤，马腾辉，王坤，等.基于最小累积阻力模型（MCR）和空间主成分分析法（SPCA）的沛县北部生态安全格局构建研究[J].生态与农村环境学报，2020，36（8）：1036-1045.

LI Hang-he，MA Teng-hui，WANG Kun，*et al*.Construction of Ecological Security Pattern in Northern Peixian Based on MCR and SPCA[J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36（8）：1036-1045.

基于最小累积阻力模型（MCR）和空间主成分分析法（SPCA）的沛县北部生态安全格局构建研究

李航鹤[1]，马腾辉[1]，王 坤[2]，谭 敏[1,2]，渠俊峰[1,2,3①]（1. 中国矿业大学环境与测绘学院，江苏 徐州 221116；2. 徐州市生态文明建设研究院，江苏 徐州 221008；3. 中国矿业大学低碳能源研究院，江苏 徐州 221008）

摘要：沛县北部因采煤导致地形、地貌和地类变化，直接影响了整个区域的生态安全，因此需要在区域生态安全状况评价的基础上构建生态安全格局。该研究以沛县北部地区为研究对象，选取高程、坡度、土地覆盖类型、植被覆盖、距水体的距离、距道路的距离、距矿点的距离、距居民点的距离 8 个指标，采用空间主成分分析法（SPCA）评价研究区生态安全状况，并利用最小累积阻力模型（MCR）建立生态阻力面，借助 GIS 空间分析技术提取生态廊道和生态节点，从而构建研究区的生态安全格局。结果表明研究区生态安全水平不高，中度安全水平的面积为 447.53 km^2，占研究区总面积的 44.53%；较低安全水平的面积为 344.58 km^2，占研究区总面积的 34.28%；识别的 31 条潜在生态廊道、31 个一类生态节点和 20 个二类生态节点与生态源地一起构成了研究区的生态安全格局，为沛县北部的生态规划和生态可持续发展提供了有效参考。

关键词：生态安全格局；最小累积阻力模型；空间主成分分析；沛县

中图分类号：X826 **文献标志码**：A **文章编号**：1673-4831（2020）08-1036-10

Construction of Ecological Security Pattern in Northern Peixian Based on MCR and SPCA.

LI Hang-he[1]，*MA Teng-hui*[1]，*WANG Kun*[2]，*TAN Min*[1,2]，*QU Jun-feng*[1,2,3①]（1. School of Environment Science and Spatial Informatics，China University of Mining and Technology，Xuzhou 221116，China；2. Xuzhou Institute of Ecological Civilization Construction，Xuzhou 221008，China；3. Low Carbon Energy Institute，China University of Mining and Technology，Xuzhou 221008，China）

Abstract：Due to coal mining in northern Peixian Courty，changes in topography，landforms，and land types have directly affected the ecological security of the entire region. An ecological security pattern needs to be constructed based on the evaluation of regional ecological security conditions. This study took the northern area of Peixian County as the research object，and selected the following eight indicators：elevation，slope，land cover type，vegetation cover，distance from water body，distance from road，distance from mine site，and distance from residential site. The spatial principal component analysis（SPCA）method was used to evaluate the ecological security status of the study area，and the minimum cumulative resistance（MCR）model was used to establish the ecological resistance surface. The GIS spatial analysis technology was used to extract ecological corridors and ecological nodes to construct the ecological security pattern of the study area. The results show that the level of ecological security in the study area is not high. The area with a moderate security level is 447.53 km^2，accounting for 44.53% of the total study area，and the area with a lower security level is 344.58 km^2，accounting for 34.28% of the total study area. 31 potential ecological corridors，31 first-class ecological nodes，and 20 second-class ecological nodes were identified. Those corridors and nodes，together with the ecological source form the ecological security pattern of the study area，which provides a valid reference for ecological planning and ecological sustainable development in northern Peixian County.

收稿日期：2020-02-18

基金项目：自然资源部土地整治中心外协项目（2017-01-39）

① 通信作者 E-mail：qjf4209779@163.com

Key words：ecological security pattern；minimum cumulative resistance model；spatial principal component analysis；Peixian

人类活动持续对生态环境产生负面影响，使得生态安全问题备受关注。保障生态安全一直是社会的迫切需求，也是生态领域研究的热点[1]。生态安全评价即根据自然生态、社会、经济因子的相互作用关系，在特定的时空范围内以一定的标准对生态安全水平进行定性或定量评估[2]，既能反映区域生态安全状况，又可为区域生态安全格局构建提供依据[3]。生态安全评价通常借助自然-经济-社会框架[4]、压力-状态-响应(PSR)模型[5]、驱动力-压力-状态-影响-响应(DPSIR)模型[6]、生态足迹模型[7]、多因子综合评价模型等来实现，然而多数评价未结合空间分析，结果不能体现区域生态安全的空间分布状态，更难以展示生态安全的空间邻近影响关系，因此无法提出针对性的生态调控措施。而空间主成分分析法(spatial principal component analysis，SPCA)能将多个空间变量在二维空间进行分析转换，提取具有空间信息的多变量主因子，可消除指标间的量纲差异及空间信息缺失的干扰[8]，同时各因子及评价结果均可落实于空间的每个栅格上，空间可视性良好。

作为沟通生态系统服务和人类社会发展的桥梁，生态安全格局被视为区域生态安全保障和人类福祉提升的关键环节[9]，并被确定为国土空间开发保护的三大战略格局之一[10]。生态安全格局指针对特定的生态环境问题，以生态、经济、社会效益最优为目标，依靠一定的技术手段对区域内的各种自然和人文要素进行安排、设计、组合与布局，得到由点、线、面、网组成的多目标、多层次和多类别的空间配置方案[11]。依据格局与过程互馈原理，生态安全格局以维持生态系统结构与过程的完整性为基础，提出改善区域生态问题的对策并落实于空间地域[12]，被认为是促进社会可持续发展的重要保障与基本途径[13]。目前利用最小累积阻力模型(minimum cumulative resistance，MCR)构建生态安全格局的研究已经日趋成熟，MCR 模型最早由 KNAAPEN 等[14]提出并用于景观规划中，MCR 模型的实质就是生态流在空间覆盖过程中克服不同景观要素阻力的过程[15]，它能综合考虑生态过程的内在联系，反映物种运动的潜在趋势，从而判断目标单元与源单元的连通性。俞孔坚[16]基于 MCR 模型首次提出了景观生态安全格局的概念，之后马克明等[1]在此基础上提出区域生态安全格局，随后相关研究成为热点并逐渐应用于多个领域。生态安全格局构建的基本模式在发展实践中形成，主要步骤是确定生态源地、建立阻力面、提取生态廊道和判别安全格局[17]，其中累积阻力面的建立是构建生态安全格局的关键[18]。

作为江苏省重要的煤炭基地，沛县北部地区高强度的煤炭开采导致塌陷地面积逐年递增，制约着沛北城乡空间一体化发展[19]。多年来，以工业生产为主导的发展定位使沛县北部生态欠账较多，严重影响了区域的经济效益、生态效益和社会效益的协调发展及稳步增长。2019 年沛北省级经济开发区获批，为突出生态优先、绿色发展的理念，笔者以沛县北部地区为研究对象，采用主成分分析方法对其生态安全进行评价，以 GIS 空间技术作为支撑，构建矿区生态安全格局，以期增强地区生态系统的连通性和紧密性，为沛县北部地区的生态规划和管理提供借鉴和参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于江苏省徐州市沛县北部(34°28′~34°59′ N，116°41′~117°09′ E)，西与丰县相邻，东部与山东省济宁市微山县相望，北面为山东省济宁市鱼台县，处于华北平原的东南边缘和淮海经济区的中心位置，涵盖 4 个街道、7 个镇级行政单元和部分微山湖区域，总面积为 1 005.10 km^2。沛县属暖温带半湿润季风气候区，四季分明，年均降水量约 704.4 mm，年均湿度 72%。沛县地势西南高而东北低，由西南部海拔 41 m 向东北部逐降至 31 m 左右，为典型的冲积平原。境内河网密布，因受地形制约河流多自西南流向东北入湖。东、西流向的主要有杨屯河、沿河、鹿口河等，南、北流向的主要有大沙河、姚楼河、龙口河、徐沛河、苏北堤河、顺堤河等。沛县北部是沛县工业和煤炭资源主要聚集区，分布有 5 个生产矿井(姚桥、徐庄、孔庄、龙东、张双楼)和 3 个停产矿井(三河尖、龙固、沛城)(图 1)，随着煤炭资源的逐年枯竭，沛县北部的土地占压与沉陷、生态环境恶化、地下水系统破坏等一系列生态安全问题日益突出。

1.2 数据来源

研究使用的数据包括土地利用数据、DEM 数据和归一化植被指数(NDVI)。土地利用数据来自徐州市自然资源和规划局提供的国土资源二次调查数据(2017 年)，根据研究需要对其进行分析处理；

DEM 数据采用 30 m 分辨率的 GDEMV 2 数字高程数据,来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台(http://www.gscloud.cn);NDVI 数据以下载于地理空间数据云平台的 2017 年 6 月 Landsat 8 OLI 卫星影像为基础,分辨率为 30 m,借助 ENVI 5.2 软件的 Band Math 工具计算得到。

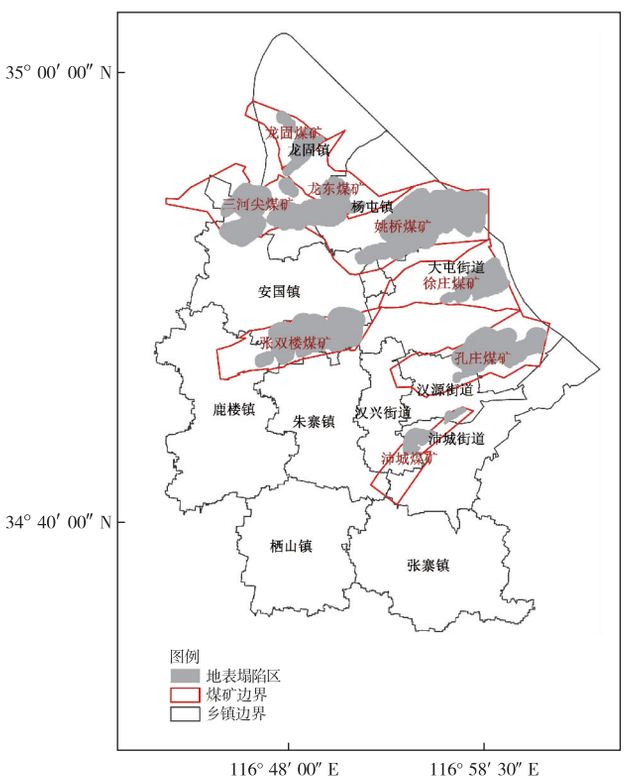


图 1　研究区位置示意

Fig. 1　Location of the study area

1.3　研究方法

1.3.1　生态安全评价指标选择

生态安全评价能反映生态安全状况,是区域生态安全格局构建的直接依据[20]。评价指标选取时首先要考量区域自然生态环境特征,其次由于研究区涉及受人类影响较大的井工开采煤矿区,还需关注与人类活动相关的指标,最后要考虑数据可获取性的原则。结合沛县北部状况,从生态属性和生态干扰两方面选择高程、坡度、土地覆盖类型、植被覆盖度、距水体的距离、距道路的距离、距矿点的距离、距居民点的距离共 8 个生态安全评价指标。其中,坡度与海拔体现地形因素对区域生态安全的潜在影响;植被覆盖度描述生态系统的重要基础数据,对分析评价区域生态环境意义重大;大面积的水体因其重要的生态系统服务功能通常会有利于区域生态环境的改善;居民点、矿点和道路是人类活动强度较大的地方,生态干扰随着与其距离的增大而变弱。

按照表 1 中依据将各指标划分为 1~4 级,值越小,抵抗外界干扰能力越强,生态安全水平越高。借助 ArcGIS 10.2 软件 Spatial Analyst 模块中的 Reclassify 工具,将高程和坡度划分为 4 个等级;土地覆盖类型按表 1 的范围划分;植被覆盖度由 NDVI 数据表示,该数据利用研究区遥感影像波段数据在 ENVI 5.2 软件中计算得出;从研究区土地利用数据中筛选出水体、道路、采矿点和建制镇,按对应等级范围构建多环缓冲区,得到距水体的距离、距道路的距离、距矿点的距离和距居民点的距离。最后将所有数据按照划分的 4 个评价等级转换为栅格数据,为下一步数据分析奠定基础。

1.3.2　空间主成分分析法

主成分分析法(PCA)通过将初始空间坐标轴旋转,使彼此相关的多变量空间数据转化成为少数几个不相关的综合指标,实现对高维变量的最佳综合与简化,并客观地确定每个指标的权重。空间主成分分析法(SPCA)则是以统计原理和 GIS 为基础,将每个空间变量对应一个矩阵,把相关的空间变量对因变量的影响程度分配到相应的主成分因子上,且能将主成分因子分析结果清晰地落实到空间所对应的每一个栅格上,使原有主成分分析结果直观地拓展到二维空间,空间可视化效果良好。借助 ArcGIS 软件多元分析功能的 Principal Components 工具,将每个生态安全评价指标对应的栅格数据输入进行主成分分析,可得到每个主成分所对应的空间载荷图和各主成分的累积贡献率。根据生态安全综合指数计算公式,结合主成分载荷矩阵,计算 SPCA 分析得到的前 6 个主成分的方差贡献率,得到各评价因子的权重,最后通过 ArcGIS 栅格计算器将各评价单元进行加权求和,从而得到矿区生态安全的空间分布。

$$E = \sum_{j=1}^{m} p_{ij} w_j 。 \tag{1}$$

式(1)中,E 为第 i 个评价单元(栅格)的生态安全指数;p_{ij} 为第 i 个单元的第 j 个指标;w_j 为各指标的权重。

1.3.3　生态安全格局构建

最小累积阻力模型是计算物种从源地到目的地运动过程中所需耗费的模型,它考虑了源、距离和基本阻力特征,反映了物种运动的潜在可能与趋势,通过最小累积阻力的大小可以判定源向外扩张的可能性,反映了空间单元与源的连通性[21]。基于

MCR 模型构建矿区生态安全格局,具体表达式为

$$R_{MC} = f_{min} \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) 。 \quad (2)$$

式(2)中,R_{MC}为最小累积阻力值,即生态源地到区域某点的最小累积阻力;f_{min}为最小累积阻力与生态过程的正相关函数;D_{ij}为从生态源地 j 到某景观单元 i 的空间距离;R_i 为区域某景观单元 i 对运动过程的阻力系数,在该研究中表示生态安全评价指标对源扩散的阻力系数。

表 1 研究区生态安全指标与等级划分

Table 1 Ecological security indicators and classification of the study area

类型	评价因子	参考分级依据	因子分级	生态安全等级
生态属性	高程	按研究区概	<0 m	1
		况以 20 m 为	0~20 m	2
		区间取值	>20~40 m	3
			>40 m	4
	坡度	蒙吉军等[22]	<7°	1
			7~15°	2
			>15°~25°	3
			>25°	4
	土地覆盖类型	杨姗姗等[23]	有林地、河流水面、湖泊水面、风景名胜及特殊用地、其他林地	1
			其他园地、坑塘水面、果园、水田、其他草地、沼泽地、内陆滩涂	2
			旱地、水浇地、沟渠、设施农用地、水工建筑用地、田坎	3
			铁路用地、公路用地、农村道路、建制镇、村庄、港口码头用地、采矿用地	4
	植被覆盖度	潘竟虎等[3]	>0.3	1
			>0.2~0.3	2
			0.1~0.2	3
			<0.1	4
生态干扰	距水体的距离	付梦娣等[23]	<100 m	1
			100~400 m	2
			>400~800 m	3
			>800 m	4
	距道路的距离	李晶等[24]	>800 m	1
			>400~800 m	2
			200~400 m	3
			<200 m	4
	距矿点的距离	王琦等[25]	>1 500 m	1
			>1 000~1 500 m	2
			500~1 000 m	3
			<500	4
	距居民点的距离	李青圃等[18]	>600 m	1
			>400~600 m	2
			200~400 m	3
			<200 m	4

生态源地提取:源地一般是指生境质量较高,对于研究的生态过程起正向推动作用,具有良好生态稳定性、扩展性的地区。根据研究区自然资源特点、空间分布状况、生境斑块面积及生物多样性的丰富程度,确定对矿区生态环境稳定发展具有重要意义的集中成片的林地,大面积的河流湖泊和风景名胜区为源地。根据源地的结构、数量及空间分布,剔除其中零散分布的小斑块,最终将斑块面积大于 0.03 km^2的林地、大于 0.10 km^2的河流湖泊和大于 0.04 km^2的风景名胜区定为生态源地。

阻力面构建:阻力面的确定是 MCR 模型构建的基础,由于基面特性差异,生态源地在扩展过程中所受到的阻力是不同的。物种在不同景观单元之间进行迁移时会受到阻碍,构建阻力面是计算其在

需要克服阻力情况下扩散路径的基础。采用基于空间主成分分析的生态安全评价要素作为阻力因子,依据生态安全综合评价结果,进一步考虑生态源地和距离因素的影响,利用 ArcGIS 中 Arc-Toolbox 的 Cost Distance 工具生成研究区累积耗费距离表面,即生态阻力面。采用 ArcGIS 中自然断裂点法将阻力面依据综合阻力的大小分为 4 级,分别为低阻力、中等阻力、较高阻力与高阻力。

生态廊道提取:生态廊道是具有生物多样性维护、涵养水源、土壤保持、调蓄洪水等多项生态系统服务功能的廊道类型,是生态源地相互联系、进行物质和能量交流的直接通道,有利于物种在“源”间及基质间的流动,是增强生态系统整体连通性的关键生态组分。提取关键生态廊道对于保障生态源地之间物质和能量流动的畅通,实现区域生态系统功能的完整性具有重要意义。在最小累积阻力面上,廊道就是相邻两“源”之间的阻力低谷和最容易联系的低阻力通道[26]。借鉴 ArcGIS 的水文分析方法,以累积耗费距离表面为基础,首先进行洼地填充,再计算无洼地的流向、累积汇流量,考虑研究区实际确定累积汇流量阈值为 2 500,提取大于 2 500 的值并赋值为 1,然后将栅格河网矢量化,剔除重复路径,并对矢量化后的线条进行平滑处理,从而确定累积阻力值最低生态廊道的空间位置。

生态节点提取:生态节点一般位于生态廊道上生态功能最薄弱处,即最小路径与最大路径的交点或最小路径的汇集处,对维护区域景观生态结构的整体性、连续性和生态功能的发挥具有战略意义。研究共提取 2 种生态节点,一种是最小耗费路径的汇集点,利用 ArcGIS 的相交功能提取;另一种是累积阻力表面的“脊线”与生态廊道的交点,借助 ArcGIS 的水文分析工具,再通过邻域分析和重分类等操作提取累积阻力表面阻力值最高的“脊线”,利用相交功能求得交点,即为生态节点。

2 结果与分析

2.1 沛县北部生态安全评价

运用空间主成分分析法对生态安全指标进行空间降维分析后,可提取到 8 个主成分的载荷矩阵、特征值及贡献率。从表 2 可以看出,前 6 个主成分的累积贡献率是 96.4%,这说明前 6 个主成分能够充分体现沛北地区生态安全信息。通过深入分析各主成分所对应的原始评价指标载荷可以得出:第 1 主成分中距水体的距离载荷较高(0.724 22),体现出水资源对研究区生态安全的重要影响;距道路的距离在第 2 主成分中载荷较高(0.774 00),距居民点的距离在第 3 主成分中载荷较高(0.589 41),距矿点的距离在第 4 主成分中载荷较高(0.492 77),这反映出人类活动对生态安全的影响较为显著;第 5 主成分中植被覆盖度载荷较高(0.706 57),说明植被因子对生态安全有较强影响;第 6 主成分中土地覆盖类型载荷较高(0.675 73),表明土地利用因子也是生态安全的重要影响因素(表 3)。

根据各指标的生态安全分布等级可以看出,研究区的高程和坡度 2 个生态安全指标的都具有空间分布差异较小的特点,土地利用类型和植被覆盖 2 个指标的空间分布都较分散,距水体的距离是正向指标,说明离水体越近,安全等级越高。由图 2 可知研究区内有多条河流经过,水资源是影响当地生态安全的主要因子。图 2 还展示了 3 个负向指标的生态安全等级,距离人类活动区越远,安全等级越高,研究区采矿活动较为频繁,极大破坏了生态环境;距离居民点、道路、矿点越近,受到人类活动的干扰胁迫越大,生境破碎化越严重,从而深刻影响了区域生态安全格局。

表 2 主成分的特征值及其贡献率

Table 2 Characteristic values of principal components and their contribution rates

主成分	特征值	贡献率/%	累积贡献率/%
1	1.061 07	31.454 0	31.454 0
2	0.684 70	20.297 0	51.751 1
3	0.451 19	13.374 8	65.125 9
4	0.412 65	12.232 4	77.358 3
5	0.353 00	10.464 2	87.822 5
6	0.289 20	8.572 9	96.395 4
7	0.063 91	1.894 5	98.289 9
8	0.057 69	1.710 1	100

对各生态安全指标等级图进行加权叠加,得到研究区的生态安全综合指数及其空间分布图,依据栅格频率分布将生态安全等级划分为 4 个等级,通过 ArcGIS 进行重分类,得到研究区生态安全等级分布图(图 3),将研究区生态安全空间格局可视化。根据生态安全评价结果的统计数据可知,高度安全水平的面积为 44.45 km^2,占研究区总面积的 4.42%;中度安全水平的面积为 447.53 km^2,占研究区总面积的 44.53%;较低安全水平的面积为 344.58 km^2,占研究区总面积的 34.28%;低度安全水平的面积为 168.54 km^2,占研究区总面积的 16.77%。其中,中度安全区和较低安全区面积占比较大,反映出研究区整体生态安全水平不高。

表 3　主成分载荷矩阵

Table 3　Principal component load matrix

评价指标	主成分								权重
	1	2	3	4	5	6	7	8	
高程	0. 138 95	−0. 000 56	−0. 007 77	−0. 031 82	−0. 052 83	0. 020 28	0. 224 65	0. 962 26	0. 033
坡度	0. 019 53	0. 011 39	0. 011 37	0. 002 65	−0. 014 30	−0. 000 33	0. 972 64	−0. 230 48	0. 008
土地覆盖类型	0. 527 46	0. 066 23	0. 235 29	−0. 441 77	−0. 001 96	0. 675 73	−0. 035 21	−0. 094 96	0. 202
植被覆盖度	−0. 215 07	−0. 043 31	0. 362 48	0. 440 60	0. 706 57	0. 347 77	0. 027 33	0. 073 61	0. 122
距水体的距离	0. 724 22	−0. 483 73	−0. 017 72	0. 394 66	0. 093 23	−0. 265 37	−0. 026 27	−0. 075 10	0. 153
距道路的距离	0. 315 06	0. 774 00	−0. 406 52	0. 345 51	0. 119 60	0. 041 29	−0. 016 30	−0. 027 40	0. 244
距矿点的距离	−0. 017 30	0. 166 68	0. 547 79	0. 492 77	−0. 642 69	0. 124 25	−0. 021 05	−0. 009 67	0. 099
距居民点的距离	0. 178 30	0. 364 35	0. 589 41	−0. 302 88	0. 248 43	−0. 578 33	−0. 011 02	−0. 002 38	0. 139

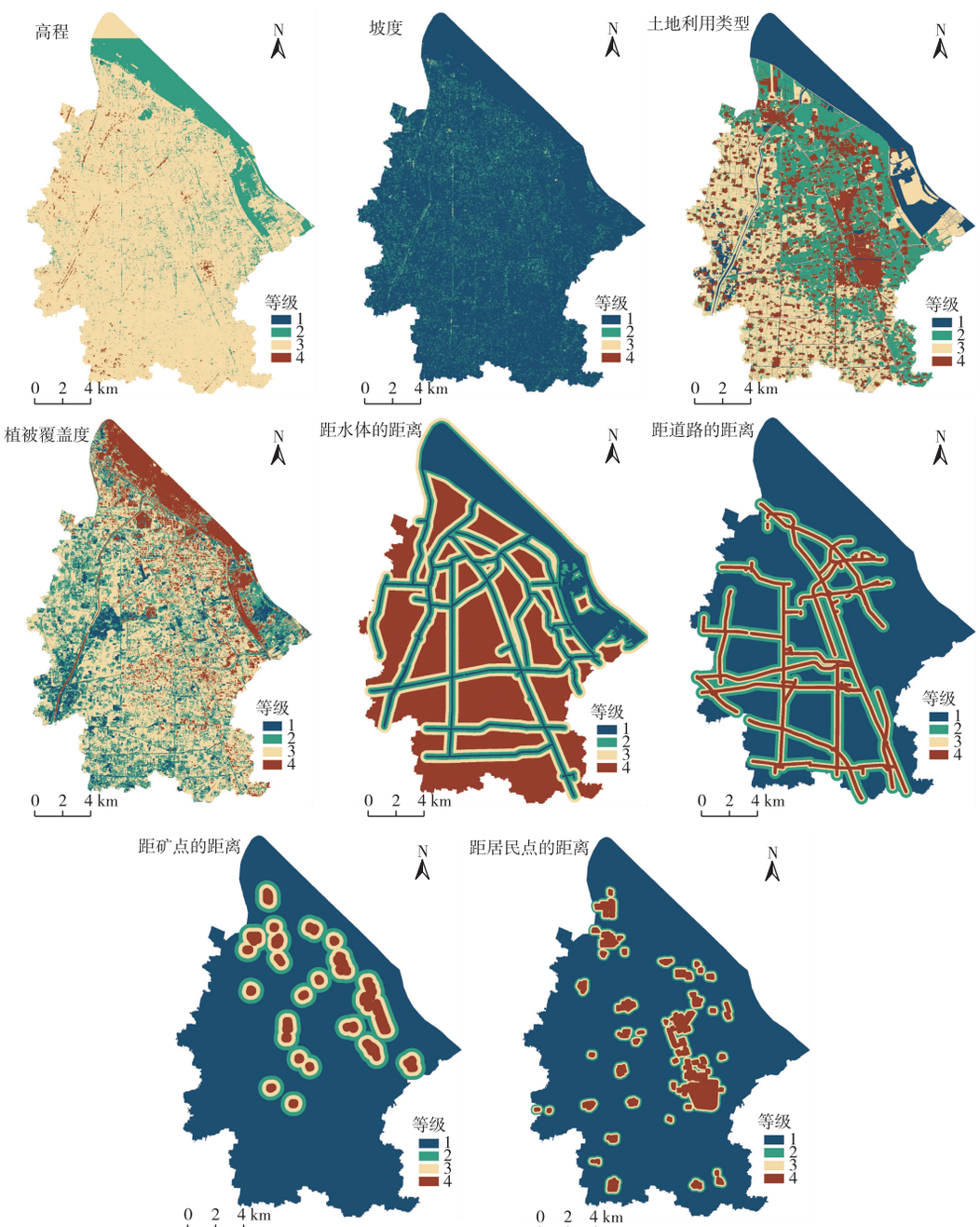


图 2　研究区生态安全评价指标等级分布

Fig. 2　Grade distribution of ecological security evaluation indicators of the study area

高度生态安全水平区面积占比最小,且分布不集中,主要分布在微山湖区域。低度生态安全水平区主要分布在汉兴街道、沛城街道、龙固镇以及大屯街道,这些地区存在资源开发利用强度大、人类活动频繁的问题,一定程度上造成了生态不安全的状况。综上,研究区整体生态安全水平不高,存在高安全水平区少且分散、低安全水平区多等情况,十分不利于区域的生态可持续发展,可利用生态修复相关策略逐步恢复中低安全水平区的生态环境,同时注重水资源和植被的保护,维持好高生态安全水平区的稳定性。

2.2 沛县北部生态安全格局构建

2.2.1 生态源地识别

确定对矿区生态环境稳定发展具有重要意义的集中成片的林地、大面积的河流湖泊和风景名胜区为源地,最终将斑块面积大于 0.03 km^2的林地、大于0.10 km^2的河流湖泊和大于0.04 km^2的风景名胜区定为生态源地(图4),统计可得生态源地的面积为162.10 km^2。其中最主要的生态源地部分位于微山湖区域,其他生态源地在鹿楼镇和安国镇东南方向集中分布,大多是林地。龙固镇和杨屯镇连片的生态源地主要是水域,位于汉源街道的主要生态源地是沛县公园景区。总体上,生态源地在研究区的东北方向较为集中,其余分布较为分散。

2.2.2 生态阻力面建立

以生态源地为源数据,将生态安全评价结果作为成本阻力面,通过计算成本距离可得到最小累积阻力面,即研究区生态安全格局阻力的空间分布特征(图5)。其中,低阻力区面积最大,共446.75 km^2,占研究区总面积的44.45%,主要位于鹿楼镇、安国镇、大屯街道、龙固镇和杨屯街道;中阻力区面积为318.98 km^2,占研究区总面积的31.74%,在朱寨镇、汉兴街道、汉源街道分布较为集中;较高阻力区面积为195.05 km^2,占研究区总面积的19.41%,大多位于中阻力区的外围,在大屯街道、沛城街道、栖山镇分布较多;高阻力区面积最小,共计44.32 km^2,占研究区总面积的4.41%,分布在沛城街道的南部和张寨镇的东部,高阻力区与生态源地的距离较远,两者之间缺少联通。

2.2.3 生态廊道提取

利用最小累积阻力模型生成生态源地各斑块之间的最小成本路径,将其叠加后剔除重复路径,即可得到研究区潜在的生态廊道31条(图6)。潜在生态廊道在鹿楼镇、朱寨镇、安国镇和汉兴街道分布较为集中,其中经过鹿楼镇的有11条。龙固镇、大屯街道和张寨镇也存在潜在生态廊道,分布较为分散。栖山镇有1条潜在生态廊道。将提取的潜在生态廊道与土地利用现状中的河流水面进行叠加,发现经过鹿楼镇向龙固镇方向延伸的潜在生态廊道与流经研究区的大沙河大致重叠,可定义为河流生态廊道。经过汉兴街道北部的生态廊道延伸向生态源地,与流经沛县中部的徐沛运河相交。对于沛城街道、大屯街道和张寨镇的高阻力区,生态廊道较难构建,生态流难以进入。从生态廊道的分布来看,既有与现实廊道重叠的部分,也有现实中不存在的廊道,可根据实际修正现有生态廊道布局。

2.2.4 生态节点识别

将生态廊道与阻力脊线的交点作为一类生态节点,共31个;将生态廊道之间的交点作为二类生态节点,共20个(图6)。两类生态节点都是生态功能薄弱的关键点,要加强保护。一类生态节点分布较为广泛,其中鹿楼镇存在较多的林地生态源地,张寨镇也有少量生态源地分布。二类生态节点大部分位于经过鹿楼镇、安国镇的主要生态廊道上。生态节点在生态安全格局中处于战略地位,要着力保护生态节点,提高其连通性。

2.2.5 生态安全格局判别

沛县北部的生态安全格局由生态源地、生态阻力面、生态廊道和生态节点共同组成,与实际布局相比廊道和节点的建设均有待完善,要通过生态安全格局各组分的优化布局来升级研究区的生态安全水平。生态源地多数较为分散,要增强对源地的防护力度,维护其生物多样性;潜在生态廊道与实际已有廊道存在重叠段,应在稳固原有生态廊道的基础上进行生态廊道建设。道路型廊道可加强两侧的绿化程度,促进其生态流通作用;生态节点是生态安全格局中的关键点,需要强化其功能并确保其少受干扰。一级生态节点和二级生态节点之间的地带是亟需加强建设的部分。

3 讨论与结论

3.1 讨论

影响研究区生态安全的8个评价指标能与空间每一处栅格对应,极大地增强了评价结果的空间性。一些社会经济指标数据无法落实到空间上,因此未将其纳入指标体系。此外,研究区煤炭开采活动较为频繁,该活动对生态安全影响的无法直接衡量,未来应从多方面加以考虑,从而选取更能代表矿区显著特征的指标。生态安全评价因子的等级

划分在前人研究基础上进行了调整，接下来的研究要结合实际，使等级划分更加合理。

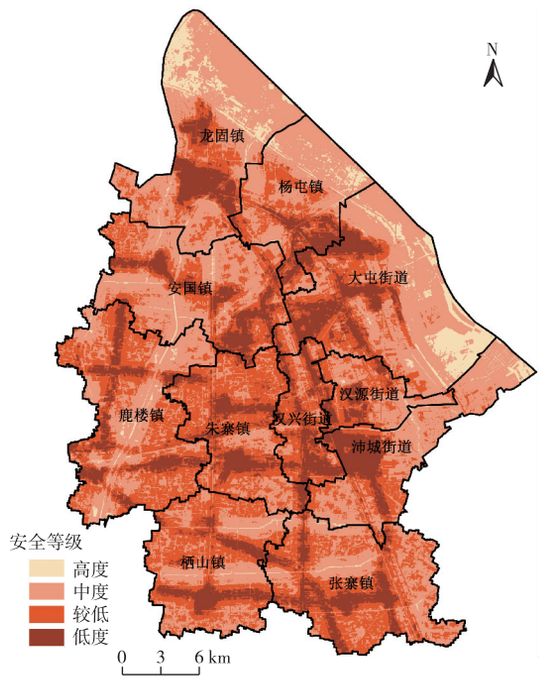


图 3 研究区生态安全等级分布

Fig. 3 Distribution of ecological security levels in the study area



图 4 研究区生态源地

Fig. 4 Ecological source of the study area

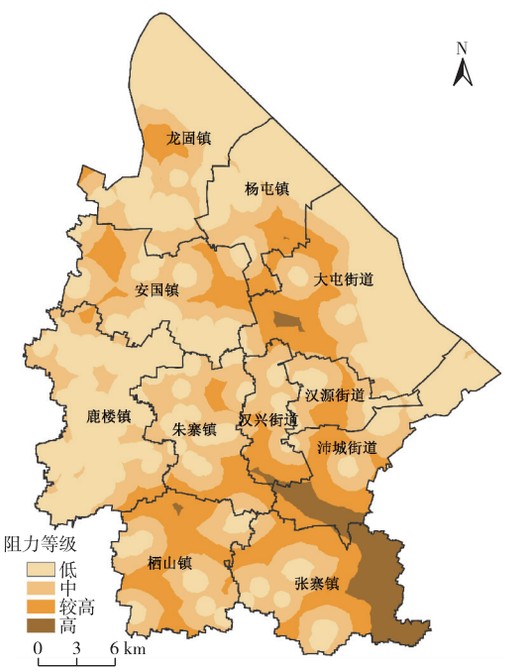


图 5 研究区阻力等级

Fig. 5 Resistance level of the study area

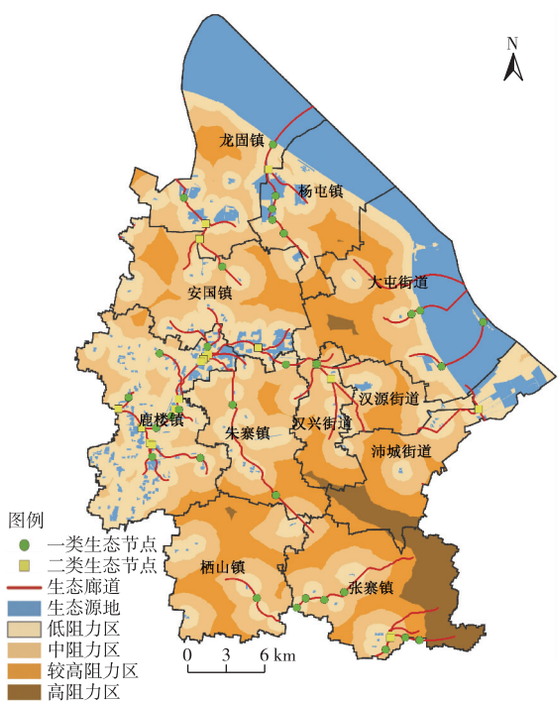


图 6 研究区生态安全格局

Fig. 6 Ecological security pattern of the study area

在选择生态源地时重点考虑了林地、湖泊水面和风景名胜区等地，沛县北部地区为高潜水位，下一步研究可探索采煤形成的塌陷水域作为源地的可行性。另一方面，王媛等[27]通过生态敏感性评价和生态系统服务功能重要性评价选取生态源地，黄鑫等[28]以矿区景观斑块质量评价结果为依据选择

源地,而该研究中生态源地选择较为主观,未来应参照上述研究提高源地选择的科学性。研究区的高阻力区主要分布在沛城街道北部和张寨镇东部,首要原因是这部分区域离生态源地较远。其次,张寨镇位于研究区边界,在研究范围内属于高阻力区,实际中还应考虑与其相邻的其他乡镇生态状况的影响。

3.2 结论

借助空间主成分分析法定量评价沛县北部地区的生态安全,由评价结果分析可知研究区总体上生态安全状况一般,生态安全水平有待提升,中度安全水平的面积为447.53 km^2,较低安全水平的面积为344.58 km^2,两者共占研究区总面积的78.81%。前6个主成分中载荷较高的指标类型表明水资源和人类活动对地区生态安全影响较大,沛县北部地区需着力改善中等生态安全水平以下区域的生态环境。

基于生态安全评价结果和MCR模型构建了徐州沛县北部地区的生态安全格局,其中生态源地由林地、河流湖泊和风景名胜区组成,面积为162.10 km^2,阻力面分析中低阻力区面积最大,此外还提取了潜在生态廊道31条,生态节点共51个。在生态廊道和生态节点的建设中要注重与现实中已存在的廊道相结合,从而加强区域各生态组分间的联通,以促进生态流的循环。

致谢:感谢江苏自然资源智库中国矿业大学研究基地提供平台和部分数据支持。

参考文献:

[1] 马克明,傅伯杰,黎晓亚,等.区域生态安全格局:概念与理论基础[J].生态学报,2004,24(4):761-768.[MA Ke-ming,FU Bo-jie,LI Xiao-ya, *et al*. The Regional Pattern for Ecological Security (RPES): The Concept and Theoretical Basis[J]. Acta Ecologica Sinica,2004,24(4):761-768.]

[2] 史娜娜,肖能文,王琦,等.锡林郭勒盟生态安全评价及生态调控途径[J].农业工程学报,2019,35(18):228-236.[SHI Na-na,XIAO Neng-wen,WANG Qi,*et al*. Ecological Security Evaluation and Ecological Regulation Approach in Xilin Gol League[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering,2019,35(18):228-236.]

[3] 潘竟虎,刘晓.基于空间主成分和最小累积阻力模型的内陆河景观生态安全评价与格局优化:以张掖市甘州区为例[J].应用生态学报,2015,26(10):3126-3136.[PAN Jing-hu,LIU Xiao. Assessment of Landscape Ecological Security and Optimization of Landscape Pattern Based on Spatial Principal Component Analysis and Resistance Model in Arid Inland Area:A Case Study of Ganzhou District,Zhangye City,Northwest China[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2015,26(10):3126-3136.]

[4] 卢立峰,严力蛟.县域土地生态安全评价:以四川省丹棱县为例[J].生态与农村环境学报,2013,29(3):295-300.[LU Li-feng,YAN Li-jiao.County-Level Land Ecological Security Assessment:A Case Study of Danling County,Sichuan Province [J]. Journal of Ecology and Rural Environment,2013,29 (3):295-300.]

[5] 马年圣,支晓娟,宋雨婷.基于PSR和GM(1,1)模型的西藏耕地生态安全评价与预测[J].干旱区资源与环境,2018,32(11):81-86.[MA Nian-sheng,ZHI Xiao-juan,SONG Yu-ting.Evaluation and Prediction of the Cultivated Land Ecological Security in Tibet Based on PSR and GM(1,1) Model[J].Journal of Arid Land Resources and Environment,2018,32(11):81-86.]

[6] 吕广斌,廖铁军,姚秋昇,等.基于DPSIR-EES-TOPSIS模型的重庆市土地生态安全评价及其时空分异[J].水土保持研究,2019,26(6):249-258.[LÜ Guang-bin,LIAO Tie-jun,YAO Qiu-sheng, *et al*. Spatio-Temporal Variation and Land Ecological Security and Its Evaluation Based on DPSIR-EES-TOPSIS Model [J]. Research of Soil and Water Conservation,2019,26(6):249-258.]

[7] 陈蓓.基于生态足迹模型的川西南高原地区生态安全评价:以甘孜藏族自治州为例[J].中国农业资源与区划,2019,40(6):185-190.[CHEN Bei.Evaluation of Ecological Security in Plateau Areas of Southwest Sichuan Based on Ecological Footprint Model:A Case Study of Ganzi Tibetan Autonomous Prefecture [J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning,2019,40 (6):185-190.]

[8] 毛菁旭,尹昌霞,李伟芳,等.东海海岸带生态安全评价及景观优化研究[J].海洋通报,2019,38(1):78-86.[MAO Jing-xu,YIN Chang-xia,LI Wei-fang,*et al*.Study on Ecological Safety Evaluation and Landscape Optimization of the East China Sea Coastal Zone[J].Marine Science Bulletin,2019,38(1):78-86.]

[9] 彭建,赵会娟,刘焱序,等.区域生态安全格局构建研究进展与展望[J].地理研究,2017,36(3):407-419.[PENG Jian-,ZHAO Hui-juan,LIU Yan-xu, *et al*. Research Progress and Prospect on Regional Ecological Security Pattern Construction[J].Geographical Research,2017,36(3):407-419.]

[10] 樊杰.我国国土空间开发保护格局优化配置理论创新与"十三五"规划的应对策略[J].中国科学院院刊,2016,31(1):1-12.[FAN Jie.Theoretical Innovation in Optimization of Protection and Development of China's Territorial Space and Coping Strategy of 13th Five-Year Plan[J].Bulletin of the Chinese Academy of Sciences,2016,31(1):1-12.]

[11] 蒙吉军,王雅,王晓东,等.基于最小累积阻力模型的贵阳市景观生态安全格局构建[J].长江流域资源与环境,2016,25(7):1052-1061.[MENG Ji-jun,WANG Ya,WANG Xiao-dong,*et al*. Construction of Landscape Ecological Security Pattern in Guiyang Based on MCR Model[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2016,25(7):1052-1061.]

[12] 蒙吉军,朱利凯,杨倩,等.鄂尔多斯市土地利用生态安全格局构建[J].生态学报,2012,32(21):6755-6766.[MENG Ji-jun,ZHU Li-kai,YANG Qian, *et al*. Building Ecological Security Pattern Based on Land Use: A Case Study of Ordos, Northern

China[J].Acta Ecologica Sinica,2012,32(21):6755-6766.]

[13] 陈昕,彭建,刘焱序,等.基于“重要性-敏感性-连通性”框架的云浮市生态安全格局构建[J].地理研究,2017,36(3):471-484.[CHEN Xin,PENG Jian,LIU Yan-xu,*et al*.Constructing Ecological Security Patterns in Yunfu City Based on the Framework of Importance-Sensitivity-Connectivity [J]. Geographical Research, 2017,36(3):471-484.]

[14] KNAAPEN J P,SCHEFFER M,HARMS B.Estimating Habitat Isolation in Landscape Planning[J].Landscape and Urban Planning, 1992,23(1):1-16.

[15] 任慧君.区域生态安全格局评价与构建研究[D].北京:北京林业大学,2011.[REN Hui-jun.Evaluation and Construction of Regional Ecological Security Pattern [D].Beijing:Beijing Forestry University,2011.]

[16] 俞孔坚.生物保护的景观生态安全格局[J].生态学报,1999,19(1):8-15.[YU Kong-jian.Landscape Ecological Security Patterns in Biological Conservation [J]. Acta Ecologica Sinica, 1999, 19(1):8-15.]

[17] 张豆,渠丽萍,张桀滔.基于生态供需视角的生态安全格局构建与优化:以长三角地区为例[J].生态学报,2019,39(20):7525 - 7537. [ZHANG Dou, QU Li-ping, ZHANG Jie-hao. Ecological Security Pattern Construction Method Based on the Perspective Ecological Supply and Demand:A Case Study of Yangtze River Delta [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39 (20):7525-7537.]

[18] 李青圃,张正栋,万露文,等.基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化[J].地理学报,2019,74(7):1420-1437.[LI Qing-pu,ZHANG Zheng-dong,WAN Lu-wen,*et al*.Landscape Pattern Optimization in Ningjiang River Basin Based on Landscape Ecological Risk Assessment[J].Acta Geographica Sinica,2019,74(7):1420-1437.]

[19] 邓德芳.新型城镇化视角下资源依赖型区域城乡发展一体化途径研究:以沛北地区为例[C]//中国城市规划学会、贵阳市人民政府.新常态:传承与变革——2015 中国城市规划年会论文集(12 区域规划与城市经济).贵阳:中国城市规划学会,2015:487 - 496.[DENG De-fang. A Study on the Integration of Urban and Rural Development in Resource-Dependent Regions From the Perspective of New Urbanization:A Case Study of Peibei[C]// China Urban Planning Society,Guiyang Municipal People's Government. New Normal: Inheritance and Change-Proceedings of 2015 China Urban Planning Annual Conference (12 Regional Planning and Urban Economy). Guiyang: China Urban Planning Society, 2015:487-496.]

[20] 刘洋,蒙吉军,朱利凯.区域生态安全格局研究进展[J].生态学报,2010,30(24):6980-6989.[LIU Yang, MENG Ji-jun, ZHU Li-kai.Progress in the Research on Regional Ecological Security Pattern[J].Acta Ecologica Sinica,2010,30(24):6980-6989.]

[21] 韩世豪,梅艳国,叶持跃,等.基于最小累积阻力模型的福建省南平市延平区生态安全格局构建[J].水土保持通报,2019,39(2):192-198.[HAN Shi-hao,MEI Yan-guo,YE Chi-yue,*et al*. Construction of Ecological Security Pattern in Yanping District of Nanping, Fujian Province Based on Minimum Cumulative Resistance Model [J].Bulletin of Soil and Water Conservation, 2019,39 (2):192-198.]

[22] 杨姗姗,邹长新,沈渭寿,等.基于生态红线划分的生态安全格局构建:以江西省为例[J].生态学杂志,2016,35(1):250-258.[YANG Shan-shan,ZOU Chang-xin,SHEN Wei-shou,*et al*. Construction of Ecological Security Patterns Based on Ecological Red Line:A Case Study of Jiangxi Province[J].Chinese Journal of Ecology,2016,35(1):250-258.]

[23] 付梦娣,罗建武,田瑜,等.基于最小累积阻力模型的自然保护区网络构建与优化:以秦岭地区为例[J].生态学杂志,2018,37(4):1135-1143.[FU Meng-di,LUO Jian-wu,TIAN Yu,*et al*. Establishment and Fine-Tuning of Nature Reserve Networks Based on Minimum Cumulative Resistance Model:A Case Study of Mountain Qinling Region[J].Chinese Journal of Ecology,2018,37(4):1135-1143.]

[24] 李晶,蒙吉军,毛熙彦.基于最小累积阻力模型的农牧交错带土地利用生态安全格局构建:以鄂尔多斯市准格尔旗为例[J].北京大学学报(自然科学版),2013,49(4):707-715.[LI Jing,MENG Ji-jun,MAO Xi-yan.MCR Based Model for Developing Land Use Ecological Security Pattern in Farming-Pastoral Zone:A Case Study of Jungar Banner,Ordos[J].Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis,2013,49(4):707-715.]

[25] 王琦,付梦娣,魏来,等.基于源-汇理论和最小累积阻力模型的城市生态安全格局构建:以安徽省宁国市为例[J].环境科学学报,2016,36(12):4546-4554.[WANG Qi,FU Meng-di,WEI Lai,*et al*.Urban Ecological Security Pattern Based on Source-sink Landscape Theory and MCR Model:A Case Study of Ningguo City,Anhui Province[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2016,36(12):4546-4554.]

[26] 宁立新,周云凯,白秀玲,等.鄱阳湖区景观格局季相变化及其优化调控研究[J].自然资源学报,2018,33(3):439-453.[NING Li-xin,ZHOU Yun-kai,BAI Xiu-ling,*et al*. Research on the Seasonal Variations and Optimization of Landscape Pattern in Poyang Lake Region, China [J]. Journal of Natural Resources, 2018,33(3):439-453.]

[27] 王媛,周长威.黔中城市群景观生态安全格局构建[J].生态与农村环境学报,2019,35(9):1111-1117.[WANG Yuan,ZHOU Chang-wei. Landscape Ecological Security Pattern in Central Guizhou Urban Agglomeration[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2019,35(9):1111-1117.]

[28] 黄鑫,曹学章,张明,等.基于最小累积阻力模型的内蒙古胜利煤田景观生态安全格局构建[J].生态与农村环境学报,2019,35(1):55-62.[HUANG Xin,CAO Xue-zhang,ZHANG Ming,*et al*.Construction of Landscape Ecological Security Pattern of Shengli Coalfield in Inner Mongolia Based on the Minimum Cumulative Resistance Model[J].Journal of Ecology and Rural Environment, 2019,35(1):55-62.]

作者简介：李航鹤(1996—),女,河南漯河人,硕士生,主要从事生态安全方面的研究。E-mail：hanghe.li@cumt.edu.cn

(**责任编辑**：陈　昕)

生态与农村环境学报 2020，36（8）：1046-1054
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0885

李政，丁忆，王亚林，等.基于最小累积阻力模型的山地石漠化地区生态安全格局构建：以重庆市南川区为例[J].生态与农村环境学报，2020，36（8）：1046-1054.

LI Zheng，DING Yi，WANG Ya-lin，*et al*.Construction of Ecological Security Pattern in Mountain Rocky Desertification Area Based on MCR Model：A Case Study of Nanchuan，Chongqing[J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36（8）：1046-1054.

基于最小累积阻力模型的山地石漠化地区生态安全格局构建：以重庆市南川区为例

李 政①，丁 忆，王亚林，陈 静，吴凤敏 （重庆市地理信息和遥感应用中心，重庆 401121）

摘要：基于源地-廊道模式构建生态安全格局，对提升区域生态安全水平意义重大。从生态本底与人类需求的视角出发，以典型山地石漠化地区重庆市南川区为例，基于生态系统服务功能重要性、生态环境敏感性以及居民生态需求程度进行核心型生态源地识别；采用多因素综合决策法，从自然环境因素、人为干扰因素以及生物因素方面构建生态源地扩张综合阻力评价指标体系；将最小累积阻力模型和水文分析相结合识别生态廊道，进而构建全区生态安全格局。结果表明：（1）核心型生态源地以林地景观为主，面积达 389.25 km^2，总体呈现出由中部向南北方向递减的趋势；（2）生态廊道表现为以关键生态廊道为主，潜在生态廊道为辅的特征，并呈“渔网状”分布，中部密集，两极稀疏，关键生态廊道呈“三横三纵”格局，“三横”贯穿东西，“三纵”连接南北，潜在生态廊道沿生态环境较好的山地丘陵地区分布，与关键生态廊道共同构成了区域物种迁移和能量流通的网络；（3）建议搭建“一轴连两翼”的生态网络框架，加强区域生态安全格局的构建。

关键词：生态安全格局；最小累积阻力（MCR）模型；生态系统服务价值；生态敏感性；生态需求

中图分类号：X826 **文献标志码**：A **文章编号**：1673-4831（2020）08-1046-09

Construction of Ecological Security Pattern in Mountain Rocky Desertification Area Based on MCR Model：A Case Study of Nanchuan，Chongqing. *LI Zheng*①，*DING Yi*，*WANG Ya-lin*，*CHEN Jing*，*WU Feng-min*（Chongqing Geomatics and Remote Sensing Application Center，Chongqing 401121，China）

Abstract：The construction of ecological security pattern based on the "source-corridor" model is of great significance for improving regional ecological security. Nanchuan District，a typical desertification mountainous area，was taken as an example to construct the ecological security pattern. The core ecological source area was firstly identified based on the importance of ecosystem services，the eco-environmental sensitivity and the degree of inhabitants′ ecological demands from ecological and human well-being perspective. The multi-factor comprehensive analysis method was then applied to detect the resistance surface of ecological source expansion using natural environmental factors，human interference factors and biological factors as evaluation indicators. Finally，the least cumulative resistance model and the hydrological analysis method were applied to identify the ecological corridors，so as to construct the regional ecological security pattern. It was found that the core ecological source area is dominated by forest with an area of 389.25 km^2，and the forest area decreases from the central to the north and the south in space. Six key corridors and a series of potential corridors were also successfully identified. In the key corridors，three of them traverse from west to east，and the others traverse from north to west. The potential corridors mainly distribute in hilly area with good environment，and form a network of regional species migration and energy circulation together with the key corridors. It is suggested that to construct an ecological network framework with one vertical and two horizonal ecological corridors to strengthen the regional ecological security pattern in Nanchuan District.

Key words：ecological security pattern；minimum cumulative resistance model；ecosystem service value；ecological sensitivity；ecological demand

收稿日期：2019-11-05

基金项目：高分专项重庆市城乡规划与精细化管理产业化应用项目（86-Y40G17-9001-18/20）

① 通信作者 E-mail：lz@dl023.net

随着工业化与城市化进程的加快，人地矛盾凸显，不合理的土地利用方式导致的资源浪费、土地退化以及生态环境质量下降等一系列问题严重影响社会可持续发展[1]。十九大强调要加大生态环境保护力度，实施重要生态系统保护和生态修复重大工程，优化生态安全屏障系统，提升自然环境的生态质量和稳定性。因此，以生态安全为目标的区域格局优化成为研究热点[2]。生态安全格局指自然景观中处于不同方位和空间联系的点、线、面等关键局部共同构成的多目标、多层次和多类别的某种潜在生态系统空间配置格局，对维系生态安全意义重大[3-4]。区域生态安全格局构建主要以生态格局、过程、功能及其相互作用关系为研究对象，通过协调自然-社会耦合系统，将生态安全建设、生态恢复以及保障社会可持续发展的重要措施落实到空间上，可有效解决区域生态环境问题[5-8]。

自俞孔坚等[3]在 Forman 的景观格局优化方法基础上提出了景观生态安全格局概念后，相关研究逐渐深化，经历了一个从定性到定量、从静态到动态、从单一到综合的演变过程。随着景观生态学与土地利用研究的融会贯通，生态安全格局也从景观组分和斑块的数量结构配置转向水土流失、物种迁徙等生态过程方面[4]。生态安全格局的构建通常从关键局部及其位置关系展开，主要方法包括生态因子叠加法与格局-过程法[9]。其中，生态因子叠加法指通过单一的生态因子加权叠加来分析区域生态安全水平高低格局。格局-过程法又称源地-廊道法，通过识别重要生态源地，建立生态阻力模型，拾取生态廊道，从而构建以源地-廊道为核心的生态安全格局，是当前主流的研究方法。在此基础上，部分学者提出了生态缓冲区[12]、生态节点[13]、辐射通道[14]等概念，极大地丰富了生态安全格局构建体系。生态安全格局的构建应将人类需求和自然禀赋状况相结合，同时综合考虑生态阻力模型构建中景观区位、邻域效应、空间相互作用力的影响，使评价结果能客观反映区域生态斑块和廊道的空间结构关系[15]。

重庆市南川区地处喀斯特岩溶地带，是重庆市山地石漠化最严重的地区之一，在生态与经济发展的双重压力下，出现了水土流失、土壤侵蚀、岩石逐渐裸露、土地生产力逐步退化等一系列问题，区内生态平衡逐步被打破，可持续发展面临挑战。笔者以南川为研究区，基于生态安全格局理念，从生态本底与人类需求角度出发，结合区域特点，对生态系统服务功能重要性、生态环境敏感性以及居民生态需求进行定量评价，识别核心型生态源地；采用多目标决策模型构建综合生态阻力面，并利用最小累积阻力（minimum cumulative resistance，MCR）模型和水文分析方法提取生态廊道，从而构建出符合典型岩溶山地特征的生态安全格局，对于科学指导区域生态用地规划布局、制定生物多样性保护措施以及有效治理石漠化等方面提供具有说服力的理论依据和支撑，以期丰富地域性生态安全格局构建的理论研究，也为其他山地石漠化地区良好生态系统建设提供参考。

1　研究区概况与数据来源

1.1　研究区概况

南川区地处重庆市南部，是四川盆地东南边缘与云贵高原的过渡地带。地理位置介于 28°46′～29°30′ N，106°54′～107°27′ E 之间，东西宽约 52.5 km，南北长约 80.25 km，面积达 2 601.92 km^2。区内地形地貌多样，起伏较大，地表破碎，形成以中山和低山为主的地貌类型，总体地势呈东南向西北倾斜的态势。南部位于大娄山脉褶皱带，山势高峻，切割强烈；中部地处大溪河上游支流，多溶蚀残丘阶地；北部系川东平行岭谷，呈台地浅切低山地貌。区内最高海拔 2 202 m，最低海拔 350 m，依据海拔高度和相对高差，全区可划分为中山、低山、丘陵、平坝、台地 5 个地貌类型区。受地形地貌和地质构造的影响，区内岩溶面积广布，约占区域国土总面积的 47.1%，由石漠化区域（13.9%）、潜在石漠化区域（60.3%）和非石漠化区域（25.8%）3 个部分构成。石漠化区域中尤以中度石漠化现象最为典型，其余依次为轻度和重度石漠化[14]。在空间上，石漠化区域主要集中连片分布于湘渝公路两侧以及南部的中山地貌区。

全区以亚热带湿润季风气候为主，四季分明，夏季高温多雨，冬季温暖少雨，多云雾，少霜雪，且具有南北差异大、立体气候显著的特征。优越的气候条件使得区内自然环境良好，动植物资源种类繁多，森林覆盖率较高，自然资源景观极具特色，如金佛山、山王坪、楠竹山、黎香湖等均具有重要的旅游价值和旅游吸引力。但同时由于崎岖破碎和山多坡陡的地表景观特征，水土流失严重，降水侵蚀能力增强，石漠化风险增加。

近年来，南川区经济发展迅速，截至 2018 年底，区内人口密度达到 263.76 人·km^{-2}，城镇化水平为 59.05%，累计实现地区生产总值 280.37 亿元，三次产业比重达 17.2∶32.9∶49.9，产业结构进一步优

化。伴随着经济发展,生态经济不协调问题逐渐凸显,将进一步诱发潜在石漠化、水土流失与土地退化风险,影响区域可持续发展。

1.2 数据来源

研究采用的数据主要包括社会经济数据和空间数据2类。社会经济数据为市(县、乡镇)级静态社会经济统计数据,来源于《南川区统计年鉴》与《南川区统计公报》,部分数据来源于《重庆市统计年鉴》及《重庆市统计公报》。空间数据中土地利用数据由地理空间数据云(http://www.gscloud.cn)下载的Landsat遥感影像解译得到,空间分辨率为30 m×30 m,依据研究目的将地类划分为建设用地、耕地、林地、草地、水体和未利用地6类;DEM数据来自于美国国家航空航天局(http://search.earthdata.nasa.gov)提供的30 m分辨率的ASTER-GDEMV2数字高程数据;NDVI数据源来自于美国地质勘探局(http://glovis.usgs.gov)提供的500 m×500 m的Modis数据,通过最大合成法得到;植被净初级生产力(NPP)数据来源于美国国家航空航天局的MOD17A3数据产品,空间分辨率为500 m;夜间灯光数据来源于美国国家环境信息中心(http://www.ngdc.noaa.gov);降水数据由2018年重庆市34个雨量观测点资料插值获得;土壤数据来源于中国科学院资源环境数据云平台(http://www.resdc.cn);行政区划数据来源于国家基础信息中心(http://www.webmap.cn)公布的全国1∶100万基础地理数据库;石漠化数据、林业类型数据、规划数据等来源于生态环境局、林业局、规划和自然资源局等部门公布的数据资料。空间坐标系均统一为CGCS2000_3_Degree_GK_CM_108E。

2 研究方法

2.1 生态源地识别

生态源地指区域内生态价值较高、生态功能较强的生态斑块,可作为区域物种迁徙、扩散的源点,具有向外扩张和向内吸引的能力,是区域生态系统稳定性和服务性的关键,对维护区域生态安全和可持续发展意义重大[8,16]。该研究中的生态源地除了考虑自然保护区、原生湿地、大型河流以外,还从生态系统服务功能重要性、生态环境敏感性以及居民生态需求3个方面进行定量识别,是区域生态供给与人类需求的有机结合体。

2.1.1 生态系统服务功能重要性评价

生态系统服务指生态系统维持人类赖以生存和发展的生产生活环境条件与效用,以及生态系统的结构、过程和功能直接或间接得到生命活动所需要的产品和服务[17]。生态系统服务功能评价主要针对研究区的水源涵养功能、食物生产功能、土壤保持功能和生物多样性服务功能等要素进行。借鉴CONSTANZA等[18]对于生态服务价值的划分标准,参考谢高地等[19]制定的全国生态系统价值当量因子表,依据南川区的实际情况,对当量因子进行修正,并以当年NPP与NDVI值作为生态参数分别对生态系统不同服务功能价值进行修正,最后将各类生态系统服务价值进行面积加权求和,以此得到较为真实的生态系统服务价值水平。在此基础上,采用自然断裂法,按生态系统服务价值由低到高依次划分为一般重要、较重要、中等重要、重要和极重要,并分别赋分为1、3、5、7、9,分值越高,生态重要性越强。其计算过程为

$$V_{ES} = V_{ES,g,i} + V_{ES,t,i}。\tag{1}$$

式(1)中,V_{ES}为生态系统服务总价值,万元;$V_{ES,g,i}$为第i个栅格食物生产、原材料供给的生态系统服务价值,万元·hm^{-2};$V_{ES,t,i}$为第i个栅格土壤保持、生物多样性、气体调节、水源涵养、废物处理的生态系统服务价值,万元·hm^{-2}。$V_{ES,g,i}$与$V_{ES,t,i}$计算公式分别为

$$V_{ES,g,i} = S_i \times G_m \times H_n \times \frac{P_{NP,i}}{P_{NP,m}},\tag{2}$$

$$V_{ES,t,i} = S_i \times G_m \times H_n \times \frac{I_{NDV,i}}{I_{NDV,m}}。\tag{3}$$

式(2)~(3)中,S_i为第i个栅格面积,hm^2;G_m为单位面积生态系统各服务功能价值的当量因子;H_n为标准生态系统生态服务价值的当量因子经济价值,万元·hm^{-2};$P_{NP,i}$、$P_{NP,m}$分别为栅格i特定地表覆盖类型的NPP和南川区特定地表覆盖类型的平均NPP值,t·hm^{-2};$I_{NDV,i}$、$I_{NDV,m}$分别为第i个栅格内特定地表覆盖类型的NDVI和南川区特定地表覆盖类型的平均NDVI值,t·hm^{-2}。

2.1.2 生态环境敏感性评价

生态环境敏感性指生态系统对各种环境变异和人类活动干扰的敏感程度,其实质表现为自然状况下潜在发生生态环境问题的可能性大小[15,20]。因南川区地处四川盆地东南边缘与云贵高原的过渡地带,植被茂盛,地形梯度垂直性差异较大,且具有亚热带湿润-半湿润气候和岩溶发育的双重自然环境,石漠化风险较高,土地退化程度明显;同时位于西南地区最大的工商业城市边缘,酸雨风险性较大。因此,评价依据区域特征选取土壤侵蚀敏感性、石漠化敏感性、生境敏感性和酸雨敏感性4项指

标，利用层析分析法求取指标权重（分别为 0.559、0.296、0.106、0.039），加权求和得到生态环境综合敏感性指数，采用自然断裂法，在 ArcGIS 平台上进行级别可视化操作，将生态环境敏感性由低到高依次划分为一般敏感、较敏感、中等敏感、敏感和极敏感，并分别赋分为 1、3、5、7、9，分值越高，生态重要性越强。各评价指标中，土壤侵蚀敏感性评价采用通用水土流失方程计算土壤侵蚀量，该方程包含降雨侵蚀力[21]、土壤可蚀性[22]、坡长坡度因子[23]以及地表植被覆盖因子等；石漠化敏感性根据石漠化敏感性肌理，选取喀斯特地形、坡度及植被覆盖度进行评价[24]；生境敏感性反映生物栖息地的敏感性程度，是区域生物多样性保护研究的重要基础，借鉴叶其炎等[25]的相关研究成果，并征询专家意见，根据生态系统类型特征来进行综合评价；酸雨敏感性主要依赖于与生态系统结构和功能变化有关的土壤物理化学特性，可由生态系统的气候特性、土壤特性、地质特性以及植被与地表覆盖特性来综合描述[26]。

2.1.3　居民生态需求评价

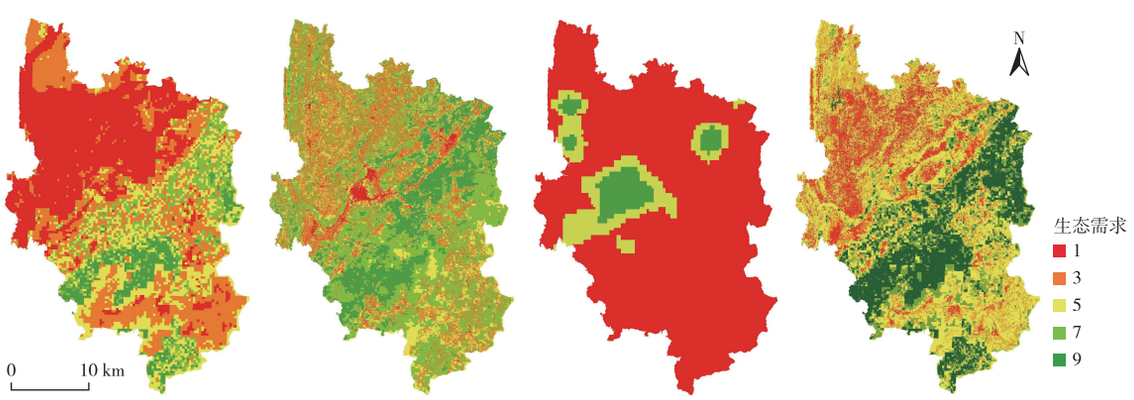
生态需求是人类对生态系统中生态产品和体验、享受生态产品而产生的愉悦等精神性生态满足的需求[8]。在乡村振兴大背景下，生态需求具体表现为社区和村镇对于良好生态环境建设中生态休闲用地、生态服务用地的迫切需要。因此，距离人类活动聚集区域越近，居民需求越大，生态重要性也就越高。居民生态需求在空间上也会因生态用地所处地理位置、社会经济环境的不同存在明显差异[8]。量化居民生态需求的前提条件是识别区域人口与经济活动热点区域。夜间灯光数据不仅能直观地反映经济要素和环境要素的空间差异，还能很好地模拟城市化水平、经济状况、能源消耗、人口活动密度分布等，具有一定的可操作性[15]。

在南川区范围内，居民对于休闲用地与生态服务用地的需求体现在日常休憩与假期短途出行 2 个方面。其中，日常休憩主要考虑距离社区和村镇最近的生态用地，此类用地往往使用频率较高；短途出行主要考虑生态用地满足的社会需求，借鉴蒙吉军等[8]通过核密度原理计算不同扩散半径下的集聚强度来表征生态需求聚集强度的研究思路，得到一般重要、较重要、中等重要、重要和极重要 5 个级别的生态需求强度空间分布情况，并分别赋分为 1、3、5、7、9，分值越高，生态需求越强，其计算公式为

$$I_{R,i} = D_{P,i} / D_{E,i} 。 \quad (4)$$

式(4)中，$I_{R,i}$为生态用地栅格 i 的生态需求分值；$D_{P,i}$为以 10 km 为扩散半径的生态需求核密度函数值；$D_{E,i}$为栅格 i 到其周边有效需求点的最近距离，km。

最后，将生态系统服务功能重要性、生态环境敏感性以及居民生态需求评价结果按照 0.4、0.4、0.2 的权重系数进行加权叠加，利用自然断裂法得到南川区生态水平重要性空间分布格局（图 1），并与区域自然保护区、湿地公园与森林公园等重点生态保护空间相结合，提取具有一定面积的源地作为研究区的核心型生态源地。



（a）生态系统服务功能重要性分级　（b）生态环境敏感性分级　（c）居民生态需求程度分级　（d）综合生态水平分级

1、3、5、7、9 分别表示生态水平一般重要、较重要、中等重要、重要和极重要。

图 1　生态水平重要性评价结果

Fig. 1　Evaluation of the importance of ecological level

2.2　阻力面的构建

依据南川区生态环境状况，参考张蕾等[27]的研究成果，采用多因素综合决策法，从自然环境因素、人为干扰因素以及生物因素 3 个方面，分别选取高

程、人居环境辐射影响距离、距自然保护区距离等9个指标，构建生态源地扩张综合阻力评价指标体系，能直观反映地表物种迁移、生物功能流通的综合阻力大小。参照付梦娣等[28]的指标分级标准，将各指标划分为5个等级，并分别赋值为1、3、5、7、9，分值越高，生态阻力越大，越不利于生态源地向外扩张。在此基础上，利用特尔非法确定因素权重，并将各阻力因子加权叠加，得到综合生态阻力值，具体指标体系见表1。

表1 生态源地扩张阻力因子与等级划分

Table 1 Resistance factor and grade division of ecological source expansion

阻力类型	阻力因子	不同阻力值的赋值标准					权重
		1	3	5	7	9	
自然环境因素	高程	<0.7 km	0.7~1 km	>1~1.5 km	>1.5~2 km	>2 km	0.211 7
	坡度	<8°	8°~15°	>15°~25°	>25°~35°	>35°	0.062 8
	地表覆被	草/林地	耕地	水体	未利用地	建设用地	0.303 4
人为干扰因素	人居环境辐射距离	<0.5 km	0.5~1 km	>1~1.5 km	>1.5~2 km	>2 km	0.208 1
	距道路距离	>2 km	>1.5~2 km	>1~1.5 km	>0.5~1 km	≤0.5 km	0.047 2
	人口密度	低	较低	一般	较大	大	0.032 0
生物因素	距自然保护区距离	<0.5 km	0.5~1 km	>1~1.5 km	>1.5~2 km	>2 km	0.094 2
	距水体距离	<0.5 km	0.5~1 km	>1~1.5 km	>1.5~2 km	>2 km	0.019 5
	距湿地距离	<0.5 km	0.5~1 km	>1~1.5 km	>1.5~2 km	>2 km	0.021 1

2.3 生态廊道识别

生态廊道是各生态源地间相互联系的最佳路径，是自然界生态系统中物质和能量流动的通道，是保持生态过程、生态流、生态功能在区域内连通的关键生态组分[27-28]。在ArcGIS软件中，利用生态源地确定生态质心，以综合生态阻力面为权重（图2），利用MCR模型生成生态廊道，即生态质心之间的最小成本路径；同时结合水文分析方法[29]，提取各生态质心之间的阻力低谷和最容易联系的低阻力通道作为生态廊道。2种方法求取的生态廊道重叠部分为关键生态廊道，兼顾了区域连通性与生态低阻力的双重属性，关键生态廊道以外的部分为潜在生态廊道。

最小阻力模型（MCR）考虑了源、距离和景观单元特征因素，可用来计算物种从源地到目的地运动过程中所需费用和克服阻力所做的功，从而模拟生物穿越不同景观单元的过程。其计算公式为

$$R_{MC} = f \min \sum_{j=n}^{i=m} D_{ij} \times R_i 。 \quad (5)$$

式（5）中，R_{MC}为生态源地扩张的最小累积阻力；f为最小累积阻力与生态过程的正相关关系；D_{ij}为生态源地j到景观单元i的距离，km；R_i为景观单元i对某物种运动的阻力系数。

3 结果与分析

3.1 生态源地识别

从区域生态本底和人类需求的视角出发，对南川区生态系统服务功能重要性、生态环境敏感性以及居民生态需求程度进行评价，结合研究区现行自然保护地、湿地公园等空间分布情况，同时为避免细碎图斑的影响，选取面积大于1 hm^2、集中连片的极重要生态区作为核心型生态源地，其他生态源地面积均小于1 hm^2，零散分布于核心型生态源地的周围。核心型生态源地是全区生物主要活动范围和重要栖息场所，为物种的生存、繁衍提供重要保障，具有极其重要的生态系统功能和生态学价值。由图3可见，南川区核心型生态源地总面积达389.25 km^2，主要分布在南川区中部及其以南的地区，总体呈现出由中部向南北方向递减的趋势。其中，中部地区主要沿金佛山、顺龙山森林公园与乐村森林公园一带分布；南部地区以大坪山、小坪山与柿梨岗地区为核心，向东北、西南方向延伸；北部地区则主要分布在黎香湖湿地公园及其周边区域。这与南川区石漠化现象发生在湘渝公路两侧以及南部以中山地貌为典型的区域空间格局基本吻合，也与现行生态环境保护目标、生态建设规划要求一致，是自然资源本底特征的一种印证。

从源地构成（图3）来看，核心型生态源地以林地为主，林地源地占全区核心型生态源地总面积的97%，其次是耕地与水体，占比分别达1.57%和0.75%，草地因分布较少，占比较小，未利用地与建设用地生态价值较低，大部分为非源地，但仍有0.63%的地类因靠近主要交通要道或水源地被划分为核心型生态源地。

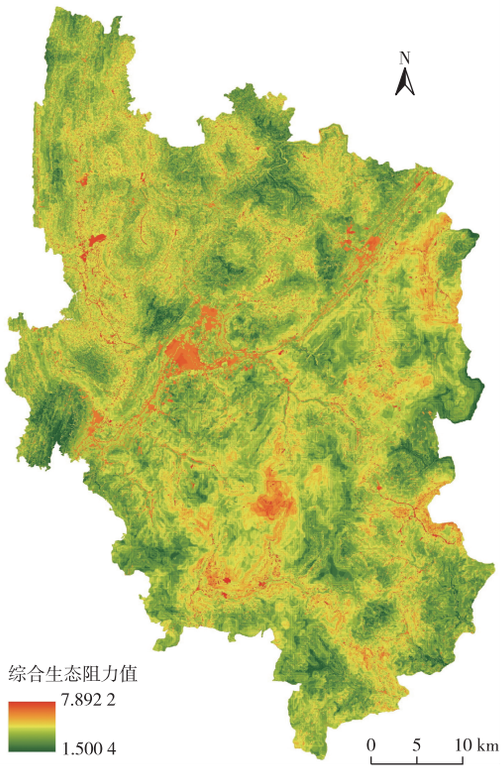


图 2　综合生态阻力面示意图

Fig. 2　Integrated ecological resistance surface

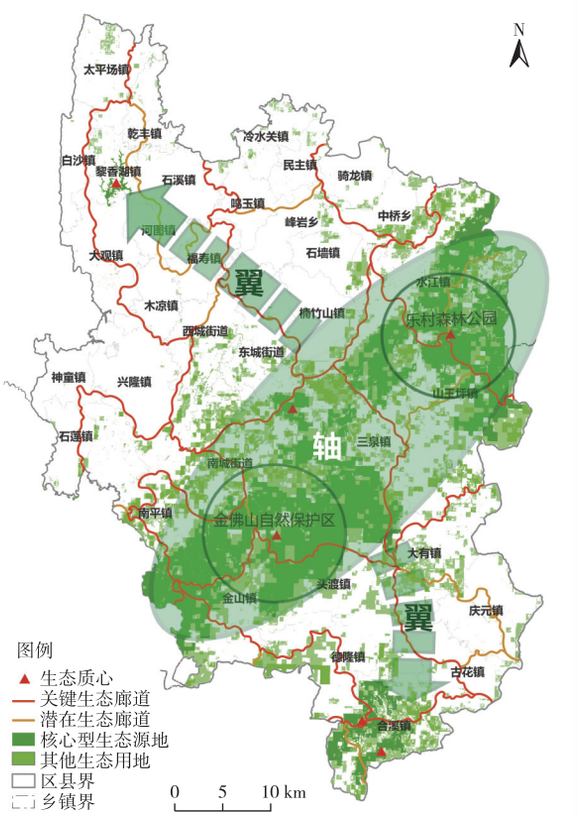


图 3　南川区生态安全格局示意图

Fig. 3　Schematic diagram of the ecological security pattern in Nanchuan District

就乡镇分布特征而言，水江镇分布最广，达 77.68 km^2，占核心型生态源地总面积的 19.96%；三泉镇次之，占比为 12.26%；德隆镇和大观镇分布较少，占比仅为 0.13%和 0.01%。各乡镇中除黎香湖镇源地构成以水体为主导以外，其余乡镇均以林地为主。

3.2　生态廊道识别

在 ArcGIS 软件中提取各核心型生态源地的质心，利用成本距离（cost distance）工具，基于生态质心和综合阻力面构建最小累积耗费廊道，并借鉴水文分析方法得到的生态阻力谷线，将两者有机结合，识别南川区关键生态廊道与潜在生态廊道。由图 3 可见，南川区生态廊道累积长达 557.25 km，其中关键生态廊道长度约 430.73 km，占全区生态廊道总长度的 77.30%，潜在生态廊道长度约 126.52 km，占比为 22.70%，基本形成以关键生态廊道为主、潜在生态廊道为辅的特征。由于区内生态源地空间布局较为分散，生态廊道成为各生态源地之间重要的生境走廊和生物通道，促进了物种交流和迁徙，具有保护生物多样性等生态系统服务功能。

由图 3 还可见，从空间格局来看，全区生态廊道大致呈“渔网状”分布，中部密集且两极稀疏，将全区生态用地紧密联系起来，这与区内石漠化现象的严重程度以及生态本底空间分布特征十分相似。关键生态廊道大致呈“三横三纵”分布，“三横”贯穿东西，分别沿合溪镇河坝、钻头坪与古花镇大湾一带，金山镇沙湾、头渡镇九关、大有镇施家沟一带以及石莲镇狮子湾、南城街道大丛林、水江镇石蛋溪一带分布；“三纵”连接南北，分别沿太平场镇石音岩、大观镇曹家湾与合溪镇梯岩一带，石溪镇老房子、三全镇大河沟与古花镇李家咀一带以及民主镇高石堡与山王坪村大沱一带分布。潜在生态廊道主要分布在生态环境较好的山地丘陵地区，避开了人类活动聚居区域，与关键生态廊道共同构成了区域物种迁移和能量流通的网络。

3.3　生态安全格局构建

南川区作为重庆南部的生态屏障，生态环境质量较好。但因毗邻云贵高原，喀斯特地貌发育明显，石漠化现象严重，区域内部仍然存在生产方式粗放、产业结构不合理以及生态环境脆弱等问题，威胁整体生态安全。由图 3 可见，南川区核心型生态源地主要分布在中部地区，包括金山镇、三泉镇、山王坪与水江镇及其相邻乡镇区域。区内森林资源丰富，斑块之间联系较强，生态弹性度较大，但海拔较高、水土流失严重且喀斯特地貌发育，导致生

态环境较为脆弱。该地作为现行生态保护红线和自然保护地的核心区域,是区域重要的生态屏障。因此,应加大生态整治力度,继续采取退耕还林还草等措施修复植被,增强涵养水源、保持水土的功效,降低石漠化危害;加大农村产业结构调整,走新型农业发展道路,积极引进先进技术,转变耕作方式,有计划地实施轮作休耕策略,稳固土壤养分,提升耕地生产能力,避免过度开垦加剧水土流失;实施生态补偿与生态移民政策,提升生态服务功能,促进区域生态经济平衡。除此之外,位于南川区南部边缘和北部的核心型生态源地连接较为薄弱,出现了明显的断层。因此,应在空白区域构建“踏脚石”生态斑块,增强区域的连通性,提升区域整体物质和能量的交换能力。

南川区生态廊道由关键生态廊道和潜在生态廊道构成,是连接南北分散核心型生态源地与中部集中核心型生态源地重要通道,是区域生态安全水平的基本骨架。关键生态廊道连接核心型生态源地,廊道内生物种群丰富,可满足动物在区域间的迁徙,潜在生态廊道连接关键廊道和其他生态用地,一定程度上丰富了迁徙路径,增加了辐射面积,促进生物流在区域内快速、全面地流通。由于全区生态廊道大致呈“渔网状”分布,中部密集且两极稀疏。因此,应重点建设贯穿南北的生态廊道,增加廊道上林草种类,提升廊道生物多样性与生态弹性度;基于生态安全的视角积极进行廊道周边土地利用优化,拓展廊道宽度,增强流通能力。

综合全区核心型生态源地、生态廊道以及生态建设规划的空间布局,考虑自然本底特征,提出南川区“一轴连两翼”的生态网络框架。“一轴”主要指以金佛山自然保护区—乐村森林公园两组团相连的东北—西南向核心型生态源地带,呈轴带状式分布,该区域是全区的生态战略核心地,建议坚持生态保护优先,严格控制区内的建设开发。可与区域生态保护红线和自然保护地优化调整工作协调一致,将其纳入法律法规管理体系,对“轴带”内部的建设性用地开展有序退出,保护生态环境,开展生态修复。“两翼”主要指中部核心轴带区向北至黎香湖湿地公园,向南至合溪镇以“三纵”生态廊道为基础所组成的生物流通道,是全区生态平衡的关键桥梁,要坚持生态保护与经济发展协调优先,实施退耕还林还草工程,促使生态廊道建设落地。以“三纵”生态廊道为枢纽,确定“踏脚石”生态斑块,提高南北区的连接度,盘活整个生态网络框架。

4 讨论与结论

4.1 讨论

利用定量评价的方法对研究区进行生态源地与生态廊道的识别,从而构建区域生态安全格局是解决山地石漠化地区生态问题的重要途径。当前研究学者已经开始将土地利用类型、生态系统服务功能价值、生态环境敏感性、居民生态需求有机结合进行生态安全格局的构建,但是仍然存在一定的局限。因此,基于生态安全格局,将地方自然资源特点、典型性生态脆弱问题与人为干扰因素、自然环境因素、生物因素密切结合,成为有效解决问题的关键。笔者在核心型生态源地的识别时,对生态系统服务功能价值评价方法进行了一定优化,并根据山地石漠化生态问题,以具有地域特征的土壤侵蚀敏感性、石漠化敏感性、生境敏感性和酸雨敏感性指标来进行生态环境敏感重要性评价,使源地识别结果相对真实、客观。但生态源地的识别采用生态系统服务功能重要性、生态环境敏感性和居民生态需求3者加权叠加,弱化了相互间的关系;在进行生态阻力面的构建时,采用多因素综合决策法,将自然环境因素、人为干扰因素以及生物因素方面的9项指标分级赋值,凸显了空间差异性,一定程度上忽视了指标因素自身的线性变化特征,需要在今后的研究中继续深化。

生态源地保护与生态廊建设是区域生态安全格局长期稳定的重要保证。因此,在生态源地与廊道的识别过程中应与研究区生态规划紧密结合,动态更新,后期维护中要建立起动态监测机制。

4.2 结论

基于生态系统服务功能重要性、生态环境敏感性以及居民生态需求程度进行南川区核心型生态源地识别;采用多因素综合决策法,从自然环境因素、人为干扰因素以及生物因素方面构建生态源地扩张综合阻力评价指标体系;将最小累积阻力模型和水文分析相结合识别生态廊道,进而构建全区生态安全格局。结果表明:(1)南川区核心型生态源地以林地景观为主,面积达389.25 km^2,主要分布在中部地区,总体呈现出由中部向南北方向递减的趋势,其中水江镇分布最广,三泉镇次之,大观镇较少。(2)全区生态廊道形成以关键生态廊道为主,潜在生态廊道为辅的特征,其中关键生态廊道长约430.73 km,占比为77.30%,潜在生态廊道长度约126.52 km,占比为22.70%;廊道呈“渔网状”空间分布格局,中部密集,两极稀疏,关键生态廊道呈

“三横三纵”分布，“三横”贯穿东西，“三纵”连接南北，潜在生态廊道沿生态环境较好的山地丘陵地区分布，与关键生态廊道共同构成了区域物种迁移和能量流通的网络。(3)综合全区核心型生态源地、生态廊道以及生态建设规划的空间布局，考虑自然本底特征，搭建南川区“一轴连两翼”的生态网络框架，加强区域生态安全格局的构建。

参考文献：

[1] 李政，何伟，潘洪义，等.基于熵权 TOPSIS 法与 ARIMA 模型的四川省耕地生态安全动态预测预警[J].水土保持研究，2018，25(3)：217－223.[LI Zheng，HE Wei，PAN Hong-yi，*et al*. Dynamic Prediction and Early Warning of Cultivated Land Ecological Security in Sichuan Province Based on Improved TOPSIS Method and ARIMA Model [J]. Research of Soil and Water Conservation，2018，25(3)：217－223.]

[2] 蒙吉军，燕群，向芸芸.鄂尔多斯土地利用生态安全格局优化及方案评价[J].中国沙漠，2014，34(2)：590－596.[MENG Ji-jun，YAN Qun，XIANG Yun-yun. The Optimization of Ecological Security Pattern Based on Land Use and Assessment of Schemes in Ordos，Inner Mongolia，China [J]. Journal of Desert Research，2014，34(2)：590－596.]

[3] 俞孔坚，李海龙，李迪华，等.国土尺度生态安全格局[J].生态学报，2009，29(10)：5163－5175.[YU Kong-jian，LI Hai-long，LI Di-hua，*et al*. National Scale Ecological Security Pattern [J]. Acta Ecologica Sinica，2009，29(10)：5163－5175.]

[4] 刘洋，蒙吉军，朱利凯.区域生态安全格局研究进展[J].生态学报，2010，30(24)：6980－6989.[LIU Yang，MENG Ji-jun，ZHU Li-kai. Progress in the Research on Regional Ecological Security Pattern[J]. Acta Ecologica Sinica，2010，30(24)：6980－6989.]

[5] REYNOLDS J F，SMITH D M S，LAMBIN E F，*et al*. Global Desertification：Building a Science for Dryland Development [J]. Science，2007，316(5826)：847－851.

[6] 欧定华，夏建国，张莉，等.区域生态安全格局规划研究进展及规划技术流程探讨[J].生态环境学报，2015，24(1)：163－173.[OU Ding-hua，XIA Jian-guo，ZHANG Li，*et al*. Research Progress on Regional Ecological Security Pattern Planning and Discussion of Planning Technique Flow [J]. Ecology and Environmental Sciences，2015，24(1)：163－173.]

[7] ZHAO X Q，XU X H. Research on Landscape Ecological Security Pattern in a Eucalyptus Introduced Region Based on Biodiversity Conservation [J]. Russian Journal of Ecology，2015，46(1)：59－70.

[8] 蒙吉军，王雅，王晓东，等.基于最小累积阻力模型的贵阳市景观生态安全格局构建[J].长江流域资源与环境，2016，25(7)：1052－1061.[MENG Ji-jun，WANG Ya，WANG Xiao-dong，*et al*. Construction of Landscape Ecological Security Pattern in Guiyang Based on MCR Model[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin，2016，25(7)：1052－1061.]

[9] 陈勇，肖晓，刘艳中，等.兼顾生态供给和人类需求的矿业城市生态安全格局构建：以湖北省大冶市为例[J].金属矿山，2019(5)：154－160.[CHEN Yong，XIAO Xiao，LIU Yan-zhong，*et al*. Construction of Ecological Security Pattern in Mining Cities by Balancing Ecological Supply and Human Demand：A Case Study of Daye City，Hubei Province[J]. Metal Mine，2019(5)：154－160.]

[10] 周锐，王新军，苏海龙，等.平顶山新区生态用地的识别与安全格局构建[J].生态学报，2015，35(6)：2003－2012.[ZHOU Rui，WANG Xin-jun，SU Hai-long，*et al*. Identification and Security Pattern of Ecological Land in Pingdingshan Newly Developed Area [J]. Acta Ecologica Sinica，2015，35(6)：2003－2012.]

[11] 张豆，渠丽萍，张桀滈.基于生态供需视角的生态安全格局构建与优化：以长三角地区为例[J].生态学报，2019，39(20)：7525－7537.[ZHANG Dou，QU Li-ping，ZHANG Jie-hao. Ecological Security Pattern Construction Method Based on the Perspective of Ecological Supply and Demand：A Case Study of Yangtze River Delta [J]. Acta Ecologica Sinica，2019，39(20)：7525－7537.]

[12] 李潇然，李阳兵，王永艳，等.三峡库区县域景观生态安全格局识别与功能分区：以奉节县为例[J].生态学杂志，2015，34(7)：1959－1967.[LI Xiao-ran，LI Yang-bing，WANG Yong-yan，*et al*. Identification of Ecological Security Patterns for County-Level Landscapes and Function Division of the Three Gorges Reservoir Area：A Case in Fengjie[J]. Chinese Journal of Ecology，2015，34(7)：1959－1967.]

[13] 李青圃，张正栋，万露文，等.基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化[J].地理学报，2019，74(7)：1420－1437.[LI Qing-pu，ZHANG Zheng-dong，WAN Lu-wen，*et al*. Landscape Pattern Optimization in Ningjiang River Basin Based on Landscape Ecological Risk Assessment[J]. Acta Geographica Sinica，2019，74(7)：1420－1437.]

[14] 杨天翔，敬东，吴锦瑜，等.区域生态源之间辐射趋势的多尺度研究：以蚌埠天河片区规划影响评价为例[J].复旦学报(自然科学版)，2014，53(6)：737－746，686，831.[YANG Tian-xiang，JING Dong，WU Jin-yu，*et al*. Multi-Scale Study on the Spatial Permeation Trend Among Regional Eco-Sources：Impact Assessment on the Planning in Tianhe District，Bengbu [J]. Journal of Fudan University(Natural Science)，2014，53(6)：737－746，686，831.]

[15] 陈德权，兰泽英，李玮麒.基于最小累积阻力模型的广东省陆域生态安全格局构建[J].生态与农村环境学报，2019，35(7)：826－835.[CHEN De-quan，LAN Ze-ying，LI Wei-qi. Construction of Land Ecological Security in Guangdong Province From the Perspective of Ecological Demand [J]. Journal of Ecology and Rural Environment，2019，35(7)：826－835.]

[16] 刘立才.南川区石漠化现状及治理模式探析[J].绿色科技，2015(11)：37－39.

[17] 李政，何伟，潘洪义，等.基于生态资产价值的长江流域生态经济协调关系研究[J].四川师范大学学报(自然科学版)，2019，42(4)：552－559.[LI Zheng，HE Wei，PAN Hong-yi，*et al*. Study on the Coordinated Relationship of Ecological Economy in the Yangtze River Basin Based on the Value of Ecological Assets[J]. Journal of Sichuan Normal University(Natural Science)，2019，42(4)：552－559.]

[18] COSTANZA R，D′ARGE R，DE GROOT R，*et al*. The Value of the World′s Ecosystem Services and Natural Capital[J]. Nature，1997，387(6630)：253－260.

[19] 谢高地,甄霖,鲁春霞,等.一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J].自然资源学报,2008,23(5):911-919.[XIE Gao-di,ZHEN Lin,LU Chun-xia,*et al*.Expert Knowledge Based Valuation Method of Ecosystem Services in China[J].Journal of Natural Resources,2008,23(5):911-919.]

[20] 汤峰,张蓬涛,张贵军,等.基于生态敏感性和生态系统服务价值的昌黎县生态廊道构建[J].应用生态学报,2018,29(8):2675-2684.[TANG Feng,ZHANG Peng-tao,ZHANG Gui-jun,*et al*.Construction of Ecological Corridors in Changli County Based on Ecological Sensitivity and Ecosystem Service Values[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2018,29(8):2675-2684.]

[21] 王万忠,焦菊英.中国的土壤侵蚀因子定量评价研究[J].水土保持通报,1996,16(5):1-20.[WANG Wan-zhong,JIAO Ju-ying.Qutantitative Evaluation on Factors Influencing Soil Erosion in China[J].Bulletin of Soil and Water Conservation,1996,16(5):1-20.]

[22] 杨子生.滇东北山区坡耕地土壤流失方程研究[J].水土保持通报,1999,19(1):1-9.[YANG Zi-sheng.Study on Soil Loss Equation of Cultivated Slopeland in Northeast Mountain Region of Yunnan Province[J].Bulletin of Soil and Water Conservation,1999,19(1):1-9.]

[23] 刘新华,杨勤科,汤国安.中国地形起伏度的提取及在水土流失定量评价中的应用[J].水土保持通报,2001,21(1):57-59,62.[LIU Xin-hua,YANG Qin-ke,TANG Guo-an.Extraction and Application of Relief of China Based on DEM and GIS Method[J].Bulletin of Soil and Water Conservation,2001,21(1):57-59,62.]

[24] 刘春霞,李月臣,杨华,等.三峡库区重庆段生态与环境敏感性综合评价[J].地理学报,2011,66(5):631-642.[LIU Chun-xia,LI Yue-chen,YANG Hua,*et al*.RS and GIS-Based Assessment for Eco-Environmental Sensitivity of the Three Gorges Reservoir Area of Chongqing[J].Acta Geographica Sinica,2011,66(5):631-642.]

[25] 叶其炎,杨树华,陆树刚,等.玉溪地区生物多样性及生境敏感性分析[J].水土保持研究,2006,13(6):75-78.[YE Qi-yan,YANG Shu-hua,LU Shu-gang,*et al*.The Analysis on Biodiversity and the Sensitivity of Bioinhabitation in Yuxi District[J].Research of Soil and Water Conservation,2006,13(6):75-78.]

[26] 李月臣,闵婕,高阳华,等.三峡库区重庆段酸雨敏感性评价及空间分异特征[J].重庆师范大学学报(自然科学版),2011,28(6):30-35,43,97.[LI Yue-chen,MIN Jie,GAO Yang-hua,*et al*.Acid Rain Sensitivity Evaluation and Spatial Differentiation Features of the Three Gorges Reservoir Area in Chongqing[J].Journal of Chongqing Normal University(Natural Science),2011,28(6):30-35,43,97.]

[27] 张蕾,危小建,周鹏.基于适宜性评价和最小累积阻力模型的生态安全格局构建:以营口市为例[J].生态学杂志,2019,38(1):229-236.[ZHANG Lei,WEI Xiao-jian,ZHOU Peng.Construction of Ecological Security Pattern Based on Suitability Evaluation and Minimum Cumulative Resistance Model:A Case Study of Yingkou City[J].Chinese Journal of Ecology,2019,38(1):229-236.]

[28] 付梦娣,罗建武,田瑜,等.基于最小累积阻力模型的自然保护区网络构建与优化:以秦岭地区为例[J].生态学杂志,2018,37(4):1135-1143.[FU Meng-di,LUO Jian-wu,TIAN Yu,*et al*.Establishment and Fine-Tuning of Nature Reserve Networks Based on Minimum Cumulative Resistance Model:A Case Study of Mountain Qinling Region[J].Chinese Journal of Ecology,2018,37(4):1135-1143.]

[29] 胡应剑.基于ArcGIS的流域水文特征分析方法研究[J].测绘与空间地理信息,2018,41(1):167-171.[HU Ying-jian.Research on Watershed Hydrological Characteristic Analysis Method Based on ArcGIS[J].Geomatics & Spatial Information Technology,2018,41(1):167-171.]

作者简介:李政(1992—),男,四川苍溪人,工程师,硕士,主要研究方向为土地利用管理与评价、遥感与GIS应用。E-mail:lz@dl023.net

(**责任编辑**:许 素)

生态与农村环境学报 2020，36（8）：1055-1063
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2019.1066
李玄，史会剑，王海艳，等.黄河三角洲潮间带软体动物多样性与分布格局[J].生态与农村环境学报，2020，36(8)：1055-1063.
LI Xuan，SHI Hui-jian，WANG Hai-yan，*et al*.Diversity and Distribution of Intertidal Molluscs in the Yellow River Delta，China[J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：1055-1063.

黄河三角洲潮间带软体动物多样性与分布格局

李 玄[1]，史会剑[1]，王海艳[2]，马培振[2]，张文文[3]，雍 凡[3]，崔 鹏[3]，吴 翼[3①]（1. 山东省生态环境规划研究院，山东 济南 250101；2. 中国科学院海洋研究所/ 海洋大科学研究中心，山东 青岛 266071；3. 生态环境部南京环境科学研究所/ 国家环境保护武夷山生态环境科学观测研究站/ 武夷山生物多样性综合观测站/国家环境保护生物安全重点实验室，江苏 南京 210042）

摘要：为了解黄河三角洲潮间带软体动物现状，于2018年秋季和2019年春季分别对建国后4个主要的黄河入海流路潮间带进行了采样调查。此次调查共采集到软件动物2纲11目24科45种，主要优势种有短滨螺（*Littorina brevicula*）、托氏蜎螺（*Umbonium costatum*）、古氏滩栖螺（*Batillaria cumingi*）和秀丽织纹螺（*Nassarius concinnus*）等，年平均密度和平均生物量分别为411.56个·m^{-2}和222.25 g·m^{-2}；各地点的丰富度指数（d）变化范围为0.329~1.648，均匀度指数（J）的变化范围为0.302~0.678，多样性指数（H'）的变化范围为0.298~1.384，仅平均生物量的地点和季节存在显著交互作用（$P<0.05$）；年平均密度、平均生物量、丰富度指数和多样性指数在不同地点存在极显著差异（$P<0.01$），季节差异不显著（$P>0.05$）。不同黄河入海流路对软体动物的空间分布格局影响显著，这与黄河调水调沙及生态调水工程有一定关系。作为迁徙水鸟的主要食物类群，软体动物对水鸟保护起着至关重要的作用，应加强对其的监测与保护。

关键词：软体动物；生物多样性；潮间带；黄河三角洲
中图分类号：X835；Q16 **文献标志码**：A **文章编号**：1673-4831(2020)08-1055-09

Diversity and Distribution of Intertidal Molluscs in the Yellow River Delta，China.

LI Xuan[1]，*SHI Hui-jian*[1]，*WANG Hai-yan*[2]，*MA Pei-zhen*[2]，*ZHANG Wen-wen*[3]，*YONG Fan*[3]，*CUI Peng*[3]，*WU Yi*[3①]（1. Shandong Academy for Environmental Planning，Jinan 250101，China；2. Institute of Oceanology/ Center for Ocean Mega-Science，Chinese Academy of Sciences，Qingdao 266071，China；3. State Environmental Protection Scientific Observation and Research Station for Ecological Environment of Wuyi Mountains/ Biodiversity Comprehensive Observation Station for Wuyi Mountains/ State Environmental Protection Key Laboratory on Biosafety，Nanjing Institute of Environmental Sciences，Ministry of Ecology and Environment，Nanjing 210042，China）

Abstract：Temporal and spatial variation of mollusc community structures（i.e. species composition and taxonomic diversity）in the intertidal zone of Yellow River Delta were explored in four flow path of Yellow River to the sea in autumn of 2018 and spring of 2019. A total of 45 species of mollusc were collected and identified to be from 24 families and 11 orders in 2 classes. Among them，*Littorina brevicula*，*Umbonium costatum*，*Batillaria cumingi*，and *Nassarius concinnusc* were dominant species. The annual average density and average biomass of molluscs were 411.56 ind·m^{-2} and 222.25 g·m^{-2}，respectively. At four flow path to the sea，the Margalef richness index（d）value ranged from 0.329 to 1.648，the Pielou index（J）value ranged from 0.302 to 0.678，and the Shannon-Wiener index（H'）value ranged from 0.298 to 1.384. The variance analysis indicates that only average biomass had significant interactions between locations and seasons（$P<0.05$）. The annual average density，average biomass，richness index and diversity index had extremely significant difference among different locations（$P<0.01$），and the seasonal difference was not significant（$P>0.05$）. The spatial distribution of molluscs was significantly affected by the change of flow path of Yellow River to the sea，which had a certain relationship with the water and sediment discharge regulation and ecological water dispatching project. The molluscs，as the main food source of migratory water birds，are vitally important to the protection of water birds，so that their monitoring and

收稿日期：2019-12-31
基金项目：黄河三角洲自然保护区生物多样性调查与研究；生态环境部生物多样性调查、观测和评估项目
① 通信作者 E-mail：wuyi@nies.org

protection should be strengthened.

Key words: mollusc; biodiversity; intertidal zone; Yellow River Delta

作为海陆两大生态系统的交错带,潮间带是重要的湿地生态系统之一。软体动物是潮间带生态系统的重要组成部分[1],在海洋生态系统的物质循环和能量利用中均具有重要的作用,其通过摄食沉积物和植物组织促进养分循环[2],且是包括鸟类在内的脊椎动物的重要食物来源[3]。软体动物对环境变化敏感[4-5],其种类组成和数量变化能客观反映环境变迁[6-7],因而可以在某种程度上指示生态环境质量[8],在保护动物资源方面具有重要意义。

黄河三角洲是我国暖温带最广阔、最完整的河口新生湿地生态系统,也是暖温带增长速度最快的新生湿地。潮间带是黄河三角洲海陆生态的过渡区,其生物多样性水平是人类活动下该生态系统抗干扰能力强弱的最直接体现。因其生态系统的脆弱性和敏感性[9],黄河三角洲已经成为国内湿地研究的热点。目前,对黄河三角洲潮间带软体动物的研究多是与其他大型底栖动物合并开展的,研究多集中在近海水域[10-14]以及淡水水域[15-17]。对于潮间带底栖动物群落的研究还较少,蔡学军等[18]、董贯仓等[19]分别在1996和2010年进行了底栖动物群落的结构特征调查,王志忠等[20]和冷宇等[21]则分别针对黄河入海口和黄河三角洲保护区进行了调查。2011年以来尚无对黄河三角洲软体动物的全面调查,而我国经济快速发展、围填海进程加快、水产养殖业规模扩大,人为干扰及营养物质的输入等因素影响了软体动物的群落结构组成。自2002年国家实施黄河调水调沙工程,单位径流量携带有机质入海的种类和数量均大幅增加,从而导致清八汊河口海域生态环境及生物资源发生改变,对软体动物产生较大的影响[22]。2010年在刁口河实施了生态调水工程,有效地遏制了生态退化[23]。

环境的变化通常导致潮间带底栖生物物种多样性、数量和群落的改变[24]。因此,有必要在近10 a后再次对黄河三角洲潮间带的软体动物多样性进行全面调查,着重阐述此区域潮间带软体动物的种类组成、分布现状以及时空变化差异,以期为黄河三角洲潮间带生态系统的保护以及调水调沙、生态调水工程的科学实施提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域

黄河三角洲是一个巨大扇形堆积体,于1855年至今由黄河尾闾经多次变动,在不断泥沙淤积和海岸蚀退共同作用下形成[25],以宁海为扇面顶点,北起套尔河口、南至支脉沟口,面积约6 000 km^2的扇形地区[26]。自1855年6月黄河于铜瓦厢决口改道、夺大清河自山东入海以来,黄河河口共经历了10次摆动改道[27]。1953年以后黄河三角洲的摆动顶点从宁海下移至渔洼,改为神仙沟独流入海;1964年由于河道淤积使水位抬高,改由刁口河入海;1975年又改由清水沟流路入海;至1996年,为有利于胜利油田开采石油,沿东略偏北方向实施了清八汊河流路入海[28]。

此次调查选用位于黄河三角洲地区建国后4个黄河入海流路作为研究区域,南起防潮坝的小岛河渔港,沿海岸线北上并折西,西至刁口乡西北侧码头(图1)。研究区位于北纬37°40′~38°10′,东经118°30′~119°30′,海岸线长约231 km;北临渤海,东濒莱州湾,属于暖温带半湿润季风气候区,气候温和,四季温差明显,年均气温11.7~12.6 ℃,极端最高气温41.9 ℃,极端最低气温-23.3 ℃;年均日照时数为2 590~2 830 h,无霜期211 d,年均降水量530~630 mm,70%分布在夏季,年均蒸散量为750~2 400 mm。目前,黄河三角洲仍不断向渤海扩张,平均每年向海推进390 m,造陆31.3 km^2[29]。黄河流路的改变、海水侵蚀、人类活动等对海岸线产生显著影响,水体和滩涂等自然类型持续减少,盐田和养殖池等人工类型逐渐增多[30]。

1.2 数据采集

对建国后4个主要的黄河入海流路区进行调查,每个流路区设5个站位,共设20个调查站位(图1)。其中S1~S5为刁口河流路,S6~S10为神仙沟流路,S11~S15为清八汊河流路,S16~S20为清水沟流路。S1、S2、S4、S13~S20站点为泥滩地,以滩涂植物翅碱蓬(*Suaeda heteroptera*)、大米草(*Spartina anglica*)以及外来入侵物种互花米草(*Spartina alterniflora*)为主;其余站点以碎石滩和水泥壁为主。2018年11月和2019年5月中国科学院海洋研究所9人进行了9 d的野外调查取样及实地调研工作。每个站点用30 cm × 30 cm的定量框随机取5个样方(样方间距10 m以上),收集表面的软体动物后挖至30 cm深,使用1 mm孔径的筛网分选出泥样中的软体动物[31]。按照GB/T 12763.6—2007《海洋调查规范 第6部分:海洋生物调查》对样品进行

处理、鉴定、计数和称量。

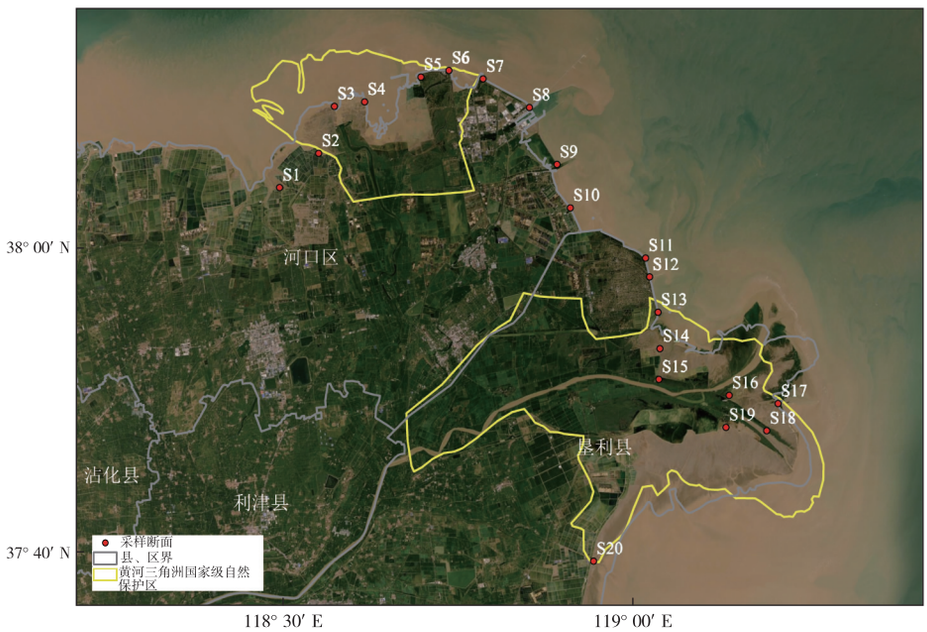


图 1　研究区分布

Fig. 1　The location of the study area

1.3　分析方法

软体动物优势度指数(Y)、Margalef 物种丰富度指数(d)、Shannon-Wiener 多样性指数(H')、Pielou 均匀度指数(J)计算方法为

$$Y = P_i \times f_i \ , \tag{1}$$

$$d = (S - 1) / \log_2 N \ , \tag{2}$$

$$H' = -\sum_{i}^{S} P_i \log_2 P_i \ , \tag{3}$$

$$J = H' / \log_2 S \ 。 \tag{4}$$

式(1)~(4)中，P_i 为物种 i 的个体数与总个体数的比值；f_i 为物种 i 在各站位出现的频率；S 为样方内的总物种数；N 为样方内所有物种的总个体数。当 $Y \geqslant 0.02$ 时，该种确定为优势种[32]。

该研究采用 Levene 检验数据方差齐性，采用双因素方差分析(two-way ANOVA)来比较软体动物密度、生物量、多样性指数在不同地点和季节间的差异。对存在交互作用的参数进行进一步的简单效应分析。对不存在交互作用的参数选用最小显著差异方法(LSD，D_{LS})进行多重比较分析，处理间 F 检验显著的前提下，计算出显著水平为 α 的最小显著差数；如任何 2 个平均数差数的绝对值≥ D_{LS}，即为在 α 水平上显著；反之，则为在 α 水平上不显著。

$$D_{LS} = t_{\alpha/2} \sqrt{E_{MS}\left(\frac{1}{n_i} + \frac{1}{n_j}\right)} \ 。 \tag{5}$$

式(5)中，$t_{\alpha/2}$ 为 t 分布的临界值，通过查 t 分布表得到，其自由度为 $n-k$，n 为样本总数，k 为因素中不同水平的水平个数；E_{MS} 为组内方差；n_i 和 n_j 分别为第 i 和 j 个样本的样本量。

所有分析用 SPSS 19.0 软件完成，数据统计及图表绘制采用 Excel 2010 软件。

2　结果与分析

2.1　物种组成与优势种

在黄河三角洲潮间带共采集到软体动物 2 纲 11 目 24 科 45 种(表 1)，其中双壳纲 6 目 12 科 18 种，占 40%；腹足纲 5 目 12 科 27 种，占 60%。各科的种类较平均，最多的为帘蛤科、笠贝科和织纹螺科，各为 4 种。从出现频率看，仅长牡蛎(*Crassostrea gigas*)、四角蛤蜊(*Mactra veneriformis*)、青蛤(*Cyclina sinensis*)、短滨螺(*Littorina brevicula*)和中国拟滨螺(*Littoraria sinensis*)在 4 个流路均有出现。

如图 2 所示，4 个调查地点中刁口河流路的物种数最多(36 种)，清水沟流路次之(19 种)，其余依次为神仙沟流路和清八汊河流路，分别为 17 和 15 种。从 2 次调查分别记录的情况看，2018 年 11 月共记录到 2 纲 10 目 22 科 33 种，而 2019 年 5 月共记录到 2 纲 8 目 20 科 35 种。

表1 黄河三角洲潮间带软体动物种类名录

Table 1 Species list of inter-tidal molluscs in the Yellow River Delta

纲	目	科	物种名	流路			
				刁口河	神仙沟	清八汊河	清水沟
双壳纲(Bivalvia)	蚶目(Arcoida)	蚶科(Arcidae)	毛蚶(*Scapharca kagoshimensis*)	+			
	贻贝目(Mytiloida)	贻贝科(Mytilidae)	凸壳肌蛤(*Musculus senhousia*)		+		
	牡蛎目(Osteroida)	牡蛎科(Ostreidae)	长牡蛎(*Crassostrea gigas*)	+	+	+	+
		蛤蜊科(Mactridae)	四角蛤蜊(*Mactra veneriformis*)	+	+	+	+
			中国蛤蜊(*Mactra chinensis*)		+		
	帘蛤目(Veneroida)	樱蛤科(Tellinidae)	红明樱蛤(*Moerella rutila*)	+			+
			彩虹明樱蛤(Moerella iridescens)	+		+	+
		截蛏科(Solecurtidae)	缢蛏(*Sinonovacula constricta*)	+			
		棱蛤科(Trapeziidae)	纹斑棱蛤(*Trapezium liratum*)	+		+	+
		蚬科(Corbiculidae)	刻纹蚬(*Corbicula largillierti*)				+
		帘蛤科(Veneridae)	日本镜蛤(*Dosinia japonica*)	+			
			菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)		+		
			短文蛤(*Meretrix petechailis*)	+			
			青蛤(*Cyclina sinensis*)	+	+	+	+
		绿螂科(Glauconomidae)	薄壳绿螂(*Glauconome primeana*)	+		+	
	海螂目(Myoida)	篮蛤科(Corbulidae)	光滑河篮蛤(*Potamocorbula laevis*)	+		+	+
			焦河篮蛤(*Potamocorbula ustulata*)	+			
	笋螂目(Pholadomyoida)	鸭嘴蛤科(Laternulidae)	渤海鸭嘴蛤(*Laternula marilina*)	+			
腹足纲(Gastropoda)	原始腹足目(Archaeogastropoda)	笠贝科(Lottiidae)	矮拟帽贝(*Patelloida pygmaea*)	+	+		+
			拟帽贝属一种(*Patelloida* sp.)	+	+		
			圆锥拟帽贝(*Patelloida conulus*)		+		
			笠贝科一种(*Lottiidae* sp.)	+			
		马蹄螺科(Trochidae)	单齿螺(*Monodonta labio*)		+	+	
			锈凹螺(*Chlorostoma rustica*)	+	+	+	
			托氏蝠螺(*Umbonium costatum*)	+		+	+
	中腹足目(Mesogastropoda)	滨螺科(Littorinidae)	短滨螺(*Littorina brevicula*)	+	+	+	+
			中国拟滨螺(*Littoraria sinensis*)	+	+	+	+
		拟沼螺科(Assimineidae)	拟沼螺一种(*Assiminea* sp.)	+	+	+	
			琵琶拟沼螺(*Assiminea lutea*)	+			
			绯拟沼螺(*Assiminea latericea*)	+			
		滩栖螺科(Batillariidae)	古氏滩栖螺(*Batillaria cumingi*)	+		+	
		玉螺科(Naticidae)	微黄镰玉螺(*Lunatia gilva*)	+			
			镰玉螺属一种(*Lunatia* sp.)	+			
			扁玉螺(*Neverita didyma*)	+	+		+
	新腹足目(Neogastropoda)	骨螺科(Muricidae)	脉红螺(*Rapana venosa*)	+			
			疣荔枝螺(*Thais clavigera*)		+		
		核螺科(Columbellidae)	丽小笔螺(*Mitrella bella*)	+			+
		织纹螺科(Nassariidae)	秀丽织纹螺(*Nassarius concinnus*)	+			+
			不洁织纹螺(*Nassarius spurcus*)	+			
			纵肋织纹螺(*Nassarius variciferus*)	+			+
			红带织纹螺(*Nassarius succinctus*)	+			+
		笋螺科(Terebridae)	朝鲜笋螺(*Terebra koreana*)				+
			泰氏笋螺(*Terebra taylori*)	+			
	头楯目(Cephalaspidea)	阿地螺科(Atyidae)	泥螺(*Bullacta exarata*)	+			+
	基眼目(Basommatophora)	菊花螺科(Siphonariidae)	日本菊花螺(*Siphonaria japonica*)		+	+	

+表示调查中出现该物种。

黄河三角洲潮间带软体动物的优势种在不同地点间存在明显差异(表2)。总体来看优势种以马蹄螺科、滨螺科、拟沼螺科、滩栖螺科和织纹螺科种类居多。

如表2所示,短滨螺是第1优势种,除刁口河流路春季外,在其余地点和季节都是优势种。除短滨螺外,刁口河流路分布有较多的托氏蝠螺(*Umbonium costatum*)、古氏滩栖螺(*Batillaria cum-*

ingi)和秀丽织纹螺(*Nassarius concinnus*)；神仙沟流路采集到大量的锈凹螺(*Chlorostoma rustica*)、中国拟滨螺和日本菊花螺(*Siphonaria japonica*)；薄壳绿螂(*Glauconome primeana*)是清八汊河流路的主要优势种；泥螺(*Bullacta exarata*)和秀丽织纹螺也是清水沟流路主要优势种。

各流路在秋季和春季的优势种组成明显不同，长牡蛎、拟沼螺(*Assiminea* sp.)、中国拟滨螺仅在秋季为优势种；四角蛤蜊、锈凹螺、泥螺和日本菊花螺仅在春季为优势种(表 2)。

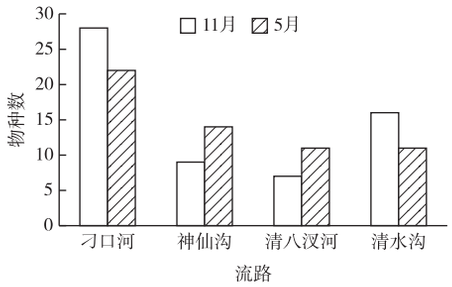


图 2　各流路软体动物的物种数

Fig. 2　The richness of intertidal molluscs in four flow paths to the sea

表 2　黄河三角洲潮间带软体动物优势种指数值

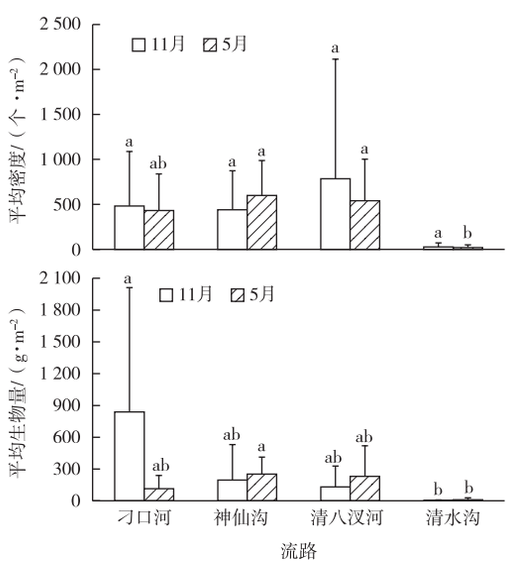
Table 2　Values of dominance index of inter-tidal molluscs in the Yellow River Delta

物种名	刁口河流路		神仙沟流路		清八汊河流路		清水沟流路	
	11 月	5 月	11 月	5 月	11 月	5 月	11 月	5 月
长牡蛎(*Crassostrea gigas*)	**0.092**		**0.046**		0.005		0.007	
四角蛤蜊(*Mactra veneriformis*)	0.019	**0.020**		0		0.002	0.002	
薄壳绿螂(*Glauconome primeana*)	0.001				**0.065**	**0.031**	**0.059**	
锈凹螺(*Chlorostoma rustica*)		0.001		**0.054**		**0.033**		
托氏蝠螺(Umbonium costatum)	**0.164**	**0.108**				**0.038**	0.012	0.005
短滨螺(*Littorina brevicula*)	**0.034**	0.012	**0.698**	**0.538**	**0.323**	**0.133**	**0.171**	**0.044**
中国拟滨螺(*Littoraria sinensis*)	0.014	0.002	**0.048**	0.001			0.001	
拟沼螺(*Assiminea* sp.)	0.004		**0.035**					
古氏滩栖螺(*Batillaria cumingi*)	**0.002**	**0.052**				**0.056**		
秀丽织纹螺(*Nassarius concinnus*)	**0.024**	**0.062**						**0.141**
泥螺(*Bullacta exarata*)	0.015	**0.185**					0.012	**0.205**
日本菊花螺(*Siphonaria japonica*)			0.008	**0.205**		0.002		

加粗数字为优势种对应的种类。

2.2　密度和生物量

黄河三角洲潮间带软体动物的年平均密度和平均生物量分别为 411.56 个·m^{-2}和 222.25 g·m^{-2}。秋季年平均密度是清八汊河流路，春季是神仙沟流路，最低的均为清水沟流路；秋季平均生物量最高的是刁口河流路，春季是神仙沟流路，最低的均为清水沟流路。双因素方差分析和简单效应分析结果显示，平均生物量的地点和季节存在显著交互作用($P<0.05$)，在刁口河流路交互作用显著，其余流路不显著，年平均密度则无明显交互作用。软体动物年平均密度在不同地点间存在极显著差异($P<0.01$)，清水沟流路在春季显著低于神仙沟和清八汊河流路，各流路在秋季差异不显著。软体动物年平均生物量在不同地点间存在显著差异($P<0.05$)，刁口河流路和清水沟流路在春季和秋季均差异显著(图 3)。从季节上看，软体动物年平均密度和生物量在秋季和春季间均不存在显著差异($P>0.05$)，除刁口河流路外，同一地点软体动物的密度和生物量均值随季节波动变化不大。



直方柱上方英文小写字母不同表示同一监测时间不同流路间某指标差异显著($P<0.05$)。

图 3　黄河三角洲潮间带软体动物的密度和生物量

Fig. 3　Density and biomass of intertidal molluscs in the Yellow River Delta

2.3 种类多样性

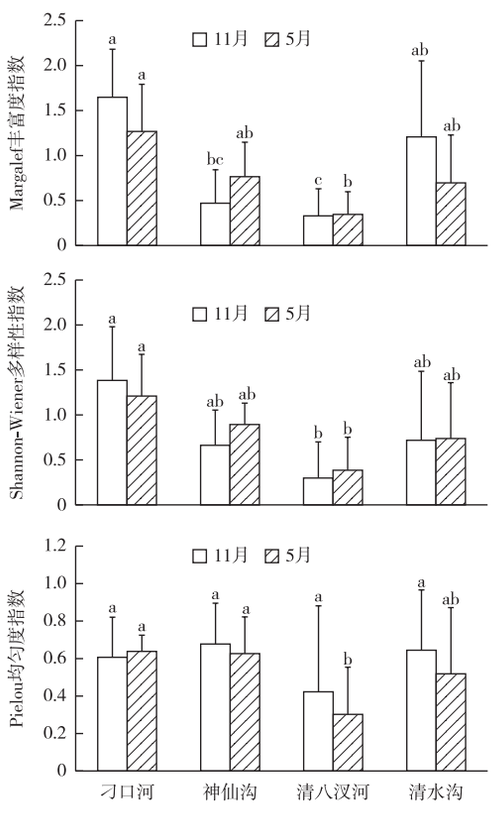
黄河三角洲潮间带软体动物多样性指数见图4,各地点的丰富度指数(d)为 0.329~1.648,均匀度指数(J)为 0.302~0.678,多样性指数(H')为 0.298~1.384。生物多样性指数在地点和季节间无显著交互作用($P>0.05$)(表 3)。Margalef 丰富度指数和 Shannon-Wiener 多样性指数在各流路之间差异极显著($P<0.01$),而在季节之间无显著差异。刁口河流路的 Margalef 丰富度指数均值高于其他流路。秋季各流路均匀度指数无显著差异,春季清八汊河流路显著低于刁口河流路和神仙沟流路(图 4)。

表 3 黄河三角洲潮间带软体动物群落参数的双因素方差校验分析结果

Table 3 Results of two-way ANOVA on intertidal mollusc community parameters in the Yellow River Delta

参数	地点		季节		地点×季节	
	F 值	P 值	F 值	P 值	F 值	P 值
平均密度	4.767	0.004**	0.079	0.779	0.433	0.730
平均生物量	3.855	0.011*	2.027	0.157	3.922	0.011*
Margalef 丰富度指数(d)	9.306	0.000**	0.813	0.375	1.323	0.286
Shannon-Wiener 多样性指数(H')	5.492	0.004**	0.020	0.890	0.353	0.787
Pielou 均匀度指数(J)	1.507	0.234	0.116	0.736	0.309	0.818

F 为方差分析值,P 为差异显著性值。* 表示 $P<0.05$;** 表示 $P<0.01$。



同一幅图中直方柱上方英文小写字母不同表示同一监测时间不同流路间某指标差异显著($P<0.05$)。

图 4 黄河三角洲潮间带软体动物群落多样性指数

Fig. 4 Diversity indices for intertidal mollusc communities in the Yellow River Delta

3 讨论

3.1 黄河三角洲潮间带软体动物种类分布

受调查范围、调查季节、站位数量以及环境变化等诸多因素[18,23]的影响,与早期调查结果相比,黄河三角洲潮间带软体动物种类数量有所不同[19,33]。此次调查中,黄河三角洲潮间带共采集到软体动物 2 纲 11 目 24 科 45 种,同范围重合度较高的广利河至神仙沟区域调查的 26 种[20]相比,此次调查结果更为全面。黄河三角洲潮间带软体动物种类在不同地点明显不同,刁口河流路种类数最多,清八汊河流路最少。一方面是因为刁口河为早期的黄河入海通道,改道后出现断流,自 2010 年起实施了生态调水后生态系统得到改善[23];另一方面是清八汊河为现行入海通道,河口河段溯源冲刷频率和幅度加大[27],不利于软体动物栖息;再者刁口河流路位于黄河三角洲国家级自然保护区内,受到了严格的保护,而清八汊河流路人为干扰频繁。黄河三角洲潮间带软体动物优势种以马蹄螺科、滨螺科、拟沼螺科、滩栖螺科和织纹螺科居多,短滨螺是第 1 优势种;与 2010 年之前的调查相比,光滑河蓝蛤(*Potamocorbula laevis*)和彩虹明樱蛤(*Moerella iridescens*)不再为优势种。这主要是由于短滨螺等物种具有较强的耐干能力,环境适应能力强[34];光滑河蓝蛤等是优质的池塘虾饵料,受人为采集的影响较大[21]。

3.2 黄河三角洲潮间带软体动物群落结构特征

黄河三角洲潮间带软体动物的密度和生物量在春、秋季的差异均不显著,软体动物群落种类组成变化不大。这主要是由于软体动物活动能力有限[35],群落分布受环境因子的季节变化[36]以及季节性繁殖影响[31]或与采集方式有关。黄河三角洲潮间带底栖无脊椎动物越冬之后大多在 4—5 月进

入快速生长期，少数进入自然繁殖期，通常 6—7 月为繁殖盛季。此次春季调查在 5 月开展，便于生物样品的获取，同时避免有些物种在繁殖期排放精卵造成大规模死亡，影响群落结构的分析，但这也可能导致季节性差异不明显。而不同地点环境因子的不同使不同流路间的软体动物群落结构存在明显差异。

人为活动[37-39]和底质环境[33,40-42]是影响大型底栖动物分布的重要因素。黄河三角洲潮间带软体动物的密度、生物量、物种丰富度及多样性指数在不同流路间差异显著，软体动物群落种类组成变化明显。刁口河流路 Margalef 丰富度指数和 Shannon-Wiener 多样性指数均高于其他流路，体现出该区域软体动物物种数量丰富，群落的复杂程度和均匀度较高，具有较高的生态功能；清八汊河流路各指数都较低，物种相对单一，群落简单，生态功能薄弱。简单效应分析发现刁口河流路存在显著的交互作用，其余流路则不显著，说明仅刁口河流路存在季节影响。这主要是一方面 4 个流路的底质差异较大，刁口河流域包含泥、沙、碎石、巨石等多样底质，清八汊河和清水沟流路则比较单一，以泥质为主，而泥、沙滩的种类多样性要明显低于砂石滩[43]。另一方面，各流路的扰动方式和程度不一致，入海口流路改变对海岸线的影响明显[30]，刁口河流路和神仙沟流路海岸线出现退化，而清八汊河和清水沟流路海岸线在不断增长；调水调沙工程则主要影响了黄河入海口（清八汊河流路）及入海扇面东北区域（神仙沟流路）[22]；生态调水工程则直接影响刁口河流路[44]，但由于生态调水需要利用调水调沙工程带来的水沙量，因此对该流路秋季的软体动物产生较大影响。同时，刁口河和清水沟流路位于黄河三角洲自然保护区内，而神仙沟和清八汊河流路靠近港区和农业利用区，受人为干扰较多。

3.3　黄河三角洲潮间带软体动物的价值与保护

黄河三角洲自然保护区是东北亚内陆和环西太平洋鸟类迁徙重要的中转站、越冬地和繁殖地，被国内外专家誉为鸟类的“国际机场”。每年迁徙路过的鸟类约有 600 万只，有 44 种鸟类数量超过全球或其迁徙路线上总数量的 1%[45]。黄河三角洲潮间带是鸻鹬类等迁徙水鸟的重要觅食生境[46]，而软体动物作为大型底栖动物的主要类群，是鸻鹬类等水鸟春、秋季迁徙期主要的食物来源[47]。因此，作为潮间带生态系统的重要组成部分，黄河三角洲潮间带软体动物对迁徙鸟类的重要性愈发突出，对东亚—澳大利西亚迁徙路上的水鸟保护具有重要作用[48]。黄河三角洲潮间带生态系统较为脆弱，具有复杂而独特的生态系统形成和过程维持机制，亟需开展保护工作，维持生物多样性水平。针对黄河三角洲生物资源现状，需要进行长期定位动态监测和实验，积极开展滨海湿地生态系统评估，研发滨海湿地保护和恢复技术，为滨海湿地保护与管理提供强有力的科技支撑体系；建立健全生物多样性保护机制，加强保护区生态管理，扩大保护范围，填补保护空缺；合理开发、利用湿地，控制农业和渔业养殖的无序发展，发展生态产业，实现湿地资源的可持续利用。

参考文献：

[1] HARRIS M, WEISLER M I. Prehistoric Human Impacts to Marine Mollusks and Intertidal Ecosystems in the Pacific Islands[J]. The Journal of Island and Coastal Archaeology, 2018, 13(2): 1-21.

[2] KRISTENSEN E, BOUILLON S, DITTMAR T, *et al*. Organic Carbon Dynamics in Mangrove Ecosystems: A Review[J]. Aquatic Botany, 2008, 89(2): 201-219.

[3] ZOU F S, ZHANG H H, DAHMER T, *et al*. The Effects of Benthos and Wetland Area on Shorebird Abundance and Species Richness in Coastal Mangrove Wetlands of Leizhou Peninsula, China[J]. Forest Ecology and Management, 2008, 255(11): 3813-3818.

[4] ZVER′KOVA Y S. Use of Freshwater Mollusk Shells for Monitoring Heavy Metal Pollution of the Dnieper Ecosystem on the Territory of Smolensk Oblast[J]. Russian Journal of Ecology, 2009, 40(6): 443-447.

[5] ARMENTEROS M, DÍAZ-ASENCIO M, FERNÁNDEZ-GARCÉS R, *et al*. Historical Changes of Sediments and Mollusk Assemblages in the Gulf of Batabanó (Caribbean Sea) in the Twentieth Century[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2012, 184(8): 4709-4723.

[6] DITTMANN S. Zonation of Benthic Communities in a Tropical Tidal Flat of North-East Australia[J]. Journal of Sea Research, 2000, 43(1): 33-51.

[7] WEIS J S, WEIS P. Is the Invasion of the Common Reed, *Phragmites australis*, Into Tidal Marshes of the Eastern US an Ecological Disaster?[J]. Marine Pollution Bulletin, 2003, 46(7): 816-820.

[8] BAGHERI Z, BAKHTIARI A R, SAVABIEASFAHANI M. Strong Correlations Between Metal in Mollusk Soft Tissue and Non-Resistant Sediment Fraction: A Tool for Biomonitoring Intertidal Zone of the Persian Gulf, Iran[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2014, 186(3): 1977-1986.

[9] 韩美，张翠，路广，等. 黄河三角洲人类活动强度的湿地景观格局梯度响应[J]. 农业工程学报，2017，33(6)：265-274.

[10] 高六礼，田家怡. 黄河三角洲附近海域底栖动物多样性及其保护措施[J]. 海洋环境科学，1999，18(1)：39-44.[GAO Liu-li, TIAN Jia-yi. Diversity and Protective Measures of Zoobenthon Around the Huanghe Delt Area[J]. Marine Environmental Science, 1999, 18(1): 39-44.]

[11] 夏江宝,李传荣,许景伟,等.黄河三角洲滩涂区大型底栖动物群落数量特征[J].生态环境学报,2009,18(4):1368-1373.[XIA Jiang-bao, LI Chuan-rong, XU Jing-wei, *et al*. Quantitative Characteristics of Macrobenthos in the Yellow River Delta Estuary [J].Ecology and Environmnet,2009,18(4):1368-1373.]

[12] 吴斌,宋金明,李学刚.黄河口大型底栖动物群落结构特征及其与环境因子的耦合分析[J].海洋学报,2014,36(4):62-72.[WU Bin,SONG Jin-ming,LI Xue-gang.Characteristics of Benthic Macroinvertebrate Community Structure and Its Coupling Relationships With Environment Factors in Huanghe Estuary[J]. Acta Oceanologica Sinica,2014,36(4):62-72.]

[13] 王璐,王强,胡泓,等.黄河三角洲人工海岸带对海洋生态环境的影响[J].中国海洋大学学报(自然科学版),2017,47(3):101-109.[WANG Lu, WANG Qiang, HU Hong, *et al*. The Influence of Aitificial Coastal Zone to Marine Ecological Environment on the Yellow River Delta[J].Periodical of Ocean University of China,2017,47(3):101-109.]

[14] 何蕾,华尔,刘晓收,等.夏、秋季渤海小型底栖动物类群组成及分布特征[J].生态学报,2019,39(8):2794-2805.[HE Lei, HUA Er, LIU Xiao-shou, *et al*.Meiofauna Assemblage Composition and Distribution in the Bohai Sea During Summer and Autumn[J]. Acta Ecologica Sinica,2019,39(8):2794-2805.]

[15] 董贯仓,李秀启,高云芳,等.黄河三角洲湿地水域底栖动物群落结构及其时空差异[J].海洋环境科学,2012,31(2):229-232.[DONG Guan-cang, LI Xiu-qi, GAO Yun-fang, *et al*. Community Characteristcs and Space-Time Variances of the Water Area Macrozoobenthos in the Huanghe River Delta[J].Marine Environmental Science,2012,31(2):229-232.]

[16] 李姗泽,崔保山,谢湉,等.黄河三角洲沼泽中大型底栖动物的分布特征[J].湿地科学,2015,13(6):759-764.[LI Shan-ze, CUI Bao-shan, XIE Tian, *et al*. Distribution Features of Macrobenthic Communities in Marshes in the Yellow River Delta [J].Wetland Science,2015,13(6):759-764.]

[17] 杨薇,李晓晓,李铭,等.基于Logistic回归模型的黄河三角洲淡水恢复湿地大型底栖生物种群分布模拟[J].生态学报,2017,37(22):7750-7759.[YANG Wei, LI Xiao-xiao, LI Ming, *et al*. Macrobenthic Species Distribution Modeling Based on a Binary Logistic Regression:A Case Study of Freshwater Restoration Wetlands in the Yellow River Delta of China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017,37(22):7750-7759.]

[18] 蔡学军,田家怡.黄河三角洲潮间带动物多样性的研究[J].海洋湖沼通报,2000(4):45-52.[CAI Xue-jun,TIAN Jia-yi.Study on the Diversity of Intertidal Zone Animals in the Yellow River Delta[J]. Transaction of Oceanology and Limnology, 2000(4): 45-52.]

[19] 董贯仓,李秀启,刘峰,等.黄河三角洲潮间带底栖动物群落结构分析及环境质量评价[J].海洋环境科学,2012,31(3):370-374.[DONG Guan-cang, LI Xiu-qi, LIU Feng, *et al*. Community Characteristics of Macrozoobenthos and Environmental Quality Assessment in Intertidal Zone of the Huanghe Delta[J].Marine Environmental Science,2012,31(3):370-374.]

[20] 王志忠,张金路,陈述江,等.黄河入海口潮间带大型底栖动物群落组成及次级生产力[J].海洋环境科学,2012,31(5):657-661.[WANG Zhi-zhong, ZHANG Jin-lu, CHEN Shu-jiang, *et al*. Community Characteristics and Secondary Production of Macrozoobenthos in Intertidal Zone of the Yellow River Estuary[J].Marine Environmental Science,2012,31(5):657-661.]

[21] 冷宇,刘一霆,刘霜,等.黄河三角洲南部潮间带大型底栖动物群落结构及多样性[J].生态学杂志,2013,32(11):3054-3062.

[22] 李少文,张莹,李凡,等.调水调沙对黄河口海域大型底栖动物群落的影响[J].环境科学研究,2015,28(2):259-266.[LI Shao-wen,ZHANG Ying,LI Fan,*et al*.Effects of Water and Sediment Discharge Regulation on Macrobenthic Community in the Yellow River Estuary[J]. Research of Environmental Sciences, 2015,28(2):259-266.]

[23] 司敬玲,张月明.黄河三角洲刁口河生态调水实践[J].人民黄河,2013,35(2):30-32,35.[SI Jing-ling, ZHANG Yue-ming. Practice of Ecological Water Dispatching in Diaokouhe Waterway of the Yellow River Delta[J]. Yellow River, 2013, 35(2): 30-32,35.]

[24] 黄雅琴,李荣冠,王建军,等.湄洲湾潮间带底栖生物多样性[J].生物多样性,2010,18(2):156-161.[HUANG Ya-qin, LI Rong-guan, WANG Jian-jun, *et al*. Intertidal Benthos Diversity in the Meizhou Bay, Fujian Province[J]. Biodiversity Science, 2010, 18(2):156-161.]

[25] 穆从如,胡远满.黄河三角洲湿地生态系统的形成及其保护[J].应用生态学报,2000,11(1):123-126.[MU Cong-ru, HU Yuan-man. Wetland Ecosystems Formation and Its Protection in Yellow River Delta[J].Chinese Journal of Applied Ecology, 2000, 11(1):123-126.]

[26] 余欣,张原锋,于守兵,等.黄河口演变与流路稳定综合治理研究[J].人民黄河,2018,40(3):1-6.[YU Xin, ZHANG Yuan-feng, YU Shou-bing, *et al*.Study on Both Morphological Changes of Yellow River Estuarine Course and Integrated Management for Its Stability[J]. Yellow River, 2018, 40(3):1-6.]

[27] 王开荣,于守兵.黄河现行入海流路相对稳定行河近40年的原因及发展趋势[J].中国水利,2015(17):16-18.[WANG Kai-rong, YU Shou-bing. Reasoning of Relatively Stable of Yellow River Flow Path to the Sea in Recent 40 Years and Its Development Trend[J].China Water Resources, 2015(17):16-18.]

[28] 陈雄波,陈松伟,窦身堂,等.黄河河口入海流路运用方式研究现状与趋势[J].人民黄河,2018,40(9):10-15.[CHEN Xiong-bo, CHEN Song-wei, DOU Shen-tang, *et al*. Research Status and Trend on Operational Mode of the Yellow River Channel Into the Sea in the Estuary Area[J]. Yellow River, 2018, 40(9):10-15.]

[29] 陈沈良,张国安,谷国传.黄河三角洲海岸强侵蚀机理及治理对策[J].水利学报,2004,35(7):1-6,13.[CHEN Shen-liang, ZHANG Guo-an, GU Guo-chuan. Mechanism of Heavy Coastal Erosion on Yellow River Delta and Its Countermeasures[J].Journal of Hydraulic Engineering, 2004, 35(7):1-6,13.]

[30] 岳辉,刘英.基于RS和GIS的黄河口海岸线演变及土地利用研究[J].测绘工程,2018,27(2):13-19.[YUE Hui, LIU Ying. Coastline Evolution and Land Use of Yellow River Estuary Based on RS and GIS[J].Engineering of Surveying and Mapping, 2018, 27(2):13-19.]

[31] 马维,王瑁,王文卿,等.海南岛西海岸红树林软体动物多样性[J].生物多样性,2018,26(7):707-716.[MA Wei,WANG Mao,WANG Wen-qing,*et al*.Biodiversity of Mangrove Mollusks in the West Coast of Hainan Island,China[J].Biodiversity Science,2018,26(7):707-716.]

[32] 徐兆礼,陈亚瞿.东黄海秋季浮游动物优势种聚集强度与鲐鲹渔场的关系[J].生态学杂志,1989,8(4):13-15.[XU Zhao-li,CHEN Ya-qu.Aggregated Intensity of Dominant Species of Zooplankton in Autumn in the East China Sea and Yellow Sea[J].Chinese Journal of Ecology,1989,8(4):13-15.]

[33] 李亚芳,杜飞雁,王亮根,等.底质类型对三亚湾潮间带大型底栖动物生态功能的影响[J].水产学报,2018,42(10):1559-1571.[LI Ya-fang,DU Fei-yan,WANG Liang-gen,*et al*.Effects of the Sediment Type on Ecological Functions of Macrobenthos in the Intertidal Zones of Sanya Bay[J].Journal of Fisheries of China,2018,42(10):1559-1571.]

[34] 汤雁滨,廖一波,寿鹿,等.南麂列岛潮间带大型底栖动物群落优势种生态位[J].生态学报,2016,36(2):489-498.[TANG Yan-bin,LIAO Yi-bo,SHOU Lu,*et al*.Intertidal Zone of the Nanji Islands is a Niche for Dominant Species of the Macrobenthic Community[J].Acta Ecologica Sinica,2016,36(2):489-498.]

[35] 杜飞雁,王雪辉,李纯厚,等.大亚湾大型底栖动物的群落结构[J].生态学报,2009,29(3):1091-1098.[DU Fei-yan,WANG Xue-hui,LI Chun-hou,*et al*.Macrobenthic Community Structure in Daya Bay,South China Sea[J].Acta Ecologica Sinica,2009,29(3):1091-10

[36] 尤迪,童春富,吴逢润.枯季长江口南汇东滩潮间带盐沼湿地冲淤变化对大型底栖动物功能群的影响[J].海洋学报,2018,40(8):63-78.[YOU Di,TONG Chun-fu,WU Feng-run.Effects of Sediment Erosion and Deposition Variation on the Benthic Macro-Invertebrate Functional Groups in an Intertidal Salt Marsh of Nanhui Dongtan During the Dry Season,Changjiang River Estuary[J].Acta Oceanologica Sinica,2018,40(8):63-78.]

[37] BELAN T A.Marine Environmental Quality Assessment Using Polychaete Taxocene Characteristics in Vancouver Harbour[J].Marine Environmental Research,2004,57(1/2):89-101.

[38] 刘宝兴,由文辉.苏州河大型底栖动物群落结构变化[J].生态与农村环境学报,2006,22(3):23-28.[LIU Bao-xin,YOU Wen-hui.Changes in Community Structure of Macrobenthos in Suzhou Creek,Shanghai,China[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2006,22(3):23-28.]

[39] REHITHA T V,ULLAS N,VINEETHA G,*et al*.Impact of Maintenance Dredging on Macrobenthic Community Structure of a Tropical Estuary[J].Ocean & Coastal Management,2017,144:71-82.

[40] 寿鹿,高爱根,曾江宁,等.底质环境对浙江衢山岛潮间带大型底栖动物分布的影响[J].动物学杂志,2007,42(3):79-83.[SHOU Lu,GAO Ai-gen,ZENG Jiang-ning,*et al*.The Influence of the Sediment Environment on Distribution of Macrobenthos of the Intertidal Zone in Qushan Island[J].Chinese Journal of Zoology,2007,42(3):79-83.]

[41] 马坤,黄勃,刘福欣.东寨港红树林区大型底栖动物多样性研究[J].生态与农村环境学报,2012,28(6):675-680.[MA Kun,HUANG Bo,LIU Fu-xin.Biodiversity of Macro-Zoobenthos in Mangrove Forest Around Dongzai Harbor[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2012,28(6):675-680.]

[42] 冯立辉,王丽卿,熊春晖,等.黄浦江大型底栖动物群落结构特征及其与环境因子的关系[J].生态与农村环境学报,2017,33(9):806-815.[FENG Li-hui,WANG Li-qin,XIONG Chun-hui,*et al*.Community Structure of Macro-Zoobenthos in Huangpu River and Its Relationships With Environmental Factors[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2017,33(9):806-815.]

[43] 林炜,赖丽萍,唐以杰.大亚湾潮间带软体动物的物种多样性初步研究[J].生物多样性,2001,9(3):247-253.[LIN Wei,LAI Li-ping,TANG Yi-jie.Species Diversity of Mollusc in Intertidal Zone,Daya Bay[J].Biodiversity Science,2001,9(3):247-253.

[44] 王新功,王瑞玲,刘波,等.黄河三角洲刁口河生态调水效果评估研究[J].水利水电技术,2011,42(11):17-21.[WANG Xin-gong,WANG Rui-ling,LIU Bo,*et al*.Study on Evaluation of Effect From Eco-Water Supplement to Diaokouhe River in Yellow River Delta[J].Water Resources and Hydropower Engineering,2011,42(11):17-21.]

[45] 丁洪安.山东黄河三角洲国家级自然保护区[J].湿地科学与管理,2013(3):2-3.[DING Hong-an.Shangdong Yellow River Delta National Nature Reserve[J].Wetland Science Management,2013(3):2-3.

[46] 黄子强,关爽,金麟雨,等.2016 年黄河入海口北侧水鸟群落组成及多样性[J].湿地科学,2018,16(6):735-741.[HUANG Zi-qiang,GUAN Shuang,JIN Lin-yu,*et al*.Composition and Diversity of Waterbirds′ Community in North of the Yellow River Estuary in 2016[J].Wetland Science,2018,16(6):735-741.]

[47] 林清贤.闽南沿海红树林区鸟类及其与大型底栖动物相关关系研究[D].厦门:厦门大学,2003.[LIN Qing-xian.Bird in Southern Fujian Mangrove Areas and Its Correlationship With Macrobenthic[J].Xiamen:Xiamen University,2003.]

[48] GALBRAITH H,JONES R,PARK R,*et al*.Global Climate Change and Sea Level Rise:Potential Losses of Intertidal Habitat for Shorebirds[J].Waterbirds,2002,25(2):173.

作者简介：李玄(1984 年—),女,山东济宁人,高级工程师,博士,主要从事生态环境标准与政策研究制定、生态环境规划编制及相关研究。E-mail：lixuanxuan001@163.com

(**责任编辑**：陈　昕)

生态与农村环境学报 2020，36（8）：1064-1071
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0037
邵凯迪，段婧婧，薛利红，等.模拟条件下生态草帘净化硬质驳岸降雨径流的研究[J].生态与农村环境学报，2020，36(8)：1064-1071.
SHAO Kai-di，DUAN Jing-jing，XUE Li-hong，*et al*.Study on Purification of Runoff Contaminants From Hard Revetment by Ecological Mats Under Simulated Conditions[J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：1064-1071.

模拟条件下生态草帘净化硬质驳岸降雨径流的研究

邵凯迪[1]，段婧婧[2]，薛利红[2①]，徐德福[1]（1. 南京信息工程大学环境科学与工程学院，江苏 南京 210044；2. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所/农业部长江下游平原农业环境重点实验室，江苏 南京 210014）

摘要：采用混凝土和浆砌石块将河岸带硬化易导致河岸带生态系统遭到严重破坏，河岸带对径流中污染物的拦截净化能力基本丧失，加剧了河道水体的富营养化。针对城镇驳岸硬质化这一普遍存在的现象，采用生态草帘技术对硬质驳岸进行修复，提高其对径流拦截的污染控制效果。经过基质筛选实验，选出植株长势较好的火山石-黑麦草和椰丝-黑麦草2个组合进行后续试验。2种生态草帘对总固体悬浮物（TSS）始终具有良好的拦截效果，拦截率在86%以上，且不受雨强和坡度的影响。对模拟径流试验中TN和NH_4^+-N的去除效果均随坡度和降雨强度的增加而减弱，随降雨时间的增加而减低。椰丝草帘在坡度45°和小雨强下对TN和NH_4^+-N的去除率最高可达51%和73%，优于火山石草帘（33%和47%）。随着雨强和坡度的增加，椰丝草帘对氮去除的优势不再明显。生态草帘对模拟径流中TP的去除效果较差且波动较大。生态草帘技术具有成本低、易于培育、铺设和收取快捷等优点，故可以作为一种可行的修复技术以提高硬质驳岸对污染物的拦截效果。

关键词：生态草帘；硬质驳岸；降雨径流；黑麦草；污染拦截
中图分类号：X52　　**文献标志码**：A　　**文章编号**：1673-4831(2020)08-1064-08

Study on Purification of Runoff Contaminants From Hard Revetment by Ecological Mats Under Simulated Conditions.

SHAO Kai-di[1]，*DUAN Jing-jing*[2]，*XUE Li-hong*[2①]，*XU De-fu*[1]（1. School of Environmental Science and Engineering，Nanjing University of Information Science & Technology，Nanjing 210044，China；2. Institute of Resources and Environment，Jiangsu Academy of Agriculture Science/ Key Laboratory of Agro-Environment in Downstream of Yangtze Plain，Ministry of Agriculture，Nanjing 210014，China）

Abstract：Concrete and masonry stones were used to reinforce the riparian zone，which led to serious damage to the ecosystem of riparian in China. The ability of riparian to intercept and remove contaminants in runoff is basically lost，which intensified the eutrophication of rivers.In view of this common phenomenon in urban areas，the ecological mats were chosen to restore and transform the hard revetment in order to improve the effect of interception to contaminants. After the experiment of substrate screening，the combination of pelelith-ryegrass and coir-ryegrass with better growth was screened for the subsequent experiment. These two kinds of ecological mats had good effect of interception on TSS（>86%），and they were not affected by rainfall intensity and slope. In the simulated runoff experiment，TN and NH_4^+-N removal efficiency of ecological mats decreased with the increase of slope，rainfall intensity and the time of rainfall.The removal rate of TN and NH_4^+-N by coir ecological mats under 45° of slope and light rain was 51% and 73%，respectively，which is better than that of pelelith ecological mats(33% and 47%).With the increase of rainfall intensity and slope，the advantage of nitrogen removal by coir ecological mats was not obvious anymore. The removal rate of TP in simulated runoff by ecological mats was poor and fluctuates greatly. The technology of ecological mats has the advantages of low cost，easy to cultivate，fast laying and collection，so it is a feasible remediation technology for improving the effect of the revetment on the interception of contaminants.

Key words：ecological mats；hard revetment；rainfall runoff；ryegrass；pollution interception

收稿日期：2020-01-17
基金项目：国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07202004-003，2017ZX07203-003)；国家重点研发计划(2018YFD0800206)
通信作者 E-mail：njxuelihong@ gmail.com

随着我国城市化的快速发展，地面硬化率急剧增加，降雨产生的地表径流往往携带高浓度污染物直接进入城市河流，造成水体污染[1-2]。被硬化的城市护岸不仅侵占了河岸带生物赖以生存的自然环境，而且降低了河岸带的物种多样性，使河岸带的生态系统愈加脆弱，对地表径流中污染物的拦截净化能力下降，最终导致水环境质量下降[3-4]。蔡杭安等[5]通过调研发现，我国约有 3/4 的河流湖泊全部或部分采用了硬质驳岸的形式，取样的 36 个河流湖泊中，大部分仅能达到地表水Ⅴ类水的水平。河岸带作为城市中截留地表径流中污染物的最后一道防线，对其进行修复，使其成为符合生态环境可持续发展的生态护岸显得尤为重要[6]。

20 世纪 90 年代，植物和多孔介质材料成为国外修复河道护岸的研究热点[7]，相比传统护岸模式，复合式的生物工程护岸在物种多样性和稳定性上更具优势[8]。虽然近年来我国对生态护岸功能的认知在逐步提升，但是对直立式硬质驳岸软化修复技术的相关研究还较少。现有研究主要是使用生态混凝土改造和藤本/水生植物以单一或组合的形式进行软化修复[9-10]。这些技术需对原有硬质驳岸重新改造，植物生长空间有限，操作复杂，造价昂贵。为此，笔者提出构建生态草帘，通过天然材料和植物相结合的形式悬挂或铺设于硬质驳岸表面，对径流中污染物进行拦截去除。选出较为适宜的基质和植物组合，随后进行模拟径流试验，探究生态草帘技术对硬质驳岸中污染物的去除能力，以期为硬质驳岸软化提供一种可行且有效的修复技术。

1　材料与方法

1.1　试验材料

育苗试验选用 40 cm×40 cm×3 cm（长×宽×高）的塑料育苗盘，不同种类的基质和草种均购自普通市场。自主设计并制作模拟硬质驳岸降雨径流的试验装置（图 1），放置于江苏省农业科学院试验场地。生态草帘在江苏省农业科学院试验场地自主培育。用以模拟悬浮固体的泥沙取自江苏省农业科学院田间生态沟渠中的底泥。使用硝酸钠、氯化铵、磷酸二氢钾（均为分析纯）与自来水配置污水，用以模拟降雨产生的径流水质。

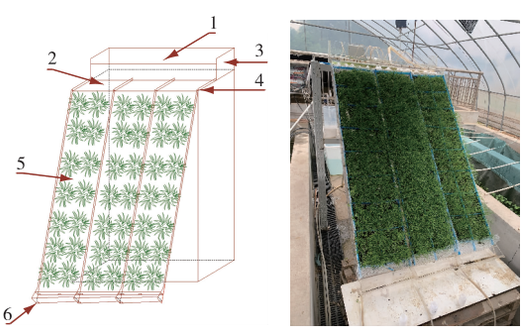
1.2　试验方法

1.2.1　不同种类生态草帘的筛选试验

以火山石（直径约 3~6 mm）、麦饭石（直径约 3~6 mm）、椰丝纤维毯、秸秆毯作为备选基质。将不同类型的基质平铺于塑料育苗盘，200 粒黑麦草（*Lolium perenne*）和高羊茅草（*Festuc elata*）草种分别均匀撒种于不同基质上，于实验室内培养 1 个月。每个处理设置 3 个重复。在试验第 5 天时，目测大部分草种已经开始发芽后，测定不同处理的发芽率。1 个月后在每个处理中任选 10 株植物，测定不同处理中植物的株高以及叶绿素含量。最后收集植物的地上部分和地下部分，分别测定干重。选择植物长势较好的基质-植物组合处理，进行后续的模拟径流试验。

1.2.2　在不同坡度及雨强条件下的模拟径流试验

试验模拟装置高 2 m，宽 1.2 m。最上端的小水箱用于暂时蓄积模拟径流污水。水流通过溢流的方式，经稳流板进入草帘系统。承载草帘的平板平均分成宽为 0.4 m 的 3 个部分作为重复，通过调整不同角度用以模拟不同坡度的硬质驳岸。最下部设有孔洞，用于收集处理后的径流水样。



1—溢流口，2—稳流板，3—储水箱，4—TSS 加入处，5—承载板，6—水样收集孔。

图 1　试验装置

Fig. 1　Experimental device

生态草帘的培育参照文献[11]。将冲洗过后的火山石平铺至厚度约为 2 cm，使用尼龙网缝合，草种以 15 g·m^{-2}的密度平均播撒在基质上，椰丝基质的生态草帘则直接于椰丝上播撒草种。在撒种后使草帘保持湿润，待植物长至 10 cm 左右时开始进行模拟试验。每块生态草帘长 2 m，宽 0.4 m，使用时将 3 块培育好的草帘平铺于装置的承载板上。

参考陈振楼等[12]关于我国东部地区城市降雨径流污染阻控研究中污染物浓度范围，模拟污水使用氯化铵、硝酸钠和磷酸二氢钾配制于容量为 300 L 的水箱中，其中 ρ（TN）约为 8 mg·L^{-1}，ρ（NH_4^+-N）为 6 mg·L^{-1}，ρ（NO_3^--N）为 2 mg·L^{-1}，ρ（TP）为 0.5 mg·L^{-1}。使用计量泵（意大利 Seko MS1 系列隔膜式计量泵）将污水泵入装置最上端的储水箱中，污水溢流而出模拟成降雨产生的径流，均匀流入草帘系统。

选用江苏省农业科学院田间沟渠中的底泥模拟降雨径流中的总悬浮固体颗粒物(TSS)。将底泥挖出后风干,经研磨后过0.15 mm孔径筛保存。设置ρ(TSS)为300 mg·L^{-1},使用蠕动泵(兰格多通道BT100-1L蠕动泵)以一定的流速将其多通道平均滴入稳流板出水末端,模拟地表径流中的TSS。

试验开展于2019年春季(4月中旬—5月初),平均温度为24.3 ℃。试验主要研究不同坡度(45°、60°和90°)和不同降雨强度(小、中、大)下生态草帘对降雨径流中氮磷以及固体悬浮物的去除效果。参考我国气象部门的降雨强度标准,设置试验所需降雨强度小、中、大分别为10、20和40 mm·d^{-1},考虑到实际村镇地区硬质驳岸的汇水区域为田地或者草地,地貌、坡度类型相对一致,采用区域综合径流系数为0.15,设置汇水面积为1 000 m^2。雨水口径流量按国家室外排水规范[13]中雨水管道系统合理化公式计算:

$$Q=\phi\times F\times q \text{ 。} \quad (1)$$

式(1)中,Q为雨水口径流量,L·min^{-1};ϕ为径流系数;F为汇水面积,m^2;q为降雨强度,mm·min^{-1}。然后换算成该试验中所对应的流量,小、中、大雨强小分别为1、2和4 L·min^{-1}。

试验按照坡度从小到大,雨强从小到大的顺序开展。为了避免生态草帘受到长时间的污水负荷而影响到下一批试验结果,每天只进行1次降雨径流冲刷试验。每次试验时的模拟降雨时间为60 min,首先根据雨强调整好流量,打开水泵,待草帘下方有水流出现后再运行10 min,等出水水流完全稳定后开始计时,期间每隔10 min取样1次,共取6次。收集后的水样4 ℃条件下保存,尽快测定。

1.3　指标测定

水体中NH_4^+-N、NO_3^--N和TN浓度使用荷兰SKALAR SAN++ SYSTEM流动分析仪测定。水体中TP浓度使用美国PerkinElmer电感耦合等离子体发射光谱仪测定。水样中的TSS浓度参照GB 11901—89《水质悬浮物的测定 重量法》测定。植物叶绿素含量由乙醇-丙酮提取后分光光度计测定。植物在收割后,先在105 ℃下杀青再在65 ℃下烘干至恒重,以测定植物生物量。

1.4　数据处理

所有实验数据采用IBM SPSS Statistics 19统计软件进行方差分析,采用Duncan法进行差异显著性分析(P<0.05),使用Origin 8.0软件作图。

2　结果与分析

2.1　不同草帘植物生理指标分析与筛选

黑麦草和高羊茅在椰丝基质上的株高分别为12.45和13.76 cm、地上部分生物量为2.11和2.88 g,根部生物量为8.95和8.51 g(表1)。

表1　不同基质类型植物的生理指标

Table 1　Physiological indices of plants with different substrate

草种	基质	出苗率/%	株高/cm	地上部分干重/g	根部干重/g	w(叶绿素)/(mg·g^{-1})
黑麦草	麦饭石	43.17±5.01^a	8.28±1.05^c	0.83±0.03^c	0.92±0.17^c	0.60±0.06^b
	火山石	49.33±1.04^a	8.32±0.72^c	1.49±0.03^b	8.15±0.50^a	0.95±0.04^a
	椰丝	61.50±4.58^b	12.45±1.23^a	2.11±0.18^a	8.95±0.69^a	1.15±0.23^a
	秸秆	59.00±1.32^b	11.20±0.88^b	1.72±0.14^b	3.51±0.89^b	1.10±0.09^a
高羊茅	麦饭石	40.33±4.54^a	7.23±0.83^d	0.87±0.06^d	3.05±0.80^c	0.50±0.03^a
	火山石	33.00±9.10^a	8.63±0.76^c	1.51±0.05^c	7.02±0.93^b	0.71±0.04^b
	椰丝	39.67±0.29^a	13.76±0.75^a	2.88±0.10^a	8.51±0.85^a	0.70±0.19^b
	秸秆	35.50±12.53^a	12.89±0.76^b	2.25±0.16^b	3.10±0.50^c	0.70±0.05^b

数据后英文小写字母不同表示同一种植物在不同基质上某指标差异显著(P<0.05)。

麦饭石处理中,黑麦草和高羊茅的根部生物量分别0.92和3.05 g,远低于椰丝基质处理,仅为其植物根部生物量的1/10和1/3。黑麦草-麦饭石处理中植物叶片叶绿素含量为0.6 mg·g^{-1},显著低于其他处理。同时,高羊茅在麦饭石基质的处理中植物的叶绿素含量也较低。秸秆处理虽然在出苗率、株高、叶片叶绿素含量这几个方面较为突出,但是秸秆基质中黑麦草和高羊茅所体现的根部生物量仅为3.51和3.10 g,显著低于火山石和椰丝这2种基质。综合多方面考虑,选用火山石颗粒和椰丝作为后续模拟降雨径流试验的备选基质。黑麦草在火山石和椰丝基质中的出苗率(49.33%和61.50%)和w(叶绿素)(0.95和1.15 mg·g^{-1})均远高于高羊茅〔出苗率为33.00%和39.67%,w(叶绿素)为0.71和0.70 mg·g^{-1}〕,而株高与高羊茅相差并不大,因此选用黑麦草作为后续试验的备选

草种。

2.2　不同降雨条件下生态草帘对径流中 N 的去除效果

火山石草帘在坡度为 45°、小雨的条件下，可以保持 24%～33%的去除率，在中雨和大雨时对 TN 的去除效果明显下降。在坡度为 60°和 90°时，随着雨强和降雨时间的增加，TN 去除率分别从 33%和 16%下降至 9%和 7%〔图 2(a)〕。相比火山石草帘，椰丝草帘在不同坡度的初期(0～30 min)均展现了更佳的 TN 去除率，在坡度为 45°和 60°以及小雨强下 TN 去除率均达到了 28%以上，最高可达 51%。随着坡度增加到 90°，大雨强下 TN 的去除率急剧下降至 7%～14%〔图 2(b)〕，此时椰丝草帘并不比火山石草帘(TN 去除率 7%～13%)TN 去除能力更高。

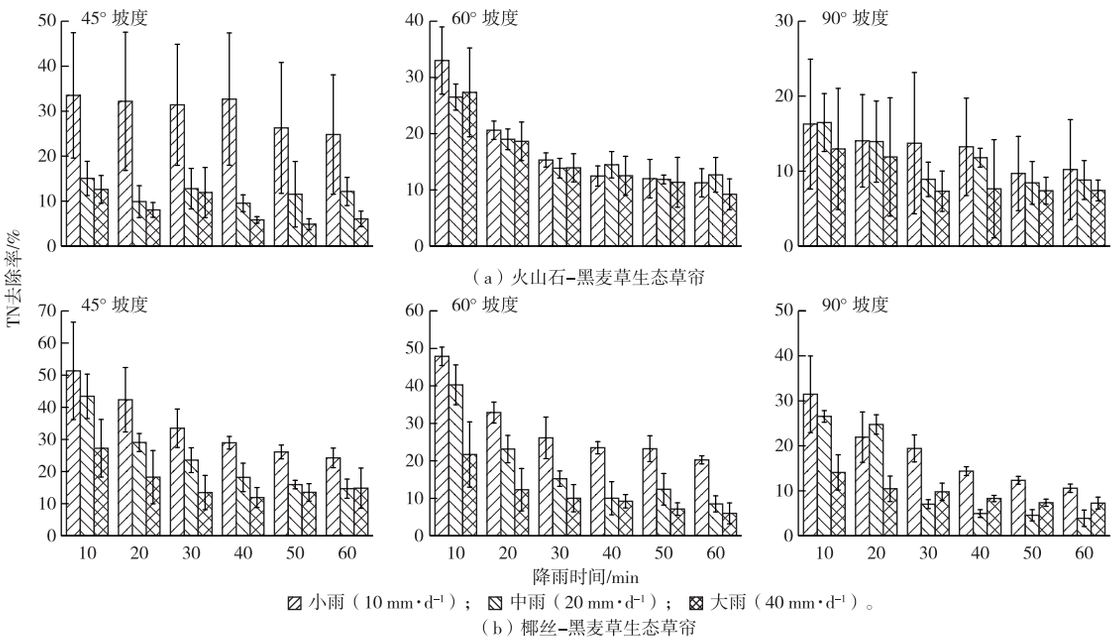


图 2　不同雨强下生态草帘对径流中 TN 的去除效果

Fig. 2　Removal rates of TN from runoff by ecological mats under different rainfall intensity

椰丝草帘对径流中 NH_4^+-N 具有较好的去除效果，在 45°、60°和 90°对 NH_4^+-N 的去除率分别为 21%～73%、15%～69%和 12%～57%。与 TN 的规律相似，在坡度增加且降雨强度增加的情况下，2 种不同的草帘对 NH_4^+-N 的去除能力均有所下降。椰丝草帘在 3 种不同坡度的小雨强条件下始终保持着 30%以上的 NH_4^+-N 去除效果，最高可达 73%，明显优于同条件下的火山石草帘(20%～45%)〔图 3(a)〕。但是，当坡度和降雨强度不断增大，椰丝草帘对径流中的 NH_4^+-N 去除率迅速下降。尤其在坡度为 90°的大雨强条件下，模拟降雨开始 20 min 后椰丝草帘对 NH_4^+-N 的去除率便从 40%以上迅速下降至 10%左右〔图 3(b)〕。火山石草帘在 90°时对 NH_4^+-N 的去除率为 6%～28%，略低于椰丝草帘。

火山石生态草帘在坡度为 45°小雨强时具有一定的 NO_3^--N 去除效果，为 8%～15%。当降雨强度增加后，对 NO_3^--N 的去除效果下降到 5%以下。坡度到达 60°和 90°时，火山石草帘已不具备去除径流中 NO_3^--N 的能力〔图 4(a)〕。椰丝草帘在坡度为 45°时对 NO_3^--N 的去除率为 5%～19%。相比火山石草帘，椰丝草帘在较大坡度和雨强时对 NO_3^--N 的去除能力略高，然而在此条件下降雨试验的后期(30～60 min)椰丝草帘也逐渐丧失了对 NO_3^--N 的去除能力〔图 4(b)〕。

2.3　不同降雨条件下生态草帘对径流中 TP 及 TSS 的去除效果

不同坡度、不同降雨强度条件下 2 种草帘对 TP 的去除效果低于 TN，且波动较大。坡度为 45°时火山石和椰丝草帘对 TP 的最大去除率分别为 21%和 32%。坡度为 60°和 90°时火山石草帘对 TP 的去除率基本上随着雨强的增加而下降，而椰丝草帘在坡度 60°对 TP 的去除效果却表现为大雨强时较高，对径流中 TP 去除效果不稳定。尤其在坡度为 90°大雨强条件下生态草帘几乎丧失了对 TP 的拦截净化能力(图 5)。

火山石和椰丝草帘对径流中 TSS 均表现出优异

的去除效果,同一坡度不同的降雨强度对 TSS 的去除率无明显差异,火山石和椰丝对 TSS 的去除率分别为 86%~93%和 89%~95%(图 6)。

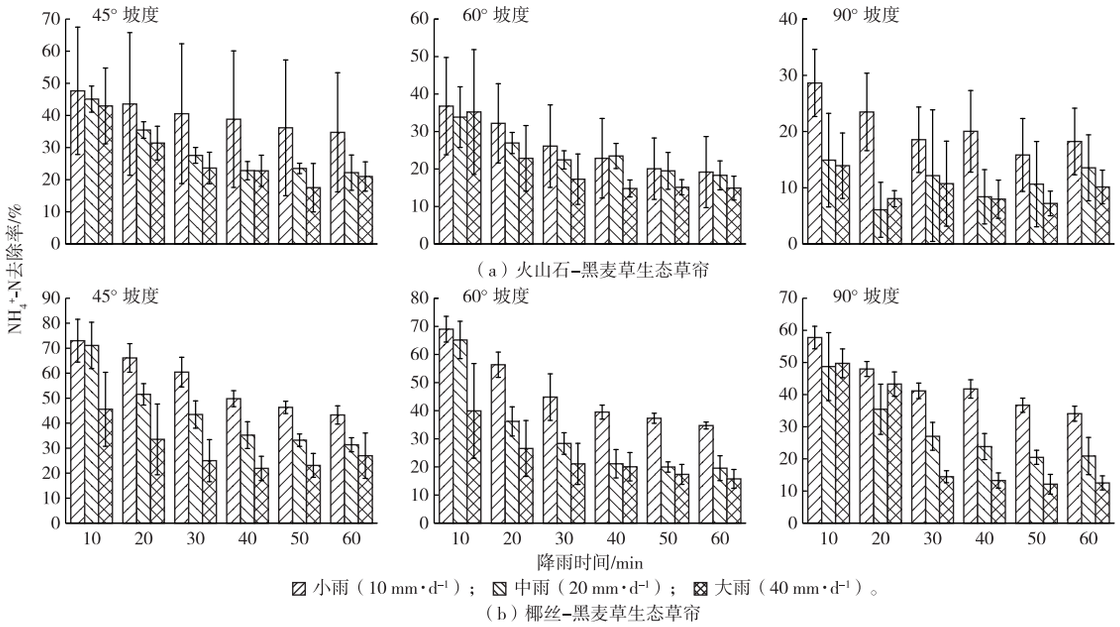


图 3　不同雨强下生态草帘对径流中 NH_4^+-N 的去除效果

Fig. 3　Removal rate of TN from runoff by ecological mats under different rainfall intensity

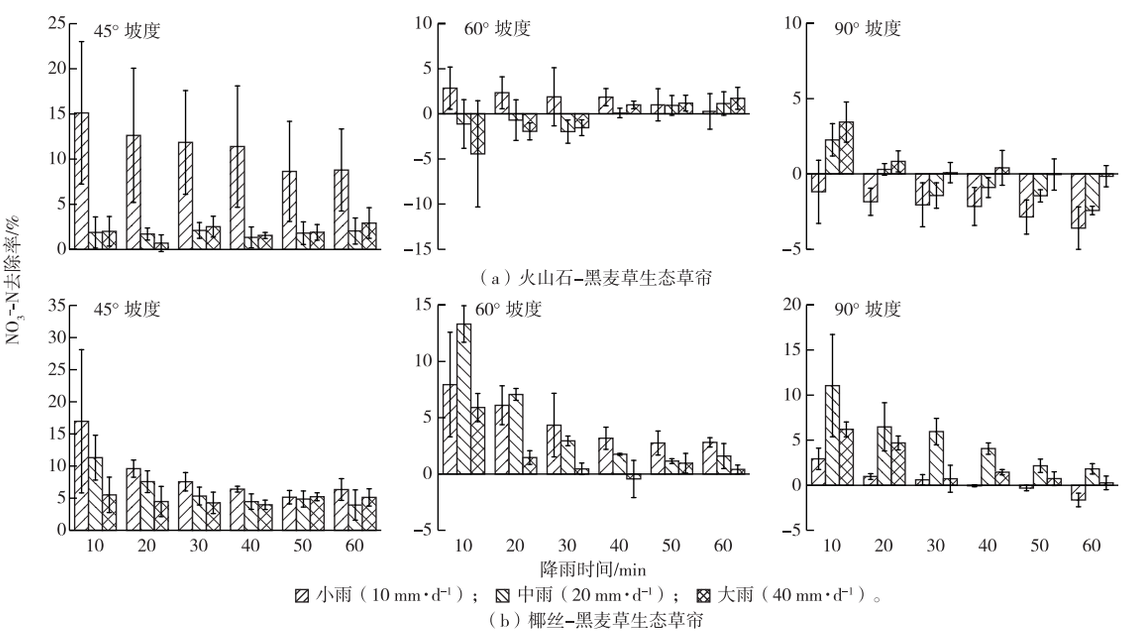


图 4　不同雨强下生态草帘对径流中 NO_3^--N 的去除效果

Fig. 4　Removal rate of NO_3^--N from runoff by ecological mats under different rainfall intensity

3　讨论

3.1　不同坡度、降雨强度及基质条件对生态草帘 N 去除效果的影响

在降雨过程中,尤其是初期降雨阶段,降雨强度和坡度的增加都会加大对地表的冲刷,使大量氮进入到水体[14]。同时,随着坡度与降雨强度的增加,降雨也会增大对地表的平均侵蚀深度[15]。这些结果与径流中的径流量和流速相关。笔者研究中,流速、流量的增加都会导致径流在生态草帘的水力

滞留时间减少，从而导致氮、磷等无法被有效去除而流入自然水体。在坡度和雨强较小时，水力滞留时间较长，径流中氮可与生态草帘植物根部和基质充分接触，更多的氮可以被植物根部和基质吸附固持或被植物吸收等方式去除。而大雨强下较强的冲刷效应也使得生态草帘无法有效发挥物理拦截的作用，从而导致氮去除效果的下降。

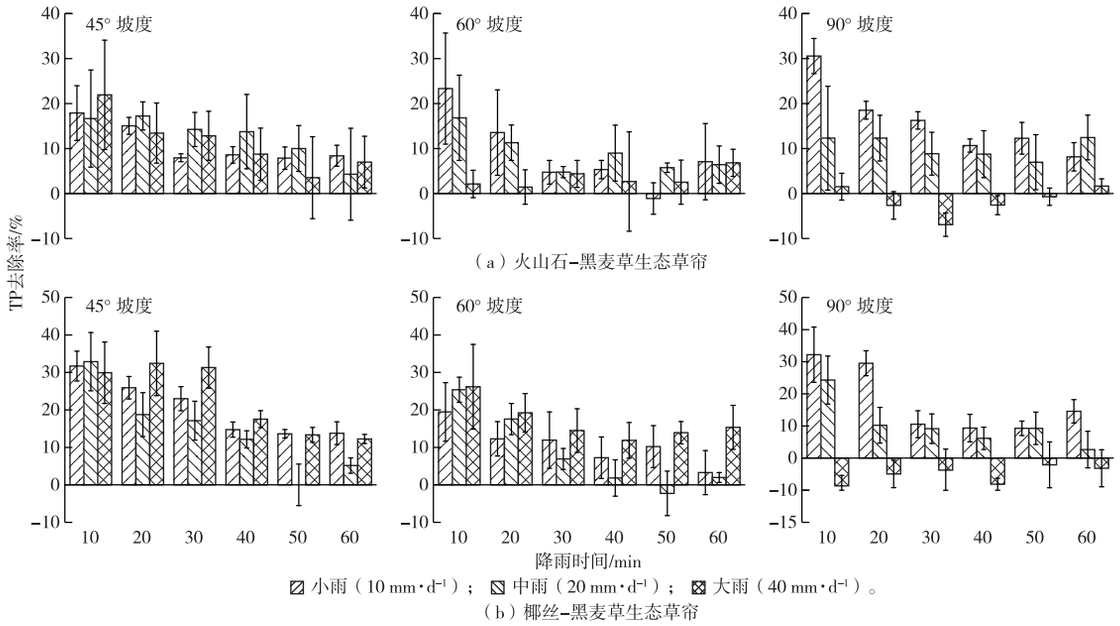


图 5　不同雨强下生态草帘对径流中 TP 的去除效果

Fig. 5　Removal rate of TP from runoff by ecological mats under different rainfall intensity

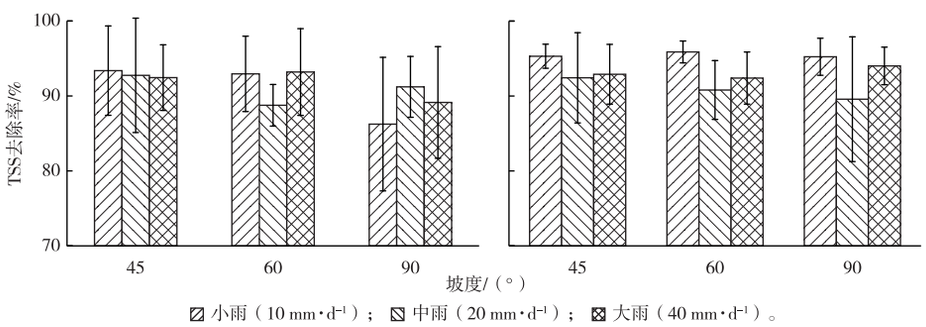


图 6　生态草帘对径流中总固体悬浮物（TSS）1 h 内的平均去除效果

Fig. 6　Average removal rate of TSS in runoff by ecological mats within one hour

NH_4^+-N 可以直接被植物同化利用，而 NO_3^--N 则需要被还原成 NH_4^+-N 才可以被植物利用[16]。当环境中同时存在 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 时，有些植物会优先吸收环境中的 NH_4^+-N。谢丽凤等[17]研究了多花黑麦草对不同形态氮的吸收动力学，结果表明黑麦草是一种亲和 NH_4^+-N 的植物，具有优先吸收 NH_4^+-N 的趋势。同时，植物对水体中 NO_3^--N 去除主要依靠微生物的硝化/反硝化作用[18]。没有足够的时间让微生物进行反硝化脱氮可能就是生态草帘 NO_3^--N 去除能力较差的原因。因此，椰丝–黑麦草草帘对径流中 NH_4^+-N 有着较高的去除能力，在小雨强时最高能达 70%以上。

火山石作为一种常见的轻质吸附材料，具有密度小、比表面积大、化学稳定性高等优点，椰壳椰丝具有轻质、疏松多孔的特点，适于植物根部的生长。生态草帘的植物根部与模拟硬质驳岸直接接触，根部是否可以在基质稳定附着和生长对径流中氮的去除至关重要。椰丝基质柔软、疏松且基质内部空隙较大，植物发芽后根系会缠绕着椰丝并延伸，形成紧密的结合体；而火山石基质是以火山石颗粒堆积、平铺而成，基质的保水能力较差，植物根部也较难附着。另一方面，植物根部微生物对于生态草帘

净化氮也有一定的作用。椰丝草帘长势较好的根部可为微生物提供良好的生长环境,李宏钧等[19]通过研究植物纤维毯对道路边坡的影响,发现植物纤维毯可以改善边坡微生物环境,形成稳定的微生物群落,促进植物生长。

3.2 不同坡度、降雨强度条件对生态草帘 TP 和 TSS 去除效果的影响

生态草帘对径流中 TSS 的去除主要依靠生态草帘的物理拦截作用。生态草帘植物根部具有一定的厚度,不同植株间的根部交错重叠于一起,形成许多细小的空隙,径流流动过程中 TSS 会嵌入这些空隙中而被截留。此外,基质本身对 TSS 的截留也发挥了一定的作用,所以生态草帘整体对径流中 TSS 可以保持稳定的拦截去除效果。

BORIN 等[20]研究发现,相比无植被缓冲带的处理,植被缓冲带可以有效去除径流水体中 50% 的 TP。孙耀东等[21]同样研究了多种类型的植被河岸缓冲带,发现草本类型的植被缓冲带对径流中的 TP 去除率高达 80%。传统的植被缓冲带对磷的去除能力优于生态草帘,这是因为实际降雨径流中携带的磷主要以颗粒态磷的形式存在[22],植被缓冲带中植物和土壤形成的拦截体系可以有效减缓径流流速,将颗粒态磷阻拦,再通过植物的吸收同化作用将颗粒态磷去除。该研究中模拟径流中的 TP 主要以溶解态 PO_4^{3-}-P 的形式存在,对其去除主要依靠生态草帘体系中的物理吸附拦截作用,而较短的水利滞留时间使得植物无法发挥对磷的吸收作用,特别是在较大坡度和雨强的条件下,所以生态草帘对径流中溶解态磷的去除效果较差。在 90°坡度大雨强条件下,径流量和流速达到最大时,径流的冲刷效应也最剧烈,这可能使草帘系统中的部分磷被冲出,从而增加了出水中 TP 的浓度,使得 TP 的去除率出现负值。考虑到实际降雨径流中以颗粒态磷的形态为主,以及生态草帘对径流中 TSS 较高的拦截能力,对降雨径流中磷的实际去除能力可能会优于实验室中的模拟所得的效果。

3.3 研究中的不足与展望

相比现有的一些硬质驳岸修复技术,生态草帘技术仍存在一些不足之处:(1)生态草帘对径流中污染物的去除效果稍弱,且受环境条件(雨强、坡度)影响较大,修复后河岸带物种多样性较少。YUAN 等[23]使用 4 种不同类型的生态混凝土对硬质驳岸进行修复,发现添加浮石、活性炭、零价铁粉的生态混凝土护岸对径流中 TN、TP、NH_4^+-N 和 TSS 的去除率分别达 58.08%、95.57%、92.44% 和 87.62%。李小平等[24]使用混凝土加固和植物柴笼、扦插复合的方式对护岸进行修复,不仅大大增加了岸坡植物的多样性,而且也形成了稳定的微生物环境,有效恢复了岸坡周边的生态环境。(2)该研究中仅使用了适宜于苏南地区的草本植物作为供试植物,生态草帘对于基质的选择也存在一定的局限性。因此,更好的基质和植物类型的组合还有待进一步的研究。(3)模拟污水为人工配置,试验只研究了对径流中无机氮磷和 TSS 的去除效果,对有机氮磷的去除效果还有待进一步研究。

生态草帘技术作为一种成本较低、操作简便的技术,可以规模化应用,同时也可以剪切成不同形状以应对不同形式的硬质驳岸,具有较高的地形适应性。对于一些难以改造的硬质驳岸,生态草帘技术是一种较为适宜的生态修复技术。

4 结论

(1)黑麦草-椰丝组合在出苗率、株高、植物生物量等方面显著高于其他处理,其次是黑麦草-火山石组合。

(2)生态草帘对径流中 TSS 具有较高的去除率,去除效果稳定在 86% 以上,几乎不随坡度和降雨强度的变化而变化。

(3)火山石和椰丝生态草帘对模拟径流中 TN 和 NH_4^+-N 的去除率随降雨强度、坡度和降雨时间的增大而逐渐减小。在较小坡度和小雨强下,椰丝草帘对 TN 和 NH_4^+-N 的去除能力明显优于火山石草帘,但是当坡度达到 90° 和大雨强的极端条件时,草帘无法有效消纳径流中的污染物,此时 2 种草帘对 TN 和 NH_4^+-N 去除效果相差不大。

(4)火山石和椰丝生态草帘对模拟径流中 TP 的去除效果低于 TN,且波动较大,椰丝-黑麦草草帘优于火山石-黑麦草草帘,然而在坡度为 90° 大雨强下 2 种草帘对径流中 TP 均无净化能力。

参考文献:

[1] 王书敏,郭树刚,何强,等.城市流域降雨径流水质特性及初期冲刷现象[J].环境科学研究,2015,28(4):532-539.[WANG Shu-min,GUO Shu-gang,HE Qiang,*et al*.Water Quality Characteristics of Stormwater Runoff and the First Flush Effect in Urban Regions[J].Research of Environmental Sciences,2015,28(4):532-539.]

[2] MA Z B,NI H G,ZENG H,*et al*.Function Formula for First Flush Analysis in Mixed Watersheds:A Comparison of Power and Polynomial Methods[J].Journal of Hydrology,2011,402(3/4):333-339.

[3] 冯婷,贾亚军.生态护坡技术在城市河道整治中的应用[J].中国给水排水,2008,24(20):58-60.[FENG Ting,JIA Ya-jun.Application of Ecological River Bank Protection Technologies in Urban River Regulation[J].China Water & Wastewater,2008,24(20):58-60.]

[4] 何蘅,陈德春,魏文白.生态护坡及其在城市河道整治中的应用[J].水资源保护,2005,21(6):56-58.[HE Heng,CHEN De-chun,WEI Wen-bai.Ecological Bank and Its Application in Regulation of Urban Rivers[J].Water Resources Protection,2005,21(6):56-58.]

[5] 蔡杭安,洪丽清,虞俊欢,等.硬质驳岸河湖水生态修复技术探索[J].中国资源综合利用,2018,36(3):154-156.[CAI Hang-an,HONG Li-qing,YU Jun-huan,*et al*.Exploration on Ecosystem Restoration Technology for Hard Revetment Water[J].China Resources Comprehensive Utilization,2018,36(3):154-156.]

[6] 姜登岭,王宫廷,何连生,等.纤维生物毯在城市面源污染控制中的应用[J].环境工程技术学报,2019,9(2):188-193.[JIANG Deng-ling,WANG Gong-ting,HE Lian-sheng,*et al*.Application of Fibrous Biological Blanket in Control of Urban Non-Point Source Pollution[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2019,9(2):188-193.]

[7] RAUCH H P,SUTILI F,HÖRBINGER S.Installation of a Riparian Forest by Means of Soil Bio Engineering Techniques:Monitoring Results From a River Restoration Work in Southern Brazil[J].Open Journal of Forestry,2014,4(2):161-169.

[8] CAVAILLÉ P, DOMMANGET F, DAUMERGUE N, *et al*. Biodiversity Assessment Following a Naturality Gradient of Riverbank Protection Structures in French Prealps Rivers[J].Ecological Engineering,2013,53:23-30.

[9] 陈丙法,黄蔚,陈开宁,等.河道生态护岸的研究进展[J].环境工程,2018,36(3):74-77,168.[CHEN Bing-fa,HUANG Wei,CHEN Kai-ning,*et al*.Research Progress on the Ecological Revetment in Riparian[J].Environmental Engineering,2018,36(3):74-77,168.]

[10] 梁开明,章家恩,赵本良,等.河流生态护岸研究进展综述[J].热带地理,2014,34(1):116-122,129.[LIANG Kai-ming,ZHANG Jia-en,ZHAO Ben-liang,*et al*.Review on the Application and Research of Ecological Riverbanks for Water Systems[J].Tropical Geography,2014,34(1):116-122,129.]

[11] DUAN J J,HE S Y,FENG Y F,*et al*.Floating Ryegrass Mat for the Treatment of Low-Pollution Wastewater [J]. Ecological Engineering,2017,108:172-178.

[12] 陈振楼,毕春娟,王东启.城市降雨径流污染与河岸带生态阻控机制研究[M].北京:科学出版社,2014:40-87.[CHEN Zhen-lou,BI Chun-juan,WANG Dong-qi.Urban Runoff Pollution and Riparian Ecological Control Mechanism[M].Beijing:Science Press,2014:40-87.]

[13] 常静,刘敏,许世远,等.上海城市降雨径流污染时空分布与初始冲刷效应[J].地理研究,2006,25(6):994-1002.[CHANG Jing,LIU Min,XU Shi-yuan,*et al*.Temporal-Spatial Distribution and First Flush Effect of Urban Stormwater Runoff Pollution in Shanghai City [J]. Geographical Research, 2006, 25 (6): 994-1002.]

[14] FIERER N G,GABET E J.Carbon and Nitrogen Losses by Surface Runoff Following Changes in Vegetation[J].Journal of Environmental Quality,2002,31(4):1207-1213.

[15] BERGER C, SCHULZE M, RIEKE-ZAPP D, *et al*. Rill Development and Soil Erosion:A Laboratory Study of Slope and Rainfall Intensity[J].Earth Surface Processes and Landforms,2010,35(12):1456-1467.

[16] 徐昇,李欣,钟萍,等.苦草根系对硝氮和氨氮的吸收[J].生态科学,2012,31(3):312-317.[XU Sheng,LI Xin,ZHONG Ping,*et al*.The Uptake of Nitrate and Ammonium by the Root of *Vallisneria natans*[J].Ecological Science,2012,31(3):312-317.]

[17] 谢丽凤,陆开宏,胡智勇,等.多花黑麦草对不同形态氮的吸收动力学特征研究[J].生态科学,2010,29(3):229-233.[XIE Li-feng,LU Kai-hong,HU Zhi-yong,*et al*.Study on the Uptake Kinetics of Ammonium and Nitrate in *Lolium multiflorum* Lam[J].Ecological Science,2010,29(3):229-233.]

[18] SOANA E,BALESTRINI R,VINCENZI F,*et al*.Mitigation of Nitrogen Pollution in Vegetated Ditches Fed by Nitrate-Rich Spring Waters[J].Agriculture, Ecosystems & Environment,2017,243:74-82.

[19] 李宏钧,孔亚平,张岩,等.植物纤维毯对道路边坡微生境的影响[J].公路交通科技,2016,33(6):146-151.[LI Hong-jun,KONG Ya-ping,ZHANG Yan,*et al*.Effect of Geotextile on Road Slope Microhabitat[J].Journal of Highway and Transportation Research and Development,2016,33(6):146-151.]

[20] BORIN M,PASSONI M,THIENE M,*et al*.Multiple Functions of Buffer Strips in Farming Areas[J].European Journal of Agronomy,2010,32(1):103-111.

[21] 孙东耀,仝川,纪钦阳,等.不同类型植被河岸缓冲带对模拟径流及总磷的消减研究[J].环境科学学报,2018,38(6):2393-2399.[SUN Dong-yao,TONG Chuan,JI Qin-yang,*et al*.Reduction of Simulated Runoff and Total Phosphorus in Different Vegetation Riparian Buffer[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2018,38(6):2393-2399.]

[22] YANG J L,ZHANG G L,SHI X Z,*et al*.Dynamic Changes of Nitrogen and Phosphorus Losses in Ephemeral Runoff Processes by Typical Storm Events in Sichuan Basin,Southwest China[J].Soil and Tillage Research,2009,105(2):292-299.

[23] YUAN D H,CUI L J,AN Y C,*et al*.Investigating the Pollutant-removal Performance and DOM Characteristics of Rainfall Surface Runoff During Different Ecological Concrete Revetments Treatment[J].Ecological Indicators,2019,105:655-662.

[24] 李小平,张利权.土壤生物工程在河道坡岸生态修复中应用与效果[J].应用生态学报,2006,17(9):1705-1710.[LI X P,ZHANG Q L.Application and Effectiveness of Soil Bioengineering in Ecological Restoration of Stream Bank[J].Journal of Applied Ecology,2006,17(9):1705-1710.]

作者简介：邵凯迪(1994—),男,江苏常州人,硕士生,研究方向为水污染控制。E-mail：kdShao@163.com

(**责任编辑**：陈　昕)

生态与农村环境学报 2020，36（8）：1072-1079
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0613
刘永茂，付为国，金梅娟，等.高温季节蟹塘不同水生植物对水质净化和温室气体排放的影响［J］.生态与农村环境学报，2020，36（8）：1072-1079.
LIU Yong-mao，FU Wei-guo，JIN Mei-juan，*et al*.Effects of Different Aquatic Plants on Water Purification and Greenhouse Gas Emission in Crab Pond in High Temperature Season［J］.Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36（8）：1072-1079.

高温季节蟹塘不同水生植物对水质净化和温室气体排放的影响

刘永茂[1]，付为国[1]，金梅娟[2]，施林林[2]，沈明星[2①]，张进权[1]（1. 江苏大学农业装备工程学院，江苏 镇江 212013；2. 江苏太湖地区农业科学研究所，江苏 苏州 215155）

摘要：蟹塘水生植物不仅是河蟹（*Eriocheir sinensis*）的天然饵料和栖息蜕壳场所，还可净化蟹塘水体。蟹塘原有植物伊乐藻（*Elodea nuttdlii*）在炎热的夏季会生长不良甚至死亡，致使河蟹生境恶化。因此，筛选具有耐高温特性的水生植物对生态养蟹有重要意义。分别以蕹菜（*Ipomoea aquatica*）、水稻（*Oryza sativa*）和伊乐藻作为蟹塘水生植物，通过比较其对河蟹产量、养殖尾水水质和温室气体排放的影响，筛选出更为适宜蟹塘的水生植物，以期达到河蟹稳产和环境友好的目标。结果表明，3 个处理间河蟹产量均无显著差异，3 种水生植物的氮磷同化量从大到小依次为蕹菜、伊乐藻和水稻。与伊乐藻相比，7—9 月蕹菜和水稻对蟹塘水体总氮有明显的削减作用，且多数时间点差异显著，对总磷的削减作用则无显著差异。同时，不同处理蟹塘均表现为 CH_4 和 N_2O 排放源。蕹菜和水稻处理 CH_4 累积排放量均显著高于伊乐藻处理，而 3 个处理 N_2O 累积排放量无显著差异。与蕹菜和水稻处理相比，伊乐藻处理全球增温潜能（GWP）增加。考虑到 8 月中下旬水稻结实死亡，因此在炎热的夏季，蕹菜可以作为伊乐藻和水稻的替代品，以改善河蟹养殖尾水水质。

关键词：河蟹；高温季节；水质净化；温室气体排放；综合温室效应
中图分类号：X52　　**文献标志码**：A　　**文章编号**：1673-4831（2020）08-1072-08

Effects of Different Aquatic Plants on Water Purification and Greenhouse Gas Emission in Crab Pond in High Temperature Season.

LIU Yong-mao[1]，*FU Wei-guo*[1]，*JIN Mei-juan*[2]，*SHI Lin-lin*[2]，*SHEN Ming-xing*[2①]，*ZHANG Jin-quan*[1]（1. College of Agricultural Equipment Engineering，Jiangsu University，Zhenjiang 212013，China；2. Institute of Agricultural Science in the Taihu Lake District，Suzhou 215155，China）

Abstract：Aquatic plants are not only natural bait and molting habitat for the crabs（*Eriocheir sinensis*），but also play an important role in purifying the water body of Chinese crab ponds. *Elodea nuttallii*，as the traditional plants in rearing ponds，usually performed poor growth or even death in hot summer，which lead to the deterioration of the crab habitat. Thus，screening candidate plants with high temperature resistance has great significance in ecological crab rearing. In this comparative study in high temperature period，three different aquatic plants，*Ipomoea aquatic*，*Oryza sativa* and *Elodea nuttallii*，were employed to assess their related effects on crab yields，water quality and greenhouse gas emissions for achieving stable yield as well as friendly environment for crab pond. The results show that there was no significant difference of crab yields in the three different treatments. Considering the amount of assimilated nitrogen or phosphorus，the three types of aquatic plants displayed as *I. aquatic*>*E. nuttallii*>*O. sativa*. Compared to *E. nuttallii*，*O. sativa* and *I. aquatic* treatments significantly reduced the water nitrogen concentrations from July to September whereas no significant difference was found for the phosphorus concentrations. Meanwhile，different aquatic plants changed CH_4 and N_2O emission fluxes. The accumulated CH_4 emissions of the *O. sativa* and *I. aquatic* treatments were both significantly higher than that of the *E. nuttallii* treatment，while no significant difference of accumulated N_2O emissions was found forthe three treatments. The *E.*

收稿日期：2019-08-08
基金项目：苏州市民生科技计划（SS201842）；江苏省农业科学院探索性颠覆性创新计划〔ZX（17）2001〕
① 通信作者 E-mail：smx@jaas.ac.cn

nuttallii treatment had higher global warming potential (GWP) than the *O. sativa* and *I. aquatic* treatments. Considering the decay after grain-filling stage of *O. sativa* in late August, *I. aquatic* can be a great alternate of *E.nuttallii* in hot summer to improve water quality in crab rearing.

Key words: *Eriocheir sinensis*; high temperature season; water quality purification; greenhouse gas emissions; global warming potential

中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*,以下简称“河蟹”)养殖业为我国淡水渔业的支柱性产业之一,其高产高效的关键技术之一是如何科学合理地在养殖水体内种植水生植物[1-2],蟹塘水生植物不仅可为河蟹提供天然饵料以及栖息、蜕壳、隐蔽的场所[1,3],还可净化水质,进而提高河蟹的产量与品质[1]。如伊乐藻(*Elodea nuttdlii*)常被作为蟹塘植物进行广泛种植[4]。然而,伊乐藻不耐高温,高温季节不仅停止生长,而且大量死亡腐烂,致使河蟹生境恶化,对河蟹生长尤为不利,因此寻找伊乐藻的替代品是现代河蟹生态养殖的重要研究内容。

蕹菜(*Ipomoea aquatica*)和水稻(*Oryza sativa*)可水生生长,且在 35~40 ℃范围内生长良好[5-6],是优良的高温期蟹塘候选植物。目前已有将蕹菜和水稻作为水生植物栽植蟹塘的初步报道[7-9]。河蟹养殖过程中,水体高碳氮负荷促进了 CH_4 和 N_2O 等温室气体排放[3]。朱林等[10]和林海等[11]对夏季池塘温室气体排放的研究表明,夏季养殖塘均表现为温室气体的源,但栽植不同水生植物的养殖塘所产生的温室效应也不相同。因此,合理安排高温季蟹塘水生植物对温室气体减排至关重要。

该研究以伊乐藻为对照,选用蕹菜和水稻 2 种植物,分别作为蟹塘水生植物栽植于河蟹养殖塘,比较研究其在高温季节对河蟹产量、蟹塘水质净化效果及温室气体减排效应的影响,为选择河蟹稳产、蟹塘低污染风险以及低温室气体排放相协同的耐高温蟹塘水生植物提供依据。

1　材料与方法

1.1　试验区概况

试验于 2018 年 4—11 月在苏州市相城区太平镇河蟹养殖塘(31°26′37.84″ N,120°42′43.92″ E)进行。河蟹养殖周期内气温和降雨量的变化如图 1 所示。养殖周期内降雨量变化范围为 0.25~86.25 mm,日均降雨量为 2.95 mm。日均温变化范围为 10.1~35.0 ℃,其中 4—6 月均温为 23.4 ℃,7—9 月气温最高,均温高达 30.0 ℃,为高温期,10 月均温为 19.5 ℃。

1.2　试验设计

试验塘为 2015 年人工开挖,每个塘的面积约为 100 m^2,深度为 1.5 m,四周用混凝土作为隔离,并用高约 20 cm 的垂直铝板防止河蟹逃逸。试验共设伊乐藻、蕹菜和水稻 3 个处理,分别记为 EL、IP 和 OR,采用随机区组设计,每个处理重复 3 次。

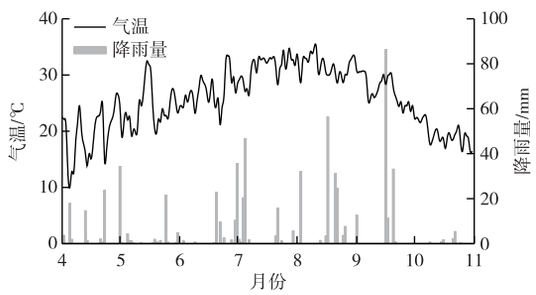


图 1　2018 年河蟹养殖周期内气温和降雨量变化

Fig. 1　Dynamics of temperature and precipitation in crab rearing period (2018)

水生植物的栽种面积约占塘面的 60%,并分成 2 个 30%覆盖小区。栽种方式如下:(1)伊乐藻,3 月 15 日在 9 个蟹塘池底 60%的区域栽种伊乐藻,方式为幼苗移栽,每簇种植面积为 0.5 m×0.5 m,每簇 40 株左右,簇间距为 1.0 m。(2)蕹菜,4 月 20 日在室内培育,室温下生长 30~40 d 后,将蕹菜移入蟹塘,使其覆盖度为塘面的 60%,其底部伊乐藻已在前期人工移除。(3)水稻,4 月 10 日播种并培育毯苗,水稻幼苗在室温下生长 50~60 d 后移入蟹塘,保持水稻覆盖度为 60%,且底部伊乐藻也经人工移除。蕹菜和水稻四周用浮框固定,防止无序漂浮。

4 月 5 日放养蟹苗,蟹苗规格为 80~100 只·kg^{-1},投放量为 15 000 只·hm^{-2}。以饲料、冰鲜带鱼等作为河蟹饵料,并根据河蟹生长情况动态投喂,平均每日每只蟹约 1.5~2.5 g,投饵时间为 17:00 左右。试验期间每日对蟹塘微孔增氧 7~10 h,一般为 20:00 至次日 06:00,阴雨天全天持续增氧;根据降雨情况和水位变化,为保证蟹塘水位,每 2~3 d 进水 1 次。养殖期内向蟹塘投放螺蛳 8 000 kg·hm^{-2},用于净化水质和提供活体饵料。

1.3　样品采集与测定

1.3.1　水样采集与测定

因高温期为河蟹养殖关键期,笔者仅对 7—9 月

养殖水体进行动态监测,期间每隔10 d对每个塘按“S”型分5点取样测定,时间为09:00—11:00,如遇雨天或台风则延后采样。现场测量溶解氧(DO)浓度、水温和pH值,深度为水下20 cm;同时取5~10 cm深处水样混合后立即冰冻,尽快带回实验室利用流动分析仪(Skalar SAN^{++})测定总氮(TN)、总磷(TP)、铵态氮(NH_4^+-N)、硝态氮(NO_3^--N)和亚硝态氮(NO_2^--N)浓度。叶绿素a(Chl a)浓度参照HJ 897—2017《水质叶绿素a的测定 分光光度法》测定[12]。

1.3.2 植株样的采集、测定与计算

养殖结束时,每个塘收割1 m^2植物,带回实验室晾干水分,将植株样品在105 ℃下杀青20 min,然后80 ℃烘干至恒量,记录植株干物质量。植株样品经粉碎机(FZ102,泰斯特,天津)粉碎后,分别测定植株TN和TP含量[13]。计算植株TN和TP同化量,公式为

$$A_N = M_N \times D / 1\,000, \quad (1)$$

$$A_P = M_P \times D / 1\,000。 \quad (2)$$

式(1)~(2)中,A_N为植株氮同化量,kg·hm^{-2};M_N为植株氮含量,g·kg^{-1};D为植株干物质量,kg·hm^{-2};A_P为植株磷同化量,kg·hm^{-2};M_P为植株磷含量,g·kg^{-1}。

1.3.3 CH_4与N_2O的采集、测定与计算

7—9月每隔10 d采集1次温室气体,采气时间为08:30—11:30[14]。CH_4和N_2O采用静态箱法采集。采样箱为有机玻璃制成的无底长方体,箱体外层包裹锡箔,底座用泡沫板制成,箱体的长、宽、高分别为37、37、60 cm。采样前先将底座放置于蟹塘水面中心位置并固定,为尽可能减少采样干扰,在蟹塘中心位置处搭建木桥以便采样。采样时,先在底座凹槽内添加适量的水,再将顶箱扣在底座凹槽内,同时接通电源、打开风扇,混匀箱内气体。扣箱时按0、10、20和30 min时间间隔,用50 mL注射器抽取约100 mL气体打入真空的铝箔采样袋内,并记录箱内温度。每次采完气体后,将顶箱移走,保留底座不动。将采样袋带回实验室,CH_4和N_2O气体浓度采用岛津GC-2014C气相色谱仪测定。

蟹塘N_2O与CH_4排放通量计算公式[15]为

$$F = \rho \times h \times \frac{dc}{dt} \times \frac{273}{273 + T}。 \quad (3)$$

式(3)中,F为气体排放通量,mg·m^{-2}·h^{-1};ρ为标准状况下气体密度,kg·m^{-3};h为采样箱净高度,m;$\frac{dc}{dt}$为单位时间内气体浓度变化率;273为气态方程常数;T为箱内气温,℃。

蟹塘N_2O与CH_4累积排放量的计算公式[16]为

$$Y = \sum_{i=1}^{n} \frac{(F_i + F_{i+1})}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times \frac{24}{100}。 \quad (4)$$

式(4)中,Y为气体累积排放量,kg·hm^{-2};F_i和F_{i+1}分别为第i次和第$i+1$次采样的气体排放通量,mg·m^{-2}·h^{-1};$t_{i+1}-t_i$为2次采样间隔天数,d;n为采样次数;100为单位转换系数。

不同温室气体的全球增温潜势(GWP)不同,100 a时间尺度上,CH_4和N_2O的GWP分别为CO_2的25和298倍,将1 kg·hm^{-2} CO_2通量的GWP定为1,可求得100 a时间尺度上各处理CH_4和N_2O的GWP[17]。将各处理的CH_4和N_2O排放量转化为CO_2当量(Eq-CO_2),更加有利于评价蟹塘不同水生植物处理的温室效应。

1.3.4 水生植物管理与河蟹产量测定

7—9月为保持60%的蕹菜和伊乐藻覆盖率,定期将超出限制区域生长的蕹菜和伊乐藻进行刈割,使蕹菜和伊乐藻的覆盖率与水稻保持一致,将刈割的植物组织计入总生物量。10月底池塘中的水完全排干后,常规捕捉河蟹,测定其产量。

1.4 数据处理

采用Excel 2016进行数据整理,SPSS 21.0软件进行统计分析,试验结果以平均值±标准误表示,各处理的数据用单因素(one-way ANOVA) LSD法进行差异显著性检验(显著性水平为$P<0.05$),运用Sigma Plot 12.5软件作图。蟹塘水环境评价依据GB 3838—2002《地表水环境质量标准》。

2 结果与分析

2.1 河蟹产量变化

与伊乐藻处理相比,蕹菜和水稻处理河蟹总产量分别减少85.39和7.34 kg·hm^{-2},公蟹产量分别减少93.33和31.53 kg·hm^{-2},母蟹产量分别增加7.94和42.19 kg·hm^{-2}。3个处理间河蟹产量均无显著差异(表1)。

表1 不同处理下河蟹产量

Table 1 The yields of Chinese mitten with different treatments kg·hm^{-2}

处理	公蟹产量	母蟹产量	总产量
EL	945.89±26.74^a	441.75±16.79^a	1 387.63±16.28^a
IP	852.56±28.07^a	449.68±12.35^a	1 302.24±18.82^a
OR	914.35±65.35^a	465.94±43.51^a	1 380.29±23.48^a

EL为伊乐藻;IP为空心菜;OR为水稻。同一列数据后英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著($P<0.05$)。

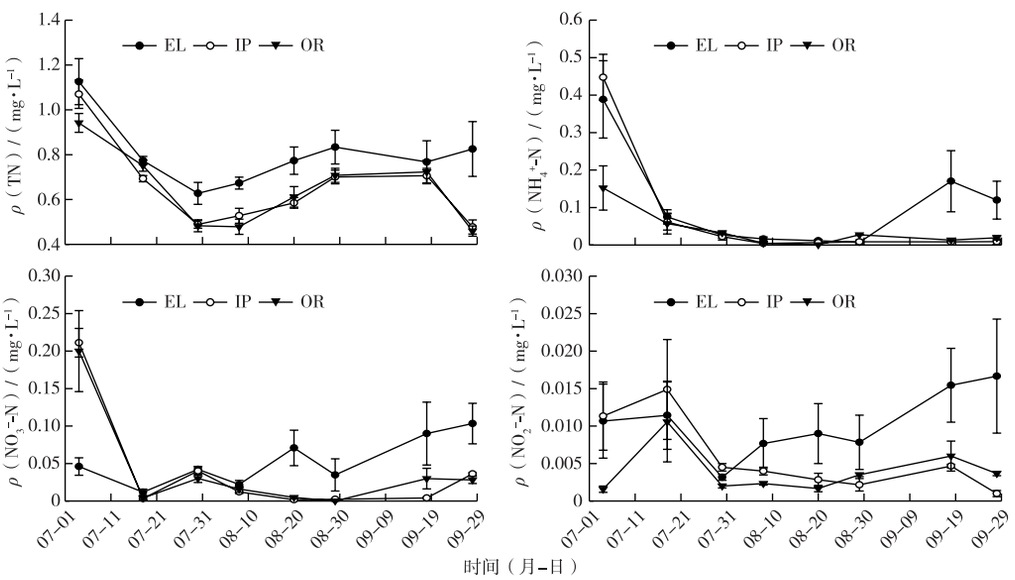
2.2　水体环境因子变化特征

2.2.1　蟹塘水体氮浓度变化

蕹菜、水稻比伊乐藻有更高的 TN 削减能力，且多数时间点差异显著（除 7 月 18 日和 9 月 18 日以外）。由图 2 可见，蕹菜和水稻处理水体 TN 平均质量浓度分别为 0.66 和 0.64 mg·L^{-1}，较伊乐藻处理分别削减 18.0%和 19.4%，且差异显著（P<0.05）；NH_4^+-N 平均质量浓度分别为 0.07 和 0.04 mg·L^{-1}，较伊乐藻处理分别削减 30.3%和 62.3%，但差异不显著（P>0.05）。试验期间各处理水体 TN 和 NH_4^+-N 浓度随时间变化的趋势总体一致。伊乐藻、蕹菜和水稻处理下蟹塘水体 TN 平均质量浓度达到 GB 3838—2002 中的Ⅲ类水标准（≤ 1.0 mg·L^{-1}）。

蕹菜与水稻处理 NO_3^--N 平均质量浓度均为 0.04 mg·L^{-1}，较伊乐藻处理削减 26.1%，且差异显著（P<0.05）；NO_2^--N 平均质量浓度较伊乐藻处理分别削减 44.6%和 61.7%，且差异显著（P<0.05）。

以上水质分析结果表明，在河蟹生长和水质管理关键期，蕹菜和水稻可将蟹塘水体中氮含量控制在较低水平，且对 TN 的削减效果显著好于伊乐藻（P<0.05），水稻对 TN 的削减效果虽高于蕹菜，但两者差异不显著（P>0.05）。



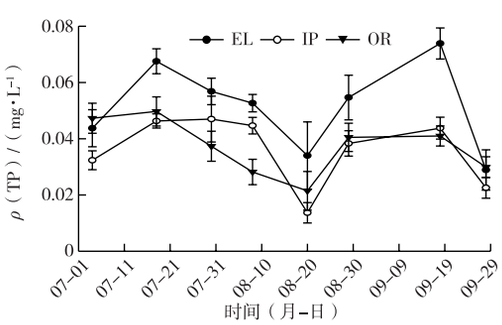
EL—伊乐藻；IP—空心菜；OR—水稻。

图 2　不同处理下水体氮浓度变化

Fig. 2　Changes of water nitrogen concentrations in crab rearing ponds with different treatments

2.2.2　蟹塘水体磷浓度变化

由图 3 可见，试验期间，各处理 TP 浓度随时间的变化趋势总体一致。



EL—伊乐藻；IP—空心菜；OR—水稻。

图 3　不同处理下水体 TP 浓度变化

Fig. 3　Changes of water total phosphorus concentrations in crab rearing ponds with different treatments

与伊乐藻相比，蕹菜和水稻处理对蟹塘水体中 TP 有削减作用，而大多数时间点无显著差异（P>0.05）。蕹菜和水稻处理 TP 平均质量浓度均为 0.04 mg·L^{-1}，较伊乐藻处理削减 29.9%。综上，依据地表Ⅲ类水标准〔ρ(TP) ≤ 0.05 mg·L^{-1}〕，伊乐藻处理 7 月 18、30 日和 9 月 18 日的 TP 浓度超标，超标幅度依次为 36.0%、14.0%和 47.8%。蕹菜和水稻处理水体 TP 平均浓度达到地表Ⅲ类水标准。

2.2.3　蟹塘水生植物对氮磷的吸收富集作用

由表 2 可知，各处理植物 TN 含量差异显著，蕹菜最高，伊乐藻次之，水稻最低。与伊乐藻相比，蕹菜 TN 含量提高 67.78%，水稻 TN 含量下降 29.34%；蕹菜和水稻 TP 含量分别较伊乐藻下降 0.62%和 29.72%。与伊乐藻相比，蕹菜氮同化量提高 87.54%（P<0.05），水稻氮同化量降低 32.27%（P<0.05）；蕹菜磷同化量提高 10.17%（P>0.05），

水稻磷同化量降低 32.83%(P<0.05)。

2.2.4 水温、pH 值、DO 与 Chl a 浓度变化

图 4 显示,蕹菜和水稻处理平均水温均为 28.7 ℃,较伊乐藻处理显著降低(P<0.05)。蕹菜和水稻处理 DO 平均质量浓度分别为 7.11 和 5.72 mg·L^{-1},显著低于伊乐藻处理(P<0.05)。这可能是因为蕹菜和水稻的蟹塘覆盖度达 60%左右,其漂浮或悬浮于水中,影响了水中藻类的光合作用。

蕹菜和水稻处理水体 pH 均值分别为 9.28 和 8.70,低于伊乐藻处理,但无显著差异(P>0.05)。3 个处理的水体 pH 值表现为伊乐藻>蕹菜>水稻,原因之一是伊乐藻的光合作用致使水体中游离的 CO_2 被大量消耗,改变了水中的 $CO_2-HCO_3^--CO_3^{2-}$ 平衡[18],使得 pH 值升高。

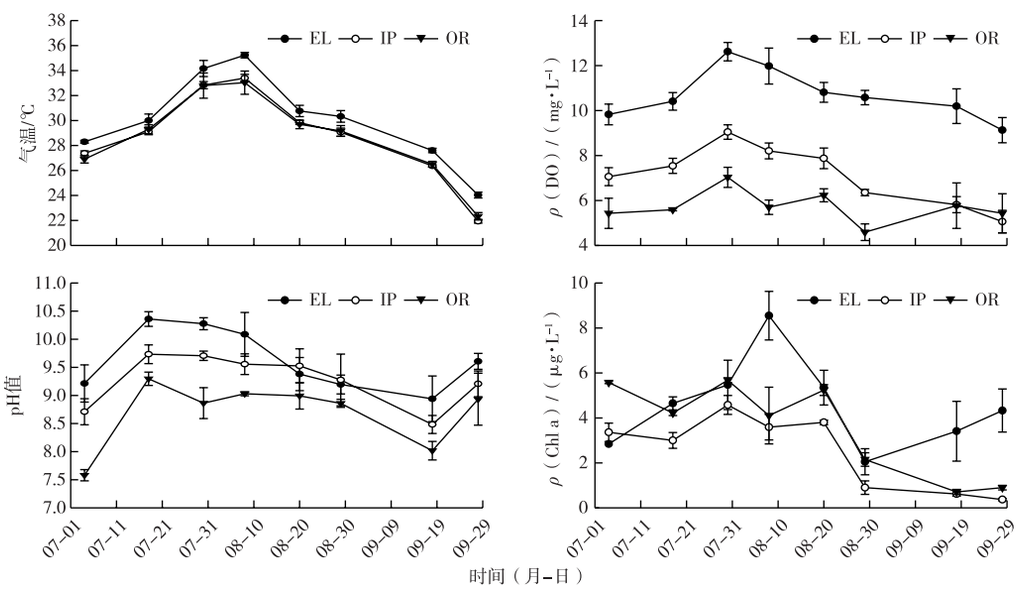
表 2　不同处理下植物体内富集的氮磷量

Table 2　The nitrogen and phosphorus enrichment in plants with different treatments

处理	干物质量/(kg·hm^{-2})	氮含量/(g·kg^{-1})	氮同化量/(kg·hm^{-2})	磷含量/(g·kg^{-1})	磷同化量/(kg·hm^{-2})
EL	106 472.37±6 641.10^a	45.02±2.26^b	4 772.38±198.40^b	8.97±0.24^a	956.14±73.41^a
IP	118 263.55±3 150.06^a	75.54±3.13^a	8 950.07±576.67^a	8.91±0.20^a	1 053.33±22.08^a
OR	101 262.27±6 550.38^a	31.81±2.15^c	3 232.40±368.47^c	6.30±0.32^b	642.21±74.08^b

EL 为伊乐藻; IP 为空心菜; OR 为水稻。

蕹菜和水稻处理 Chl a 平均质量浓度分别为 2.53 和 3.57 μg·L^{-1},较伊乐藻处理显著降低(P<0.05)。试验期间,蟹塘水体 Chl a 浓度随时间的变化趋势基本一致,但 8 月 10 日伊乐藻处理 Chl a 质量浓度出现峰值(8.55 μg·L^{-1})。主要有以下 2 个方面的原因:其一,高温天气池塘水体蒸发作用加强,为保证水位,进水量增大,进水引入浮游植物,其在高水温条件下生长速率较高;其二,随着水温的升高,伊乐藻逐渐死亡,所占面积减退,对氮、磷元素的吸收逐渐减少,某些藻类开始增殖,导致伊乐藻处理水体 Chl a 浓度上升。



EL—伊乐藻; IP—空心菜; OR—水稻。

图 4　不同处理下蟹塘水体环境因子变化

Fig. 4　Changes of environmental factors in crab rearing ponds with different treatments

2.3　蟹塘 CH_4 和 N_2O 排放通量的变化

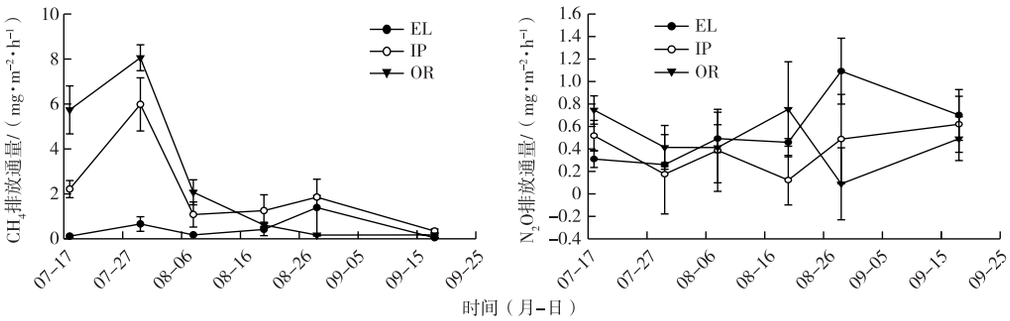
2.3.1 CH_4 排放通量变化

各处理蟹塘 CH_4 排放通量呈先上升后下降的时间变化趋势。蕹菜和水稻处理 CH_4 排放通量在 7 月 30 日出现峰值,分别为 5.98 和 8.06 mg·m^{-2}·h^{-1}。试验期间,蕹菜和水稻处理 CH_4 平均排放通量分别为 2.12 和 2.08 mg·m^{-2}·h^{-1},比伊乐藻处理有所增加,但无显著差异(P>0.05)。

2.3.2 N_2O 排放通量变化

由图 5 可见,伊乐藻处理 N_2O 排放通量呈先上

升后下降的时间变化趋势，蕹菜和水稻处理 N_2O 排放通量则先下降后上升。蕹菜和水稻处理 N_2O 平均排放通量分别为 0.38 和 0.48 mg·m^{-2}·h^{-1}，较伊乐藻处理有所减少，但无显著差异（P>0.05）。



EL—伊乐藻；IP—空心菜；OR—水稻。

图 5　不同处理下蟹塘 CH_4 和 N_2O 排放通量变化

Fig. 5　Changes of CH_4 and N_2O emission fluxes in crab rearing ponds with different treatments

2.3.3　CH_4 和 N_2O 累积排放量及综合温室效应

从 CH_4 累计排放量（表 3）来看，试验期间蕹菜和水稻处理 CH_4 累积排放量显著高于伊乐藻处理（P<0.05），其值分别为 36.32、31.40 和 8.21 kg·hm^{-2}。由表 3 可知，伊乐藻和水稻处理 N_2O 累积排放量高于蕹菜处理，其值分别为 8.99、6.55、5.66 kg·hm^{-2}，但 3 者间无显著差异（P>0.05）。

不同处理下 CH_4 和 N_2O 排放的 GWP 表现为伊乐藻>水稻>蕹菜，且伊乐藻和水稻处理 CH_4 和 N_2O 排放的 GWP 分别比蕹菜增加 100.73 和 1 189.14 kg·hm^{-2}（以 CO_2 当量计）。该结果表明，伊乐藻和水稻可导致温室效应加强，但 3 个处理间并无显著差异（P>0.05）。对伊乐藻和水稻而言，蕹菜更有助于减少 CH_4 和 N_2O 排放的温室效应。

表 3　不同处理下蟹塘的温室效应

Table 3　Greenhouse effects of crab rearing ponds with different treatments

处理	CH_4 累积排放量/（kg·hm^{-2}）	N_2O 累积排放量/（kg·hm^{-2}）	全球增温潜势（GWP）/（kg·hm^{-2}）
EL	8.21±6.66^{b}	8.99±1.23^{a}	2 882.91±435.39^{a}
IP	31.40±5.63^{a}	5.66±2.76^{a}	2 470.61±685.44^{a}
OR	36.32±3.97^{a}	6.55±2.18^{a}	2 859.20±737.96^{a}

EL 为伊乐藻；IP 为空心菜；OR 为水稻。GWP 以 CO_2 当量计。

3　讨论

3.1　不同处理下河蟹产量及蟹塘水体氮磷含量的变化

苏南地区高温热害天气主要集中于 7—8 月，持续高温致使河蟹生长缓慢，蜕壳延迟，产量和品质下降。尽管蕹菜和水稻处理水温较低，但河蟹产量均无显著差异，这可能与蕹菜及水稻处理水体 DO 浓度较低有关，下一步研究应进一步提高蕹菜和水稻处理水体 DO 浓度。7 月中旬伊乐藻开始出现浮根和死亡等现象，蕹菜长势良好，而水稻由于密度较大，在 8 月中下旬即开始结实并逐渐死亡，因此利用水稻毯苗作全周期净化植物可能并不适宜。蕹菜生物量最高，伊乐藻次之，水稻最低，蕹菜的 TN 富集量显著高于伊乐藻和水稻，伊乐藻与蕹菜的 TP 富集量无显著差异。

蟹塘水体中冗余的氮磷来源于残饵及河蟹排泄物。伊乐藻处理的蟹塘水体中 TN、TP、NH_4^+-N、NO_3^--N 和 NO_2^--N 浓度高于蕹菜和水稻。这主要是因为伊乐藻在 7 月中旬出现一定程度的衰亡和腐烂，死亡腐烂的伊乐藻会向水中释放氮磷[19]，从而造成蟹塘水体氮磷浓度上升；而蕹菜和水稻漂浮或悬浮于水中，根系直接从上覆水吸收养分，与底泥的交互作用较小[20]。高温季节保持 60% 的蕹菜和水稻覆盖对蟹塘水体中的氮磷均有去除效果，但两者差异不显著（P>0.05）。主要原因是蟹塘水体营养不足在很大程度上限制了蕹菜和水稻的生长，而伊乐藻扎根底泥，从底泥吸收养分供给其生长[20]，故不存在营养不足的问题；其次，蕹菜和水稻可通过同化吸收、促进水中含氮磷颗粒物的沉降以及反硝化等途径降低水体中氮含量[21]。水源 TN 平均质量浓度为 1.25 mg·L^{-1}，养殖塘定期换水及高温季节科学管理，蟹塘水体水质总体上富营养化程度不高，水质达到地表Ⅲ、Ⅳ类水标准。例如，李凤博等[7]在鱼塘种植 60% 的水稻发现，种稻鱼塘水体中冗余的氮含量比不种稻鱼塘显著降低，且至水稻收获期，种稻鱼塘 TN、TP、NH_4^+-N、NO_3^--N 质量浓度

分别为0.49、0.08、0.10和0.08 mg·L^{-1}。笔者试验中水稻对蟹塘水体氮磷的去除效果与上述研究较为接近。王茂元[9]研究了覆盖率为5%、10%和20%的蕹菜浮床对罗非鱼养殖池塘的净化作用,结果表明,蕹菜浮床覆盖率为20%时对池塘水体氮磷的去除率最大,试验结束时池塘水体TN、TP、NH_4^+-N、NO_3^--N质量浓度分别为1.53、0.22、0.30和1.02 mg·L^{-1}。从净化效果来看,笔者试验中蕹菜对蟹塘水体氮磷的去除效果要好于上述研究,这可能是覆盖率的差异所致。

3.2 不同处理下蟹塘温室气体的排放及综合增温效应

3.2.1 CH_4排放量

3个处理CH_4排放通量随时间变化总体呈减弱态势。夏季蟹塘CH_4排放量为69.1 kg·hm^{-2}[11],该试验3个处理蟹塘CH_4排放量分别较其降低47.44%、54.56%和88.12%,说明蟹塘CH_4排放量具有地区差异性。稻田转变为蟹塘后,残饵和排泄物等有机物比作物残余物更易分解,为CH_4生成提供了丰富的碳源;池塘沉积物被永久淹没,形成的厌氧环境为CH_4生成提供了理想条件,使得蟹塘CH_4排放量急剧增加[3]。该试验中,蕹菜和水稻处理CH_4排放量均显著高于伊乐藻,其原因与CH_4产生所需厌氧环境及CH_4产生后上下交换过程中被氧化的程度有关[22]。其一,蕹菜和水稻处理水体DO浓度相对较低,池塘底层易形成缺氧或厌氧环境,有利于产甲烷菌的繁殖[22];其二,伊乐藻的光合作用使得水体中DO浓度增加,CH_4被氧化;其三,前人研究表明植物通气组织是CH_4的重要传输途径[23]。HU等[24]发现,养殖过程中连续曝气时CH_4排放量相对较低,且曝气增氧是影响CH_4排放的关键因素。蕹菜和水稻处理水体DO浓度较低,CH_4排放较伊乐藻处理有所增加。如何通过对蕹菜和水稻处理采取曝气增氧措施,以控制CH_4增排有待进一步研究。

3.2.2 N_2O排放量

水生生态系统沉积物中微生物的硝化和反硝化作用是N_2O产生和排放的主要途径,N_2O排放量受无机氮底物浓度的影响。高温季节蟹塘水深约1.0 m,淹水厌氧环境抑制了硝化作用的进行[25]。3个处理N_2O排放量均较低,且N_2O排放量无显著差异,但蕹菜和水稻处理较伊乐藻处理有所降低,可能与微生物的硝化和反硝化作用有关。池塘生态系统N_2O产生与排放还受温度、沉积物理化条件、沉积物中碳氮含量、植被覆盖等多重因素的影响。

3.2.3 蟹塘综合温室效应

有研究发现,在蟹塘种植水草对CO_2和CH_4有明显的减排效果,具有减缓综合温室效应的潜力[11]。笔者试验在未考虑不同处理蟹塘CO_2排放环境效益的前提下,对河蟹养殖系统CH_4和N_2O排放产生的温室效应进行了分析,3个处理在河蟹养殖高温期均表现为温室气体的源,而蕹菜处理产生的综合温室效应最低,表明蕹菜的减排效果更佳,因此,在蟹塘种植蕹菜具有较好的推广价值。

4 结论

蕹菜和水稻作为高温季蟹塘净化植物,与伊乐藻相比,对公母河蟹产量的影响无显著差异,从产量上具有替代传统养殖模式的潜力。与伊乐藻相比,蕹菜和水稻对蟹塘水体中TN有明显削减作用,且多数时间点差异显著,对TP的削减作用则无显著差异。与伊乐藻相比,蕹菜的氮磷同化量最高,水稻次之。高温期3种水生植物蟹塘均表现为大气CH_4和N_2O的源,但综合温室效应明显不同。蕹菜虽然显著增加了CH_4排放($P<0.05$),但N_2O排放有所降低($P>0.05$),蕹菜处理的综合温室效应较伊乐藻和水稻处理分别减少16.7%和15.7%。综合考虑3种水生植物处理下的河蟹产量、水体净化效果和温室效应,以蕹菜作为高温季节蟹塘的优选水生植物最为适合。

参考文献:

[1] 刘庆华,黄姝,岳武成,等.伊乐藻对中华绒螯蟹生长和营养品质的影响[J].中国水产科学,2017,24(1):91-99.[LIU Qing-hua,HUANG Shu,YUE Wu-cheng,*et al*.Effects of *Elodea nuttallii* on Growth and Nutritional Quality of Chinese Mitten Crab,*Eriocheir sinensis*[J].Journal of Fishery Sciences of China,2017,24(1):91-99.]

[2] 周露洪,谷孝鸿,曾庆飞,等.固城湖围垦区池塘河蟹养殖环境影响及模式优化研究[J].生态与农村环境学报,2013,29(1):36-42.[ZHOU Lu-hong,GU Xiao-hong,ZENG Qing-fei,*et al*.Environmental Effects and Structural Optimization of Crab Culture in Ponds in Reclamation Zones of Gucheng Lake[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2013,29(1):36-42.]

[3] YUAN J J,XIANG J,LIU D Y,*et al*.Rapid Growth in Greenhouse Gas Emissions From the Adoption of Industrial-Scale Aquaculture[J].Nature Climate Change,2019,9(4):318-322.

[4] 王明华,沈全华,唐晟凯,等.伊乐藻对黄颡鱼池塘养殖水体净化效果的试验[J].水生态学杂志,2009,30(4):48-51.[WANG Ming-hua,SHEN Quan-hua,TANG Sheng-kai,*et al*.Purification Effect of *Elodea nuttallii* on Water in Pond Stocked *Pelteobagrus fulvidraco*[J].Journal of Hydroecology,2009,30(4):48-51.]

[5] 徐富贤,周兴兵,蒋鹏,等.利用杂交水稻开花比例鉴定耐高温

性的方法[J].中国生态农业学报,2017,25(9):1335-1344.[XU Fu-xian,ZHOU Xing-bing,JIANG Peng,*et al*.Identification Method of High Temperature Resistance of Hybrid Rice Based on Flowering Rate[J].Chinese Journal of Eco-Agriculture,2017,25(9):1335-1344.]

[6] 陈莹,罗健,郑燕玲,等.不同浓度海水配制营养液对蕹菜生长和品质的影响[J].上海交通大学学报(农业科学版),2008,26(5):474-477.[CHEN Ying,LUO Jian,ZHENG Yan-ling,*et al*.Effects of Nutrient Solution Made With Different Concentrations of Sea Water on the Growth and Quality of *Ipomoea aquatica* Forsk[J].Journal of Shanghai Jiao Tong University(Agricultural Science),2008,26(5):474-477.]

[7] 李凤博,冯金飞,周锡跃,等.鱼塘种稻对养殖水体营养物质的去除作用研究[J].中国水稻科学,2015,29(2):174-180.[LI Feng-bo,FENG Jin-fei,ZHOU Xi-yue,*et al*.Nutrients Removal From Fish Pond by Rice Planting[J].Chinese Journal of Rice Science,2015,29(2):174-180.]

[8] SHI L L,JIN M J,SHEN MX,*et al*.Using *Ipomoea aquatic* as an Environmental-Friendly Alternative to *Elodea nuttallii* for the Aquaculture of Chinese Mitten Crab[J].PeerJ,2019,7:e6785.DOI:10.7717/peerj.6785.

[9] 王茂元.水培空心菜对养殖池塘水质的影响[J].福建农业学报,2015,30(3):307-311.[WANG Mao-yuan.Effect of *Ipomoea aquatic* as an Ecological Floating Raft on Water Quality of Aquaculture Ponds[J].Fujian Journal of Agricultural Sciences,2015,30(3):307-311.]

[10] 朱林,车轩,刘晃.夏季团头鲂养殖池塘生态系统温室气体排放通量分析[J].山西农业科学,2015,43(10):1297-1300.[ZHU Lin,CHE Xuan,LIU Huang.Greenhouse Gas Emissions of *Megalobrama amblycephala* Culture Pond Ecosystems in Summer[J].Journal of Shanxi Agricultural Sciences,2015,43(10):1297-1300.]

[11] 林海,周刚,李旭光,等.夏季池塘养殖中华绒螯蟹生态系统温室气体排放及综合增温潜势[J].水产学报,2013,37(3):417-424.[LIN Hai,ZHOU Gang,LI Xu-guang,*et al*.Greenhouse Gases Emissions From Pond Culture Ecosystem of Chinese Mitten Crab and Their Comprehensive Global Warming Potentials in Summer[J].Journal of Fisheries of China,2013,37(3):417-424.]

[12] HJ 897—2017,水质叶绿素 a 的测定 分光光度法[S].

[13] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科学技术出版社,2000:308-314.

[14] KESSAVALOU A,MOSIER A R,DORAN J W,*et al*.Fluxes of Carbon Dioxide,Nitrous Oxide,and Methane in Grass Sod and Winter Wheat-Fallow Tillage Management[J].Journal of Environmental Quality,1998,27(5):1094-1104.

[15] 武岩,红梅,林立龙,等.3 种土壤改良剂对河套灌区玉米田温室气体排放的影响[J].环境科学,2018,39(1):310-320.[WU Yan,HONG Mei,LIN Li-long,*et al*.Effects of Three Soil Amendments on Greenhouse Gas Emissions From Corn Fields in the Hetao Irrigation District[J].Environmental Science,2018,39(1):310-320.]

[16] 闫翠萍,张玉铭,胡春胜,等.不同耕作措施下小麦-玉米轮作农田温室气体交换及其综合增温潜势[J].中国生态农业学报,2016,24(6):704-715.[YAN Cui-ping,ZHANG Yu-ming,HU Chun-sheng,*et al*.Greenhouse Gas Exchange and Comprehensive Global Warming Potential Under Different Wheat-maize Rotation Patterns[J].Chinese Journal of Eco-Agriculture,2016,24(6):704-715.]

[17] 周贝贝,王一明,林先贵.不同处理方式的粪肥对水稻生长和温室气体排放的影响[J].应用与环境生物学报,2016,22(3):430-436.[ZHOU Bei-bei,WANG Yi-ming,LIN Xian-gui.Effects of Differently Treated Manures on Rice Growth and Greenhouse Gas Emission[J].Chinese Journal of Applied and Environmental Biology,2016,22(3):430-436.]

[18] JAMES W F,BARKO J W,BUTLER M G.Shear Stress and Sediment Resuspension in Relation to Submersed Macrophyte Biomass[J].Hydrobiologia,2004,515(1/2/3):181-191.

[19] 司静,邢奕,卢少勇,等.沉水植物衰亡过程中氮磷释放规律及温度影响的研究[J].中国农学通报,2009,25(1):217-223.[SI Jing,XING Yi,LU Shao-yong,*et al*.Release Rule Research of Submerged Plants With Temperature Impact in Contabescence[J].Chinese Agricultural Science Bulletin,2009,25(1):217-223.]

[20] 张芳,易能,邸攀攀,等.不同水生植物的除氮效率及对生物脱氮过程的调节作用[J].生态与农村环境学报,2017,33(2):174-180.[ZHANG Fang,YI Neng,DI Pan-pan,*et al*.Nitrogen Removal Efficiency and Control of Bio-Denitrification Process of Aquatic Plants[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2017,33(2):174-180.]

[21] LI S,LI H,LIANG X Q,*et al*.Rural Wastewater Irrigation and Nitrogen Removal by the Paddy Wetland System in the Tai Lake Region of China[J].Journal of Soils and Sediments,2009,9(5):433-442.

[22] LI C S,FROLKING S,XIAO X M,*et al*.Modeling Impacts of Farming Management Alternatives on CO_2,CH_4,and N_2O Emissions:A Case Study for Water Management of Rice Agriculture of China[J].Global Biogeochemical Cycles,2005,19(3):GB3010.DOI:10.1029/2004gb002341.

[23] MA Y C,KONG X W,YANG B,*et al*.Net Global Warming Potential and Greenhouse Gas Intensity of Annual Rice-Wheat Rotations With Integrated Soil-Crop System Management[J].Agriculture,Ecosystems & Environment,2013,164:209-219.

[24] HU Z,LEE J W,CHANDRAN K,*et al*.Influence of Carbohydrate Addition on Nitrogen Transformations and Greenhouse Gas Emissions of Intensive Aquaculture System[J].Science of the Total Environment,2014,470/471:193-200.

[25] 袁伟玲,曹凑贵,李成芳,等.稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH_4 和 N_2O 温室效应及经济效益评估[J].中国农业科学,2009,42(6):2052-2060.[YUAN Wei-ling,CAO Cou-gui,LI Cheng-fang,*et al*.Methane and Nitrous Oxide Emissions From Rice-Fish and Rice-Duck Complex Ecosystems and the Evaluation of Their Economic Significance[J].Scientia Agricultura Sinica,2009,42(6):2052-2060.]

作者简介：刘永茂(1992—),男,甘肃天水人,硕士生,主要从事农业面源污染治理研究。E-mail:1538658940@qq.com

(**责任编辑**：许　素)

生态与农村环境学报 2020，36（8）：1080-1088
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0905
夏梦华，刘铭羽，郭宁宁，等.美人蕉、梭鱼草和黄菖蒲人工湿地系统对养猪废水的脱氮特征研究[J].生态与农村环境学报，2020，36(8)：1080-1088.
XIA Meng-hua，LIU Ming-yu，GUO Ning-ning，*et al*.Study on Nitrogen Removal Characteristics of Swine Wastewater in the Constructed Wetland Systems of *Canna indica*，*Pontederia cordata* and *Iris pseudacorus*[J].Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：1080-1088.

美人蕉、梭鱼草和黄菖蒲人工湿地系统对养猪废水的脱氮特征研究

夏梦华[1,2]，刘铭羽[1,2]，郭宁宁[3]，叶 磊[4]，李 希[1①]，李裕元[1]，张满意[1]，吴金水[1]（1. 中国科学院亚热带农业生态研究所/ 亚热带农业生态过程重点实验室，湖南 长沙 410125；2. 中国科学院大学，北京 100049；3. 湖南师范大学资源与环境科学学院，湖南 长沙 410006；4. 湖南农业大学工学院，湖南 长沙 410128）

摘要：湿地植物是人工湿地系统的重要组成部分之一，不同植物构建的湿地系统有不同的脱氮特征。通过野外小区试验，以3种常见挺水植物——美人蕉（*Canna indica*）、梭鱼草（*Pontederia cordata*）、黄菖蒲（*Iris pseudacorus*）为研究对象，在水力停留时间为7 d时探究其对养猪废水（沼液）的脱氮特征。结果表明：3种植物湿地系统对TN、NH_4^+-N和NO_3^--N的去除效果均为梭鱼草>黄菖蒲>美人蕉，脱氮量分别为3.93、3.74和2.96 g·m^{-2}·d^{-1}，其中微生物转化脱氮居主导地位，分别占去除总量的66%、73%和64%，底泥吸附（13%、10%和22%）和植物吸收（21%、17%和14%）途径占比均较低。3种挺水植物在养猪废水（沼液）中均可存活，其中梭鱼草生物量较大，湿地脱氮效果最好，适合作为养猪废水（沼液）处理的先锋植物；黄菖蒲根系相对发达，低温阶段生长良好，与梭鱼草存在季节方面的互补性；美人蕉耐受能力较强，但净化能力较弱。

关键词：养猪废水；人工湿地；梭鱼草；黄菖蒲；美人蕉；脱氮特征
中图分类号：X52 **文献标志码**：A **文章编号**：1673-4831(2020)08-1080-09

Study on Nitrogen Removal Characteristics of Swine Wastewater in the Constructed Wetland Systems of *Canna indica*, *Pontederia cordata* and *Iris pseudacorus*.

XIA Meng-hua[1,2], *LIU Ming-yu*[1,2], *GUO Ning-ning*[3], *YE Lei*[4], *LI Xi*[1①], *LI Yu-yuan*[1], *ZHANG Man-yi*[1], *WU Jin-shui*[1] (1. Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences/ Key Laboratory of Agro-Ecological Processes in Subtropical Region, Changsha 410125, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. College of Resources and Environmental Sciences, Hunan Normal University, Changsha 410006, China; 4. College of Engineering, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China)

Abstract: Wetland plants are one of the critical components of the constructed wetland, and wetland systems constructed by different plants have different nitrogen removal characteristics. In this study, three emerged plants, *Canna indica*, *Pontederia cordata* and *Iris pseudacorus*, were selected for the field control experiment under the hydraulic retention time of 7 days. The nitrogen removal characteristics of the three plants on treating swine wastewater were investigated. The results show that the removal rates of TN, NH_4^+-N, and NO_3^--N were *P. cordata* > *I. pseudacorus* > *C. indica*, and the nitrogen removal loads were 3.93, 3.74 and 2.96 g·m^{-2}·d^{-1}, respectively. Among the wetland systems of the three emergent plants, microbial transformation was the most important way to the removing of nitrogen, accounting for 66%, 73%, and 64% of the total nitrogen removal amount, respectively, and the amount of sediment adsorption (13%, 10%, and 22%) and plant uptake (21%, 17%, and 14%) were lower. *P. cordata* had the largest biomass, the best growth and nitrogen removal rate and was suitable to be the pioneer plant for swine wastewater treatment. The root system of *I. pseudacorus* was the most developed, and it grew well under low temperature conditions, which can be a seasonal complement to *P. cordata*.

收稿日期：2019-11-11
基金项目：国家重点研发计划(2018YFD0800103)；湖南省自然科学基金(2018JJ3581)；河南省重大科技专项(161100310600)
① 通信作者 E-mail：lixi@isa.ac.cn

C. indica can grow well in the swine wastewater, but its purification capacity was weak.

Key words: swine wastewater; constructed wetland; *Pontederia cordata*; *Iris pseudacorus*; *Canna indica*; nitrogen removal characteristic

随着点源污染逐步得到有效控制,面源污染问题已成为引起水环境质量下降及水生态环境恶化的主要原因,而农业面源污染防治是面源污染治理最重要的环节[1],其中高密度畜禽养殖及过量施肥导致的氮流失是形成农业面源污染的主要原因[2]。养殖废水因为排水量大、排水时间相对集中、氮磷负荷高等原因,难以得到快速有效的处理和利用,因此逐步演化成农村环境污染中的主要问题[3-4]。

养猪废水是一种高负荷的有机废水[5],同时也是农业生产中宝贵的肥力资源,其处理技术主要包括厌氧处理技术、好氧处理技术和人工湿地处理技术[6]。其中前 2 项技术主要应用于大规模的工厂化处理,优点主要在于集中程度高、占地少,但也存在不足之处:工程建设和运行成本较高[7]。人工湿地处理技术具有投资少、氮磷资源回收利用效率高等特点,在农村分散型养猪废水处理方面受到更多青睐。人工湿地中氮的去除方式主要包括微生物转化、植物吸收、基质吸附和氨挥发等[8],其中硝化-反硝化作用是人工湿地系统最主要的脱氮过程,通常占系统氮去除总量的66%~80%[9],植物直接吸收对脱氮量的贡献一般不大(2%~43%)[10-11],但能通过根系泌氧、生化反应酶的释放以及改变水力传输特征等方面间接促进氮的去除[12],因此,不同植物构建的湿地系统有不同的脱氮特征。

目前关于湿地植物对污水的脱氮能力研究已较多[13-14],但关注点多集中在中低负荷污水的净化或植物对某种元素的吸附累积能力上,且以室内模拟试验居多,湿地植物对高负荷养猪废水的具体耐受情况以及系统内的氮去向特征研究较少。遴选适当的湿地植物对于养猪废水的低成本生态治理具有重要的理论价值;明确氮去向并探寻影响其去向的关键因素则有利于提高人工湿地对营养元素的利用率。基于此,笔者通过野外小区控制试验,研究了由美人蕉(*Canna indica*)、梭鱼草(*Pontederia cordata*)、黄菖蒲(*Iris pseudacorus*)3 种生物量较大的挺水植物构建的表面流人工湿地对养猪废水(沼液)的脱氮特征及机理,以期为湿地植物的遴选提供理论依据,为养猪废水的生态治理提供一定的参考。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

试验在湖南省长沙县金井镇中国科学院长沙农业环境观测研究站(113°20′4.75″ N, 28°33′4.01″ E)进行。研究区属典型亚热带湿润季风气候区,多年平均气温为 17.2 ℃,全年无霜期为 260~300 d,年日照时数为 1 600~1 800 h,年平均降水量约为 1 300 mm。

1.2　试验材料

试验小区设置在野外,小区由混凝土建成,底部及四周均做防渗处理,长×宽×深为 80 cm×50 cm×40 cm,在距底部 26 cm 高处开直径为 2 cm 的排水孔 2 个,以保证各小区正常排水。小区底泥采用当地典型水稻土,土壤砂粒(粒径>0.05 mm)和黏粒(粒径<0.002 mm)含量 w 分别为 41.6%和 10.0%。土壤质地为粉砂壤[15],土壤容重约为 1.21 g·cm^{-3},w(总有机碳)约为 10.6 g·kg^{-1},w(全氮)、w(全磷)及 w(全钾)分别为 1.2、0.4 和 22.5 g·kg^{-1}。试验所用养猪废水取自长沙县开慧镇锡福村某小型养猪场,猪场总占地面积约为 5 800 m^2,存栏数量约为 1 500 头,废水产生量约为 15 t·d^{-1}。试验所用废水为经过厌氧池预处理过的养猪废水沼液,但沼液中残留的 COD 为 1 700 mg·L^{-1},ρ(氮)为 370 mg·L^{-1},ρ(磷)为 65 mg·L^{-1}。试验所用植物均为当地常见且萌蘖再生能力较强的挺水植物。幼苗在花卉市场统一购买,株高控制在(60±5) cm。

1.3　试验设计

试验共设美人蕉、梭鱼草、黄菖蒲 3 个处理组及 1 个对照(无植物),每个处理设置 3 次重复,共 12 个小区,采用随机区组设计。试验开始前,先在每个小区底部填充过 3 mm 孔径筛的水稻土 12 cm 作为人工湿地植物定植底泥,植物种植密度为 35 丛·m^{-2},初期控制植物种苗湿重约为 4.1 kg·m^{-2}。植物定植后加水并淹没土壤,培养 10 d,待植物成活并稳定生长后正式开始试验。试验阶段为 2018 年 9—11 月,周期为 50 d,试验期间使用蠕动泵(LabV3)从储水池持续进水,并根据天气情况定期加水以补充蒸散发耗水量,小区进水量为 8 L·d^{-1},即进水负荷约为 20 L·m^{-2}·d^{-1},水力停留时间为 7 d。

1.4　样品采集与分析方法

在试验开始前采集底泥及植物样品背景值,之后定期采集进出水、底泥和植物样品。

水样的采集与分析:水样每 7 d 采集 1 次,在试

验小区出水口及中心分别取样,混合后作为待测样品,保存于100 mL塑料方瓶中,同时采集储水池内原液。分别测定氨氮(NH_4^+-N)、硝态氮(NO_3^--N)和总氮(TN)浓度,NH_4^+-N和NO_3^--N浓度离心过滤后取上清液,用AA3流动分析仪测定;TN浓度采用碱性过硫酸钾消解-流动注射仪法测定。此外,用雷磁DDB-303A便携式电导率仪现场实时测定水体电导率(EC),用哈希便携式水质分析仪(HQ40d)测定水温(T)及溶解氧(DO)浓度,用梅特勒-托利多pH计(FE20)测定pH值。

植物样品的采集与分析:分别于试验开始前和结束时称量并换算各小区植物及根系生物总量(以干重计)。植物样每14 d采集1次,选择长势良好且有代表性的植株带底泥切出,于实验室内清洗干净,分根、茎、叶剪碎装于信封袋内,置于105 ℃烘箱中杀青30 min,于80 ℃条件下烘至恒重,研磨、过0.42 mm孔径筛后装于自封袋保存,用于植物TN含量测定,测定方法为H_2SO_4-H_2O_2消煮-半微量凯氏定氮法。

底泥样品的采集与分析:底泥样每14 d采集1次,与植物样采集同步进行,使用土钻进行采集,取样深度与小区填土厚度一致,每个小区沿对角线等距离取三钻底泥,装自封袋带回实验室,风干部分过1.7 mm孔径筛去除植物根系。样品分为2份:一份鲜样用自封袋保存在4 ℃冰箱中,用于测定底泥pH值、含水率、NH_4^+-N及NO_3^--N含量;另一部分进一步自然风干,经研磨、过0.15 mm孔径筛后4 ℃条件下保存,用于测定土壤TN含量。NH_4^+-N及NO_3^--N含量采用氯化钾浸提-流动注射仪法测定;土壤TN含量经H_2SO_4消解后,用半微量凯氏定氮法测定。

1.5 计算方法与数据分析

人工湿地中污染物去除效率(R)计算方法为

$$R = (C_{i0} - C_i)/C_{i0} \times 100 。 \quad (1)$$

式(1)中,C_{i0}为人工湿地第i次采样时储水池原液质量浓度,mg·L^{-1};C_i为人工湿地第i次采样出水质量浓度,mg·L^{-1}。

人工湿地单位面积平均氮去除负荷(Q_w)计算方法为

$$Q_w = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{(C_{i0} - C_i) \times V}{t \times S} 。 \quad (2)$$

式(2)中,Q_w为人工湿地单位面积平均氮去除负荷,g·m^{-2}·d^{-1};n为采样次数(7次);i为采样频次;V为湿地中水体有效体积,m^3;t为水力停留时间,d;S为湿地有效面积,m^2。

人工湿地单位面积底泥平均氮吸附量(Q_s)计算方法为

$$Q_s = 1\,000\,\rho_b \times \frac{V \times (C_s - C_{s0})}{D \times S} 。 \quad (3)$$

式(3)中,Q_s为人工湿地单位面积底泥平均氮吸附量,g·m^{-2}·d^{-1};ρ_b为底泥容重,g·cm^{-3};V为湿地内土壤体积,m^3;C_s为试验结束时底泥TN含量,g·kg^{-1};C_{s0}为试验开始时底泥TN背景含量,g·kg^{-1};D为试验天数,d;1 000为单位换算系数。

人工湿地单位面积植物平均氮吸收量(Q_p)计算方法为

$$Q_p = (P_C \times P_B - P_{C0} \times P_{B0})/D 。 \quad (4)$$

式(4)中,Q_p为人工湿地单位面积植物平均氮吸收量,g·m^{-2}·d^{-1};P_B为试验结束时单位面积植物干重,kg·m^{-2};P_C为试验结束时植株内氮含量,g·kg^{-1};P_{B0}为试验开始时单位面积植物干重,kg·m^{-2};P_{C0}为试验开始时植株内氮含量,g·kg^{-1}。

废水pH值约为7.8,因此氨挥发氮损失量可忽略不计[16],扣除植物吸收量、底泥吸附量,其他形式氮去除均算入微生物去除途径,试验期人工湿地单位面积微生物转化作用下氮去除量(Q_m)采用下式进行估算[17]:

$$Q_m = Q_w - Q_s - Q_p 。 \quad (5)$$

式(5)中,Q_m为人工湿地单位面积微生物转化作用下氮去除量,g·m^{-2}·d^{-1}。

采用Microsoft Excel 2010软件进行数据分析,SPSS 22.0软件进行统计分析,Origin 2019b软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 养猪废水中TN、NH_4^+-N及NO_3^--N的去除效果

试验小区进水ρ(TN)和ρ(NH_4^+-N)分别为318~391和296~368 mg·L^{-1},试验期内平均去除率大小顺序均为梭鱼草>黄菖蒲>美人蕉>对照,TN平均去除率分别为56%、53%、42%和31%,平均出水质量浓度为156、166、205和243 mg·L^{-1}(图1);NH_4^+-N平均去除率分别为57%、53%、48%和32%,平均出水质量浓度为137、156、166和215 mg·L^{-1}(图2)。梭鱼草和黄菖蒲处理TN和NH_4^+-N去除率均与对照差异显著(P<0.05)。此外,不同处理的TN和NH_4^+-N去除率均随时间推移呈下降趋势,其中9月21日—10月15日去除率较高,下降较缓;

10 月 15 日—11 月 9 日去除率下降较快。梭鱼草处理前期(9 月 21 日—10 月 15 日)TN 和 NH_4^+-N 的去除效果最好,最高达 75%和 82%,平均出水质量浓度分别为 99 和 68 mg·L^{-1}。黄菖蒲处理后期(10 月 15 日—11 月 9 日)TN 和 NH_4^+-N 的去除率最好,最高达 53%和 49%,平均出水质量浓度分别为 153 和 154 mg·L^{-1}。试验期间梭鱼草、黄菖蒲、美人蕉和对照 4 种处理的氮去除量分别为 3.93、3.74、2.96 和 2.21 g·m^{-2}·d^{-1}。

养猪废水(沼液)中 ρ(NO_3^--N)极低,约为 0.13~0.94 mg·L^{-1}。NO_3^--N 去除率随着时间推移呈下降趋势,大小顺序为梭鱼草>黄菖蒲>美人蕉>对照,平均去除率分别为 53%、50%、49%和 36%,平均出水质量浓度分别为 0.211、0.214、0.215 和 0.258 mg·L^{-1},各处理间去除率无显著差异(P>0.05)(图 3)。

将不同污染物去除率与水环境因子进行 Pearson 相关性分析,结果表明 TN、NH_4^+-N 去除率均与温度呈极显著正相关(P<0.01),与 pH 值呈极显著负相关(P<0.01);NO_3^--N 去除率与温度呈极显著正相关(P<0.01),与 DO、pH 值呈显著负相关(P<0.05)(表 1)。

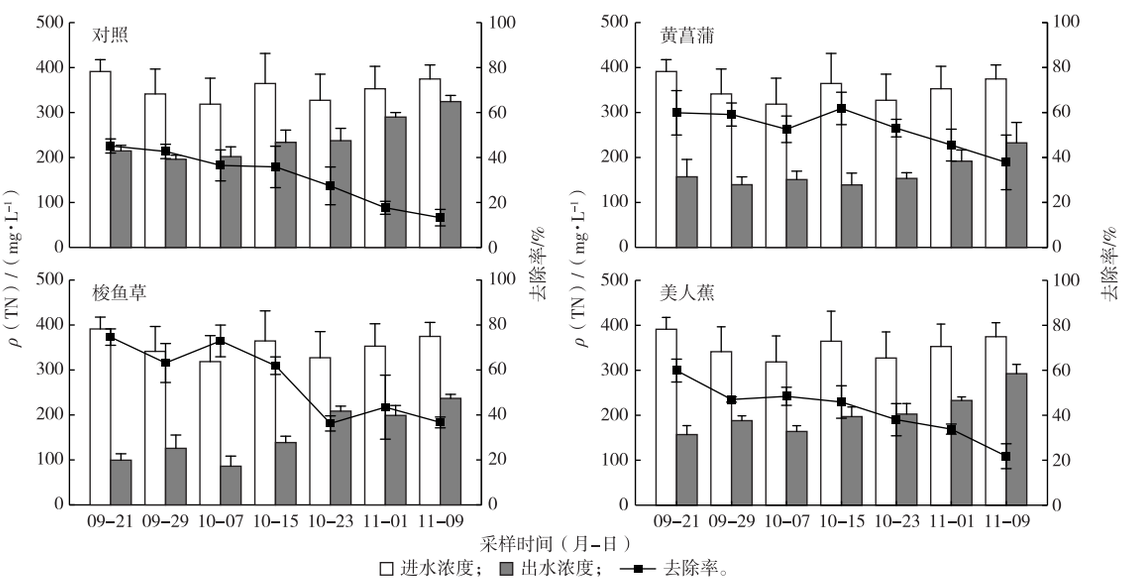


图 1　TN 进出水浓度及去除率

Fig. 1　Influent, effluent concentration and removal rate of TN in swine wastewater

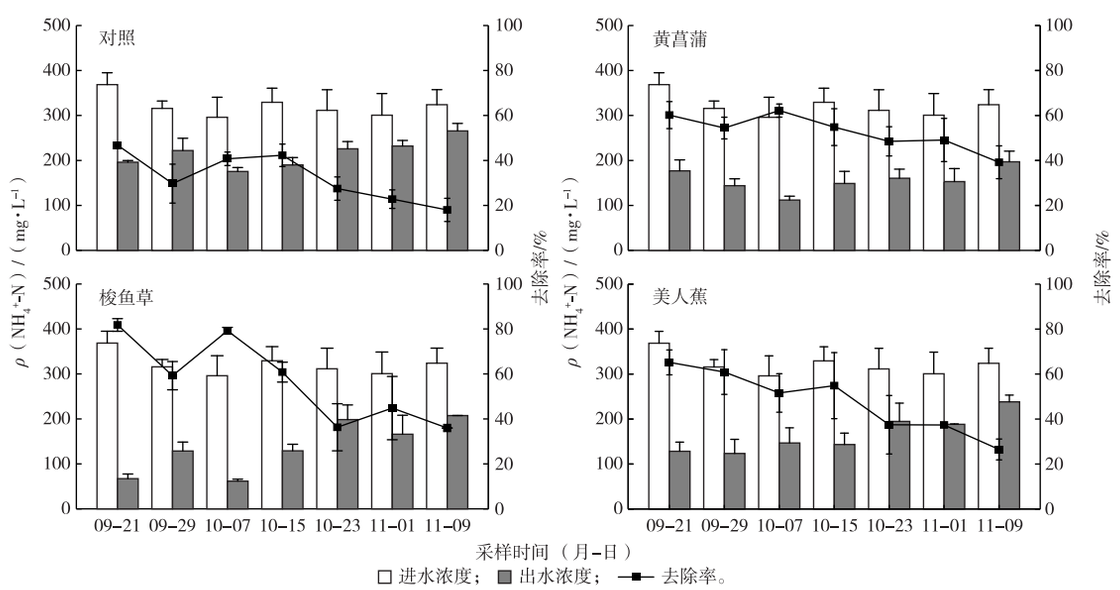


图 2　NH_4^+-N 进出水浓度及去除率

Fig. 2　Influent, effluent concentration and removal rate of NH_4^+-N in swine wastewater

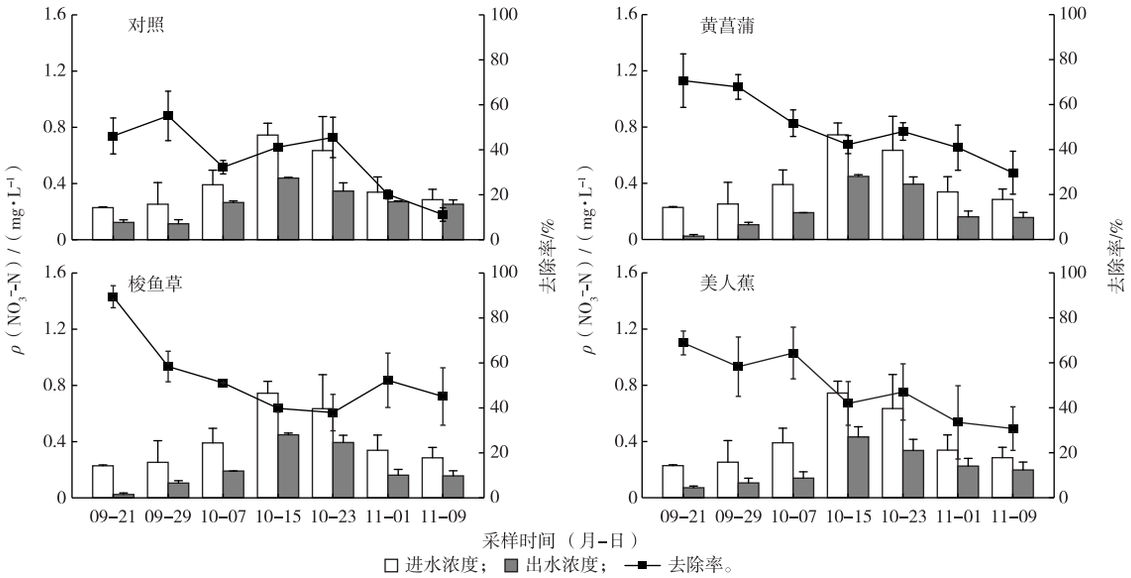


图 3　NO_3^--N 进出水浓度及去除率

Fig. 3　Influent, effluent concentration and removal rate of NO_3^--N in swine wastewater

表 1　污染物去除率与环境因子的相关系数

Table 1　Correlation analysis between pollutant removal rate and environmental factors

指标	TN 去除率	NH_4^+-N 去除率	NO_3^--N 去除率	EC	pH 值	ρ(DO)
NH_4^+-N 去除率	0.938**					
NO_3^--N 去除率	0.752**	0.742**				
EC	0.642**	0.659**	0.569**			
pH 值	−0.578**	−0.500**	−0.586**	−0.282		
ρ(DO)	−0.151	−0.175	−0.407*	−0.041	0.118	
T	0.706**	0.693**	0.620**	−0.681**	−0.184	−0.214

** 表示在 0.01 水平上显著相关，* 表示在 0.05 水平上显著相关。

2.2　底泥中 TN、NH_4^+-N 及 NO_3^--N 含量变化

试验期间底泥 pH 值变化范围为 7.08～8.30，平均为 7.80，呈弱碱性。试验开始时（9 月 13 日）不同处理中底泥 TN 和 NH_4^+-N 含量无显著差异（$P>0.05$）。由图 4 可知，试验期底泥中 TN 和 NH_4^+-N 平均含量的变化顺序均为对照>美人蕉>梭鱼草>黄菖蒲，TN 平均含量分别为 1.4、1.31、1.30 和 1.26 g·kg^{-1}；NH_4^+-N 平均含量分别为 241、213、199 和 170 mg·kg^{-1}，不同处理间 TN 与 NH_4^+-N 含量差异不显著（$P>0.05$）。底泥中 TN 和 NH_4^+-N 含量均在试验初期先急速上升，然后渐趋平稳。底泥中 NO_3^--N 含量较低，基本稳定在 0.26～0.56 mg·kg^{-1}。对照、美人蕉、梭鱼草和黄菖蒲处理底泥吸附量分别为 0.80、0.66、0.51 和 0.36 g·m^{-2}·d^{-1}，吸附量占废水总脱氮量的 36%、22%、13% 和 10%，有植物的湿地占比明显较低。

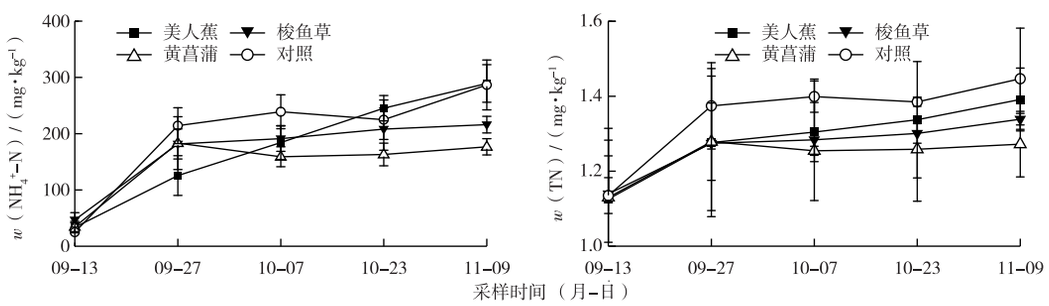


图 4　底泥中 TN 和 NH_4^+-N 含量

Fig. 4　Contents of TN and NH_4^+-N in sediment

2.3　植物生长状况与氮含量变化

3 种植物在人工湿地中稳定后均会先增长自身叶片数并围绕母株分生子株,后植株高度开始生长。至试验结束不同处理间植物株高、干物质量和根系干物质量均有显著差异($P<0.05$)。梭鱼草喜热且能较快适应新环境,试验期间长势最好,植株平均增高约 82 cm,植物干物质量增加约 1.17 kg·m^{-2};黄菖蒲在水温较低时生长最为迅速,根系干物质量增量最大,约为 200 g·m^{-2};美人蕉在养猪废水(沼液)中虽能生长及分生,但生长较缓慢。不同植物含水率试验前后变化不明显,均为 90% 左右(表 2)。

表 2　不同挺水植物试验前后的生长状况

Table 2　Growth of different emergent plants before and after experiment

时间	植物名称	株高/cm	含水率/%	植物干物质量/(kg·m^{-2})	根系干物质量/(g·m^{-2})
试验前	美人蕉	60 ± 5^{a}	91 ± 1^{a}	0.37 ± 0.04^{a}	10.6 ± 2.9^{a}
	梭鱼草	60 ± 5^{a}	90 ± 3^{a}	0.41 ± 0.05^{a}	4.2 ± 1.2^{a}
	黄菖蒲	60 ± 5^{a}	86 ± 3^{a}	0.55 ± 0.08^{a}	7.7 ± 0.8^{a}
试验后	美人蕉	88 ± 11^{B}	89 ± 2^{A}	1.02 ± 0.13^{C}	44.2 ± 6.1^{C}
	梭鱼草	142 ± 16^{A}	89 ± 1^{A}	1.58 ± 0.17^{A}	129.5 ± 4.5^{A}
	黄菖蒲	128 ± 16^{A}	89 ± 1^{A}	1.36 ± 0.19^{B}	209.6 ± 14.0^{B}

数据为平均值±标准差($n=3$);同一列数据后英文小写字母不同表示试验前不同植物间某指标差异显著($P<0.05$);大写字母不同表示试验后不同植物间某指标差异显著($P<0.05$)。

梭鱼草处理中 TN 含量大小顺序为叶>根>茎,分配比例为 55.2%、23.2% 和 21.6%,根、茎中 TN 含量与叶差异显著($P<0.05$);黄菖蒲处理中 TN 含量大小顺序为叶>茎>根,分配比例为 45.4%、32.0% 和 22.6%,根和叶中 TN 含量差异显著($P<0.05$);美人蕉处理中 TN 含量大小顺序为叶>茎>根,分别为 38.8%、32.8% 和 28.4%,不同器官中 TN 含量差异不显著(图 5)。

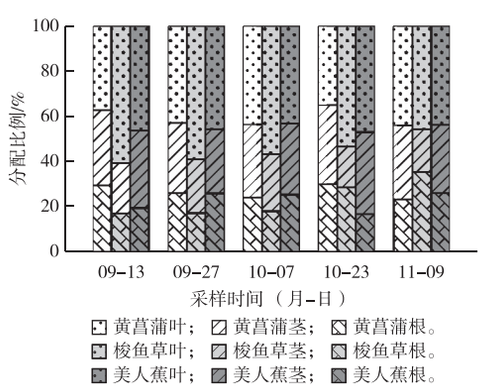
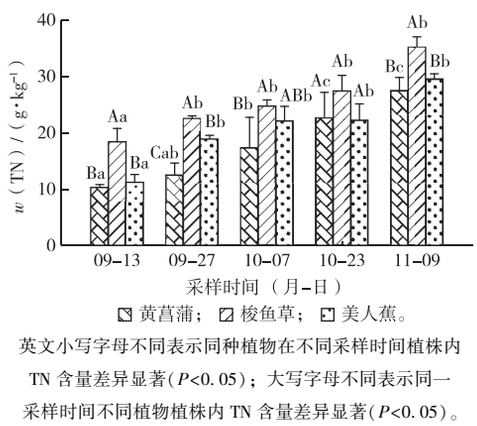


图 5　氮在植株器官间的分配特征

Fig. 5　Distribution characteristics of nitrogen among plant organs

植物体内 TN 含量大小顺序为梭鱼草>黄菖蒲>美人蕉,平均含量分别为 25.33、20.85 和 18.08 g·kg^{-1},不同处理间差异不显著。不同植物体内氮含量均随时间推移呈上升趋势(图 6)。在梭鱼草、黄菖蒲和美人蕉处理中,氮含量分别由 1.8%、1.1% 和 1.1% 增长到 3.5%、2.9% 和 2.7%,试验末期植物氮吸收量分别为 0.84、0.64 和 0.41 g·m^{-2}·d^{-1},占总脱氮量的 21%、17% 和 14%。



英文小写字母不同表示同种植物在不同采样时间植株内 TN 含量差异显著($P<0.05$);大写字母不同表示同一采样时间不同植物植株内 TN 含量差异显著($P<0.05$)。

图 6　不同植物体内 TN 含量动态特征

Fig. 6　Dynamic characteristics of TN contents in different plants

2.4　水环境因子变化

水环境因子测定结果表明,人工湿地系统内 ρ(DO)普遍较低,为 0.01~1.59 mg·L^{-1},植物处理组出水 ρ(DO)较进水显著升高($P<0.05$)。不同处理(含对照)间 pH 值无明显差异($P>0.05$),但出水 pH 值显著低于进水($P<0.05$)。水温随时间推移呈下降趋势(与气温变化一致),变化范围为 14~27 ℃,进出水温度无显著性差异。出水电导率较进水下降约 50%(表 3)。

表 3 养猪废水环境因子

Table 3 Environmental factors of swine wastewater

取水点	处理	ρ(DO)/(mg·L^{-1})	pH 值	温度/℃	EC/(μm·cm^{-1})
进水		0.23±0.11^{c}	8.18±0.32^{a}	20.9±4.1^{a}	2 686±664^{a}
出水	美人蕉	0.95±0.29^{ab}	7.67±0.15^{b}	20.5±4.0^{a}	1 373±292^{b}
	梭鱼草	1.34±0.31^{a}	7.59±0.13^{b}	19.4±3.4^{a}	1 161±499^{b}
	黄菖蒲	1.32±0.33^{a}	7.61±0.15^{b}	19.7±3.6^{a}	1 441±357^{b}
	对照	0.65±0.25^{bc}	8.07±0.34^{ab}	20.9±4.3^{a}	1 408±505^{b}

数据为平均值±标准差(n = 7)。同一列数据后英文字母不同表示进水和不同处理间出水某指标差异显著(P<0.05)。

3 讨论

3.1 废水中主要水质理化指标的变化

试验结果表明,湿地系统无论有无植物水体 ρ(DO)都处于较低水平(0.01~1.59 mg·L^{-1}),其原因可能是微生物在降解有机污染物时消耗了大量的氧气[18]。出水 DO 浓度明显增高,一方面是因为随着有机物的降解,大气的复氧能力增强;另一方面是因为植物根系也会向系统内释放氧气[19]。养猪废水中无机盐离子大部分被底泥吸附[20],小部分被微生物吸收利用,小分子有机盐主要被植物吸收[21],因此经过湿地处理后废水 EC 值会有不同程度的降低。

试验初期,污染物主要通过物理沉降和化学吸附作用沉积在底泥中[22],因此各处理均为初次采样时去除率最高。试验开始至 10 月 15 日,各处理氮去除率较高,原因可能是:(1)该阶段植物生长较快,吸收累积氮的能力强;(2)该时段温度较高,微生物生长代谢旺盛,因此氮利用率高。试验后期(10 月 15 日之后),氮去除率明显下降,这与温度降低也有一定关系(表 1)。系统出水 pH 值明显降低,TN、NH_4^+-N 去除率与 pH 值呈负相关,这与脱氮过程水体 NH_4^+-N 浓度的降低有密切关系,且植物根系有机酸等物质的分泌、微生物代谢转化等活动也会在一定程度上影响底泥或废水的酸碱度。

废水为缺氧且微碱环境,适合反硝化作用。因此 NO_3^--N 一经产生便被利用,很难在废水中累积[23]。根据表 1 可知,温度及溶解氧对 NO_3^--N 的去除有显著影响,主要因为反硝化微生物活性易受温度及溶解氧影响。有研究表明反硝化作用也会受有机碳源的类型和质量的影响,进而影响 NO_3^--N 的去除率[24]。

3.2 底泥对 TN、NH_4^+-N 及 NO_3^--N 的吸附

底泥会通过物理吸附和絮凝沉淀等作用固定水体部分氮素,其中吸附作用主要由基质表面的静电引力产生,NH_4^+-N 是带正电的离子,湿地基质一般带负电荷,因此底泥主要吸附 NH_4^+-N[25]。

对照组的氮沉积量最多;美人蕉由于生长状态相对欠佳,从底泥中吸收氮的能力较弱,因此底泥中氮含量较高;梭鱼草及黄菖蒲生长良好,不仅直接吸收了大量氮,还通过拦截作用间接影响了水体中氮的沉积过程[26],因此系统内底泥氮含量较低。底泥中 NO_3^--N 含量低与反硝化微生物的利用及转化密切相关;其次,底泥本身不易吸收带负电的硝酸根离子。此外,养猪废水(沼液)中 NO_3^--N 浓度本身较低,输入的 NO_3^--N 总量较少,这也是底泥中 NO_3^--N 含量低的一个重要原因。

3.3 植物对氮的吸收累积

3 种人工湿地系统中植物吸收脱氮量占总脱氮量的 14%~21%,吸收量为 0.41~0.84 g·m^{-2}·d^{-1}。一般情况下,大型湿地植物吸收脱氮占比多为 2%~16%[27-28],吸收量约为 0.02~0.675 g·m^{-2}·d^{-1}[29-30],低于该试验结果。推测是因为湿地中许多大型水生植物对 NH_4^+-N 有所偏爱[31],因此在高 NH_4^+-N 养猪废水(沼液)中植物会吸收更多的氮。另外,植物吸收途径占比越高,越有利于养猪废水的资源化利用,因为可通过收割植物的方式将营养元素从人工湿地系统中移出并加以利用。

叶片氮含量占比较高(33.8%~55.2%),其原因可能是氮一般集中于植物生命活动最旺盛的部分[32],而叶片为光合作用场所,含有大量功能蛋白及叶绿素,因此生命活动相对旺盛,氮含量较高。

3.4 氮去向与脱氮特征

通过计算发现,对照组中底泥吸附脱氮占 36%,微生物转化脱氮占 64%;美人蕉、梭鱼草和黄菖蒲处理中底泥吸附分别占 22%、13%和 10%;植物吸收占 14%、21%和 17%,微生物作用占 64%、66%和 73%,可见微生物作用是人工湿地最主要的脱氮途径,这与白军红等[33]的研究结论基本一致。黄菖蒲处理中微生物转化脱氮占比高于其他 2 种处理,这可能与黄菖蒲根系相对发达有关。研究表明湿地植物根系的生物量越大,植物根区发生硝化作用

的机会越大[34]。梭鱼草处理中植物吸收脱氮贡献率高于其他 2 种处理，这与梭鱼草植株氮含量较高且生物量较大密切相关。美人蕉处理中底泥吸附脱氮贡献率高于其他 2 种处理，主要因为其生长状态较差，从底泥中移除氮的能力较弱，因此吸附沉积在底泥中的氮比例较高。3 种植物生长状态虽存在差异，但对养猪废水均有一定耐受性。彭忆兰等[35]的研究也表明一些水生植物能在高氮废水中正常存活且脱氮效果良好（44.0%～76.5%），这可能是因为植物会通过相应的生理生化活动来缓解氨胁迫带来的危害。

4　结论

3 种挺水植物在养猪废水（沼液）中均可存活，其中梭鱼草生物量较大，湿地脱氮效果最好，适合做养猪废水（沼液）处理的先锋植物；黄菖蒲根系发达，低温阶段生长良好，与梭鱼草存在季节方面的互补性；美人蕉虽耐受能力强，但净化能力较弱，可考虑用来处理中低负荷废水或与其他植物混种来提高湿地的生物多样性及景观性。

3 种植物湿地系统对 TN、NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的去除率均为梭鱼草>黄菖蒲>美人蕉，氮去除负荷分别为 3.93、3.74 和 2.96 $g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$，且均以微生物转化脱氮占主导地位（66%、73%和 64%），底泥吸附（13%、10% 和 22%）和植物吸收（21%、17% 和 14%）占比均较低。温度、植物生物量和根系生长状况是影响湿地脱氮效果的主要因素。

参考文献：

[1] 张维理，武淑霞，冀宏杰，等.中国农业面源污染形势估计及控制对策Ⅰ：21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计[J].中国农业科学，2004，37(7)：1008－1017.[ZHANG Wei-li，WU Shu-xia，JI Hong-jie，*et al*. Estimation of Agricultural Non-Point Source Pollution in China and the Alleviating Strategies I. Estimation of Agricultural Non-Point Source Pollution in China in Early 21 Century[J]. Scientia Agricultura Sinica，2004，37(7)：1008－1017.]

[2] CARPENTER S R，CARACO N F，CORRELL D L，*et al*. Non-Point Pollution of Surface Waters With Phosphorus and Nitrogen[J]. Ecological Applications，1998，8(3)：559－568.

[3] 刘莉，胡正义.基于污染物削减效果和成本的农业面源污染控制技术优选：以太湖地区为例[J].生态与农村环境学报，2015，31(4)：608－616.[LIU Li，HU Zheng-yi. Selection of Optimal Agricultural Non-Point Source Pollution Prevention and Control Techniques Based on Effect and Cost of Their Pollution Reduction：A Case Study of the Taihu Region[J]. Journal of Ecology and Rural Environment，2015，31(4)：608－616.]

[4] 张心良.猪场污水还田与化肥配施对农田水土环境和作物产量的影响[J].生态与农村环境学报，2016，32(4)：645－650.[ZHANG Xin-liang. Effects of Application of Swine Farm Wastewater Coupled With Chemical Fertilizer on Water，Soil and Crop[J]. Journal of Ecology and Rural Environment，2016，32(4)：645－650.]

[5] 赵雅光，蔡利芳，万俊锋，等.组合工艺处理猪场废水中试实验研究[J].环境工程学报，2016，10(4)：1665－1673.[ZHAO Ya-guang，CAI Li-fang，WAN Jun-feng，*et al*. Pilot Scale Research on a Combined Process for Piggery Wastewater Treatment[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering，2016，10(4)：1665－1673.]

[6] 陈蕊，高怀友，傅学起，等.畜禽养殖废水处理技术的研究与应用[J].农业环境科学学报，2006，25(增刊 1)：374－377.[CHEN Rui，GAO Huai-you，FU Xue-qi，*et al*. Study and Application of Treatment Technology on Wastewater From Livestock Farm[J]. Journal of Agro-Environment Science，2006，25(Suppl. 1)：374－377.]

[7] CRONK J K. Constructed Wetlands to Treat Wastewater From Dairy and Swine Operations：A Review[J]. Agriculture，Ecosystems & Environment，1996，58(2/3)：97－114.

[8] VYMAZAL J. Removal of Nutrients in Various Types of Constructed Wetlands[J]. Science of the Total Environment，2007，380(1/2/3)：48－65.

[9] ZHANG S N，XIAO R L，LIU F，*et al*. Effect of Vegetation on Nitrogen Removal and Ammonia Volatilization From Wetland Microcosms[J]. Ecological Engineering，2016，97：363－369.

[10] WU H M，ZHANG J，LI P Z，*et al*. Nutrient Removal in Constructed Microcosm Wetlands for Treating Polluted River Water in Northern China[J]. Ecological Engineering，2011，37(4)：560－568.

[11] TANNER C C. Growth and Nutrient Dynamics of Soft-Stem Bulrush in Constructed Wetlands Treating Nutrient-Rich Wastewaters[J]. Wetlands Ecology and Management，2001，9(1)：49－73.

[12] KICKUTH R. Degradation and Incorporation of Nutrients From Rural Waste Waters by Plant Rhizosphere Under Limnic Conditions[C] // Utilization of Manure by Land Spreading. London，UK：Commission of the European Communities，1977：335－342.

[13] 赵安娜，柯凡，郭萧，等.复合型人工湿地模型对污水厂尾水的深度净化效果[J].生态与农村环境学报，2010，26(6)：579－585.[ZHAO An-na，KE Fan，GUO Xiao，*et al*. Effect of Constructed Complex Wetland Model on Deep-Purifying of Tailwater From Wastewater Plant[J]. Journal of Ecology and Rural Environment，2010，26(6)：579－585.]

[14] 张芳，易能，邸攀攀，等.不同水生植物的除氮效率及对生物脱氮过程的调节作用[J].生态与农村环境学报，2017，33(2)：174－180.[ZHANG Fang，YI Neng，DI Pan-pan，*et al*. Nitrogen Removal Efficiency and Control of Bio-Denitrification Process of Aquatic Plants[J]. Journal of Ecology and Rural Environment，2017，33(2)：174－180.]

[15] 焦军霞，杨文，李裕元，等.有机肥化肥配施对红壤丘陵区稻田土壤氮淋失特征的影响[J].农业环境科学学报，2014，33(6)：1159－1166.[JIAO Jun-xia，YANG Wen，LI Yu-yuan，*et al*. Impact of Combined Manure and Chemical Fertilization on Nitrogen Leaching From Paddy Field in Red Earth Hilly Area of China[J]. Jour-

nal of Agro-Environment Science,2014,33(6):1159-1166.]

[16] VYMAZAL J.Removal of Nutrients in Various Types of Constructed Wetlands[J].Science of the Total Environment,2007,380(1/2/3):48-65.

[17] 潘傲,张智,孙磊,等.种植不同植物的表面流人工湿地净化效果和微生物群落差异分析[J].环境工程学报,2019,13(8):1918-1929.[PAN Ao,ZHANG Zhi,SUN Lei,*et al*.Purification Effects and Microbial Community Differences of the Surface-Flow Constructed Wetlands With Different Vegetation Plantation[J].Chinese Journal of Environmental Engineering,2019,13(8):1918-1929.]

[18] CHAKRABORT Y R,WU C H,HAZEN T C.Systems Biology Approach to Bioremediation[J].Current Opinion in Biotechnology,2012,23(3):483-490.

[19] ARMSTRONG W.Microelectrode and Modelling Study of Oxygen Distribution in Roots[J].Annals of Botany,1994,74(3):287-299.

[20] 陈宜瑜.中国湿地研究[M].长春:吉林科学技术出版社,1995:168-169.[CHEN Yi-yu.Study of Wetlands in China[M].Changchun:Jilin Science and Technology Press,1995:168-169.]

[21] 赵璐,BAXTER T,党小虎,等.小球藻去除RO浓水与废水混合液中TDS的研究[J].中国给水排水,2015,31(13):80-84.[ZHAO Lu,BAXTER T,DANG Xiao-hu,*et al*.Removal of TDS From Mixture of RO Concentrate and Wastewater by Chlorella[J].China Water & Wastewater,2015,31(13):80-84.]

[22] BRIX H.Treatment of Wastewater in the Rhizosphere of Wetland Plants:The Root-Zone Method[J].Water Science and Technology,1987,19(1/2):107-118.

[23] SHAMMAS N K.Interactions of Temperature,pH,and Biomass on the Nitrification Process[J].Journal of Water Pollution Control Federation,1986,58(1):52-59.

[24] BASTVIKEN S K,ERIKSSON P G,PREMROV A,*et al*.Potential Denitrification in Wetland Sediments With Different Plant Species Detritus[J].Ecological Engineering,2005,25(2):183-190.

[25] ROZIC M.Ammoniacal Nitrogen Removal From Water by Treatment With Clays and Zeolites[J].Water Research,2000,34(14):3675-3681.

[26] 杨忠臣.人工湿地植物根系泌氧和分泌物影响污染物去除的机制研究[D].济南:山东大学,2016.[YANG Zhong-chen.Study on the Mechanism of Radial Oxygen Loss and Root Exudates Affected Pollutant Removal in Constructed Wetlands[D].Jinan:Shandong University,2016.]

[27] TANNER C C,CLAYTON J S,UPSDELL M P.Effect of Loading Rate and Planting on Treatment of Dairy Farm Wastewaters in Constructed Wetlands:Ⅱ.Removal of Nitrogen and Phosphorus[J].Water Research,1995,29(1):27-34.

[28] 张政,付融冰,顾国维,等.人工湿地脱氮途径及其影响因素分析[J].生态环境,2006,15(6):1385-1390.[ZHANG Zheng,FU Rong-bing,GU Guo-wei,*et al*.Analyse of Nitrogen Removal Pathways and Their Effect Factors in Constructed Wetland[J].Ecology and Environment,2006,15(6):1385-1390.]

[29] BRIX H.Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands[J].Water Science and Technology,1994,29(4):71-78.

[30] 卫小松,夏品华,袁果,等.湿地植物对富营养化水体中氮磷的吸收及去除贡献[J].西南农业学报,2016,29(2):408-412.[WEI Xiao-song,XIA Pin-hua,YUAN Guo,*et al*.Absorption Capacity and Removal Contribution of Wetland Plants to Nitrogen and Phosphorus in Eutrophic Water Body[J].Southwest China Journal of Agricultural Sciences,2016,29(2):408-412.]

[31] BYRNES B H.Environmental Effects of N Fertilizer Use? An Overview[J].Fertilizer Research,1990,26(1/2/3):209-215.

[32] 史作民,唐敬超,程瑞梅,等.植物叶片氮分配及其影响因子研究进展[J].生态学报,2015,35(18):5909-5919.[SHI Zuo-min,TANG Jing-chao,CHENG Rui-mei,*et al*.A Review of Nitrogen Allocation in Leaves and Factors in Its Effects[J].Acta Ecologica Sinica,2015,35(18):5909-5919.]

[33] 白军红,欧阳华,邓伟,等.湿地氮素传输过程研究进展[J].生态学报,2005,25(2):326-333.[BAI Jun-hong,OUYANG Hua,DENG Wei,*et al*.A Review on Nitrogen Transmission Processes in Natural Wetlands[J].Acta Ecologica Sinica,2005,25(2):326-333.]

[34] ZHU W X,EHRENFELD J G.Nitrogen Mineralization and Nitrification in Suburban and Undeveloped Atlantic White Cedar Wetlands[J].Journal of Environmental Quality,1999,28(2):523-529.

[35] 彭忆兰,付美云,刘作云.三种水生植物对养殖废水中氨氮的净化效果[J].湖北农业科学,2016,55(16):4129-4132.[PENG Yi-lan,FU Mei-yun,LIU Zuo-yun.Effects of Three Aquatic Plants on the Removal of NH_3-N in Livestock Breeding Wastewater[J].Hubei Agricultural Sciences,2016,55(16):4129-4132.]

作者简介:夏梦华(1994—),女,陕西西安人,硕士生,研究方向为农业面源污染与流域农田环境工程。E-mail:1273725576@qq.com

(**责任编辑**:陈 昕)

生态与农村环境学报 2020, 36 (8): 1089-1096
Journal of Ecology and Rural Environment

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.1045
胡立煌,史文竹,项剑,等.生物炭、秸秆和粪肥对滨海盐碱土氮矿化和硝化作用的影响[J].生态与农村环境学报,2020,36(8):1089-1096.
HU Li-huang, SHI Wen-zhu, XIANG Jian, *et al*. Effects of Biochar, Straw and Manure Fertilizer on Nitrogen Mineralization and Nitrification of Coastal Saline-Alkali Soil[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(8): 1089-1096.

生物炭、秸秆和粪肥对滨海盐碱土氮矿化和硝化作用的影响

胡立煌, 史文竹, 项 剑, 王艮梅, 张焕朝① (南京林业大学南方现代林业协同创新中心/ 林学院,江苏 南京 210037)

摘要: 通过室内培养试验,研究不同有机物料对滨海盐碱土氮转化的影响。共设置 7 个处理:对照(CK)、氮肥(N)、氮肥+生物炭(N+B)、氮肥+鸡粪(N+M)、氮肥+秸秆(N+S)、氮肥+生物炭+鸡粪(N+BM)、氮肥+秸秆+鸡粪(N+SM)。结果表明,施用氮肥显著促进了土壤氮的硝化和矿化作用,增加了土壤硝态氮和净矿质态氮含量。与 N 处理相比,N+B 处理能固持铵态氮,其铵态氮含量是 N 处理的 1.85 倍,同时也降低了土壤硝态氮和净矿质态氮含量,降幅分别为 24.77%和 55.86%,有效地抑制了土壤氮矿化和硝化作用。N+M 处理则会促进土壤氮的硝化和矿化作用,其硝态氮和净矿质态氮含量较 N 处理分别增加了 24.32%和 73.19%,而铵态氮含量则下降了 29.79%;N+SM 与 N+M 处理的作用类似,其土壤硝态氮和净矿质态氮含量较 N 处理分别增加了 10.33%和 35.01%,而对铵态氮含量的影响不明显。N+S 及 N+BM 处理对土壤氮硝化和矿化作用均无明显影响。由此可见,在滨海盐碱土综合改良利用中,添加鸡粪能提高矿质态氮含量,为作物生长提供更多的氮,但会促进土壤硝化作用,增加硝态氮含量,进而可能导致硝酸盐污染地下水的风险增加。而生物炭具有抑制土壤氮硝化和矿化的作用,能固持较多铵态氮,迟滞其硝化作用,减少有机态氮的损失,是滨海盐碱土改良的优良有机物料添加剂。

关键词: 滨海盐碱土; 硝化作用; 矿化作用; 生物炭; 有机物料
中图分类号: S158 **文献标志码**: A **文章编号**: 1673-4831(2020)08-1089-08

Effects of Biochar, Straw and Manure Fertilizer on Nitrogen Mineralization and Nitrification of Coastal Saline-Alkali Soil.

HU Li-huang, *SHI Wen-zhu*, *XIANG Jian*, *WANG Gen-mei*, *ZHANG Huan-chao*① (Co-Innovation Center for the Sustainable Forestry in Southern China/ College of Forest, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China)

Abstract: Incubation experiment was conducted to study the effects of different organic material additions on the inorganic nitrogen conversion in coastal saline-alkali soil, including seven treatments: CK(control), N (N fertilizer, ammonium sulfate), N+B (N fertilizer with biochar), N+M (N fertilizer with chicken manure), N+S (N fertilizer with straw), N+BM (N fertilizer with biochar, and chicken manure), N+SM (N fertilizer with straw, and chicken manure). The results show that, N fertilizer promoted the occurrence of nitrification and mineralization, increased soil ammonium throughout the incubation period. Compared with the N treatment, the N+B treatment held a certain amount of ammonium nitrogen, delayed the conversion of ammonium nitrogen to nitrate nitrogen, with its ammonium nitrogen content to be 1.85 times as that of N treatment, and inhibited soil nitrogen mineralization and nitrification, while decreased soil nitrate and mineral nitrogen by 24.77% and 55.86%, respectively. The N+M treatment promoted soil nitrification and mineralization, reduced soil ammonium by 29.79%, and finally increased soil nitrate and mineral nitrogen by 24.32% and 73.19%, respectively. The N+SM treatment had a similar effect as the N+M treatment, which increased soil nitrate and mineral nitrogen by10.33% and 35.01%, but having no significant influence on soil ammonium. The N+S and N+BM treatments had no significant effect on soil nitrification and mineralization. Therefore, for the comprehensive improvement and utilization of coastal saline-alkali soil, the addition of chicken manure can increase the content of mineral nitrogen and provide more nitrogen for plant growth, but it can promote soil nitrification and increase the content of nitrate nitrogen in the soil, bring about increased N_2O emissions and the risk of nitrate pollution of groundwater; while biochar has the effect of inhibiting soil nitrification and mineralization, it can hold more ammonium nitrogen and delay the nitrification of ammonium nitrogen, and

收稿日期: 2019-12-27
基金项目: 江苏省农业科技自主创新资金项目[CX(17)1004]; 国家自然科学基金青年科学基金(41801073)
① 通信作者 E-mail: hczhang@njfu.edu.cn

reduce the loss of organic nitrogen. Biochar is an excellent organic material additive for saline soil reclamation.

Key words: coastal saline-alkali soil; nitrification; mineralization; biochar; organic material

盐碱土是在各种自然环境及人为活动因素的综合作用下,盐类直接参与土壤形成过程,并以盐(碱)化过程为主导作用而形成的土壤[1]。我国盐碱土总面积约为 9.9×10^7 hm^2,其中滨海盐碱土占比近 40%[2]。受气候变化和人为活动的影响,滨海盐碱土退化严重,已成为制约我国生态环境建设和经济发展的突出问题[3]。因此,如何有效地解决盐碱地改良问题,使其成为能够被利用的土地资源,成为目前的研究热点之一。有机物料添加作为一种经济有效的措施在盐碱土改良中占有十分重要的地位。研究表明秸秆还田能有效降低滨海盐土全盐含量和 pH 值,增加土壤有机质含量、土壤微生物数量和酶活性[4]。粪肥能直接为植物提供营养,其含有大量的酸性物质,施入盐碱土后能明显降低土壤 pH 值,且粪肥还能提高土壤胶体的吸盐能力,从而降低土壤有效盐分的比例[5]。近年来,生物炭在盐碱土改良中发挥着越来越重要的作用,因其具有多孔结构,且比表面积大,用作土壤调理剂可降低土壤容重[6],改善土壤与孔隙结构[7],提高土壤通透性[8]。并且其对离子交换吸附的能力能将盐碱土中的 Na^+ 代换出来,增加 Na^+ 淋洗量,从而降低土壤盐分[9]。因此,利用有机物料进行盐碱土改良,不仅能将农业固体废弃物资源化,而且能增加土壤养分和有机质含量,改善土壤结构,提升土壤肥力[10]。

氮是植物生长发育必不可少的大量营养元素,而盐碱土因其养分贫瘠,在综合改良利用的同时往往需要投入大量氮肥。研究表明,过量的氮肥易造成氧化亚氮(N_2O)排放量增加、水体富营养化及硝酸盐大量淋溶进入地下水等环境污染问题[11]。有机物料添加会影响氮转化,从而对氮利用效率及其环境效应产生重要影响。一方面,有机物料会增加土壤微生物数量和活性,提高微生物利用矿质态氮的能力,使得更多的硝态氮和铵态氮被暂时性地固定下来,减少了硝化底物的浓度,从而抑制土壤硝化作用[12]。同时,土壤盐分含量、pH 值等的变化也会影响盐碱土无机氮转化。研究表明,当土壤盐分含量低于 17.00‰时,随着盐分含量的升高,土壤硝化作用逐渐增强,使得硝态氮含量增加,铵态氮含量不断降低[13];但较高的盐分会抑制盐碱土中脲酶的水解速率,土壤硝化速率随着盐分的增加而降低,而反硝化速率则逐步升高[14]。此外,随盐碱土 pH 值的升高,土壤净氮矿化速率逐步降低,土壤铵态氮含量呈下降趋势,但土壤硝化作用增强,硝态氮含量呈增加趋势[15]。

综上所述,有机物料在改良盐碱土盐分和 pH 值等的同时也会影响土壤氮的转化,但其影响效果因有机物料类型的不同而不同。为探究滨海盐碱土改良中适宜的有机物料及不同有机物料的生态环境效益,笔者以江苏滨海盐碱土为对象,通过室内培养试验研究单施氮肥和氮肥配施不同有机物料对滨海盐碱土氮转化的影响,从土壤环境健康的角度评价不同有机物料对盐碱土改良的综合效益,以期为盐碱土改良利用的综合生态效应评估和可持续发展提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤采自江苏省大丰沿海农业科技示范园(32°59′40″ N, 120°49′43″ E),该地属于亚热带与暖湿带的过渡地带,年平均气温 14.1 ℃,年无霜期 213 d,年降水量 1 042.2 mm,年均日照时数 2 238.9 h,土壤质地为海相沉积物发育而成的砂质壤土,全盐量和 pH 值分别为 1.80‰和 8.92。于 2019 年 4 月在示范园内油菜与田菁轮作地(约 2 000 m^2)采集表层土壤(0~20 cm),采用“S”型采样法采集土样,每次采集 10 个点的混合土壤样品,共采集 10 次。将土壤充分混匀后于室温下风干磨细去除残茬,过 2 mm 孔径筛保存备用,土壤理化性质测定结果见表 1。

表 1 供试土壤及有机物料的基本理化性质

Table 1 Physico-chemical properties of the tested soil and organic materials

材料	pH 值	田间持水量/%	$w(NH_4^+-N)$/(mg·kg^{-1})	$w(NO_3^--N)$/(mg·kg^{-1})	w(SOC)/(g·kg^{-1})	w(TN)/(g·kg^{-1})	C/N 比
土壤	8.92	27.01	8.42	10.23	12	1.3	9.23
鸡粪	6.80				202	13.6	14.90
生物炭	9.96				551	11.2	49.20
秸秆	7.20				402	7.2	55.80

试验所用生物炭为水稻秸秆生物炭，购自湖北金日生态能源股份有限公司，w（有机碳）为 55.10%，w（全氮）为 1.12%，pH 值为 9.96，C/N 比为 49.2。试验所用鸡粪为商品有机肥，购自东台田娘有机肥料股份有限公司，鸡粪 w（有机碳）为 20.20%，w（全氮）为 1.36%，pH 值为 6.8，C/N 比为 14.9。试验所用秸秆为当地水稻收获后的新鲜秸秆地上部分，秸秆 w（有机碳）为 40.20%，w（全氮）为 0.72%，pH 值为 7.2，C/N 比为 55.8。将秸秆、鸡粪、生物炭于 80 ℃下烘干 12 h [16]，粉碎过 1 mm 孔径筛备用。

1.2　培养方法

试验共设置 7 个处理：不施氮肥的对照处理（CK），单施氮肥处理（N），氮肥配施生物炭处理（N+B），氮肥配施鸡粪处理（N+M），氮肥配施秸秆处理（N+S），氮肥配施生物碳和鸡粪处理（N+BM），氮肥配施秸秆和鸡粪处理（N+SM），每个处理 18 个重复。试验开始前，称取相当于烘干土质量 100 g 的风干土于 250 mL 广口瓶中，加入去离子水使水分含量达到 70%田间持水量，25 ℃预培养 7 d 以激活土壤微生物。预培养结束后，分别将生物炭、鸡粪、秸秆按照 6 000 kg·hm^{-2}（2.15 g·kg^{-1}，以 C 计）加入土壤中（添加量以秸秆全量还田计算），其中 N+BM 和 N+SM 处理中的有机物料为每种施用 3 000 kg·hm^{-2}（以 C 计），充分混匀后加入硫酸铵溶液，使土壤 w（铵态氮）达 150 mg·kg^{-1}，CK 处理加入等量去离子水，同时调节水分含量为 80%田间持水量，用保鲜膜封口，并扎 3~4 个小孔以利于通气，将广口瓶至于 25 ℃下黑暗培养 60 d。每隔 3 d 对样品补水，以补充因蒸发而引起的水分损失。于培养后 1、5、10、20、40、60 d 分别随机选取 3 瓶土样用于测定土壤无机氮含量，将瓶内土壤取出，充分混匀后称取 10 g 相当于烘干土的土壤于浸提瓶内，加入 50 mL 2 mol·L^{-1} KCl 溶液，振荡（220 r·min^{-1}）1 h 后离心（3 000 r·min^{-1}）10 min，离心半径为 15.6 cm，过滤后滤液用于测定 NH_4^+-N、NO_3^--N 浓度。

1.3　分析方法

土壤 pH 值采用 V（水）：m（土）= 5∶1 的电位法测定；土壤有机碳含量采用重铬酸钾外加热法测定；土壤全氮含量采用凯氏定氮法测定；田间持水量采用内室环刀法测定；NH_4^+-N 含量采用靛酚蓝比色法测定；NO_3^--含量 N 采用紫外分光光度法测定[16-17]。

1.4　数据处理

净硝化速率（N）、净氮矿化量（M）和净氮矿化速率（S）计算公式为

$$N=(C_t-C_1)/(t-t_1), \quad (1)$$

$$M=G_t-G_1, \quad (2)$$

$$S=M/(t-t_1)。 \quad (3)$$

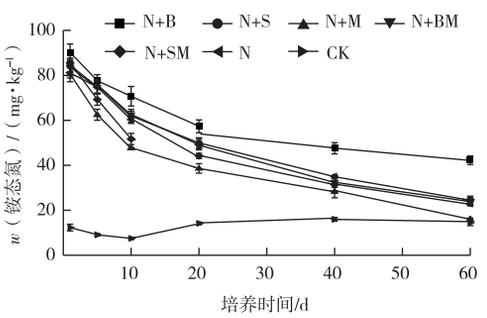
式（1）~（3）中，N 为净硝化速率，mg·kg^{-1}·d^{-1}（以 NO_3^--N 计）；C_t 和 C_1 分别为培养第 t 天和第 1 天时 NO_3^--N 的含量，mg·kg^{-1}；M 为净氮矿化量，mg·kg^{-1}（以 N 计）；G_t 和 G_1 分别为培养第 t 天和 1 天时 NH_4^+-N 与 NO_3^--N 含量之和，mg·kg^{-1}；S 为净氮矿化速率，mg·kg^{-1}·d^{-1}；t 为培养天数，d；t_1 为第 1 天。

以上计算方法参照李平等[16]和李光敏等[18]，所有数据均为 3 次重复的平均值。采用 Origin 2018 软件作图，SPSS 13.0 软件对数据进行统计分析，采用单因素方差分析和最小显著差异法（LSD）进行不同处理之间的多重比较，分析不同有机物料处理在 $\alpha=0.05$ 和 $\alpha=0.01$ 水平下的差异显著性。

2　结果与分析

2.1　土壤中铵态氮含量的动态变化

不同处理土壤中铵态氮含量的动态变化如图 1 所示。



N+B—氮肥配施生物炭处理；N+S—氮肥配施秸秆处理；N+M—氮肥配施鸡粪处理；N+BM—氮肥配施生物炭和鸡粪处理；N+SM—氮肥配施秸秆和鸡粪处理；N—单施氮肥处理；CK—对照处理。

图 1　不同处理土壤中铵态氮含量的动态变化

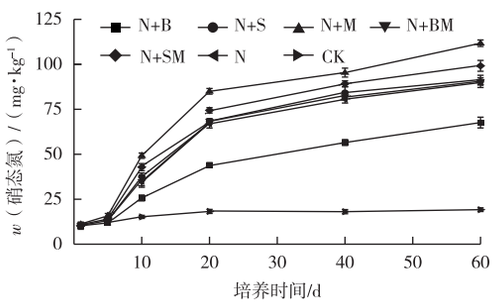
Fig. 1　Dynamics of ammonium contents in soil with different treatments

整个培养期间，土壤铵态氮含量均表现为随时间而逐渐下降的变化规律。培养后期各处理土壤 w（铵态氮）较起始时减少 53.20%~80.12%，N+B、N+S、N+M、N+BM、N+SM、N 和 CK 处理分别为 42.24、24.12、16.01、24.01、24.68、22.79 和 14.48 mg·kg^{-1}。培养结束时，除了 N+M 处理土壤铵态氮含量与 CK 处理无明差异之外，其余各施肥处理土壤铵态氮含量均显著高于 CK 处理（$P<0.05$）。此

外,就施肥处理而言,N+B 处理土壤铵态氮含量显著高于 N 处理($P<0.01$),而 N+M 处理则显著低于 N 处理($P<0.01$),其余各处理间无显著差异。

2.2　土壤中硝态氮含量的动态变化

试验中各处理土壤硝态氮含量的变化如图 2 所示。土壤硝态氮含量在前 20 d 内均迅速上升,然后上升速度逐渐缓慢。在培养结束时各处理土壤硝态氮含量与 CK 处理相比均极显著增加($P<0.01$)。培养结束时,CK 处理的土壤 w(硝态氮)为 19.20 mg·kg^{-1},而 N、N+B、N+SM 和 N+M 处理则分别高达 89.87、67.61、99.15 和 111.73 mg·kg^{-1}。N+B、N+M、N+SM 处理土壤硝态氮平均含量与 N 处理差异极显著($P<0.01$),而 N+S 和 N+BM 处理与 N 处理相比则无显著差异。试验期间各处理土壤硝态氮平均含量的大小规律表现为 N+M 处理> N+SM 处理> N 处理> N+B 处理> CK 处理。



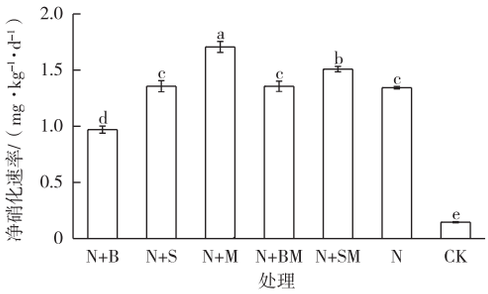
N+B—氮肥配施生物炭处理;N+S—氮肥配施秸秆处理;
N+M—氮肥配施鸡粪处理;N+BM—氮肥配施生物炭和鸡粪处理;
N+SM—氮肥配施秸秆和鸡粪处理;N—单施氮肥处理;CK—对照处理。

图 2　不同处理土壤中硝态氮含量的动态变化

Fig. 2　Dynamics of nitrate contents in soil with different treatments

2.3　不同施肥处理土壤的硝化速率

不同施肥处理对土壤硝化作用的影响非常显著(图 3)。与 CK 处理相比,施用氮肥显著提高了土壤的硝化速率,培养 60 d 后 N 处理的平均硝化速率为 1.33 mg·kg^{-1}·d^{-1},是 CK 处理的 8.87 倍,差异极显著($P<0.01$)。在施用氮肥的基础上添加鸡粪会进一步促进硝化作用,N+M 处理的土壤平均硝化速率为 1.75 mg·kg^{-1}·d^{-1},分别是 CK 和 N 处理的 11.67 和 1.32 倍;N+SM 处理的土壤平均硝化速率为 1.48 mg·kg^{-1}·d^{-1},分别是 CK 和 N 处理的 9.87 和 1.11 倍。与 N 处理相比,N+S 和 N+BM 处理的土壤硝化速率均无明显差异;但 N+B 处理则会降低土壤的硝化速率,其硝化速率(1.00 mg·kg^{-1}·d^{-1})比 N 处理下降了 24.81%。



N+B—氮肥配施生物炭处理;N+S—氮肥配施秸秆处理;
N+M—氮肥配施鸡粪处理;N+BM—氮肥配施生物炭和鸡粪处理;
N+SM—氮肥配施秸秆和鸡粪处理;N—单施氮肥处理;CK—对照处理。
直方柱上方英文小写字母不同表示各处理间净硝化速率差异显著($P<0.05$)。

图 3　不同处理土壤的平均净硝化速率

Fig. 3　Average nitrification rates of soil with different treatments

2.4　土壤净矿化氮量和 NH_4^+-N/NO_3^--N 比的动态变化

试验期间各处理土壤净矿化氮量均随着时间逐渐增加,NH_4^+-N/NO_3^--N 比在培养开始后迅速下降,随后缓慢下降并趋于稳定(图 4)。与 N 处理相比,N+B 处理显著降低土壤净矿化氮量($P<0.05$),并提高 NH_4^+-N/NO_3^--N 比,表明生物炭能抑制土壤有机氮的矿化、延缓铵态氮的硝化,减少土壤有机氮的损失。N+M 和 N+SM 处理净矿化氮量显著高于 N 处理($P<0.05$),表明鸡粪、秸秆加鸡粪能促进土壤有机矿化氮和铵态氮硝化,增加土壤有机氮的损失。N+S、N+BM 处理净矿化氮量和 NH_4^+-N/NO_3^--N 比与 N 处理无显著差异。

2.5　培养结束时不同处理的氮净矿化速率和 NH_4^+-N/NO_3^--N 比

由图 5 可知,培养期间 N+M 和 N+SM 处理的平均氮矿化速率均显著高于 N 处理;而 N+B 处理的平均氮矿化速率显著低于 N 处理;N+S 和 N+BM 处理的平均氮矿化速率与 N 处理则无明显差异。由此可见,生物炭能抑制土壤氮矿化作用,而鸡粪则能促进土壤氮矿化作用。至培养结束时(60 d),N+B、CK、N+BM、N+S、N+SM、N 和 N+M 处理 NH_4^+-N/NO_3^--N 比分别为 1.05、0.75、0.42、0.40、0.40、0.39 和 0.22。与 CK 处理相比,N+B 处理显著提高了 NH_4^+-N/NO_3^--N 比值,而其他施肥处理 NH_4^+-N/NO_3^--N 比值均显著降低($P<0.05$,图 5)。就施肥处理的 NH_4^+-N/NO_3^--N 比而言,N+B 处理显著高于 N 处理,N+M 处理则显著低于 N 处理($P<0.05$),其他处理与 N 处理相比无明显差异。另外,N+B 与 N+M 处理的 NH_4^+-N/NO_3^--N 比差异极显著($P<$

0.01）。这表明生物炭的施用能够维持较高水平的铵态氮含量，抑制土壤硝化作用；而鸡粪的施用会促进土壤硝化作用，产生较多的硝态氮。

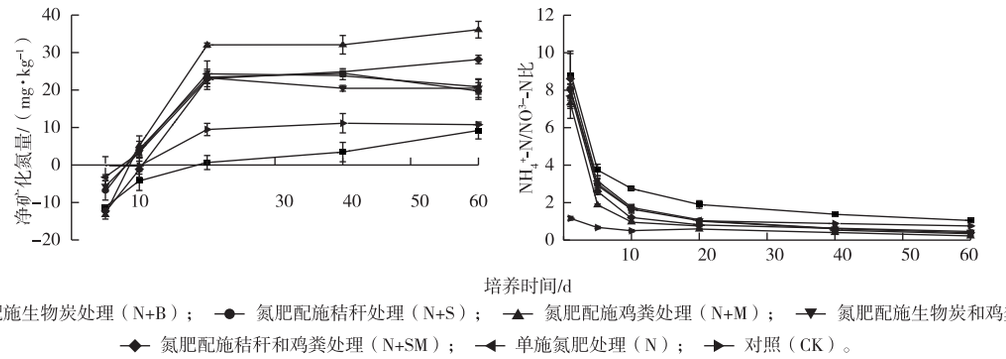
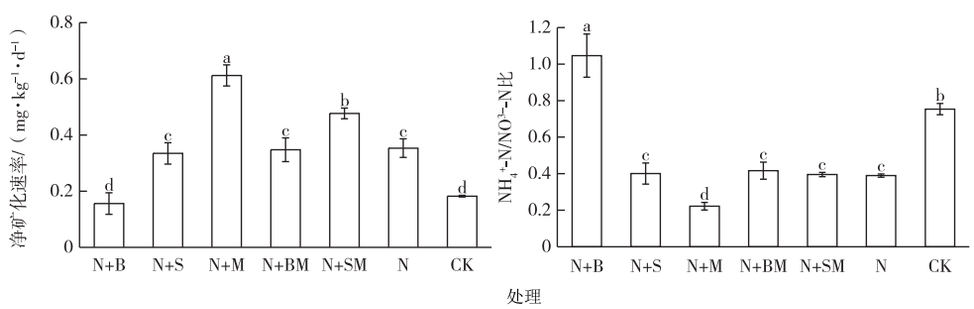


图 4　不同处理土壤净矿化氮与 NH_4^+-N/NO_3^--N 比的动态变化

Fig. 4　Dynamics of net mineralized N and NH_4^+-N/NO_3^--N ratio of soil with different treatments



N+B—氮肥配施生物炭处理；N+S—氮肥配施秸秆处理；N+M—氮肥配施鸡粪处理；N+BM—氮肥配施生物炭和鸡粪处理；N+SM—氮肥配施秸秆和鸡粪处理；N—单施氮肥处理；CK—对照处理。

同一幅图中直方柱上方英文小写字母不同表示各处理间某指标差异显著（$P<0.05$）。

图 5　不同处理土壤平均净矿化速率和 NH_4^+-N/NO_3^--N 比

Fig. 5　Average net mineralization rates and ratio of NH_4^+-N/NO_3^--N of soil with different treatments

3　讨论

3.1　鸡粪、秸秆对土壤氮矿化和硝化作用的影响

土壤氮的矿化作用是以土壤微生物特别是土壤异养微生物为主导，将土壤有机氮转化为可供植物吸收利用的无机氮的过程。当向土壤中施用无机氮肥或有机物料时，会改变土壤的 C/N 比，使土壤氮矿化/同化过程的强度和时间发生重大变化，进而影响土壤无机氮的动态变化[19]。该研究中无论是鸡粪还是氮肥均显著提高滨海盐碱土的净矿化速率，这是由于外加碳、氮的激发效应能促进土壤的矿化[20]，特别是铵态氮肥的施用可以增加微生物异养硝化作用需要的铵态氮，减少微生物固持的铵态氮量，从而激发硝化微生物活性，增加其氮矿化量，提高矿化速率[21]。另一方面，有机粪肥中含有大量易分解的有机碳、氮、磷等物质，且在其分解矿化的过程中还会释放出一部分水溶性有机碳，为微生物提供最直接的碳源，同时氮肥的配施为土壤微生物提供了充足的氮，促进了土壤微生物的快速繁殖[22]，进而增强了土壤原有氮的矿化作用。此外，有机粪肥本身在分解过程中因矿化作用产生大量矿质态氮，也是其增强土壤氮矿化作用的一个重要原因[23]。

土壤硝化作用是 NH_4^+-N 在微生物参与下转化为 NO_3^--N 的过程，施用氮肥和有机物料会改变土壤微生物的数量和活性，从而影响土壤硝化作用。研究表明，施用氮肥尤其是铵态氮肥对土壤硝化作用具有促进效应[24]。这与该研究的结果一致：铵态氮肥的添加促进了土壤硝化作用，且添加不同有机物料对土壤硝化作用的影响存在着明显差异。N+M 处理在培养结束时与 N 处理相比铵态氮含量显著降低，硝态氮含量显著提高，平均硝化速率显著

上升,氮肥与有机粪肥配施会进一步促进土壤硝化作用,这与张晓贺[25]在盐碱土上的研究结果一致。碱性土壤中参与硝化作用的微生物主要是氨氧化细菌(AOB),有机粪肥施用显著提升土壤AOB种群丰富度和丰度,并改变其群落结构[26]。此外,硝化细菌等微生物数量及其种类的改变也会随着有机肥的施用不断增强,进而不断提升土壤硝化作用强度[27]。

目前,关于氮肥配施秸秆对土壤硝化作用影响的报道较多,但结论不一。添加秸秆会导致黑土及紫色土氮的净同化[28],而范晓辉等[29]在红壤和潮土、李贵桐等[30]在碱性土上的研究发现秸秆还田促进了土壤有机氮的矿化作用。因为C/N比与有机氮的矿化作用密切相关,添加秸秆对土壤矿化作用表现为净矿化还是净同化主要取决于所添加秸秆的C/N比。一般认为,当有机物料C/N比大于30时,矿质氮的生物固持作用大于有机氮的矿化作用,表现为矿质氮的净同化;而当有机物料C/N小于20时,微生物不需要额外的矿质氮,有机氮的矿化速率大于矿质氮的生物同化速率,从而表现为净矿化[31]。然而,该研究中N+S处理对土壤矿化作用无明显影响,这可能是由于秸秆添加量较低,对土壤盐碱度的影响有限,还不足以明显影响土壤矿化作用。另一方面,秸秆增加了微生物对黑土无机氮的固持作用,使其转化为微生物体氮,从而抑制了硝化作用[16]。但是,范晓晖等[29]研究发现,秸秆配施无机肥促进了南方红壤和华北潮土的硝化作用,从而提高土壤矿质氮含量。该研究中N+S处理对土壤硝化作用无明显影响,这可能是由于秸秆添加量较低,导致秸秆作用被弱化。同时,添加秸秆对土壤硝化作用的影响还与土壤类型、pH值、秸秆种类以及土壤温度和土壤含水率有关[32]。

3.2 生物炭对土壤氮矿化和硝化作用的影响

生物炭作为土壤添加剂用于滨海湿地盐碱土改良,不仅能够吸附土壤中的游离NH_3、NH_4^+和NO_3^-[33],减少无机N的损失,还可以改善土壤的理化性质(如保水性、pH值、CEC等)和微生物群落结构,进而影响土壤生态系统中N的转化[34],对土壤N的生物地球化学循环过程产生影响。该研究中生物炭对土壤硝化作用的影响与有机肥截然相反,生物炭通过固持铵态氮、降低硝化过程中的有效底物显著抑制硝化作用。SUN等[35]研究表明,小麦秸秆生物炭会抑制滨海盐碱土的硝化作用,使土壤中铵态氮含量增加22.9%~45.7%,硝态氮含量降低3.8%~13.0%。张瑶[36]对内蒙古河套地区盐碱土的改良试验中也发现生物炭的类似效果。SHI等[37]通过培养试验发现,生物炭兼具抑制酸性土壤硝化和再酸化的双重效果。尽管如此,何飞飞等[38]研究却发现,生物炭提高了酸性菜地土壤最大硝化速率,降低达到最大硝化速率的时间和最大硝化潜势。综上所述,生物炭对碱性土壤的硝化作用具抑制作用,而对酸性土壤的硝化作用影响尚不明确。有研究指出,随着pH值的增加,土壤硝化作用变强[13]。一般而言,生物炭呈碱性反应,加入土壤后会提高土壤的pH值,这可能是生物炭能提高酸性土壤最大硝化速率的重要原因之一。此外,生物炭的添加会吸附土壤铵态氮、降低氨氧化细菌种群数量,从而抑制酸性土壤硝化作用[39]。该研究中添加生物炭后土壤硝化作用明显减弱,可能是因为生物炭对铵态氮的吸附作用和对微生物活性的综合影响,从而降低了硝化底物的含量,同时也降低了氨氧化微生物的丰度和活性,进而抑制土壤硝化作用,降低氮肥添加后盐碱土的硝化强度。

另一方面,生物炭因其自身的特性而难以在短期内被矿化利用[40],但仍能影响土壤生态系统内部及外部物质循环。该研究中生物炭对土壤氮矿化产生明显的抑制作用。这与LUO等[41]对黄河三角洲滨海土壤有机氮矿化的影响研究结果一致,生物炭的添加显著降低了土壤净氮累积矿化量,抑制了土壤有机氮的矿化;而芦苇秸秆增强了土壤矿质氮的生物固持作用。土壤氮的矿化与氮的供应密切相关[42],土壤氮矿化速率与土壤总氮含量呈正相关关系,总氮含量高的土壤通常具有较高的矿化速率[43]。生物炭添加后土壤铵态氮的固持明显增强,导致土壤硝化微生物可利用的底物浓度较低,降低了土壤硝化作用,从而抑制了土壤矿化作用[44]。

值得注意的是,滨海盐碱土全氮含量普遍较低,土壤反硝化底物相对不足,而土壤硝化作用增强会使得NO_3^--N含量增加,从而为反硝化作用提供充足的底物。研究表明,贫氮系统中土壤硝化-反硝化的耦合作用机制能够促进土壤NO_3^--N反硝化还原成N_2O排放到大气中[45],从而显著降低土壤无机氮尤其是NO_3^--N含量,使得土壤硝化速率降低。同时,盐碱土较高的pH值和盐分含量有利于氨挥发,MANDAL等[46]研究发现当土壤pH值超过8时,羟基离子的增加使得土壤氨挥发量较高。因此,滨海盐碱土有机物料改良实践过程中N_2O的排放和氨挥发也不应被忽视。

4　结论

添加不同有机物料对滨海盐碱土氮硝化作用和矿化作用均具有显著影响。施用氮肥后土壤氮硝化和矿化作用显著增强；而配施鸡粪会进一步促进土壤氮硝化和矿化作用，生物炭则抑制了施氮后土壤氮的硝化作用和矿化作用。在滨海盐碱土的改良利用中，添加鸡粪增加了土壤无机氮含量，且以硝态氮为主，尽管提供了更多的植物可利用氮，却增加了硝酸盐环境污染的风险；添加生物炭能够固持较多的铵态氮，从而抑制土壤氮硝化作用，降低硝酸盐淋失的环境污染风险，减少土壤氮的损失。因此，从土壤氮素转化的角度来看，生物炭配合有机粪肥施用是滨海盐碱土改良的一种较为有效的环境友好型措施。

参考文献：

[1] FARIFTEH J, FARSHAD A, GEORGE R. Assessing Salt-Affected Soils Using Remote Sensing, Solute Modelling, and Geophysics[J]. Geoderma, 2006, 130(3): 191-206.

[2] AN N, GAO N Y, LIU C E, *et al*. Wetland Degradation in China: Causes, Evaluation, and Protection Measures[J]. Chinese Journal of Ecology, 2008, 27: 821-828.

[3] 刘阳春，何文寿，何进智，等. 盐碱地改良利用研究进展[J]. 农业科学研究，2007，8(2)：68-71. [LIU Yang-chun, HE Wen-shou, HE Jin-zhi, *et al*. Progress of Improvement and Utilization of Saline-Alkali Land[J]. Journal of Agricultural Sciences, 2007, 28(2): 68-71.]

[4] 安丰华，王志春，杨帆，等. 秸秆还田研究进展[J]. 土壤与作物，2015，4(2)：57-63. [AN Feng-hua, WANG Zhi-chun, YANG Fan, *et al*. The Research Progress of Straw Returning[J]. Soil and Crop, 2015, 4(2): 57-63.]

[5] 邹尊涛. 生物有机肥对盐碱地改良的研究[D]. 泰安：山东农业大学，2017.

[6] LAIRD D A, FLEMING P, DAVIS D D, *et al*. Impact of Biochar Amendments on the Quality of a Typical Midwestern Agricultural Soil[J]. Geoderma, 2010, 158(3): 443-449.

[7] 庄硕，陈鸿洋，张明，等. 生物质炭施加对新成水稻土碳组分及其分解的影响[J]. 生态与农村环境学报，2018，34(11)：1010-1018. [ZHUANG Shuo, CHEN Hong-yang, ZHANG Ming, *et al*. Effects of Biochar Amendment on Soil Carbon Fractions and Their Decomposition in a North-Subtropical Paddy Field[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(11): 1010-1018.]

[8] 罗煜，赵小蓉，李贵桐，等. 酸性和碱性土壤中芒草生物质炭激发效应的特征与差异[J]. 土壤学报，2014，51(1)：90-95. [LUO Yu, ZHAO Xiao-rong, LI Gui-tong, *et al*. Characteristics of Difference in Priming Effect of Miscanthus-Derived Biochar in Acid and Alkaline Soils[J]. Acta Pedologica Sinica, 2014, 51(1): 90-95.]

[9] 姜井军，郭瑞，陈伶俐. 生物炭对酸性土和盐碱土改良效果的研究进展[J]. 农业开发与装备，2014(11)：30-32. [JIANG Jing-jun, GUO Rui, CHEN Ling-li. Research Progress on the Improvement Effect of Biochar on Acid Soil and Saline Soil[J]. Agricultural Development & Equipments, 2014(11): 30-32.]

[10] WU Y P, LI Y F, ZHENG C Y, *et al*. Organic Amendment Application Influence Soil Organism Abundance in Saline Alkali Soil[J]. European Journal of Soil Biology, 2013, 54: 32-40.

[11] 王焕晓，王晓燕，杜伊，等. 小流域不同土地利用类型氮素平衡特征[J]. 生态与农村环境学报，2019，35(9)：1206-1213. [WANG Huan-xiao, WANG Xiao-yan, DU Yi, *et al*. Nitrogen Budgets Characteristics of Different Land Use Patterns in a Small Catchment[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(9): 1206-1213.]

[12] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. 土壤学报，2008，45(5)：778-783. [ZHU Zhao-liang. Research on Soil Nitrogen in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, 45(5): 778-783.]

[13] 孙星. 盐分、pH、施 N 量对盐碱土壤 N_2O 排放影响研究[D]. 呼和浩特：内蒙古师范大学，2014.

[14] ZENG W Z, MA T, HUANG J S, *et al*. Nitrogen Transportation and Transformation Under Different Soil Water and Salinity Conditions[J]. Ecological Chemistry and Engineering Sciences, 2016, 23(4): 677-693.

[15] MCCLUNG G, FRANKENBERGER W T. Soil Nitrogen Transformations as Affected by Salinity[J]. Soil Science, 1985, 139(5): 405-411.

[16] 李平，郎漫，李煜姗，等. 不同施肥处理对黑土硝化作用和矿化作用的影响[J]. 农业环境科学学报，2015，34(7)：1326-1332. [LI Ping, LANG Man, LI Yu-shan, *et al*. Effects of Different Fertilization on Nitrification and Mineralization in Black Soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, 34(7): 1326-1332.]

[17] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京：中国农业出版社，2000：54-56.

[18] 李光敏，陈伏生，徐志文，等. 间伐和林下植被剔除对毛竹林土壤氮矿化速率及其温度敏感性的影响[J]. 生态学报，2019，39(11)：4106-4115. [LI Guang-min, CHEN Fu-sheng, XU Zhi-wen, *et al*. Effects of Thinning and Understory Removal on Soil Nitrogen Mineralization Rate and Temperature-Sensitivity in a Moso-Bamboo Plantation[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(11): 4106-4115.]

[19] SAID-PULLICINO D, CUCU M A, SODANO M, *et al*. Nitrogen Immobilization in Paddy Soils as Affected by Redox Conditions and Rice Straw Incorporation[J]. Geoderma, 2014, 228/229: 44-53.

[20] KUZYAKOV Y, FRIEDEL J K, STAHR K. Review of Mechanisms and Quantification of Priming Effects[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2000, 32(11): 1485-1498.

[21] 张树兰，杨学云，吕殿青，等. 温度、水分及不同氮源对土壤硝化作用的影响[J]. 生态学报，2002，22(12)：2147-2153. [ZHANG Shu-lan, YANG Xue-yun, LÜ Dian-qing, *et al*. Effect of Soil Moisture, Temperature and Different Nitrogen Fertilizers on Nitrification[J]. Acta Ecologica Sinica, 2002, 22(12): 2147-2153.]

[22] 刘学玲，黄懿梅，姜继韶，等. 微生物生理群在猪粪秸秆高温堆肥碳氮转化中的作用[J]. 环境工程学报，2012，6(5)：1713-1720. [LIU Xue-ling, HUANG Yi-mei, JIANG Ji-shao, *et al*.

Function of Microbial Physiological Group in Carbon and Nitrogen Transformation During a Swine Manure-Straw Compost[J].Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control,2012,6(5):1713-1720.]

[23] 刘玉婷.禽粪好氧堆肥过程中氮素转化与菌群互作规律的研究[D].大连:大连理工大学,2018.

[24] MULLER C,LAUGHLIN R J,CHRISTIE P,*et al*.Effects of Repeated Fertilizer and Cattle Slurry Applications Over 38 Years on N Dynamics in a Temperate Grassland Soil[J].Soil Biology & Biochemistry,2011,43(6):1362-1371.

[25] 张晓贺.有机无机肥配施对新垦盐碱荒地改良效果研究[D].兰州:甘肃农业大学,2013.

[26] 陶瑞.有机肥和抑制剂对石灰性土壤氮素转化功能菌群及N_2O和NH_3排放的影响[D].石河子:石河子大学,2018.

[27] CHU H Y,LIN X G,FUJII T,*et al*.Soil Microbial Biomass,Dehydrogenase Activity,Bacterial Community Structure in Response to Long-Term Fertilizer Management [J]. Soil Biology & Biochemistry,2007,39(11):2971-2976.

[28] 王敬,朱波,张金波.紫色土氮素矿化作用和硝化作用对长期施肥的响应[J].安徽农业科学,2019,47(19):168-172,177.[WANG Jing,ZHU Bo,ZHANG Jin-bo.Effects of Different Fertilization on Mineralization and Nitrification in Purple Soil[J].Journal of Anhui Agricultural Sciences,2019,47(19):168-172,177.]

[29] 范晓晖,孙永红,林德喜,等.长期试验地红壤与潮土的矿化和硝化作用特征比较[J].土壤通报,2005,36(5):672-674.[FAN Xiao-hui,SUN Yong-hong,LIN De-xi,*et al*.The Characteristics of Mineralization and Nitrification in Red Soil and Calcareous Soil From Long Term Fertilization Experiments[J].Chinese Journal of Soil Science,2005,36(5):672-674.]

[30] 李贵桐,赵紫娟,黄元仿,等.秸秆还田对土壤氮素转化的影响[J].植物营养与肥料学报,2002,8(2):162-167.[LI Gui-tong,ZHAO Zi-juan,HUANG Yuan-fang,*et al*.Effect of Straw Returning on Soil Nitrogen Transformation[J].Plant Nutrition and Fertilizer Science,2002,8(2):162-167.]

[31] 王敬.土壤氮转化过程对氮去向的调控作用[D].南京:南京师范大学,2017.

[32] ABBASI M K,ADAMS W A.Gaseous N Emission During Simultaneous Nitrification-Denitrification Associated With Mineral N Fertilization to a Grassland Soil Under Field Conditions[J].Soil Biology and Biochemistry,2000,32(8/9):1251-1259.

[33] ZHENG H,WANG Z Y,ZHAO J,*et al*.Sorption of Antibiotic Sulfamethoxazole Varies With Biochars Produced at Different Temperatures[J].Environmental Pollution,2013,181:60-67.

[34] BHADURI D,SAHA A,DESAI D,*et al*.Restoration of Carbon and Microbial Activity in Salt-Induced Soil by Application of Peanut Shell Biochar During Short-Term Incubation Study[J]. Chemosphere,2016,148:86-98.

[35] SUN H J,LU H Y,CHU L,*et al*.Biochar Applied With Appropriate Rates Can Reduce N Leaching,Keep N Retention and Not Increase NH_3 Volatilization in a Coastal Saline Soil[J].Science of the Total Environment,2017,575:820-825.

[36] 张瑶.不同改良剂和灌溉方式对盐碱地改良效果与温室气体排放影响研究[D].呼和浩特:内蒙古农业大学,2019.

[37] SHI R Y,NI N,NKOH J N,*et al*.Beneficial Dual Role of Biochars in Inhibiting Soil Acidification Resulting From Nitrification[J]. Chemosphere,2019,234:43-51.

[38] 何飞飞,梁运姗,吴爱平,等.不同生物炭用量对酸性菜地土硝化作用的影响[J].环境科学学报,2014,34(9):2376-2383.[HE Fei-fei, LIANG Yun-shan, WU Ai-ping, *et al*. Effect of Biochar on Nitrification From Vegetable-Planting Acid Soil[J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2014,34(9):2376-2383.]

[39] ANDERSON C R,CONDRON L M,CLOUGH T J,*et al*.Biochar Induced Soil Microbial Community Change:Implications for Biogeochemical Cycling of Carbon,Nitrogen and Phosphorus[J].Pedobiologia,2011,54(5/6):309-320.

[40] 张玉兰,曹明明,王俊宇,等.生物炭在土壤中矿化的研究进展[J].沈阳农业大学学报,2017,48(4):482-487.[ZHANG Yu-lan,CAO Ming-ming,WANG Jun-yu,*et al*.Research on Mineralization Characteristics of Biochar in Soil[J].Journal of Shenyang Agricultural University (Social Edition),2017,48(4):482-487.]

[41] LUO X X,CHEN L,ZHENG H,*et al*.Biochar Addition Reduced Net N Mineralization of a Coastal Wetland Soil in the Yellow River Delta,China[J].Geoderma,2016,282:120-128.

[42] 朱兆良,文启孝.中国土壤氮素[M].南京:江苏科学技术出版社,1992:37-38.

[43] YAN D Z,WANG D J,YANG L Z.Long-Term Effect of Chemical Fertilizer,Straw,and Manure on Labile Organic Matter Fractions in a Paddy Soil[J].Biology and Fertility of Soils,2007,44(1):93-101.

[44] 宋婷婷,赖欣,王知文,等.不同原料生物炭对铵态氮的吸附性能研究[J].农业环境科学学报,2018,37(3):576-584.[SONG Ting-ting, LAI Xin, WANG Zhi-wen, *et al*. Adsorption of Ammonium Nitrogen by Biochars Produced From Different Biomasses[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(3):576-584.]

[45] HU X X,LIU C Y,ZHENG X H,*et al*.Annual Dynamics of Soil Gross Nitrogen Turnover and Nitrous Oxide Emissions in an Alpine Shrub Meadow [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2019, 138:1075-1076.

[46] MANDAL S,THANGARAJAN R,BOLAN N S,*et al*.Biochar-Induced Concomitant Decrease in Ammonia Volatilization and Increase in Nitrogen Use Efficiency by Wheat[J].Chemosphere,2016,142:120-127.

作者简介:胡立煌(1995—),男,江西上饶人,硕士生,从事滨海盐碱土改良方面的研究。E-mail:hulihuang95@163.com

(**责任编辑**:陈 昕)

JOURNAL OF ECOLOGY AND RURAL ENVIRONMENT **(Monthly)**
Volume 36, Number 8 **August 2020**

Contents

Spatial-Temporal Patterns of Amphibian Diversity in the Badagongshan National Nature Reserve, Hunan
…… *ZHU Wen-bo, ZHAO Chun-lin, HE Yu-xiao, LIAO Chun-lin, ZHAO Tian, JIANG Jian-ping, XU Hai-gen* (961)

Observations on the Spatial and Temporal Patterns of Amphibian Diversity in Damingshan, Guangxi
…… *HUANG Yong, WANG Bo, YAN Lin-miao, WEI Xiao-mei, LIN Li, WEI Jian-wei, LI Hua-jian* (968)

Species Diversity and Spatial-Temporal Pattern of Amphibians in Nanyue Hengshan, Hunan
…… *LIU Yan, HE Yu-xiao, ZHU Guan-yan, GAO-Shuo, XU Hai-gen, LI Hong* (975)

General Survey on the Resource and Protection Status of Amphibians in Poyang Lake, Jiangxi
…… *TAI De-yun, LIU Yan, CHEN Wan, LI Hong* (982)

Study of Spatio-Temporal Variation and the Influencing Factors of Ozone in Northeast China During 2015-2018
…… *WEI Pei-ru, SHAO Tian-jie, HUANG Xiao-gang, ZHANG Zhong-di* (988)

Study on Characteristics of Environmental Pollution and Methods of Air Quality Prediction During Heating Period in Handan City …… *SONG Xiao-hui, DU Liang-liang, LI Jian-dong, CHENG Xiao-dan, ZHANG Jun* (998)

Study on the Effects of Nitrogen Fertilizer Application on the Yield and Ammonia Volatilization Loss of Highland Barley in Tibet …… *LI Xue, LI Rong-rong, HOU Ya-hong, LIU Guo-yi, XIE Yong-chun* (1006)

Identification and Optimization of Ecological Security Pattern in Jiaodong Peninsula
…… *KANG Jie-ming, LIU Yu, ZHU Xiao-wei, JIN Chang-dong, SUN Shuo, ZHANG Bao-lei* (1015)

Ecological Vulnerability Assessment and Its Temporal and Spatial Changes in Wutai Mountain Area
…… *ZHANG Hui-lin, WU Pan-sheng, HOU Yan-jun* (1026)

Construction of Ecological Security Pattern in Northern Peixian Based on MCR and SPCA
…… *LI Hang-he, MA Teng-hui, WANG Kun, TAN Min, QU Jun-feng* (1036)

Construction of Ecological Security Pattern in Mountain Rocky Desertification Area Based on MCR Model: A Case Study of Nanchuan, Chongqing …… *LI Zheng, DING Yi, WANG Ya-lin, CHEN Jing, WU Feng-min* (1046)

Diversity and Distribution of Intertidal Molluscs in the Yellow River Delta, China
…… *LI Xuan, SHI Hui-jian, WANG Hai-yan, MA Pei-zhen, ZHANG Wen-wen, YONG Fan, CUI Peng, WU Yi* (1055)

Study on Purification of Runoff Contaminants From Hard Revetment by Ecological Mats Under Simulated Conditions …… *SHAO Kai-di, DUAN Jing-jing, XUE Li-hong, XU De-fu* (1064)

Effects of Different Aquatic Plants on Water Purification and Greenhouse Gas Emission in Crab Pond in High Temperature Season …… *LIU Yong-mao, FU Wei-guo, JIN Mei-juan, SHI Lin-lin, SHEN Ming-xing, ZHANG Jin-quan* (1072)

Study on Nitrogen Removal Characteristics of Swine Wastewater in the Constructed Wetland Systems of *Canna indica*, *Pontederia cordata* and *Iris pseudacorus* …… *XIA Meng-hua, LIU Ming-yu, GUO Ning-ning, YE Lei, LI Xi, LI Yu-yuan, ZHANG Man-yi, WU Jin-shui* (1080)

Effects of Biochar, Straw and Manure Fertilizer on Nitrogen Mineralization and Nitrification of Coastal Saline-Alkali Soil …… *HU Li-huang, SHI Wen-zhu, XIANG Jian, WANG Gen-mei, ZHANG Huan-chao* (1089)

编 辑 委 员 会

主任委员

赵克强

副主任委员

刘鸿亮　李文华　蒋有绪　刘国才　徐海根

主　编

蔡道基

副主编

吴孔明　吴丰昌　张福锁　高吉喜

执行副主编

唐晓燕

编　委（按姓氏音序排列）

蔡祖聪　常志州　陈利顶　陈同斌　仇荣亮　党　志　邓良伟　董世魁　冯玉龙　高士祥　胡正义
贾仲君　蒋明康　李德波　李迪强　李建龙　李培军　李维新　李　周　林玉锁　刘红玉　刘　燕
龙　涛　卢宝荣　吕家珑　骆世明　马克平　闵庆文　潘根兴　彭少麟　濮励杰　单正军　沈渭寿
施卫明　石利利　石毓岷（美国）　史　舟　孙勤芳　王长永　王国祥　王连军　王让会　王学军
武志林　席北斗　肖兴基　徐海根　徐会连（日本）　徐明岗　许崇育（挪威）　薛建辉　阎百兴
颜晓元　杨林章　杨柳燕　杨庆文　尹大强　翟保平　张　慧　张金池　张毅敏　赵克强　郑元润
周东美　周军英　周启星　周泽江　朱　波　朱永官　邹长新

生态与农村环境学报

SHENGTAI YU NONGCUN HUANJING XUEBAO

(月刊,1985年2月创刊)

第36卷 第8期(总第188期)2020年8月25日出版

JOURNAL OF ECOLOGY AND RURAL ENVIRONMENT

(Monthly, Founded in February 1985)

Vol. 36 No. 8 Aug. 25, 2020

主　　管	中华人民共和国生态环境部
主　　办	生态环境部南京环境科学研究所
主　　编	蔡道基
编辑出版	《生态与农村环境学报》编辑部 地址：南京市蒋王庙街8号 邮编：210042 电话：025-85287052, 85287053, 85287036 网址：http://www.ere.ac.cn E-mail：ere@vip.163.com；bjb@nies.org
印刷装订	江苏省地质测绘院
总发行处	江苏省邮政局
订 购 处	全国各地邮局
国外发行	中国国际图书贸易总公司(北京399信箱)

Superintended by	Ministry of Ecology and Environment, P. R. China
Sponsored by	Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment
Editor-in-chief	CAI Dao-ji
Edited and Published by	Editorial Office of Journal of Ecology and Rural Environment P. O. Box 4202, Nanjing 210042, China E-mail: ere@vip.163.com; bjb@nies.org Tel: +86-25-85287052, 85287053, 85287036
Printed by	Jiangsu Geologic Surveying and Mapping Institute
Distributed by	Domestic: All Local Post Offices in China Foreign: China International Book Trading Corporation P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准连续出版物号：ISSN 1673-4831 / CN 32-1766/X　　国内邮发代号：28-114　　国外发行代号：Q5688　　定价：30.00元

ISSN 1673-4831