

中文核心期刊
中国科技核心期刊
CSCD 核心期刊

ISSN 1673-4831

生态与农村环境学报

Journal of Ecology and Rural Environment

2022.2

第38卷 第2期 Vol. 38 No.2

- ◎ 农户应对气候风险的适应策略研究综述
- ◎ 外源Zn对土壤抗生素抗性基因及细菌群落的诱导作用

主办单位：生态环境部南京环境科学研究所

目次

□ 专论与综述

农户应对气候风险的适应策略研究综述 王国萍 何思源 闵庆文 焦雯璐 刘某承 杨 伦(137)

□ 研究报告

区域环境与发展

基于地理探测器的喀什市地表热场空间分异及影响因素分析 赵禾苗 阿里木江·卡斯木(147)

基于大型底栖动物完整性指数(B-IBI)的密云水库上游河流(北京段)水生态健康评价

..... 王 旭 王恒嘉 王永刚 王琦琳 李亚翠(157)

宁夏太阳山湿地水环境重金属分布特征及污染评价 赵增锋 冯 娜 邱小琮 孙旭杨 王世强 欧阳虹(168)

基于多种方法的区域农业土壤重金属污染成因分析研究

..... 韩存亮 罗炳圣 常春英 邓一荣 熊 键 王 俊 李朝晖(176)

城乡过渡区土壤-蔬菜中重金属耦合分异特征及形成机理解析

..... 苏辉跃 刘江川 王 璐 李 波 于 欢 陈志奎 胡月明(184)

自然保护与生态

江苏石松类和蕨类植物多样性及生物地理学特征分析 沙 莎 张光富 邵丽鸳(194)

贵州雷公山两栖动物物种组成与种群动态变化 刘 京 魏 刚 何玉晓 李仕泽 徐 宁 徐海根(201)

宁夏六盘山国家级自然保护区林下鸟兽多样性调查

..... 曾锦源 胡 洁 宋景舒 万雅琼 郭志宏 宋 森 李佳琦(209)

基于 Ecopath 模型的厦门湾生态系统结构与功能变化分析 张新艳 陈 彬 丁少雄 俞炜炜 杜建国(217)

黄土丘陵区不同植被类型土壤细菌群落多样性特征 张 健 徐 明(225)

污染控制与修复

外源 Zn 对土壤抗生素抗性基因及细菌群落的诱导作用 杨统一 李 静 唐国腾 杨 芬 唐玉斌(236)

微塑料对中华绒螯蟹抗氧化酶系统的影响 阙可聪 孟 爽 张 鸣 谷孝鸿 訾鑫源 曾庆飞(244)

湖北地区养殖河蟹(Eriocheir sinensis)组织中微塑料的赋存特征

... 张洁馨 陆 星 文 华 伍 刚 甘金华 彭 婕 喻亚丽 毛 涛 周剑光 刘 婷 张 浪 何 力(251)

黄河下游2种自然湿地脱氮效能及其影响因素研究 徐 超 郑瑞文 武 斌(259)

稻秸干式厌氧发酵气-肥联产潜力研究 王 晨 王振旗 张 敏 沈根祥 张心良 钱晓雍 高宗源(266)

* * * * *

录用定稿网络首发启事 (146)

本期执行编辑: 许 素

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0167

王国萍,何思源,闵庆文,等农户应对气候风险的适应策略研究综述[J].生态与农村环境学报,2022,38(2):137-146.

WANG Guo-ping, HE Si-yuan, MIN Qing-wen, et al. Farmers' Adaptation Strategies to Climate Risk: A Review[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 137-146.

农户应对气候风险的适应策略研究综述

王国萍^{1,2}, 何思源¹, 闵庆文¹, 焦雯珺¹, 刘某承¹, 杨 伦¹ (1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 气候变化是 21 世纪人类所面临的严峻的挑战之一, 气候变化及其背景下极端天气气候事件的增加, 加剧了农户所面临的气候风险及其生计脆弱性。农户作为农村社区应对气候风险的基本单元, 采取了多样的应对气候风险的适应策略。笔者在回顾国内外学者对农户应对气候风险的适应策略研究的基础上, 从农户应对气候风险的适应策略的类型及其选择的影响因素分析、农户的适应策略效果评价这 2 个方面对近年来国内外相关研究进行了系统总结与梳理。并在此基础上, 提出了农户适应策略选择的影响因素分析框架。同时还甄别了目前研究中农户应对气候风险的适应策略存在的不足以及今后的重点研究方向, 旨在促进农户的气候变化适应性研究及实践。

关键词: 气候变化; 气候风险; 农户的适应策略; 适应效果评估

中图分类号: X323 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0137-10

Farmers' Adaptation Strategies to Climate Risk: A Review. WANG Guo-ping^{1,2}, HE Si-yuan¹, MIN Qing-wen¹, JIAO Wen-jun¹, LIU Mou-cheng¹, YANG Lun¹ (1. Institute of Geographical Sciences and Resources, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Climate change is one of the most serious challenges that mankind is facing in the 21st century. Under climate change, the increase of extreme climate risk has intensified the vulnerability of farmers' livelihoods. Rural households, who are the basic units of rural communities, have to cope with climate change with adaptation as the main way. Therefore, various adaptation strategies have been adopted based on household livelihood assets and the environment. This paper provides a systematic review of current researches on rural households' adaptation strategies to climate risks from two perspectives. The first is the typology of adaptation strategies and the influencing factors of decision making, and the second is the assessment of the effectiveness of these adaptation strategies. On this basis, an analytical framework of influencing factors on the decision-making of adaptation strategies to climate risks was put forward. At the same time, the paper points out some deficiencies in current researches and provides suggestions for future research, aiming at promoting the researches on rural households' adaptation to climate change and improving relevant adaptation practices.

Key words: climate change; climate risk; farmers adaptation strategies; adaptation effect evaluation

自 20 世纪 70 年代起, 国际学术界开始关注气候变化问题, 气候变化不但包括气候变量平均状态的变化, 那些远离平均状态、较少出现的气候值, 即极端天气气候事件, 也是气候变化的重要表现^[1]。在全球气候变化背景下, 极端天气气候事件的发生频率、强度等都发生了变化, 并且对社会及生态系统造成了普遍、严重甚至不可逆的影响, 尤其是对自然环境依赖度较高的农业生产^[1-2]。农户作为农业生产的基本单元, 其生计对于自然资源的依赖度高, 因此相比于其他群体, 农户在面对极端天气气候事件及其所带来的气候风险时, 其生计脆弱性更

高。减缓 (mitigation) 和适应 (adaptation) 是目前人类社会应对气候风险的 2 条基本路径, 联合国政府间气候变化专门委员会 (IPCC) 在《管理极端事件和灾害风险, 推进气候变化适应》特别报告中指出, 适应和减缓相辅相成, 并可共同显著降低气候变化带来的风险。其中适应是农户降低极端天气气候事件所带来的气候风险、减少损失的有效途径和主要

收稿日期: 2021-03-19

基金项目: 北大-林肯中心研究基金会 (FS07-20201101-HSY)

① 通信作者 E-mail: hesy@igsrr.ac.cn

② 共同通信作者 E-mail: minqw@igsrr.ac.cn

方式^[3-4],强调人类面对社会-生态系统中实际存在、或者预期的变化和 risk 所进行的调整^[5-6]。目前,国内外已有大量学者就农户在气候变化背景下对气候风险的适应进行了研究,研究的主题包括农户对气候要素变化的感知^[7-11]、农户的适应能力评价^[12-13]、农户的气候风险适应策略及其选择的影响因素分析^[14-19]、农户应对气候风险的适应策略效果评价^[20-28]。其中,关于农户应对气候风险的适应策略研究是目前农户气候风险适应研究中的热点,尤其是针对发展中国家的农户。关于农户的气候风险适应策略研究,目前国内外对其前端、中端的多样化适应策略及其影响因素识别的研究成果较多,但对各类适应策略及相关影响因素进行系统梳理与总结的研究较少。此外,相关研究也开始关注农户所采取的各种适应策略是否有效、可持续等后端问题。

因此,笔者主要基于近 10 a 国内外学者对高原、农业干旱区等气候变化敏感区农户应对气候风险的适应策略研究,从农户的适应策略选择及其影响因素(即农户采取了什么措施,分为哪些策略,影响其采取不同策略的因素是什么)、适应策略的成效研究(即农户采取适应策略后是否产生了相应的效果,产生了什么样的效果,如何评估)2 个方面,对目前国内外农户应对气候风险适应策略研究的重点及热点研究内容进行了系统的总结和梳理。在此基础上,甄别了当前农户应对气候风险的适应策略研究中存在的不足,以及今后研究中应重点关注的问题,旨在促进农户对于气候变化,尤其是极端天气气候事件的适应性相关研究。

1 农户应对气候风险的适应策略选择及其影响因素

1.1 农户应对气候风险的适应策略与分类

关于适应策略(adaptive strategy)的定义,在目前农户尺度的研究中,与其相关的概念有适应性行为(adaptive behavior)、适应性选择(adaptive choice)、适应措施(adaption measures)。目前,已有研究对此没有进行统一、明确的区分和定义。从研究所关注的对象及内容来看,适应措施/适应行为/适应性选择是指农户为应对气候变化背景下的极端天气气候事件及其 risk 所采取的各种调整措施及行为选择,因其内涵基本一致而经常相互通用。适应策略则是指适应行为或适应措施的集合,是对适应行为/适应措施/适应性选择等的类型划分。

从以往研究中农户所采取的应对气候风险的适应措施(表 1)来看,牧区和农区的农户所采取的

适应措施存在较为显著的差异,牧区的农户所采取的常见适应措施有购买草料/饲料、出售牲畜、轮牧等,而农区的农户所采取的最为常见的适应措施为调整农时、作物品种多样化及品种改良。

此外,全球处于不同经济发展水平地域的农户对于适应策略的选择也存在差异,如购买保险是我国农区的多数农户在应对气候风险时所采取的措施之一,但在一些经济较为落后的地区,如非洲、印度等地,农户还未采取此项措施。同一经济体内,产业类型相似但地域分布上有所不同的牧户,所采取的措施也不同。如内蒙古高原、青藏高原和甘南高原农户所采取的适应措施就存在一定差异(表 1),不同区域的农户会根据自身情况,因地制宜采取相应的适应措施。

目前,适应策略的分类以定性分类为主(表 1)。其中,最为经典的分类方法由 WHEELER 等^[30]提出,将农户的适应策略分为扩张型策略、调整型策略、收缩型策略。扩张型策略即在现有的基础上,扩大农牧业投入、投资与生产规模的策略,如购买饲料、租用草场、增加灌溉、增加农药和化肥的投入、修建围栏、打井等;调整型策略,即通过采取不同的农牧生产管理措施来适应气候风险的策略,能够提升农户的适应能力,如人工种草、畜种/作物品种改良、调整畜群/农作物结构、提前转场/调整农时等;收缩型策略,即在现有的基础上减少农牧业投资与生产规模的策略,如减畜、休牧/轮牧等。此外,BURTON^[31]根据策略持续时间长度的不同,将适应策略分为长期适应策略和短期适应策略,认为短期的环境适应行为是适应长期气候变化的必要准备。其他分类还包括:根据适应的动力机制不同,分为主动适应策略和被动适应策略^[32];根据实施顺序的先后,分为事前生计策略和事后生计策略^[14];根据采取适应策略的目的不同,分为提升稳定性的适应策略和提升弹性的适应策略^[33-34];按照适应策略的起源,划分为传统适应策略和引进适应策略^[18]。在实证研究中,研究者大多根据研究目的及需求,选择一种适应策略分类方式来归纳当地的适应措施,其分类方式包括但不限于上述分类方式。

1.2 影响适应策略选择的相关因素及其分析方法

已有研究显示,农户在进行适应策略的选择时,会受到家庭人口、经济特征、农户从事农业生产的经验和年限^[22]、作物品种知识^[10]等文化特征,家庭所在区域的地理和生态环境,社会经济因素^[7,11]等各类因素的影响,表明农户适应策略的选择是外部环境和家庭内在因素共同作用的结果。进行适

应策略选择的相关影响分析时,最为关键的是分析模型的构建,具体包括:首先,在明确研究目标的基础上,确定模型的自变量即农户所选择的适应策略。在此基础上,根据以往研究中所涉及到的可能的影响因素以及事先的预调研等方式,来确定模型

的因变量即假设的验证因素(可能的影响因素);最后再根据研究的目标,以及自变量和因变量的数量及数据属性,来确定分析所使用的数学或计量学方法;在此基础上,完成农户适应策略选择的相关影响因素分析模型的构建(图1)。

表1 农户应对气候风险的适应策略及其分类的代表性研究

Table 1 The representativeness studies on farmers' adaptation strategies against and the classification of the strategies to climate risks

研究区域	农户采取的适应措施	策略类型	参考文献	最为常见的适应策略
牧区				
内蒙古高原	收入来源多样化、牲畜多样化以及资产多样化、借贷、减少消费、出售牲畜、出售生产性工具和耐用消费品、动用储蓄	事前生计策略、事后生计策略	[14]	购买草料/饲料、出售牲畜、轮牧
呼伦贝尔草原	购买饲料、减少牲畜、兼职放牧和租用牧场	无分类		
青藏高原	调整种植时间、增加化肥用量、调整作物品种、增加土地灌溉、利用秋后闲置土地、增加种植业规模、扩大养殖业规模、农闲时打工及学习农业技术	生产性适应策略、生活性适应策略、保障性适应策略	[7]	
甘南高原	购买饲料、租用草场、增加灌溉、增加农药化肥投入、修建围栏、打井、人工种草、牲畜/作物品种改良、提前转场/调整农时、减少牲畜、休牧/轮	扩张型策略、调整型策略、收缩型策略	[27]	
埃塞俄比亚中部高原	出售牲畜、改变消费模式、改变作物种植日期、灌溉	短期应对策略、长期适应策略	[15]	
农区				
中国南方稻区	调整播种及收获时间、参加农业保险、轮作和灌溉、调整灌溉时间、改种其他作物、补种		[16]	调整农时、作物品种多样化及品种改良、购买农业保险
甘肃山羊河流域	品种改良,改进农牧业生产技术、调整生产结构、购买保险、增加农牧业应急投入、出售资产、外出务工、借贷	主动适应策略、被动适应策略	[17]	
缅甸马圭旱区	改良品种的使用、作物多样化和轮作、调整种植日期和种植方法、使用有机肥料、病虫害防治	传统适应策略、引进适应策略	[18]	
巴基斯坦旁遮普省	改变作物品种、改变种植日期、种植遮荫树和改变肥料	无分类	[22]	
印度南部卡纳塔克邦	改变种植模式、混合种植、多样化的牲畜饲养、农田休耕、出售牲畜和树木、移民	无分类	[29]	
西非贝宁共和国泽市	调整播种期、良种利用、农牧结合和植树造林	无分类	[9]	

而在影响因素分析模型的构建中,最为主要的步骤是模型因变量、分析方法的确定。以往关于影响农户适应策略选择的研究中,由英国国际发展署(DFID)所提出的可持续生计分析框架下的农户的五大生计资本(人力资本、自然资本、物质资本、金融资本、社会资本)^[14,27,35],是最早得到验证的假设影响因素,在后续研究中被广泛用作假设验证因素,并得到进一步的验证(表2)。

其中,受访者的年龄^[10-11,16-19,35]、性别^[10-11,16-19,35]、教育水平^[10-11,16-19,35]、家庭规模^[11,17]、收入^[14,17,27]、信息的可获得性^[16,22]等因素在几乎所有关于农户适应策略选择的研究中被列为假设验证因素,并得到了验证。随着研究的深入,学者们逐步将农户对于气候变化的感知等主观因素^[10,17,27]、不同的海拔高度和地理位置^[7]、农户家庭距市场距离^[11]等可能会对农户的适应策略选

择产生影响的环境影响因素,以及农户从事农业生产的经验和年限^[22]、作物品种知识^[10]等与农业生产相关的传统知识与经验相关因素,逐步纳入农户采取适应策略的影响因素分析框架中(表2),识别出的相关影响因素也越来越多。

其次,是关于分析的数学或计量学模型。从以往的相关研究来看,有几种分析方法被频繁运用到农户适应策略的影响因素识别中,包括多元/二元/逐步回归分析模型^[11,14,17,22]、Probit模型^[36]、多元Probit模型^[11,37]、Logit模型^[38-39]、Rank-ordered Logit模型^[40]、Multinomial Logit模型^[19,41]、增强回归树模型^[35]。其中,多元/二元/逐步回归分析模型最为常用。此外,在各模型的优劣势方面,增强回归树模型相比于多元回归分析,具有更高的预测精度^[35,42],而相比于多元回归分析,多元Probit模型考虑了多个解释变量之间的关系。适应策略选择

的影响因素本身是多变量的,而多元回归分析并没有考虑变量间的这种相互关系^[11]。

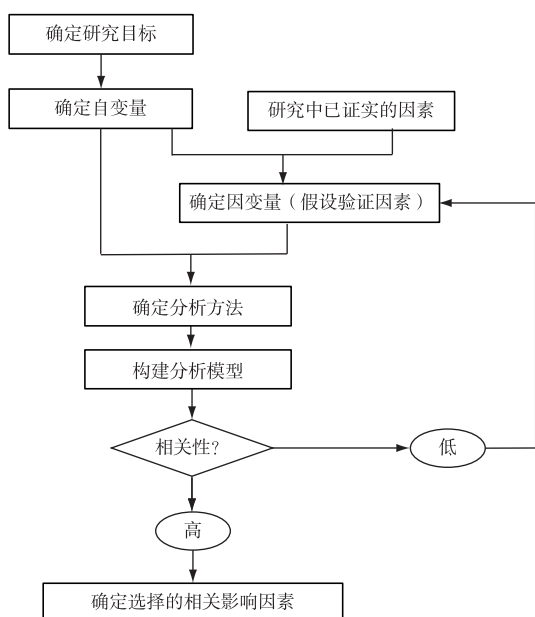


图 1 农户适应策略选择的相关影响因素的分析流程

Fig. 1 Analysis process of influencing factors of farmers' adaptation strategy selection

2 农户应对气候风险的适应策略效果评价

随着农户适应策略研究的深入,研究者不仅关注上述策略选择与影响因素等适应策略研究的前、中端问题,也开始关注农户所采取的各种适应策略是否有效、可持续等后端问题,认为有效的适应策略是降低

农户对于气候风险的脆弱性,增强其可持续发展能力的关键^[28]。有研究表明,农户所采取的适应策略有时并不一定会产生正反馈,甚至会产生负面效果^[20]。因此科学评估其所采取适应策略的效果,对于引导农户采取有效的适应策略,管理气候风险具有重要的意义^[21]。在进行效果评估时,最为关键的是在明确评价终点的基础上,确定评价指标和方法。

2.1 适应策略效果评价的内容

适应策略效果在已有的绝大多数研究中是指农户实施适应策略后所产生的效益,尤其是经济效益,因此目前适应策略效果评价的内容主要是针对适应策略所产生的经济效益,相关研究中主要使用作物收入、粮食产量^[20-24]、家庭总收入、牧草产量^[25]、牲畜数量^[25]等指标来表征农户在采取适应策略后所产生的效果(表 3)。此外,也有部分研究开始关注农户实施适应策略后的环境效益以及可持续性等问题。KATTUMURI 等^[29]提出了农户适应策略的充分性评估,充分性评估在理论上是用来评价农户所采取的适应策略是否能够充分地应对气候变化所带来的风险。已有研究主要采用定性研究的方法,即用来自农户视角的主观判断来评估在特定的环境、社会经济和政治背景下,小农户所采取的适应策略的充分性。此外,还有学者提出了农户适应策略可持续性评估^[43-44],也是目前适应策略成效研究中较为新兴的内容。可持续性在理论上是指适应策略在具体地域实施中的生态可持续性和经济可持续性^[44]。

表 2 农户适应策略选择的相关影响因素及其分析方法

Table 2 Relevant influencing factors and analysis methods of farmers' adaptation strategy selection

研究区域	模型自变量	模型因变量	分析方法	分析结果	参考文献
内蒙古乌审旗	农户的五大生计资本,受访者的年龄、教育程度、健康状况、从事农业的年限,农场规模,家庭成员总数,家庭收入来源等信息	5种适应行为	增强回归树模型	对于不同的策略,其关键因素有所不同,如自然资本和社会资本是决定采取多样化品种策略的关键决定因素	[35]
甘南高原	农户的生计资本:人力资本、自然资本、物质资本、金融资本、社会资本;农户对气候变化的感知:严重性、可能性、适应效能、自我效能、适应成本	4种不同策略	多元 Logistic 回归方法	人力资本最为显著,其次是社会资本、气候变化感知	[27]
内蒙古	人力资本、自然资本、物质资本、金融资本、社会资本	是否采取	二元 Logit 回归模型	自然资本最为显著,其次是金融资本、社会资本	[14]
石羊河流域	户主特征(性别、年龄、受教育程度)、农户生计资本、农户对气候变化的感知	分别分析每一种品种改良策略、调整生产结构、增加农牧业应急投入、外出务工	二元 Logistic 回归模型	如品种改良、农户家庭规模、耕地面积、牲畜数量、人均收入以及对气温变化的感知	[17]
埃塞俄比亚东部	社会经济和人口特征、体制和市场特征、收入和生计来源、作物生产、地理特征、对气候变化的看法	是否采取一类策略中的某一个	多元 Probit 模型	户主性别、家庭规模、距市场距离、农田、农场规模	[11]
河南	农户家庭的社会经济特征、对气候变化的感知、对气候变化原因的了解	是否采取	多元 Logistic 回归分析	作物品种多样性、气候变化认知、耕地面积	[10]

表3 现有研究中农户适应策略成效研究的方法及评估指标

Table 3 Research methods and evaluation indicators of the effectiveness of farmers' adaptation strategies in relevant researches

研究区域	评估内容	评估指标	评估方法	参考文献
甘南高原	适应策略的效果(成本/效果比)	环境效果(草地质量、耕地质量)、经济效果(家庭收入)、社会效果(就业方式、生活质量、适应能力、气候变化关注度)	模糊评价法(农户的主观认知调查)	[27]
巴基斯坦旁遮普省	适应策略的效果	粮食产量、作物收入	倾向得分匹配技术	[22]
尼日尔	适应策略的效果	最佳策略、最差策略排序	农户主观认知调查随机效用理论建模	[23]
尼泊尔	适应策略的效果	水稻产量	内生转换联立方程模型	[24]
河南	适应策略的效果	小麦产量	Probit 模型	[20]
内蒙古呼伦贝尔地区	适应策略的效果	家庭总收入、牧草产量、牲畜数量	实证数学规划模型 PMP	[25]
陕北黄土丘陵区	适应行为有效性	有效性感知(农户问卷)、耕地面积、粮食产量指标	主观评价+客观数据验证	[21]
印度	适应策略的充分性	充分性	定性分析	[29]
坦桑尼亚	适应策略的可持续性	可持续性	定性评价	[44]

2.2 适应策略效果评价的方法

从已有研究所使用的评估方法来看,主要有主观评价法、客观评价法和主客观结合法3种,一般用于评估农户在采取适应策略后的效果(即评价采取或不采取后的效果,不区分策略类型),或者是精确评估采取某一种适应策略后的效果。其中,主观评价法主要是从农户的视角出发,通过对农户主观认知的结构式访谈来评估适应策略的成效。主客观结合法主要是基于对受访农户对其所采取的适应策略实施效果的主观评估的调查,结合相关分析模型进行效果评价,或者是通过建立评估指标,从农户的角度来评估农户所采取的适应策略的实施效果。如TABBO等^[23]通过对非洲中西部尼日尔的农户进行结构化访谈,让受访者对自己所采取的应对气候风险的适应策略进行评估,并从中选择他们认为的效果最佳和最差的策略,然后用随机效用理论进行建模,结果发现农户对不同适应策略的效果有明显的认知与判断差异。赵雪雁等^[17]则引入成本效果比(成本效果比=成本/效果,其比值越小,说明适应措施的效果越好),通过农户对于成本和效果进行主观赋值,来评价农户适应策略的实施效果。客观评价法主要是通过相关的数学模型和可用于表征农户适应策略的实施效果的相关统计分析,来评估适应策略的效果。ABID等^[22]基于对巴基斯坦旁遮普省3个农业生态区65个村庄442名小麦种植农户的调查,利用倾向得分匹配技术来评估农户采取的适应策略对粮食产量和作物收入的影响,结果表明农户所采取的适应策略(如改变种植日期、作物品种和肥料类型)对小麦产量和收入产生了显著而积极的影响,并间接改善了农民的福

祉和当地的粮食安全。KHANAL等^[24]以水稻产量为变量,采用内生转换联立方程模型对尼泊尔稻农采用的适应策略效果进行了评估,结果表明当地农户所采取的适应策略显著提高了水稻产量。QUAN等^[20]使用内生转换回归方程,从小麦产量的角度来评估河南省农户在面对气候风险时所采取的适应策略的效果,当地农民所采取的适应策略主要包括增加灌溉和使用更多的化肥和杀虫剂,但这些策略对小麦产量有负面影响。此外,孙立凡等^[21]利用陕北黄土丘陵沟壑区农户调查样本数据以及调查地统计年鉴数据中的粮食产量指标,从客观层面验证适应行为的效果,结果表明,具有高适应效能感知的适应行为大部分被受访农户使用,并且研究区的粮食产量在波动中上升,说明适应行为有一定的实际效果。ZHAO等^[25]评估了内蒙古呼伦贝尔地区牧民为避免气候变化带来的损失而采取的人为适应措施,以家庭总收入作为评估指标,使用实证数学规划模型来评估其效果,结果表明畜牧业改良对草地产量、牲畜数量,特别是牧民家庭收入有积极影响;人工草地项目使家庭收入增加,然而却不具有可持续性。

3 评述与研究展望

农户应对气候风险的适应策略作为农户气候风险适应性研究中的热点,目前相关研究已经进行了很好的探索。这些研究主要围绕农户适应策略及其选择的影响因素、农户适应策略的效果2个方面展开(图2)。其中,农户的适应策略及其影响因素分析主要围绕适应策略的识别、分类以及选择的影响因素分析3个方面展开,是农户的适应策略研

究中较为成熟的部分。适应效果评估主要从适应策略的经济效益评估、充分性及可持续性评估方面展开,是目前较为新兴的研究内容。但也存在以下不足之处,值得在今后研究中进一步探讨。

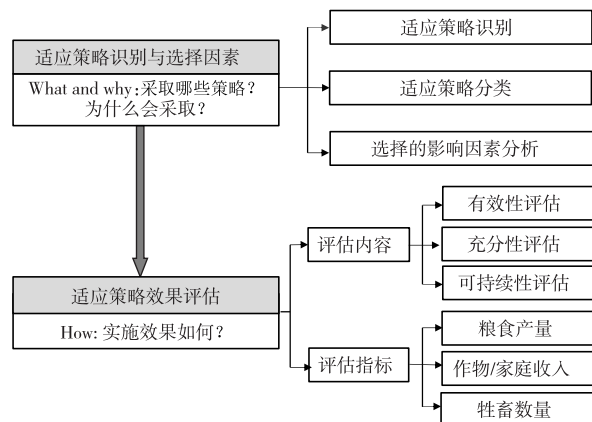


图2 农户适应策略研究的主要内容及其相互关系
Fig. 2 The main contents and relationship of farmers' adaptation strategies

3.1 当前农户的气候风险适应策略研究中存在的不足

3.1.1 农户的适应策略分类无统一标准,未关注适应策略的动态变化

目前,对于农户适应策略的分类研究主要以定性分类为主,并且不同的研究中,适应策略的分类依据和标准不同。因此,同样的适应措施在不同的研究中,可能被划入不同的适应策略之中,进而造成不同研究的结果缺乏可对比性和参照性,因此,定性分类研究在科学性、客观性等方面还有待提高。此外,适应策略在定量分析方面的研究还较缺乏。因此如何寻找合适的定量分析方法,或者是定性和定量分类相结合的方法,也将是适应策略分类研究的重点。

对于适应策略的研究在国内外主要是侧重于现时、静态的分析,而对于农户适应策略随时间的动态变化较少涉及。事实上,农户对于气候风险的适应不仅涉及当下,也涉及对未来气候的进一步变化作出反应,已有研究证明,农民的适应策略会随着时间而变化^[18]。更好地了解相关适应策略随时间的变化及其在不同时间尺度视角的差别,以解决未来气候变化背景下的极端天气气候事件及其所带来的气候风险问题,正在成为决策者了解适应变化趋势的重大关切。因此,有必要将过去农民选择适应气候风险的策略与当前的措施进行比较,以便

为未来的策略选择提供参考。

3.1.2 农户的适应策略选择的相关影响因素逐渐增加,但未建立系统全面的分析框架

随着对农户适应策略相关研究的地域、内容的不断拓展和研究方法的改进,识别出的影响因子也越来越多,如农户所拥有的传统知识、农业经验等,在过去的大部分关于农户适应策略的研究中是被忽视的,但有已研究表明拥有多年农业经验的农民比经验较少的农民更有可能采取适应气候变化及其风险的战略。这就需要针对目前已有研究中所报道的相关影响因子进行全面的总结和系统的梳理,但目前鲜见此类研究。

3.1.3 适应效果评价的内涵界定不清,评价指标单一

农户适应策略的实施效果评价是今后农户适应策略研究的重要方向之一。首先,从对农户适应策略实施效果评估的相关研究的总体进展来看,目前国内外对于适应策略的评估研究还处于初步探索阶段,还未形成相对完善的评估体系和方法。其次,目前对于适应策略从哪些方面进行效果评价缺乏明确的界定和研究,虽然已有研究从适应策略的效果、有效性、可持续性、充分性等方面进行了探索,但对其评价的“效果”“有效性”“可持续性”等内涵未有明确的界定,并且从已有几项对适应策略的效果研究^[22-23,25,27]可以看出,其“效果”的内涵存在差别。最后,从目前已有研究所采用的评估方法来看,目前国内的相关研究中,主要是以农户对适应效果的主观认知为基础进行评价,但因不同农户对于适应策略的效果认知存在明显差异,其评价结果易受农户个体认知的影响而偏离实际。近年来,国外虽然也有部分研究尝试使用客观数据如农户收入、农户家庭粮食产量等客观指标进行适应效果的评价,但是其所选用的评估指标单一,并且指标的代表性、合理性还有待商榷。

3.2 未来农户适应策略研究的潜在研究重点

3.2.1 构建适应策略分类方法与体系,促进适应策略的研究

科学、合理的分类是适应策略研究的基础。目前对于适应策略的定性分类中,未有一个普适、清晰的分类框架。而农户作为社区的社会-生态系统的资源使用单元,其适应策略是基于其所处的自然生态系统和社会系统而形成的。因此,可借鉴社会-生态系统的分类框架进行适应策略的分类。对于适应策略的定量分类,目前已有研究对农户的适应策略的多样化进行了量化分析。今后研究也可

在此基础上,借鉴 α 多样性(辛普森多样性指数)的测算方法来建立适应策略多样化指数,进行量化分析,将每一种适应策略视为物种类别,则每一类别下的适应措施数目则可视为每一物种的个体数,进而评估农户适应策略多样性及其变化。此外,还可对不同区域、不同类型农户的适应策略多样化指数取平均值,得出该区域、该类型农户的适应策略多样化指数。总体而言,对于适应策略的分类研究,需要定性分类和定量分类相互配合,以促进农户适应策略的基础性研究。

3.2.2 深化适应策略研究,构建农户适应策略选择的相关性影响因素系统分析框架

随着研究的深入,影响农户对于适应策略选择的相关性因素在不断扩展,农户所采取的适应策略不仅受农户家庭五大生计资本的影响,同时也受其他主客观因素的影响,如农户的传统知识、地理因素等。这些因素分属于不同的层级,有的影响因素属于农户家庭的内部因素,如家庭人口、收入等;而有的因素是属于家庭以上的层面——社区层面以及社会和国家层面,是影响农户家庭选择的外生性因素。因此,基于对现有研究中所识别出的关键影响因素,如农户生计资本、传统知识、地理因素等相关影响因素的整理和分类,根据各因子本身的属性特征及层级范畴,将影响农户适应策略决策的关键影响因素进行分类,共分为以下5类:人口和经济因素,资源、服务和技术,体制和政治因素,社会和文化因素,认知和心理因素(表4)。

根据分类结果,将各类影响因素纳入分析框架的不同层级中,从而构建一个系统的农户适应策略选择的相关性影响因素分析框架。在决定某个因子是否作为关键影响因素归入某一类因素时,主要是根据每一类影响因素在以往研究中出现的频次来决定,如受访者年龄作为人口和社会经济类属性的因素,在以往相关研究中出现的频率很高,因此作为关键影响因素归入该类别中。后续研究中,期望能从一个更为系统和全面的角度去分析影响其抉择的因素,明确农户适应策略选择的关键影响因素,使得分析结果更加全面和客观。但需要指出的是,笔者尝试对此进行了梳理和分类,但依然是一个较为初步的框架,还需要在今后的研究中进行不断的补充和完善。

3.2.3 明确适应策略效果评估终点,建立农户适应策略评估的指标体系

农户应对气候风险的适应策略的实施效果评估是农户适应策略研究中非常重要但较为新兴的

内容。

表4 影响农户适应策略选择的相关影响因素分类^[7,10-11,14-19,22,27,35]

Table 4 Classification of relevant factors influencing farmers' choice of adaptation strategies

项目	影响因子类别	影响因素
家庭内生性因素	人口和经济因素	资源、服务因素
		年龄
	性别	
	教育程度	
	收入	
	家庭资产(物质资本、金融资本)	
	家庭规模	
	农田/牧场面积	
	农事经验	
	心理和认知因素	对气候及其影响的认知
	风险感知	
	适应策略有效性认知	
外生性因素	资源、服务因素	信贷/资金的可获得性
		外部援助的可获得性
	信息的可获得性(气候及适应方法)	
	土地/劳动力的可获得性	
	灌溉的可获得性	
	市场的可获得性	
	基础设施(公路)	
	社会和文化因素	文化/社会规范
		普遍的价值取向
		社会资本
社区共享的传统知识		
体制和政策因素	外部援助(NGO、国际援助)	
	组织(是否有地方组织及生产合作团体)	
	政府政策及其导向	
	土地制度/土地所有权	
	经济结构调整	

目前的研究中,主要用农户家庭的收入或作物产量等经济指标来表征农户的适应策略所产生的效果。但在后续研究中,可在现有研究的基础上,进一步明确农户有效性适应的目标和评估终点,即对于农户家庭来说有效的适应结果到底意味着什么。郑艳等^[45]指出,有效的适应和减灾行动是那些能够在近期提供发展利益,并在长期减小脆弱性的手段。因此,在进行适应效果评估的时候,可以考虑纳入时间维度,将适应效果区分为短期有效和长期有效。短期有效即从农户角度出发,考虑适应策略的现时效果即农户经济效益的减损。而长期有效则需要系统考虑社会、经济、环境效益,可以考虑从社会生态系统恢复力的角度出发,来评估农户适应策略的长期效果,即评价农户所采取的适应策略

是否促进了农户所在社区的社会-生态系统对于气候风险的恢复力。恢复力是指系统处理并响应灾害性事件、趋势或扰动,进行结构重组,保持其必要功能、结构和特性,同时维持系统适应、学习和转型的能力^[46]。恢复力为一个系统性概念,并且随着气候变化对自然生态环境和社会经济可持续发展影响的不断加剧,逐渐成为应对气候变化的一种新理念。

在阐释清楚以上问题的基础上,根据农户适应效果评估终点,来构建系统、合理、全面的评估指标体系,同时可以进一步讨论,为什么有的适应策略是适应的,而有的不适应的。目前可预期到的原因是评估终点不一致,如注重于短期适应的策略可能减少了农户损失,但在长期来看,可能有损于农户所在社区的社会-生态系统对于气候风险的恢复力,因此不具有可持续性。所以在最后进行最佳适应策略的筛选时,面临的可能不是最优选,同时还存在不同利益相关方之间的平衡,即农户的短期经济效益和社区的长期恢复力之间的权衡。在权衡的基础上,筛选出适合于研究区域不同类型农户应对气候风险的最佳适应策略,从而助力提升农户应对气候风险的适应能力,降低其对于气候变化,尤其是极端天气气候事件的脆弱性。

参考文献:

- [1] 秦大河.气候变化:区域应对与防灾减灾:气候变化背景下极端事件相关灾害影响及应对策略[M].北京:科学出版社,2009:1-3.
- [2] 郭建平.气候变化对中国农业生产的影响研究进展[J].应用气象学报,2015,26(1):1-11.[GUO Jian-ping. Advances in Impacts of Climate Change on Agricultural Production in China [J]. Journal of Applied Meteorological Science, 2015, 26(1): 1-11.]
- [3] 赵雪雁.农户对气候变化的感知与适应研究综述[J].应用生态学报,2014,25(8):2440-2448.[ZHAO Xue-yan. Review on Farmer's Climate Change Perception and Adaptation [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2014, 25(8): 2440-2448.]
- [4] ADGER W N, LORENZONI I, O' BRIEN K L. Adaptation Now [M]// Adapting to Climate Change. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2001:1-22.
- [5] FIELD C B, BARROS V, STOCKER T F, et al. List of Major IPCC Reports [M]// Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2012:569-572.
- [6] 廖建凯.我国气候变化立法研究:以减缓、适应及其综合为路径[D].武汉:武汉大学,2011.[LIAO Jian-kai. Research on Climate Change Legislation of China: From the Paths of Mitigation, Adaptation and Their Synthesis [D]. Wuhan: Wuhan University, 2011.]
- [7] 侯志瑞,陈琼,周强,等.青藏高原东北缘山地农户对气候变化的感知及适应策略:以湟水中游为例[J].气候变化研究进展,2018,14(2):175-181.[HOU Zhi-ru, CHEN Qiong, ZHOU Qiang, et al. The Perception of Climate Change and Adaptation Strategies of Farmers in the Northeast Edgemountainous of the Tibetan Plateau: A Case of the Middle Reach of the Huangshui River [J]. Climate Change Research, 2018, 14(2): 175-181.]
- [8] ZHANG Q, CUI F Q, DAI L W, et al. Pastoralists' Perception of and Adaptation Strategies for Climate Change: Associations with Observed Climate Variability [J]. Natural Hazards, 2019, 96(3): 1387-1412.
- [9] SOGLO Y Y, NONVIDE G M A. Climate Change Perceptions and Responsive Strategies in Benin: The Case of Maize Farmers [J]. Climatic Change, 2019, 155(2): 245-256.
- [10] ZHAI S Y, SONG G X, QIN Y C, et al. Climate Change and Chinese Farmers: Perceptions and Determinants of Adaptive Strategies [J]. Journal of Integrative Agriculture, 2018, 17(4): 949-963.
- [11] TESFAYE W, SEIFU L. Climate Change Perception and Choice of Adaptation Strategies [J]. International Journal of Climate Change Strategies and Management, 2016, 8(2): 253-270.
- [12] PANDEY V P, BABEL M S, SHRESTHA S, et al. A Framework to Assess Adaptive Capacity of the Water Resources System in Nepalese River Basins [J]. Ecological Indicators, 2011, 11(2): 480-488.
- [13] 张亮,魏彦强,周强,等.农户对气候变化的适应能力评价及限制因子:基于青藏高原典型农业区调查数据[J].草业科学,2019,36(4):1177-1188.[ZHANG Liang, WEI Yan-qiang, ZHOU Qiang, et al. Assessment of the Adaptation Capacity of Farmers to Climate Change and Limiting Factor Analysis: A Survey in a Typical Agricultural Area on the Qinghai-Tibet Plateau [J]. Pratacultural Science, 2019, 36(4): 1177-1188.]
- [14] 史俊宏.干旱风险冲击下牧户适应性生计策略及其影响因素[J].中国农业资源与区划,2015,36(7):89-95.[SHI Jun-hong. Influence Factors and Adaptive Livelihood Strategies Adopted by Pastoralists under Drought Riskin Pastoral Area [J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2015, 36(7): 89-95.]
- [15] ALEMAYEHU A, BEWKET W. Smallholder Farmers' Coping and Adaptation Strategies to Climate Change and Variability in the Central Highlands of Ethiopia [J]. Local Environment, 2017, 22(7): 825-839.
- [16] 朱红根,康兰媛,周曙东.南方稻区季节性干旱农户适应行为及其影响因素实证分析[J].自然资源学报,2016,31(9):1540-1552.[ZHU Hong-gen, KANG Lan-yuan, ZHOU Shu-dong. The Empirical Analysis of Farmers Adaptation Behavior to Seasonal Drought in Southern Rice Growing Area and Its Influencing Factors [J]. Journal of Natural Resources, 2016, 31(9): 1540-1552.]
- [17] 赵雪雁,王亚茹,张钦,等.石羊河流域农户的气候变化适应策略选择[J].西北师范大学学报(自然科学版),2016,52(4):127-134.[ZHAO Xue-yan, WANG Ya-ru, ZHANG Qin, et al. Farmers' Choice of Adaptation Strategies to Climate Change in Shiyang River Basin [J]. Journal of Northwest Normal University (Natural Science), 2016, 52(4): 127-134.]

- [18] TUNOO A, VAN HUYLENBROECK G, SPEELMAN S. Determining Factors for the Application of Climate Change Adaptation Strategies among Farmers in Magwe District, Dry Zone Region of Myanmar[J]. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 2017, 9(1): 36-55.
- [19] DERESSA T T, HASSAN R M, RINGLER C, *et al.* Determinants of Farmers' Choice of Adaptation Methods to Climate Change in the Nile Basin of Ethiopia[J]. *Global Environmental Change*, 2009, 19(2): 248-255.
- [20] QUAN S P, LI Y M, SONG J X, *et al.* Adaptation to Climate Change and Its Impacts on Wheat Yield: Perspective of Farmers in Henan of China[J]. *Sustainability*, 2019, 11(7): 1928.
- [21] 孙立凡, 史兴民, 王露. 农户对气候变化适应行为的有效性评价[J]. *中国沙漠*, 2018, 38(2): 428-436. [SUN Li-fan, SHI Xing-min, WANG Lu. Assessments of the Efficacy of Farmers' Adaptive Behaviors to Climate Change[J]. *Journal of Desert Research*, 2018, 38(2): 428-436.]
- [22] ABID M, SCHNEIDER U A, SCHEFFRAN J. Adaptation to Climate Change and Its Impacts on Food Productivity and Crop Income: Perspectives of Farmers in Rural Pakistan[J]. *Journal of Rural Studies*, 2016, 47: 254-266.
- [23] TABBO A M, AMADOU Z, DANBAKY A B. Evaluating Farmers' Adaptation Strategies to Climate Change: A Case Study of Kaou Local Government Area, Tahoua State, Niger Republic[J]. *Jamba (Potchefstroom, South Africa)*, 2016, 8(3): 241.
- [24] KHANAL U, WILSON C, HOANG V N, *et al.* Farmers' Adaptation to Climate Change, Its Determinants and Impacts on Rice Yield in Nepal[J]. *Ecological Economics*, 2018, 144: 139-147.
- [25] ZHAO Z, WANG G F, CHEN J C, *et al.* Assessment of Climate Change Adaptation Measures on the Income of Herders in a Pastoral Region[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 208: 728-735.
- [26] 宋臻, 史兴民, 李欢娟, 等. 樱桃种植户对气候变化及气象灾害的适应行为效能感知研究[J]. *气候变化研究进展*, 2019, 15(3): 313-325. [SONG Zhen, SHI Xing-min, LI Huan-juan, *et al.* Cherry Growers' Efficacy Perception of Adaptive Behaviors to Climate Change and Meteorological Disasters[J]. *Climate Change Research*, 2019, 15(3): 313-325.]
- [27] 王亚茹, 赵雪雁, 张钦, 等. 高寒生态脆弱区农户的气候变化适应策略: 以甘南高原为例[J]. *地理研究*, 2016, 35(7): 1273-1287. [WANG Ya-ru, ZHAO Xue-yan, ZHANG Qin, *et al.* Farmers' Climate Change Adaptation Strategies in an Ecologically Vulnerable Alpine Region: A Case of Gannan Plateau[J]. *Geographical Research*, 2016, 35(7): 1273-1287.]
- [28] 张钦, 赵雪雁, 雒丽, 等. 高寒生态脆弱区气候变化对农户生计的脆弱性影响评价: 以甘南高原为例[J]. *生态学杂志*, 2016, 35(3): 781-790. [ZHANG Qin, ZHAO Xue-yan, LUO Li, *et al.* Assessment of the Impact of Climate Change on Vulnerability of Farmer Households' Livelihood in an Ecologically Vulnerable Alpine Region: Taking Gannan Plateau for Example[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2016, 35(3): 781-790.]
- [29] KATTUMURI R, RAVINDRANATH D, ESTEVES T. Local Adaptation Strategies in Semi-Arid Regions: Study of Two Villages in Karnataka, India[J]. *Climate and Development*, 2017, 9(1): 36-49.
- [30] WHEELER S, ZUO A, BJORN LUND H. Farmers' Climate Change Beliefs and Adaptation Strategies for a Water Scarce Future in Australia[J]. *Global Environmental Change*, 2013, 23(2): 537-547.
- [31] BURTON I. Vulnerability and Adaptive Response in the Context of Climate and Climate Change[J]. *Climatic Change*, 1997, 36(1/2): 185-196.
- [32] BRYANT C R, SMIT B, BRKLACICH M, *et al.* Adaptation in Canadian Agriculture to Climatic Variability and Change[J]. *Climatic Change*, 2000, 45(1): 181-201.
- [33] SMIT B, SKINNER M W. Adaptation Options in Agriculture to Climate Change: A Typology[J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2002, 7(1): 85-114.
- [34] 李惠莲. 气候变化背景下西藏“一江两河”地区农牧民的生计策略选择[D]. 重庆: 西南大学, 2016. [LI Hui-lian. The Livelihood Strategies Choice of the Farmers and Nomads in the Region of Brahmaputra River and Its Two Tributaries in Tibet (BRTT) under Global Climate Change[D]. Chongqing: Southwest University, 2016.]
- [35] KUANG F Y, JIN J J, HE R, *et al.* Influence of Livelihood Capital on Adaptation Strategies: Evidence from Rural Households in Wushen Banner, China[J]. *Land Use Policy*, 2019, 89: 104228.
- [36] BRYAN E, DERESSA T T, GBETIBOUO G A, *et al.* Adaptation to Climate Change in Ethiopia and South Africa: Options and Constraints[J]. *Environmental Science & Policy*, 2009, 12(4): 413-426.
- [37] YEBEMEY R N, YABI J A, TOVIGNAN S D, *et al.* Farmers' Decisions to Adapt to Climate Change under Various Property Rights: A Case Study of Maize Farming in Northern Benin (West Africa)[J]. *Land Use Policy*, 2013, 34: 168-175.
- [38] GARCÍA D J S, SILVESTRI S, GRANADOS A, *et al.* Behavioural Barriers in Response to Climate Change in Agricultural Communities: An Example from Kenya[J]. *Regional Environmental Change*, 2015, 15(5): 851-865.
- [39] FOSU-MENSAH B Y, VLEK P L G, MACCARTHY D S. Farmers' Perception and Adaptation to Climate Change: A Case Study of Sekyedumase District in Ghana[J]. *Environment, Development and Sustainability*, 2012, 14(4): 495-505.
- [40] SHIFERAW A. Smallholder Farmers Adaptation Strategies to Climate Change in Ethiopia: Evidence from Adola Rede Woreda Oromia Region[J]. *Journal of Economics and Sustainable Development*, 2014, 5(7): 162-181.
- [41] ALAM K. Farmers' Adaptation to Water Scarcity in Drought-Prone Environments: A Case Study of Rajshahi District, Bangladesh[J]. *Agricultural Water Management*, 2015, 148: 196-206.
- [42] CHEN M Q, LU Y F, LING L, *et al.* Drivers of Changes in Ecosystem Service Values in Ganjiang Upstream Watershed[J]. *Land Use Policy*, 2015, 47: 247-252.
- [43] SHAPIRO-GARZA E, KING D, RIVERA-AGUIRRE A, *et al.* A Participatory Framework for Feasibility Assessments of Climate Change Resilience Strategies for Smallholders: Lessons from Coffee Cooperatives in Latin America[J]. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 2020, 18(1): 21-34.

- [44] KIHILA J M. Indigenous Coping and Adaptation Strategies to Climate Change of Local Communities in Tanzania: A Review[J]. Climate and Development, 2018, 10(5): 406-416.
- [45] 郑艳. 将灾害风险管理和适应气候变化纳入可持续发展[J]. 气候变化研究进展, 2012, 8(2): 103-109. [ZHENG Yan. Integrating Disaster Risk Management and Climate Change Adaptation into Sustainable Development[J]. Progressus Inquisitiones DE Mutatione Climatis, 2012, 8(2): 103-109.]
- [46] 熊思鸿, 阎建忠, 吴雅. 农户生计对气候变化的恢复力研究综述[J]. 地理研究, 2020, 39(8): 1934-1946. [XIONG Si-hong, YAN Jian-zhong, WU Ya. Review on the Resilience of Farmers' Livelihoods to Climate Change[J]. Geographical Research, 2020, 39(8): 1934-1946.]

作者简介: 王国萍(1993—), 女, 青海门源人, 博士生, 主要研究方向为传统知识与农户的气候变化适应。E-mail: wgp18810660047@126.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, 后续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
2月18日

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0171

赵禾苗, 阿里木江·卡斯木. 基于地理探测器的喀什市地表热场空间分异及影响因素分析[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(2): 147-156.

ZHAO He-miao, ALIMUJIANG Kasimu. Analysis of Spatial Differentiation and Influencing Factors of Surface Thermal Field in Kashgar City Based on Geographic Detector[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 147-156.

基于地理探测器的喀什市地表热场空间分异及影响因素分析

赵禾苗¹, 阿里木江·卡斯木^{1,2} (1. 新疆师范大学地理科学与旅游学院, 新疆 乌鲁木齐 830054; 2. 新疆师范大学丝绸之路经济带城镇化发展研究中心, 新疆 乌鲁木齐 830054)

摘要: 科学认识城市地表热场时空格局及驱动因子是优化城市生态系统的重要前提。以绿洲城市喀什市为例, 借助 GIS 和 RS 技术支持, 在利用辐射传输方程对地表温度(LST)进行反演的基础上, 提取不透水面指数(IFI)和植被覆盖度(FVC), 运用空间转移矩阵分析喀什市地表温度空间分异状况, 综合海拔、坡度、人口密度、IFI、FVC 和土地利用类型 6 类影响因子, 应用地理探测器对喀什市近 20 a 间地表热场空间异质性与驱动因子进行探测。结果表明, 空间尺度上, 中温区与较高温区连片分布于城市建成区, 低温与较低温区呈点状镶嵌于建成区外围, 高温与特高温区成片分布于市区北部的裸地处。时间尺度上, 伴随区域不断开发, 中温区逐渐占据主导地位, 至 2018 年, 中温区面积为 161.89 km², 占比达 29.45%; 由于侵占耕地、扩展城镇与植树造林现象同时存在, 低温区增加 4.58%, 裸地得到有效改善, 高温与特高温区面积减少 20.41 km²。喀什市地表热环境空间分异是多因素共同作用的结果, 影响 LST 空间分异的核心因素是 IFI, 1998、2008 和 2018 年其贡献率分别为 87.8%、74.6%、80.8%, 同时多因子交互作用明显, 1998、2008 和 2018 年 IFI 与土地利用类型的交互解释力分别达 0.912、0.746、0.873。研究结果可为喀什市城市生态保护和区域可持续发展提供参考依据。

关键词: 地表温度(LST); 地理探测器; 空间转移矩阵; 喀什市

中图分类号: X16 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0147-10

Analysis of Spatial Differentiation and Influencing Factors of Surface Thermal Field in Kashgar City Based on Geographic Detector. ZHAO He-miao¹, ALIMUJIANG Kasimu^{1,2} (1. College of Geographical Science and Tourism, Xinjiang Normal University, Urumqi 830054, China; 2. Research Center of Urbanization Development of Silk Road Economic Belt, Xinjiang Normal University, Urumqi 830054, China)

Abstract: A scientific-based understanding of temporal and spatial patterns and driving factors of urban surface thermal fields is an important prerequisite for the upgrading of urban ecosystems. Kashgar City, the throat hub of civilization and transportation between the East and the West, features heavily in the Belt and Road initiative. Landsat series of remote-sensing images in 1998, 2008, and 2018 of Kashgar on the western edge of the Tarim Basin were adopted in this study. The land surface temperature (LST) was retrieved with the radiative transfer equation algorithm and the spatial variation of surface temperature in Kashgar City was analyzed through transfer matrix with the help of GIS and RS technology. On the basis of extracting impervious surface index (IFI) and vegetation coverage (FVC), 6 types of influencing factors including altitude, slope, population density, IFI, FVC and land use type were integrated to detect the spatial heterogeneity and driving factors of the surface thermal field with geographic detectors in Kashgar City in the past 20 years. The results show that: The medium temperature and the higher temperature areas were contiguously distributed in the urban built-up area, the low temperature and lower temperature areas were inlaid in the periphery of the built area in dots, and the high temperature and extremely high temperature areas were distributed in patches in the north of the urban area. With the rapid development of the region, the medium temperature area has gradually dominated the whole area. In 2018, the area of the medium temperature zone was 161.89 km², but due to the coexistence of cropland invasion, urbanization and forestation, the area of low temperature zone increased by 4.58% with bare lands effectively improved, and the area of the high temperature and ultra-high temperature zone saw a drop of 20.41 km². The spatial differentiation of the surface thermal environ-

收稿日期: 2021-03-23

基金项目: 国家自然科学基金(41661037)

① 通信作者 E-mail: alimkasim@xjnu.edu.cn

ment in Kashgar is the result of multiple factors. IBI represents the core factor affecting the spatial differentiation of LST with the contribution rates of 1998, 2008 and 2018 to be 87.8%, 74.6%, and 80.8%, respectively, and the multi-factor interaction is obvious. The interactive explanatory powers of IBI and land use types in 1998, 2008 and 2018 were 0.912, 0.746, and 0.873, respectively. The research results can provide reference for urban ecological protection and sustainable regional development in Kashgar City.

Key words: land surface temperature; geographical detector; conversion matrix; Kashgar City

城市热环境作为城市生态系统的重要组成部分,不仅直接影响着城市局部气候和城市居民健康状况^[1],还对城市化进程、生态环境良性发展及区域城市可持续发展有着深远影响^[2]。由于全球范围内城市化的高速发展,城市热环境问题日益突出,人们逐渐开始关注由城市热岛效应带来的一系列负面影响。热红外遥感覆盖面积广,数据实时性强,弥补了传统气象观测的不足,已成为城市热环境监测的主要手段^[3]。国内外学者借助遥感数据对此开展了一系列研究,发现热岛强度与城市建成区面积呈高度正相关^[4];城市发展引起景观格局改变,从而导致热岛现象强化^[5];石蕾洁等^[6]对郑州市绿地、公园进行缓冲区提取分析,认为以水体、绿地空间为主导的冷岛效应是减弱城市热环境的有效方式,其在很大程度上缓解了城市热岛强度,并且随着距离增加,降温效果明显减弱。但不同气候条件下,城市热场变化特征具有一定的差异性^[7]。我国陆地广袤、海域辽阔,各地气候与地形差别巨大。西北干旱区由于裸地环绕,城镇热岛强度较荒漠低,但区域内热环境效应依然较高^[8]。干旱、半干旱带等特殊区域中,地表温度呈现裸地>工矿用地>绿地的规律,且与归一化植被指数(NDVI)呈显著负相关^[9]。地理探测器作为一种新型统计学方法,已被广泛应用于自然及各社会科学领域中,其中不乏人口增长^[10]、区域贫困化^[11]、国土空间^[12]、植被景观^[13]等分析,部分学者采用此模型对地表温度影响因子进行探测发现,在较为湿润的亚热带如粤港澳地区,单元人口密度是影响城市热岛的主要因子,建设用地面积占比为次要因子^[14];在寒旱化严重的高原地区,海拔是主导因素,贡献率最大,而人为影响因素较弱^[15]。

综上,对于亚热带等湿润地区的地理探测器分析较为丰富,但鲜见借助地理探测器对干旱区绿洲城市地表热场变化趋势的分析。因此,利用1998、2008及2018年3期Landsat数据,选取塔里木盆地西缘城市喀什市为研究对象,在提取不透水面指数(IFI)、植被覆盖度(FVC)等下垫面因子的基础上,通过辐射传输方程、空间转移矩阵、地理探测器等

方法分析喀什市地表热场空间分布状况,并探究地表温度时空变化的驱动因子,以期优化城市景观格局,缓解区域热环境提供科学依据。

1 研究区概况

喀什市位于新疆维吾尔自治区西南部,地处塔里木盆地西缘、中亚腹地,与帕米尔高原接壤,地处 $39^{\circ}24' \sim 39^{\circ}37' N$, $75^{\circ}50' \sim 76^{\circ}21' E$,总面积为 $1\,056.8\text{ km}^2$,是我国最西端的一座绿洲城市(图1)。东、西部毗邻疏附县,北依阿图什市,南隔克孜河与疏附县相望,作为连接亚欧大陆桥的主要载体和国际战略通道,与中亚、南亚、西亚的经贸合作具有不可估量的发展潜力^[16]。“十三五”规划第八篇明确提出,“促进以拉萨为中心、以喀什为中心的城市圈发展”^[17],作为唯一以县级市为核心进入国家“十三五”规划层面的城市圈,充分凸显出其重要战略地位。喀什市降水稀少,风沙频繁,生态环境极为脆弱,主要水系为喀什噶尔河、吐曼河、恰克玛克河,地势北高南低,属喀什噶尔河流域冲积平原。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源与预处理

遥感数据来自Landsat卫星观测影像,于美国国家航空航天局(<http://landval.gsfc.nasa.gov>)官网获取,综合考虑影像获取难易程度与季相因素,分别选取1998年8月、2008年9月和2018年8月的3期遥感影像,空间分辨率为30 m,云量均低于10%(表1)。MOD11A1温度产品来自NASA网站,主要用于验证反演温度的精度。土地利用及土地覆被变化数据(LUCC)来自中国科学院资源环境科学数据中心;DEM高程数据来源于地理空间数据云;坡度数据通过数字高程模型利用ArcGIS 10.7软件提取得到;人口密度数据来源于美国国家海洋大气局网站的夜间灯光数据。

2.2 研究方法

2.2.1 地表温度反演

选择广泛使用的辐射传输方程法^[18]对Landsat TM影像第5波段、TIRS影像第10波段进行温度反

演。首先预估大气对地表热辐射的影响,然后从总热辐射量中减去这部分大气影响,得到地表热辐射强度后,再转化为地表真实温度。运用普朗克函数进行地温提取,公式如下:

$$T_s = K_2 / \ln [K_1 / B(T_s) + 1], \quad (1)$$

$$B(T_s) = [L_\lambda - L^\uparrow - \tau(1-\varepsilon)L_\downarrow] / \tau\varepsilon, \quad (2)$$

$$L_\lambda = [\varepsilon B(T_s) + (1-\varepsilon)L^\downarrow] \tau + L^\uparrow. \quad (3)$$

式(1)~(3)中, T_s 为反演所得地表温度,℃; $B(T_s)$

为黑体辐射亮度; ε 为地表比辐射率; τ 、 L^\uparrow 、 L^\downarrow 分别为大气透过率、大气上行辐射亮度、大气下行辐射亮度,可以通过查询 NASA 网站得到; L_λ 为热红外辐射亮度值; K_1 、 K_2 为常量,对于 TM 影像: K_1 为 $607.76 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \mu\text{m}^{-1} \cdot \text{sr}^{-1}$, K_2 为 1260.56 K ;对于 OLI 影像: K_1 为 $774.89 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \mu\text{m}^{-1} \cdot \text{sr}^{-1}$, K_2 为 1321.08 K 。

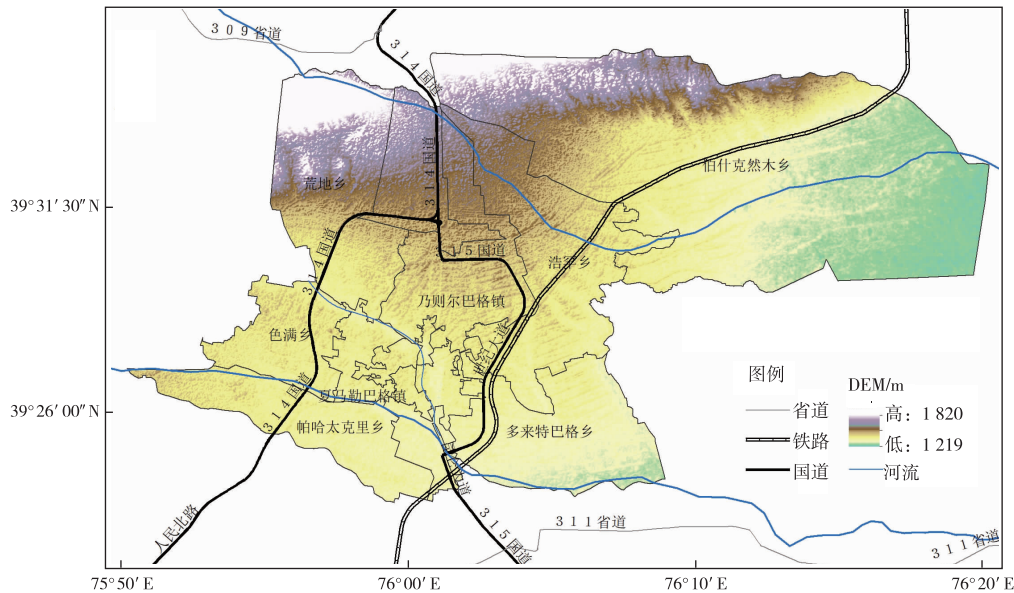


图1 研究区位置示意

Fig. 1 Location of Kashgar City

表1 影像基本信息

Table 1 Basic image information

序号	数据类型	影像日期	成像时间	气象温度/℃	相对湿度/%	气压/kPa	风向	风速/($\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$)
1	Landsat TM	1998-08-29	13:13	31	22	25.6	S	6
2	Landsat TM	2008-09-25	13:19	19	46	25.8	S	4
3	Landsat OLI-TIRS	2018-08-20	13:34	32	21	25.6	E	7

影像成像时点的相关气象信息均来自于 <https://www.wunderground.com> 网站。

地表比辐射率通过基于地表覆盖类型的像元二分模型^[19]计算得到,公式为

$$\varepsilon = 0.004F_v + 0.986, \quad (4)$$

$$F_v = (I_{NDV} - I_{NDV,soil}) / (I_{NDV,veg} - I_{NDV,soil}). \quad (5)$$

式(4)~(5)中, I_{NDV} 为归一化植被指数; F_v 为植被覆盖度; $I_{NDV,veg}$ 和 $I_{NDV,soil}$ 一般取一定置信区间的最大值和最小值,参考前人研究结果^[20],以累计百分数5%和95%作为置信区间,采用经验值得到 $I_{NDV,veg} = 0.05$, $I_{NDV,soil} = 0.7$,即当某个像元的 I_{NDV} 大于0.7时, F_v 取值为1;当 I_{NDV} 小于0.05时, F_v 取值为0。

2.2.2 地表热场等级划分

利用反演所得地表温度确定热场分区,计算某

一像元地表温度(LST)和研究区平均LST的差值同研究区平均LST之比,定量分析该像元所处位置的热场状况。根据张勇等^[21]提出的热变异系数法,将研究区地表温度划分为低温区、较低温区、次中温区、中温区、较高温区、高温区、特高温区7个温区,分别赋值为1、2、3、4、5、6、7,计算公式为

$$H(T) = (T - T_m) / T_m. \quad (6)$$

式(6)中, $H(T)$ 为热场变异指数; T 为反演所得任意地表真实温度,℃; T_m 为研究区平均LST,℃。

2.2.3 地表温度等级转移矩阵

空间转移矩阵来源于系统分析中对系统状态与状态转移的定量描述^[22]。通过转移矩阵变化,对

喀什市热场强弱进行度量分析,在总结其转移规律的基础上,厘清地表温度的空间格局变化趋势。其数学形式可以表示为

$$S_{ij} = \begin{bmatrix} S_{11} & S_{12} & \cdots & S_{1n} \\ S_{21} & S_{22} & \cdots & S_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ S_{n1} & S_{n2} & \cdots & S_{nn} \end{bmatrix} \quad (7)$$

式(7)中, S 为研究区面积, km^2 ; n 为温区分级数; i, j 分别为研究初期与末期的温度等级序号。

2.2.4 地理探测器

地理探测器模型可基于空间分异理论对自变量相对于因变量的重要程度进行定量测度^[23]。传统的地表温度及热环境分异特征的驱动力研究一般采用相关分析方法,利用 SPSS 软件检验显著性,但该方法不便于探寻多因子的共同影响力。故引入地理探测器这一新型统计学计量模型,包括因子探测、交互探测、风险探测、生态探测 4 个部分。采用因子探测器与交互探测器对喀什市地表温度空间分异驱动因子进行分析。

(1) 因子探测

通过因子解释力或贡献度的大小反映各个因子对地表温度的影响程度,用 q 值度量,模型为

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} \quad (8)$$

式(8)中, N 为整个研究区域样本单元数; σ^2 为整个区域 Y 值的离散方差; h 为变量 Y 或因子 X 的分区; L 为分区数目,即次级区域数目。 q 的值域为 $[0, 1]$,其值越大,表明该因子对于地表温度产生空间分异的解释力与贡献度越强,反之则越弱^[24]。

(2) 交互作用探测

交互作用探测主要用于探测多个影响因子交互作用后对 LST 的解释力,即影响因子两两交互后与单因子相比,其对要素的影响力是否会增强或者减弱。因子交互后有 5 种情况: $q(x_1 \cap x_2) < \min[q(x_1), q(x_2)]$,说明因子 x_1 与 x_2 交互后非线性减弱; $\min[q(x_1), q(x_2)] < q(x_1 \cap x_2) < \max[q(x_1), q(x_2)]$,说明因子 x_1 与 x_2 交互后单因子非线性减弱; $q(x_1 \cap x_2) > \max[q(x_1), q(x_2)]$,说明因子 x_1 与 x_2 交互后双因子增强; $q(x_1 \cap x_2) = q(x_1) + q(x_2)$,说明因子 x_1 与 x_2 交互后相互独立; $q(x_1 \cap x_2) = q(x_1) + q(x_2)$,说明因子 x_1 与 x_2 交互后非线性增强。

2.2.5 探测因子选取

地表热环境变化受多重因素影响,参考前人研

究,同时考虑数据的可获取性,选取海拔、坡度、土地利用类型、人口密度、IBI、FVC 共 6 类因子,对喀什市地表热环境时空分异特征及形成机理进行探测。IBI(I_{IB})是一种基于指数的新型建筑用地指数,其提取建筑用地信息采用的并非多光谱影像的原始波段,而是通过原始波段衍生出来的 3 个指数波段构建的新影像提取,FVC(C_{FV})是将 NDVI(I_{NDV})与像元二分模型结合起来计算而得的一种植被覆盖度指数。IBI、FVC 的提取方法为

$$I_{IB} = \frac{I_{NDB} - (I_{NDV} + I_{MNDW})/2}{I_{NDB} + (I_{NDV} + I_{MNDW})/2} \quad (9)$$

式(9)中, I_{NDB} 为归一化建筑指数; I_{NDV} 为归一化植被指数; I_{MNDW} 为改进的归一化水体指数,具体计算方法参照徐涵秋^[25]的研究。

$$C_{FV} = \frac{I_{NDV} - I_{NDV, \min}}{I_{NDV, \max} - I_{NDV, \min}} \quad (10)$$

$$I_{NDV} = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red}} \quad (11)$$

式(10)~(11)中, ρ_{NIR} 为近红外波段的反射值; ρ_{Red} 为红外波段的反射值。

3 结果与分析

3.1 温度反演结果精度验证

利用同日 MODIS 地表日温度产品(MOD11A1)对 Landsat 反演温度进行精度验证,MODIS 数据空间分辨率为 1 000 m, Landsat 数据空间分辨率为 30 m,需先将温度反演结果重采样至 1 000 m,然后分别在 2 个地类中随机提取 120 个点,将 MODIS 地表温度数据与 2018 年 LST 反演结果进行回归分析,线性回归显著(图 2),符合精度要求。

3.2 地表温度时空分异特征分析

1998—2018 年喀什市地表热场时空分布格局见表 2 和图 3。由图 3 可见,各区域热环境差异显著,中温区与较高温区主要分布于城市建成区,且中温区分布较为集中;低温与较低温区呈点状离散分布于市中心人民公园及东湖公园的绿地处;次中温与较低温区镶嵌分布于建成区外围,多为农用耕地;高温与特高温区成片分布于市区北部的裸地处。随着城市化进程加快,市区东部成立经济开发区,城市持续向东南方扩展并越过 315 国道,中温区面积占比增至 29.45%,而较低温、次中温区面积持续减少,较低温区域占比降幅达 7.2%。市东北部的伯什克然木乡近年来林果业种植面积及林地增加,替代原有大部分裸地,促使周围绿地空间增多,低温区域呈斑块状与较低温、次中温区间隔分布,

热环境效应较 1998 年明显减弱。

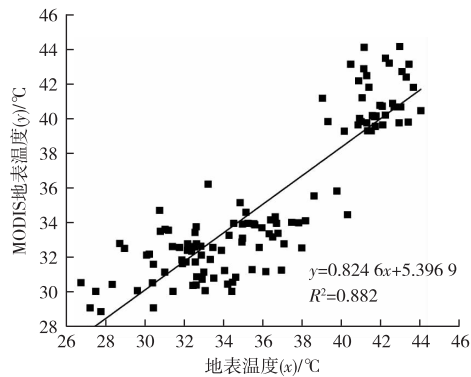


图2 地表温度的精度检验结果

Fig. 2 Results of accuracy evaluation of LST

由表 2 可知, 1998、2008 和 2018 年, 温区面积占比最高的分别为较低温、次中温和高温, 区域面

积分别为 122.66、139.16、161.89 km², 随着年份增长, 喀什市人口迅速增加, 伴随区域不断开发, 城市的不透水表面增多, 中温区逐渐占据主导地位。同时, 由于侵占耕地、扩展城镇与退耕还林现象同时存在, 近 10 a 间帕哈太克里乡、乃则而巴格镇及伯什克然木乡附近林地增多, 与低温区面积的增加高度吻合。至 2018 年, 低温区面积增至 28.71 km², 占比为 5.22%。较高温、高温与特高温区主要集中分布于喀什市北部山地、裸地处, 由于特殊的下垫面属性, 地表比热较低, 导热能力强, 区域热场强度明显高于城区, 远郊形成局部热岛, 而建城区相对于周围绿地空间的热环境效应突出, 形成相对于外围绿地的大范围热岛。由于近年来喀什市提出要建设“园林城市”, 裸地得到了较大改善, 尤其是东北部区域, 林地增加促使该区域由高温区与特高温区为主转为低温与较低温区为主。

表 2 1998—2018 年喀什市不同温度等级区域面积变化

Table 2 The change and percentage of thermal field grade area in Kashgar City from 1998 to 2018

温度等级	1998 年		2008 年		2018 年	
	面积/km ²	占比/%	面积/km ²	占比/%	面积/km ²	占比/%
1 级(低温)	3.52	0.64	2.45	0.44	28.71	5.22
2 级(较低温)	122.66	22.31	98.98	18.00	83.09	15.11
3 级(次中温)	120.19	21.86	139.16	25.31	87.41	15.90
4 级(中温)	74.36	13.53	106.29	19.33	161.89	29.45
5 级(较高温)	84.32	15.34	71.13	12.94	64.38	11.71
6 级(高温)	117.85	21.44	99.74	18.14	101.73	18.50
7 级(特高温)	26.84	4.88	32.01	5.82	22.55	4.10

3.3 热场等级空间转移分析

近 20 a 间, 喀什市地表温度等级空间转移可分为 1998—2008 和 2008—2018 年 2 个阶段, 图 4 反映出其热场等级转移的空间特征。1998—2008 年, 喀什市西南部的帕哈太克里乡和东南部的经济开发区由较低温区转为次中温区, 建成区附近部分较低温与次中温区转为中温区; 2008—2018 年, 西南部与东北部的较低温区与次中温区大部分转为低温区, 东北部伯什克然木乡的较低温区景观破碎化、离散化严重。

由图 5 可以看出, 1998—2008 年, 较低温区面积减小, 次中温与中温区面积增加。较低温区转出面积为 122.66 km², 为转出面积最多的热场区域。其中, 54.96 km² 转为次中温区域, 占比为 44.81%; 8.80 km² 转为中温区, 占比远低于次中温区; 转入最多的区域为次中温区, 面积达 139.16 km²。

2008—2018 年, 中温区转入 161.89 km², 51.78 km² 来源于次中温区, 为转入面积最多的热场区域,

较低温与较高温区对其的贡献率分别达 24.99% 和 22.06%; 转出的热场等级区域主要为次中温区, 其次为高温区, 所占比例分别为 25.31% 和 17.25%, 反映出中温区迅速扩大而其余热场区域范围缩小, 同时中温区增加速率远高于 1998—2008 年。究其原因, 主要是 2010 年“喀什经济特区”的设立, 导致区域人口快速增加, 城市化进程不断加快导致建成区面积迅速增加, 侵占大量耕地等绿色空间, 使得其对应的较低温区与次中温区面积明显下降, 之后喀什市积极推进生态建设, 稳步实施植树造林、“见缝插绿”等活动, 导致侵占耕地与造林现象同时存在, 故 2008—2018 年间, 林地代表的低温区与建设用地代表的中温区同时增加。

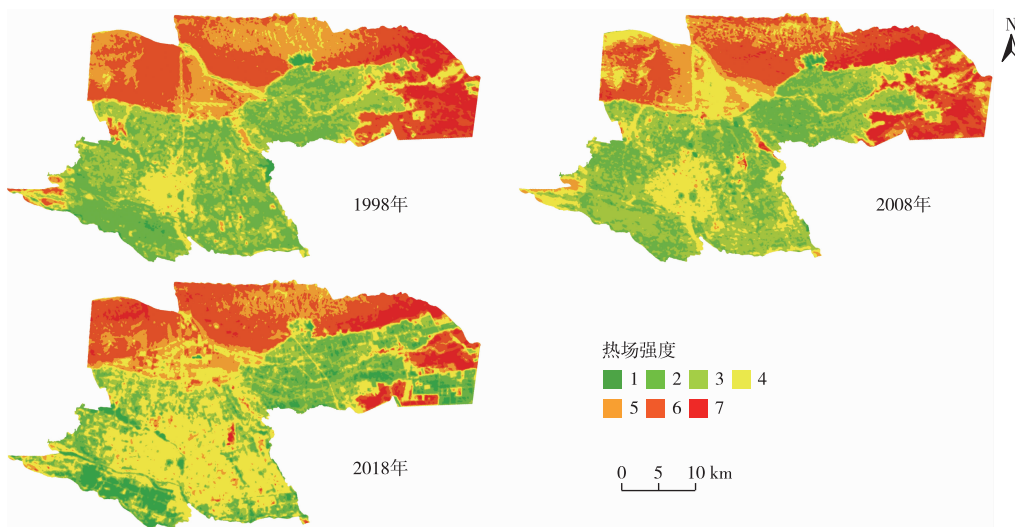
3.4 地理探测器探测结果

3.4.1 分异及因子探测结果分析

为了深入分析喀什市地表温度分异特征及形成机理, 引入新型统计学方法地理探测器模型, 整个过程依托 ArcGIS 10.7 平台进行。首先在 ArcGIS

软件中对 IBI 及 FVC 进行提取, 然后对土地利用类型、坡度等 6 类影响因子通过自然断点法重分类后, 进行不同空间类别分区或分类, 利用 ArcToolbox 中的数据管理工具在研究区内随机提取 1 000 个点,

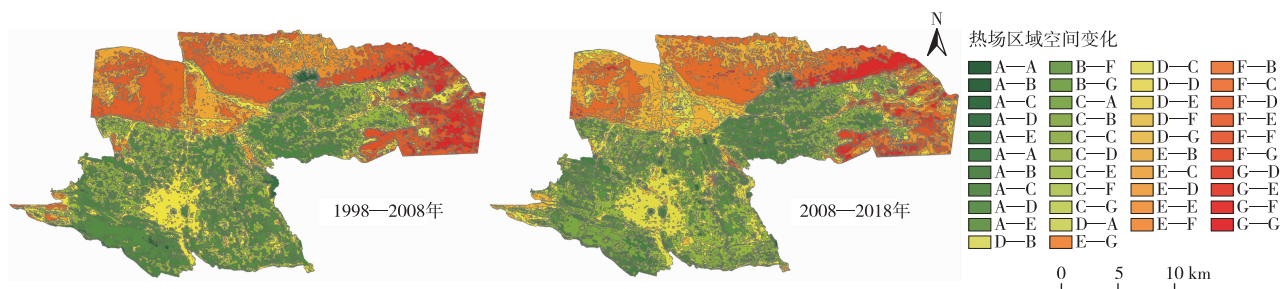
然后通过 Spatial Analyst 模块的多值提取至点工具, 将各因子值赋予至离散点, 最后将所选随机点中的因子重分类结果与 LST 转移到地理探测器软件中进行因子探测, 结果见表 3。



热场强度 1~7 分别表示低温、较低温、次中温、中温、较高温、高温与特高温。

图 3 喀什市热场强度时空变化

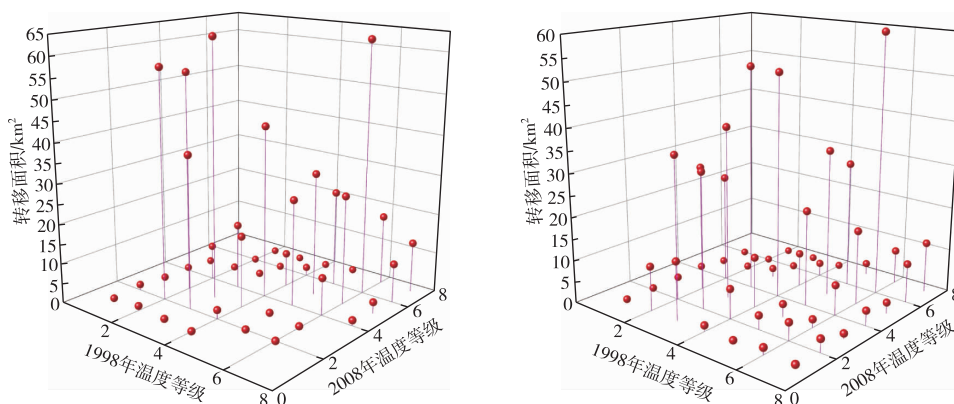
Fig. 3 Temporal and spatial changes of thermal field intensity in Kashgar City



A—低温区; B—较低温区; C—次中温区; D—中温区; E—较高温区; F—高温区; G—特高温区。

图 4 1998—2018 年喀什市热场区域转移空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of heat island transfer in Kashgar City from 1998 to 2018



1—低温; 2—较低温; 3—次中温; 4—中温; 5—较高温; 6—高温; 7—特高温。

图 5 喀什市地表温度等级空间转移矩阵

Fig. 5 Spatial transfer matrix of surface temperature grades in Kashgar City

从表3可知,不同因子的解释力 q 值有明显差异,1998、2008和2018年下垫面因子对LST影响程度由大到小排序为IBI>FVC>土地利用类型>海拔>坡度>人口密度,IBI>FVC>土地利用类型>海拔>人口密度>坡度,IBI>FVC>土地利用类型>海拔>坡度>人口密度。因子探测结果显示,不透水面的 q 值最大,1998、2008和2018年分别为0.878、0.746、0.808,说明IBI变化对LST变化的解释力最强,表明不透水面变化是喀什市地表热环境空间分异的主导推动因子,这与买买提江·买提尼亚孜等^[26]对于干旱区城市地表热环境影响因子的研究结论一致。其次是植被覆盖度与土地利用类型,1998、2008和2018年两者的贡献率分别为0.813和0.692、0.662和0.634、0.738和0.710,对LST影响较为显著,为次要影响因子。而坡度(q 值为0.107、0.023、0.052)与人口密度(q 值为0.073、0.059、0.002)对LST变化的解释力相对较弱,为弱影响因子。

表3 不同年份LST单影响因子的解释力 q 值

Table 3 The single impact factor q value of LST in different years

年份	IBI	FVC	土地利用类型	海拔	坡度	人口密度
1998	0.878	0.813	0.692	0.569	0.107	0.073
2008	0.746	0.662	0.634	0.493	0.023	0.059
2018	0.808	0.738	0.710	0.328	0.052	0.002

IBI为不透水面指数;FVC为植被覆盖度。

纵向对比发现,随着年份增加,海拔及坡度等自然因素对地表温度的影响力开始减弱,至2018

年,海拔的 q 值降低为0.328,土地利用类型的 q 值增至0.710,这与熊俊楠等^[27]的研究结论有较大差别。究其原因,影响高原地区LST的主要因子为海拔,其影响远高于土地利用类型变化,而在西北干旱绿洲城市,不透水面变化是主要推动力,土地利用类型为次要推动力,此两者对于喀什市LST空间分异特征产生重要影响,海拔因子的贡献率随着人类活动范围不断扩展而逐渐减弱。充分揭示出自2010年“喀什经济特区”设立以来,区域经济社会及人口发展、城市化进程呈明显加快的积极态势,但同时城市人造的不透水面大面积增加,造成其热环境效应愈发突出,随着人类活动对地表自然覆被的广泛深刻影响,植被覆盖对热环境的解释力逐渐减弱,土地利用类型的贡献率则缓慢增加,坡度与人口密度的影响一直较弱。

3.4.2 交互作用探测结果分析

为进一步分析各类因子与地表温度的关系,对影响因子的两两交互作用进行探测,分析因子间的相互作用及其对LST的解释力大小,探测结果见表4~6。

干旱区LST的空间分异状况受多因子共同影响。1998年,相比单因子的影响力,任意两因素交互叠加,都会对地表温度的空间分异现象产生更有力的推动;2008年,人口密度与植被覆盖、坡度,海拔与坡度的交互作用开始转为非线性增强;2018年,海拔与人口密度、土地利用类型与坡度也相继转为非线性增强,随着人类活动对地表改造加剧,自然因素间的交互作用有所减弱。

表4 1998年多影响因子交互探测结果

Table 4 Multi-impact factor interactive detection results in 1998

交互因子($x_1 \cap x_2$)	$P(x_1)$	$P(x_2)$	$P(x_1 \cap x_2)$	交互结果	影响模式
土地类型 \cap IBI	0.692	0.878	0.912	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap FVC	0.692	0.813	0.880	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap DEM	0.692	0.569	0.815	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap 坡度	0.692	0.107	0.728	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap 人口密度	0.692	0.073	0.702	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
IBI \cap FVC	0.878	0.813	0.893	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
IBI \cap DEM	0.878	0.569	0.927	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
IBI \cap 坡度	0.878	0.107	0.885	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
IBI \cap 人口密度	0.878	0.073	0.897	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
FVC \cap DEM	0.813	0.569	0.874	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
FVC \cap 坡度	0.813	0.107	0.821	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
FVC \cap 人口密度	0.813	0.073	0.853	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
DEM \cap 坡度	0.569	0.107	0.651	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
DEM \cap 人口密度	0.569	0.073	0.631	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
坡度 \cap 人口密度	0.107	0.073	0.178	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强

IBI为不透水面指数;FVC为植被覆盖度。

表 5 2008 年多影响因子交互探测结果

Table 5 Multi-impact factor interactive detection results in 2008

交互因子($x_1 \cap x_2$)	$P(x_1)$	$P(x_2)$	$P(x_1 \cap x_2)$	交互结果	影响模式
土地类型 \cap IBI	0.859	0.634	0.746	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap FVC	0.785	0.634	0.662	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap DEM	0.787	0.634	0.493	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap 坡度	0.700	0.634	0.023	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap 人口密度	0.646	0.634	0.059	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
IBI \cap FVC	0.774	0.746	0.738	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
IBI \cap DEM	0.890	0.746	0.493	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
IBI \cap 坡度	0.765	0.746	0.052	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
IBI \cap 人口密度	0.789	0.746	0.059	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
FVC \cap DEM	0.811	0.738	0.493	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
FVC \cap 坡度	0.675	0.738	0.023	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
FVC \cap 人口密度	0.744	0.738	0.059	$P(x_1 \cap x_2) > P(x_1) + P(x_2)$	非线性增强
DEM \cap 坡度	0.558	0.493	0.023	$P(x_1 \cap x_2) > P(x_1) + P(x_2)$	非线性增强
DEM \cap 人口密度	0.529	0.493	0.059	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
坡度 \cap 人口密度	0.110	0.023	0.059	$P(x_1 \cap x_2) > P(x_1) + P(x_2)$	非线性增强

IBI 为不透水面指数; FVC 为植被覆盖度。

表 6 2018 年多影响因子交互探测结果

Table 6 Multi-impact factor interactive detection results in 2018

交互因子($x_1 \cap x_2$)	$P(x_1)$	$P(x_2)$	$P(x_1 \cap x_2)$	交互结果	影响模式
土地类型 \cap IBI	0.710	0.808	0.873	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap FVC	0.710	0.738	0.850	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap DEM	0.710	0.328	0.775	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap 坡度	0.710	0.052	0.734	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
土地类型 \cap 人口密度	0.710	0.002	0.727	$P(x_1 \cap x_2) > P(x_1) + P(x_2)$	非线性增强
IBI \cap FVC	0.808	0.738	0.826	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
IBI \cap DEM	0.808	0.328	0.861	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
IBI \cap 坡度	0.808	0.052	0.829	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
IBI \cap 人口密度	0.808	0.002	0.828	$P(x_1 \cap x_2) > P(x_1) + P(x_2)$	非线性增强
FVC \cap DEM	0.738	0.328	0.808	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
FVC \cap 坡度	0.738	0.052	0.758	$P(x_1 \cap x_2) > \max[P(x_1), P(x_2)]$	双因子增强
FVC \cap 人口密度	0.738	0.002	0.783	$P(x_1 \cap x_2) > P(x_1) + P(x_2)$	非线性增强
DEM \cap 坡度	0.328	0.052	0.416	$P(x_1 \cap x_2) > P(x_1) + P(x_2)$	非线性增强
DEM \cap 人口密度	0.328	0.002	0.366	$P(x_1 \cap x_2) > P(x_1) + P(x_2)$	非线性增强
坡度 \cap 人口密度	0.052	0.002	0.093	$P(x_1 \cap x_2) > P(x_1) + P(x_2)$	非线性增强

IBI 为不透水面指数; FVC 为植被覆盖度。

综合分析发现,1998 年海拔与 IBI 的协同作用最为明显,交互解释力高达 0.927,2008 和 2018 年海拔与 IBI 交互解释力较弱,而土地利用类型与 IBI 叠加的交互解释力加强,2008 和 2018 年其交互作用解释力分别为 0.746 和 0.873,同时土地利用类型与 FVC 叠加的交互解释力始终保持较高状态,表明在喀什市不断发展过程中,人为因素和自然因素的共同作用对地表温度的空间分异状况影响更大。

4 讨论与结论

4.1 讨论

基于 1998、2008、2018 年的遥感影像数据,采用地理探测器对喀什市地表温度的空间分异状况进

行探测发现,热场强度高值区集中于喀什市中部、北部地区,主要为建设用地及裸地,与亚热带与热带地区所具有的“城市强热岛”^[1,15,19]不同,在西北干旱区的绿洲城市,城市外围被裸地、盐碱地、荒漠等环绕,裸地具有极高的地表温度,相比城市热环境效应更强,伯什克然木乡北部形成局部热岛中心,说明在西北干旱区,尤其是新疆地区,特殊的地理位置造成“荒漠热”大于“城镇热”的热岛分布现象。低值区位于水体与林草地的分布地带,林地的分布很大程度上缓解了热环境效应。区域热场强度受自然与人为因素共同影响,但随着人类活动强度增大,人为干扰方式愈加复杂多样,表现为代表自然因素的海拔因子对 LST 空间分异的贡献率逐

期减小,而土地利用/覆被变化对 LST 的解释力逐期增强。通过制定相应规划,缓解区域热岛效应与建立生态城市势在必行,党的十九大报告也明确指出须从经济发展和生态环境两方面同时着力,建立资源高效循环利用与生态环境严格保护的经济发展模式。此后在类似的干旱区绿洲城市规划中,应以生态保护为导向,适当优化土地利用结构,调控资源合理开发,改造或减少裸地,限制城镇建设用地盲目扩张,引导城市用地合理增长。市区东部的经济开发区应人为穿插更多的林地、湖泊等绿色空间,间隙式改变土地覆被情况,最大限度发挥水域与林、草地的降温效能;同时在新城区建设中,可考虑道路建设与周围生态的有机融合,景观配置方面注重工业园区、绿色空间与不透水面之间的嵌套关系;对于开发已渐趋饱和的喀什老城区,旧城改造中应避免水泥、沥青等不透水面的增加,而对中心城区的吐曼河进行水资源的合理利用与保护。践行“绿水青山就是金山银山”的生态理念,各方面同时着力,真正意义上实现区域可持续发展。

4.2 结论

以塔里木盆地西缘绿洲城市喀什市为例,选取 1998、2008、2018 年 Landsat 系列遥感影像,借助 GIS 和 RS 技术支持,在利用辐射传输方程法对 LST 进行反演的基础上,提取 LUCC、IBI 和 FVC 数据,运用空间转移矩阵分析喀什市地表温度的空间分异状况,综合海拔、坡度、人口密度、IBI、FVC 和土地利用类型 6 类影响因子,应用地理探测器对喀什市近 20 a 间地表热场的空间异质性与驱动因子进行探测,结论如下:

(1)在空间尺度上,中温区与较高温区连片分布于城市建成区,低温与较低温区呈点状镶嵌于建成区外围,高温与特高温区成片分布于市区北部的裸地处。

(2)在时间尺度上,伴随区域不断开发,中温区逐渐占据主导地位,至 2018 年,中温区面积为 161.89 km²,占比达 29.45%。由于侵占耕地、扩展城镇与植树造林现象同时存在,低温区面积增加 4.58%,裸地得到有效改善,高温与特高温区面积减少 20.41 km²。

(3)空间转移矩阵分析发现,1998—2008 年,较低温区为转出面积最多的热场区域,反映出较低温区面积减小,次中温与中温区面积增加;2008—2018 年,中温区为转入面积最多的热场区域,反映出中温区迅速扩大而其他热场区范围缩小。

(4)因子探测结果显示,喀什市 IBI 与土地利用

类型主导着地表热场的空间分异过程,1998、2008 及 2018 年 IBI 的解释力值分别为 0.878、0.746、0.808,从交互因子可以看出,土地利用类型与 IBI 及土地利用类型与 FVC 的交互作用对地表温度的贡献率最大。

参考文献:

- [1] 李洪忠,陈劲松,韩宇,等.微观尺度城市热环境影响因素分析研究:以深圳市罗湖区为例[J].生态环境学报,2019,28(8):1622-1631. [LI Hong-zhong, CHEN Jin-song, HAN Yu, et al. Micro-Scale Research of the Impact Factors on Urban Thermal Environment: A Case Study of Luohu District, Shenzhen [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2019, 28(8): 1622-1631.]
- [2] 杨俊,白世豪,金翠,等.热环境视角下的最小生态安全距离:以大连北三市为例[J].生态学报,2019,39(18):6860-6868. [YANG Jun, BAI Shi-hao, JIN Cui, et al. The Minimum Distance for Ecological Security from Perspective of the Thermal Environment: The Case of Three Northern Districts of Dalian [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(18): 6860-6868.]
- [3] SHEN H F, HUANG L W, ZHANG L P, et al. Long-Term and Fine-Scale Satellite Monitoring of the Urban Heat Island Effect by the Fusion of Multi-Temporal and Multi-Sensor Remote Sensed Data: A 26-Year Case Study of the City of Wuhan in China [J]. Remote Sensing of Environment, 2016, 172: 109-125.
- [4] IMHOFF M L, ZHANG P, WOLFE R E, et al. Remote Sensing of the Urban Heat Island Effect across Biomes in the Continental USA [J]. Remote Sensing of Environment, 2010, 114(3): 504-513.
- [5] ZHOU B, RYBSKI D, KROPP J P. The Role of City Size and Urban Form in the Surface Urban Heat Island [J]. Scientific Reports, 2017, 7(1): 4791.
- [6] 石蕾洁,赵牡丹.城市公园夏季冷岛效应及其影响因素研究:以西安市中心城区为例[J].干旱区资源与环境,2020,34(5):154-161. [SHI Lei-jie, ZHAO Mu-dan. Cool Island Effect of Urban Parks and Impact Factors in Summer: A Case Study of Xi'an [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2020, 34(5): 154-161.]
- [7] ALEXANDRI E, JONES P. Temperature Decreases in an Urban Canyon Due to Green Walls and Green Roofs in Diverse Climates [J]. Building and Environment, 2008, 43(4): 480-493.
- [8] 孙灏,马立茹,蔡创创,等.干旱区地表温度和热岛效应演变研究:以宁夏沿黄城市带为例[J].干旱区地理,2020,43(3):694-705. [SUN Hao, MA Li-ru, CAI Chuang-chuang, et al. Evolution of Surface Temperature and Heat Island Effect in Arid Areas: A Case of City Belt along the Yellow River in Ningxia [J]. Arid Land Geography, 2020, 43(3): 694-705.]
- [9] 庄元,薛东前,王剑.半干旱区典型工业城市热岛时空分布及演变特征:以包头市为例[J].干旱区地理,2017,40(2):276-283. [ZHUANG Yuan, XUE Dong-qian, WANG Jian. Spatial-Temporal Evolution of Urban Heat Island in Semiarid Typical Industrial City: A Case of Baotou City [J]. Arid Land Geography, 2017, 40(2): 276-283.]
- [10] 罗君,石培基,张学斌.基于乡镇尺度的兰西城市群人口分布

- 特征及其影响因素[J].干旱区资源与环境,2020,34(7):104-111. [LUO Jun, SHI Pei-ji, ZHANG Xue-bin. Population Distribution and Influencing Factors in Lanzhou-Xi'ning Urban Agglomeration Based on Township Scale[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2020, 34(7): 104-111.]
- [11] 周鹏,邓伟,张少尧,等.太行山区国土空间格局演变特征及其驱动力[J].山地学报,2020,38(2):276-289. [ZHOU Peng, DENG Wei, ZHANG Shao-yao, *et al.* Evolution Characteristics and Its Driving Force of Territory Space Pattern in the Taihang Mountain, China[J]. Mountain Research, 2020, 38(2): 276-289.]
- [12] 杨娜,赵春雨,温瑞霞.皖西地区贫困空间分异的自然环境机理和区域减贫策略[J].山地学报,2020,38(3):449-460. [YANG Na, ZHAO Chun-yu, WEN Rui-xia. Natural Environmental Mechanism of Poverty Spatial Differentiation and Regional Poverty Reduction Strategy in Western Anhui, China[J]. Mountain Research, 2020, 38(3): 449-460.]
- [13] 张行,陈海,史琴琴,等.陕西省景观生态脆弱性时空演变及其影响因素[J].干旱区研究,2020,37(2):496-505. [ZHANG Hang, CHEN Hai, SHI Qin-qin, *et al.* Spatiotemporal Evolution and Driving Factors of Landscape Ecological Vulnerability in Shaanxi Province[J]. Arid Zone Research, 2020, 37(2): 496-505.]
- [14] 罗瑶,彭文甫,董永波,等.基于地理探测器下的川西高原地表温度空间格局及影响因子分析:以西昌市为例[J].干旱区地理,2020,43(3):738-749. [LUO Yao, PENG Wen-fu, DONG Yong-bo, *et al.* Geographical Exploration of the Spatial Pattern of the Surface Temperature and Its Influencing Factors in Western Sichuan Plateau: A Case of Xichang City[J]. Arid Land Geography, 2020, 43(3): 738-749.]
- [15] 王方,牛振国,许盼盼.基于景观格局的常熟市地表热环境季节变化特征[J].生态学杂志,2016,35(12):3404-3412. [WANG Fang, NIU Zhen-guo, XU Pan-pan. Seasonal Variation of the Surface Thermal Environment in Changshu City Based on Landscape Pattern[J]. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(12): 3404-3412.]
- [16] 茹克亚·萨吾提,阿里木江·卡斯木,玉苏普江·艾麦提.基于多遥感数据的喀什市1972—2010年城市扩展研究[J].冰川冻土,2014,36(3):732-739. [RUKEYA Sawuti, ALIMUJIANG Kasimu, YUSUPUJIANG Aimaiti. Analyzing the Urban Expansion in Kashghar City, Xinjiang during 1972-2010 Based on Multi-Source Remote Sensing Images[J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2014, 36(3): 732-739.]
- [17] 闫海龙.喀什区域中心城市发展研究[J].合作经济与科技,2019(18):20-22.
- [18] 于琛,胡德勇,张旸,等.近20年京津唐主体城区地表热场空间特征变化分析[J].地理科学,2019,39(6):1016-1024. [YU Chen, HU De-yong, ZHANG Yang, *et al.* Spatial Characteristics and Changes of Surface Thermal Field in Beijing-Tianjin-Tangshan Region in the last Two Decades[J]. Scientia Geographica Sinica, 2019, 39(6): 1016-1024.]
- [19] 赵芮,申鑫杰,田国行,等.郑州市公园绿地景观特征对公园冷岛效应的影响[J].生态学报,2020,40(9):2886-2894. [ZHAO Rui, SHEN Xin-jie, TIAN Guo-hang, *et al.* The Influence of Landscape Characteristics of a Park Green Space on the Park Cool Island Effect in Zhengzhou City[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(9): 2886-2894.]
- [20] SOBRINO J A, JIMÉNEZ-MUÑOZ J C, PAOLINI L. Land Surface Temperature Retrieval from LANDSAT TM 5[J]. Remote Sensing of Environment, 2004, 90(4): 434-440.
- [21] 张勇,余涛,顾行发,等. CBERS-02 IRMSS 热红外数据地表温度反演及其在城市热岛效应定量分析中的应用[J]. 遥感学报, 2006, 10(5): 789-797. [ZHANG Yong, YU Tao, GU Xing-fa, *et al.* Land Surface Temperature Retrieval from CBERS-02 IRMSS Thermal Infrared Data and Its Applications in Quantitative Analysis of Urban Heat Island Effect[J]. Journal of Remote Sensing, 2006, 10(5): 789-797.]
- [22] 傅家仪,臧传富,吴铭婉. 1990—2015年海河流域土地利用时空变化特征及驱动机制研究[J]. 中国农业资源与区划, 2020, 41(5): 131-139. [FU Jia-yi, ZANG Chuan-fu, WU Ming-wan. Spatial and Temporal Variability Characteristics and Driving Mechanism of Land Use in Haihe River Basin from 1990 to 2015[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2020, 41(5): 131-139.]
- [23] 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.]
- [24] WANG J F, ZHANG T L, FU B J. A Measure of Spatial Stratified Heterogeneity[J]. Ecological Indicators, 2016, 67: 250-256.
- [25] 徐涵秋. 城市遥感生态指数的创建及其应用[J]. 生态学报, 2013, 33(24): 7853-7862. [XU Han-qiu. A Remote Sensing Urban Ecological Index and Its Application[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(24): 7853-7862.]
- [26] 买买提江·买提尼亚孜,阿里木江·卡斯木. 干旱区典型城市下垫面特征及其与地表热环境的关系研究[J]. 生态环境学报, 2015, 24(11): 1865-1871. [MAIMAITIJIANG Maitiniyazi, ALIMUJIANG Kasimu. Study on Land Surface Characteristics and Its Relationship with Land Surface Thermal Environment of Typical City in Arid Region[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(11): 1865-1871.]
- [27] 熊俊楠,李伟,程维明,等. 高原地区LST空间分异特征及影响因素研究:以桑珠孜区为例[J]. 国土资源遥感, 2019, 31(2): 164-171. [XIONG Jun-nan, LI Wei, CHENG Wei-ming, *et al.* Spatial Variability and Influencing Factors of LST in Plateau Area: Exemplified by Sangzhu District[J]. Remote Sensing for Land & Resources, 2019, 31(2): 164-171.]

作者简介: 赵禾苗(1998—),女,四川遂宁人,研究方向为资源环境遥感。E-mail: 2205362737@qq.com

(责任编辑:许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0881

王旭,王恒嘉,王永刚,等.基于大型底栖动物完整性指数(B-IBI)的密云水库上游河流(北京段)水生态健康评价[J].生态与农村环境学报,2022,38(2):157-167.

WANG Xu, WANG Heng-jia, WANG Yong-gang, et al. Ecological Health Assessment on Upstream Watershed of Miyun Reservoir (Beijing Section) Using Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 157-167.

基于大型底栖动物完整性指数(B-IBI)的密云水库上游河流(北京段)水生态健康评价

王旭^{1,2}, 王恒嘉^{1,2}, 王永刚^{1,2①}, 王琦琳^{1,2,3}, 李亚翠^{1,2} (1. 北京市环境保护科学研究院, 北京 100037; 2. 国家城市环境污染控制工程技术研究中心, 北京 100037; 3. 首都师范大学资源环境与旅游学院, 北京 100048)

摘要: 密云水库上游流域水生态健康对保障密云水库水安全具有至关重要的作用。为系统评价密云水库上游河流生态系统健康状况,2019年对该流域河流大型底栖动物进行调查,共布设采样点39个,采集到底栖动物128种,包括节肢动物门106种、软体动物门16种、环节动物门5种、扁形动物门1种。从耐污值上看,敏感类群占比为23.1%,耐污类群占比为0.9%。从类群出现频率看,出现频率居前3位的底栖动物分别为蜉蝣属(*Ephemera*)、短脉纹石蛾属(*Cheumatopsyche*)、角石蛾属(*Stenopsyche*),其出现频率分别为82%、79%和74%,3者均为清洁类指示生物。以大型底栖动物为指示生物,对44个候选生物指标进行分布范围分析、判别能力分析和相关性分析,由总分类单元数、优势分类单元个体数占比、蜉蝣目个体数占比、水生昆虫分类单元个体数占比、敏感类群个体数占比5个指标构建密云水库上游流域B-IBI指标体系。采用四分制法统一各参数量纲,以参照点B-IBI值分布的25%分位值作为河流生态系统完整性的评价标准。评价结果表明,23%的样点处于健康等级,33%的样点处于亚健康等级,33%的样点处于一般等级,8%的样点处于差等级,3%的样点处于极差等级。

关键词: 密云水库上游流域; B-IBI指数; 大型底栖动物; 生态健康评价

中图分类号: X171.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0157-11

Ecological Health Assessment on Upstream Watershed of Miyun Reservoir (Beijing Section) Using Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI). WANG Xu^{1,2}, WANG Heng-jia^{1,2}, WANG Yong-gang^{1,2①}, WANG Qi-lin^{1,2,3}, LI Ya-cui^{1,2}

(1. Beijing Municipal Research Academy of Environmental Protection, Beijing 100037, China; 2. National Engineering Research Center for Urban Environmental Pollution Control, Beijing 100037, China; 3. College of Resource, Environment and Tourism, Capital Normal University, Beijing 100048, China)

Abstract: Water ecological health of upstream watershed of Miyun Reservoir plays an important role in ensuring water safety of Miyun Reservoir. In order to systematically evaluate the health status of river ecosystems in the upstream watershed of Miyun Reservoir, a survey was conducted on macrobenthos in 2019. A total of 39 sampling points were set up, and 128 species of benthos were collected, including 106 species of Arthropods, 16 species of Molluscs, 5 species of Annelida, and 1 species of Platyhelminthes. From the perspective of pollution tolerance, the proportion of sensitive groups was 23.1%, and the proportion of pollution-tolerant groups was 0.9%. In terms of the occurrence frequency of groups, the top three benthic animals were Ephemera, Cheumatopsyche and Stenopsyche McLachlan, with the occurrence frequencies of 82%, 79% and 74%, respectively. The three benthic animals were all indicative organisms of the clean class. With macrobenthos as indicator organisms, the distribution range analysis, discriminant ability analysis and correlation analysis of 44 candidate biological indicators were carried out. The B-IBI index system of the upstream watershed of Miyun Reservoir was constructed by five indicators, namely, total taxa, the percentage of individuals of sensitive taxa, the percentage of Ephemeroptera individuals, the percentage of aquatic insect classification units and the percentage of sensitive groups. The

收稿日期: 2021-06-21

基金项目: 河北省湿地生态与保护重点实验室(筹)2019年度开放基金(hk1201913)

① 通信作者 E-mail: edward8848@163.com

quartering method was used to unify the parameter dimensions, and the 25% quantile method of the reference point B-IBI value distribution was used as the evaluation standard for river ecosystem integrity. The results show that 23% of the samples were at the “health” level, 33% at the “sub-health” level, 33% at the “normal” level, 8% at the “poor” level, and 3% at the “extremely poor” level.

Key words: upstream watershed of Miyun Reservoir; B-IBI index; macrobenthos; ecological health assessment

河流生态系统是生态学研究中最活跃的一个分支^[1]。健康的水生态系统在维持生态系统结构、生态过程和区域环境生态功能的同时,还为人类提供各类生活和生产的基础产品,在保障人类社会可持续发展中发挥着至关重要的作用^[2-3]。

生物完整性指数(index of biological integrity, IBI)是表征区域生物集群维持物种组成、多样性、结构和功能稳态能力的量化指标^[4],可用于描述河流健康状况,并能反映水生态系统问题。IBI最初由KARR^[5]在1981年提出,起初以鱼类作为研究对象,之后该方法经过不同地区学者的完善,应用范围拓展至大型底栖动物^[6-7]、着生藻类^[8]、浮游生物^[9]以及高等维管束植物^[10]等领域。而大型底栖动物处于水生生态食物链的中间环节,其种群生命活动直接影响生态系统的能量处理效率,对河流生态系统的能量流动和物质循环具有重要作用。同时,大型底栖动物普遍存在于河流之中,体型较大,易于采集和鉴定,且迁徙能力较弱,活动场所相对固定,因此底栖动物种群变化可用于表征较长时间尺度内河流生态条件的时空变化信息。不同种属群落对于生态环境变化的敏感性具有差异,对生态环境变化有良好的指示作用^[11]。因此,底栖动物完整性评价逐渐成为水生态健康评价的主要方法之一,并被广泛应用于河流、湖泊以及入海河口地区的生态健康研究^[12-14]。但目前底栖动物完整性指数在饮用水源型河流生态健康评价领域的应用研究鲜有报道。

密云水库是华北地区第一大水库,是首都唯一的地表饮用水源地^[15],其上游的潮白河流域为饮用水源地保护区,河流水生态系统健康状况对保障密云水库水安全具有至关重要的作用。笔者以密云水库上游流域(北京段)为研究对象,对底栖动物群落特征展开调查分析,构建底栖动物完整性指数(B-IBI)评价指标体系,对河流生态系统健康状况进行评价,同时探索生物完整性指数在饮用水源型河流生态健康评价中的应用,为保障密云水库水安全以及为其他同类型河流生态健康评估和治理提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

密云水库上游流域位于北京市东北部,流域内主要有白河与潮河2大河流,是北京市重要的生态安全区和水源保护区。白河起源于河北省沽源县,流经怀柔区、密云区,在张家坟附近注入密云水库。潮河起源于河北省丰宁县,经滦平县自古北口流入密云水库。笔者研究区域为北京界内的密云水库上游潮白河流域,潮河流域内主要支流有安达木河、清水河等,白河流域主要支流有黑河、汤河、天河、庄户沟、琉璃河、菜食河、白马关河等。研究区域属于温带大陆性季风气候区,四季分明,年平均气温为10℃,多年平均降水量约600~700mm。降雨集中于汛期,其中6—8月径流量最大,占全年的70%。近年来,随着气候变化影响及流域人类活动干扰的加剧,流域内局部生态系统的结构与功能受到一定破坏,河流生态系统退化,进而对全流域及密云水库水生态安全造成一定威胁^[16]。

1.2 采样点设置

该研究于2019年8—10月对密云水库上游流域(北京段)大型底栖动物进行采样。考虑到研究区域水位、气候及地理特征等环境因素,在潮河、白河干流及主要支流共设置39个采样点,其中S1~S27为白河流域采样点,S28~S39为潮河流域采样点(图1)。

1.3 样品采集与处理

由于山区型河流的底质、流速、水深等因素限制,使用索伯网进行定量采集会有很大的局限性。故此次调查采用半定量方法采集,具体方法如下:选取可涉水水域,并在所选区域50~70m范围内使用D型网(25cm×25cm,250μm孔径)在5min内对不同类型生境(水草区、缓流区、急流区、砂石区等)进行样品采集,并在现场使用白色解剖盘及筛网完成人工挑拣工作。将样本放入贴有标签的聚乙烯小塑料瓶内,加入φ=95%酒精固定,带回实验室完成分类鉴别工作。鉴别工作参考物种分类学检索书籍,物种尽量鉴定到属或种,少数到科或亚

科。样品在体式显微镜下统计数量。

同时,在现场使用手持GPS记录采样点坐标,使用便携式水质参数仪对水温、溶解氧(DO)、pH值、电导率进行测定。采集1L混合水样带回实验

室,检测分析化学需氧量(COD_{Cr})、总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH₃-N)等水质指标参数,测定方法参照《水和废水监测分析方法》。

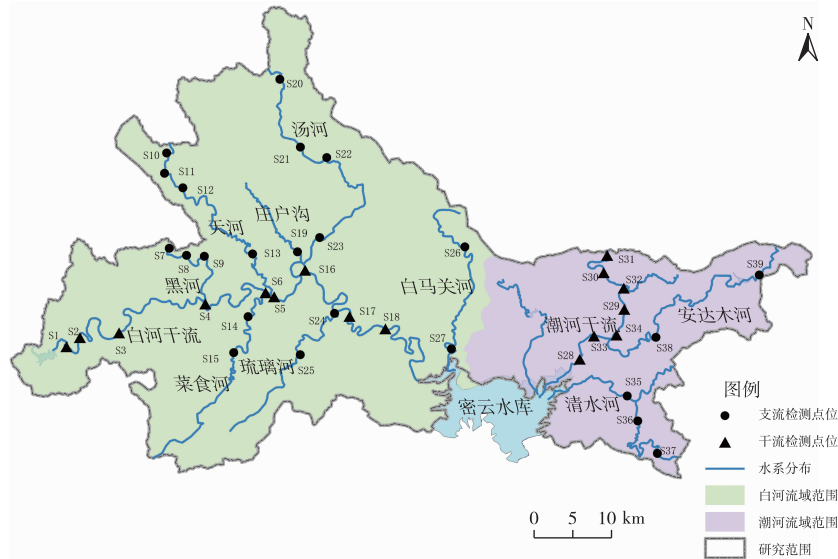


图1 密云水库上游流域采样点分布

Fig. 1 Sampling distribution in upstream watershed of Miyun Reservoir

1.4 研究方法与数据处理

1.4.1 参考点选取原则

参照点和受损点的确定是建立B-IBI指标的关键,但目前对于参考点的确定没有统一的方法。MORLEY等^[17]和付岚等^[18]通过人工判别样点受干扰程度,确定无干扰或干扰极小的样点作为参考点。渠晓东等^[19]和栗晓燕等^[20]根据研究区域水质和栖息地评价结果,对参照样点进行量化筛选。孔凡青等^[21]因研究区域水系普遍严重受损,无法确定无干扰和干扰极小点位,选择百分比模式相似指数(percent model affinity, PMA)和水质综合指标确定参考点。池仕运等^[22]根据研究区域水源性水库溪流特点,采用Shannon-Wiener指数和PMA对参照条件进行量化,并确立参照点。笔者研究区域为饮用水源型河流,整体水质情况良好,各点位水质基本满足Ⅱ类水质功能标准要求,栖息地生境得分差异性也不显著,故采用PMA(分值>60)和Shannon-Wiener指数(分值>3)确定参照点,从而提高参照点选择的准确性和评价精度。

1.4.2 B-IBI核心指标构建及筛选

用于评价的指标需满足以下条件:(1)与研究的生物类群具有生态关联性;(2)对外界环境压力具有一定敏感性。候选生物应综合选取能够反映

物种丰富度、物种个体数量比例、生物耐污能力以及营养结构的参数来构建指标体系。

B-IBI核心指标筛选步骤主要包括分布范围检验、判别能力分析以及相关性检验。首先剔除零值过多以及参考点分布范围过窄的指标。判别能力分析是利用箱线图比较其参照点和受损点在25%~75%分位数范围内时,箱体IQ值的重叠情况^[11]。对于不同的箱体重叠情况,分别赋予不同的值:箱体没有重叠,IQ值为3;箱体有部分重叠,但各自中位数值都在对方箱体范围之外,IQ值为2;箱体有部分重叠,但至少有一方的中位数处于另一方箱体之外,IQ值为1;箱体的中位数值都在对方箱体范围之内,IQ值为0。对IQ值≥2的参数作进一步分析,对余下的候选指标进行正态分布检验。如果全部指标参数符合正态分布,使用Pearson相关性分析;若指标参数不符合正态分布,则使用Spearman相关性分析。若2个指标间的相关系数 r 绝对值>0.75,表明2个指数反映的信息大部分是重叠的,选其中1个指标即可^[23-24]。

1.4.3 指数计分及评价标准

采用四分制法统一指标量纲,对于随着人为干扰增大而数值减小的指标,以所有样点(参考点和受损点)95%分位数值为最佳值,将低于此值的分布

范围进行四等分,分别赋值 6、4、2、0 分。对于随着人为干扰增强而数值增大的指标,以所有样点 5% 分位数值为最佳值,对 5% 分位数值到最大值之间的分布范围进行四等分,分别赋值 6、4、2、0 分^[11]。

采用参考点 B-IBI 分值分布的 25% 分位数法建立 B-IBI 指标体系评价标准。将所有样点的核心指标分值相加,得到每个点的 B-IBI 值。B-IBI 分值大于 25% 分位数值,表示该采样点受到的干扰很小,生物完整性处于健康等级。对于 B-IBI 分值小于 25% 分位数值分布范围,利用四分法确定河流健康分级标准^[24],分为健康、亚健康、一般、差和极差 5 个等级。

1.4.4 数据处理

B-IBI 体系参数计算及绘图主要依托 Excel

表 1 密云水库上游流域水体理化参数

Table 1 Physical and chemical parameters of river in the upstream watershed of Miyun Reservoir

流域	$\rho / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$					水温/ ℃	pH 值	流速/ ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	电导率/ ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)
	COD _{Cr}	NH ₃ -N	TP	TN	DO				
白河	10.000±4.506	0.139±0.120	0.017±0.009	2.558±1.568	10.394±1.131	14.941±4.813	7.219±0.321	0.540±0.115	467.000±71.133
潮河	10.083±4.461	0.081±0.043	0.082±0.167	4.493±2.584	7.666±2.987	19.559±3.364	8.233±1.420	0.448±0.094	559.833±114.629

2.2 河流底栖动物群落特征

密云水库上游流域共采集到底栖动物 128 种,隶属于 4 门 7 纲 19 目 74 科 119 属。其中,最大门类为节肢动物门,分为 2 纲 11 目 61 科 101 属 106 种,物种数量占物种总数的 82.8%;其次为软体动物门,分为 2 纲 4 目 8 科 12 属 16 种,占物种总数的 12.5%;环节动物较少,分为 2 纲 3 目 4 科 5 属 5 种,占物种总数的 3.9%;另外有扁形动物门涡虫纲三肠目 1 种,物种数量占物种总数的 0.8%。从耐污值(tolerance value, TV)来看^[26],TV 值 ≤ 3 的敏感类群占比为 23.1%,TV 值 ≥ 7 的耐污类占比为 0.9%。从类群出现频率看,出现频率排前 3 的底栖动物分别为蜉蝣属(*Ephemera*)、短脉纹石蛾属(*Cheumatopsyche*)、角石蛾属(*Stenopsyche*),出现频率分别为 82%、79% 和 74%,3 者均为清洁类指示生物。

2.3 B-IBI 评价结果

2.3.1 参考点选取

依据前文提出的选取原则,在 39 个研究点中最终确认了 9 个样点为参考点,分别为 S6、S7、S8、S9、S14、S25、S33、S34 和 S35,主要分布在白河上游、支流黑河以及潮河下段区域,生境以山地林区为主,受人类干扰程度较小。其余 30 个样点为受损点,主

要分布在临近居民区,受人类活动影响相对普遍。

2 结果与分析

2.1 水体理化参数特征

由表 1 可知,密云水库上游流域水质情况良好,基本达到 II 类水质功能标准要求(表 1),这与张楠等^[25]对密云水库上游流域的综合水质评价结果较为一致。笔者基于密云水库水安全考虑,增设了 TN 浓度监测指标。监测结果表明,潮白河流域 TN 质量浓度为 0.36~8.42 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,是密云水库水生态安全隐患的重要来源之一。

要分布在临近居民区,受人类活动影响相对普遍。

2.3.2 核心指标筛选

为准确反映环境变化对密云水库上游流域河流目标生物的影响,客观评价研究区域水生态健康状况,结合实际情况,综合选用 44 个底栖动物候选生物指标(表 2)。

44 个候选指标在 9 个参考点中的分布范围(表 3)显示,指标 M13、M14、M22、M23、M24、M25、M26、M29、M30、M32、M33、M34、M38、M39、M43、M44 的 25% 分位数均小于 0.05,生物指数值太小,受人为干扰的变化范围过窄,不易区分受不同程度干扰的水体,不适合参与 B-IBI 指标构建,故剔除上述 16 个指标。选取剩余指标进行判别能力分析。

判别分析结果显示,指标 M1、M2、M3、M4、M5、M6、M12、M15、M16、M17、M20、M21、M28、M35、M37 在参考点和受损点间具有显著差异性(IQ 值 ≥ 2),符合箱线图评价法的判断标准,因此保留上述 15 项指标进入下一步评价,其余 13 个指标被剔除。

为检验上述 15 项指标参数的独立性,避免信息重叠,确保构成 IBI 指标体系的每个指数都至少提供一个新信息,首先进行正态分布检验,结果显示,该 15 项指标参数未完全符合正态分布。因此,进一步对保留指标进行 Spearman 相关分析。

表 2 底栖动物候选生物指标

Table 2 List of B-IBI candidate metrics

指标代码	指标名称	干扰反应	指标代码	指标名称	干扰反应
M1	总分类单元数	减小	M23	襁翅目个体数占比	减小
M2	Shannon-Wiener 多样性指数	减小	M24	双翅目个体数占比	可变
M3	Simpson 指数	减小	M25	蜻蜓目个体数占比	减小
M4	Margalef 丰富度指数	减小	M26	广翅目个体数占比	减小
M5	Pielou 指数	减小	M27	毛翅目个体数占比	减小
M6	百分比模式相似性指数	减小	M28	蜉蝣目个体数占比	减小
M7	双翅目分类单元数	减小	M29	鞘翅目个体数占比	减小
M8	蜻蜓目分类单元数	减小	M30	半翅目个体数占比	减小
M9	广翅目分类单元数	减小	M31	EPT 个体数占比	减小
M10	鞘翅目分类单元数	减小	M32	甲壳动物+软体动物个体数占比	减小
M11	毛翅目分类单元数	减小	M33	端足目+软体动物个体数占比	减小
M12	蜉蝣目分类单元数	减小	M34	摇蚊科个体数占比	增大
M13	襁翅目分类单元数	减小	M35	水生昆虫分类单元个体数占比	减小
M14	半翅目分类单元数	减小	M36	敏感类群分类单元数	减小
M15	ETO 分类单元数	减小	M37	敏感类群个体数占比	减小
M16	水生昆虫分类单元数	减小	M38	耐污类群分类单元数	增大
M17	EPT 分类单元数	减小	M39	耐污类群个体数占比	增大
M18	甲壳动物+软体动物分类单元数	减小	M40	FBI 指数	增大
M19	端足目+软体动物分类单元数	减小	M41	捕食者个体数占比	可变
M20	优势分类单元个体数占比	增大	M42	收集者个体数占比	减小
M21	前 3 位优势分类单元个体数占比	增大	M43	撕食者个体数占比	减小
M22	非昆虫类数量占比	增大	M44	刮食者个体数占比	减小

M1~M19 反映物种丰富度；M20~M35 反映种类个体数量比例；M36~M40 反映生物耐污能力；M41~M44 反映营养结构。

表 3 候选生物指标参数范围分布

Table 3 Candidate biometric parameter range distribution

指标	平均数	标准差	最小值	最大值	25%分位数	中位数	75%分位数
M1	20.08	5.80	7.00	32.00	15.25	20.00	25.00
M2	2.92	0.68	0.54	3.93	2.65	2.90	3.46
M3	0.77	0.15	0.13	0.92	0.73	0.80	0.87
M4	2.34	0.57	0.80	3.17	1.97	2.32	2.89
M5	0.68	0.14	0.19	0.88	0.60	0.70	0.79
M6	50.44	15.19	10.00	76.65	36.63	53.69	62.78
M7	3.23	2.20	1.00	13.00	2.00	3.00	4.00
M8	1.63	1.27	0.00	5.00	1.00	2.00	2.00
M9	1.15	0.77	0.00	3.00	1.00	1.00	2.00
M10	1.95	1.40	0.00	5.00	1.00	2.00	3.00
M11	3.03	1.76	0.00	7.00	2.00	3.00	4.75
M12	4.60	2.23	0.00	9.00	3.00	4.00	6.75
M13	0.35	0.53	0.00	2.00	0.00	0.00	1.00
M14	0.50	0.64	0.00	2.00	0.00	0.00	1.00
M15	6.58	3.10	0.00	13.00	4.25	6.00	9.00
M16	16.45	5.91	2.00	28.00	13.00	15.50	22.00
M17	7.98	3.70	0.00	15.00	6.00	7.50	10.00
M18	2.88	1.96	0.00	8.00	1.00	2.50	4.00
M19	2.15	1.72	0.00	7.00	1.00	2.00	3.00
M20	0.37	0.17	0.13	0.93	0.23	0.33	0.48
M21	0.65	0.14	0.36	0.97	0.53	0.68	0.74
M22	0.19	0.25	0.00	0.98	0.02	0.07	0.31
M23	0.01	0.05	0.00	0.28	0.00	0.00	0.01
M24	0.11	0.18	0.01	0.83	0.02	0.05	0.11
M25	0.02	0.03	0.00	0.12	0.00	0.01	0.04
M26	0.04	0.04	0.00	0.18	0.00	0.04	0.06

续表 3 Table 3 (Continued)

指标	平均数	标准差	最小值	最大值	25%分位数	中位数	75%分位数
M27	0.28	0.23	0.00	0.78	0.07	0.20	0.46
M28	0.28	0.20	0.00	0.80	0.12	0.26	0.40
M29	0.04	0.06	0.00	0.34	0.01	0.02	0.05
M30	0.02	0.06	0.00	0.35	0.00	0.00	0.01
M31	0.57	0.26	0.00	0.91	0.34	0.64	0.81
M32	0.17	0.25	0.00	0.98	0.01	0.07	0.23
M33	0.06	0.14	0.00	0.67	0.01	0.02	0.04
M34	0.07	0.11	0.00	0.53	0.01	0.03	0.08
M35	0.80	0.14	0.29	1.00	0.75	0.82	0.89
M36	5.75	2.33	1.00	10.00	4.00	6.00	7.00
M37	0.24	0.18	0.01	0.69	0.11	0.20	0.38
M38	1.23	1.19	0.00	4.00	0.00	1.00	2.00
M39	0.02	0.05	0.00	0.31	0.00	0.00	0.02
M40	4.35	0.76	2.81	5.98	3.86	4.15	4.99
M41	0.19	0.15	0.01	0.66	0.10	0.13	0.25
M42	0.72	0.17	0.33	0.97	0.62	0.77	0.85
M43	0.00	0.01	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00
M44	0.09	0.11	0.00	0.49	0.02	0.05	0.09

M1~M44 含义见表 2。

相关系数表明, 指标 M1 与 M4、M12、M15、M16、M17 具有高度相关性, 考虑到指标 M1 包含的信息最多, 保留指标 M1; 指标 M2 与 M3、M5、M20、M21 高度相关, 保留指标 M20; 指标 M6、M28 高度相关, 保留指标 M28。密云水库上游流域大型底栖动物完整性评估的核心指标为总分类单元数、优势分类单元个体数占比、蜉蝣目个体数占比、水生昆虫

分类单元个体数占比、敏感类群个体数占比。

2.3.3 IBI 评价结果

采用四分制法对各参数的量纲进行统一, 得到总分类单元数 (M1)、优势分类单元个体数占比 (M20)、蜉蝣目个体数占比 (M28)、水生昆虫分类单元个体数占比 (M35)、敏感类群个体数占比 (M37) 5 项核心指标评价标准 (表 4)。

表 4 核心指标评价标准

Table 4 Evaluation standard of core index

指标	5%分位数	95%分位数	期望值	赋分标准			
				6	4	2	0
M1	10.000	29.000	29.000	>21.000	>14.000	>7.000	≤7.000
M20	0.168	0.669	0.168	<0.293	<0.418	<0.543	≥0.543
M28	0.031	0.681	0.681	>0.511	>0.341	>0.170	≤0.170
M35	0.533	0.960	0.960	>0.720	>0.480	>0.240	≤0.240
M37	0.010	0.689	0.689	>0.518	>0.345	>0.173	≤0.173

累加各生物参数分值, 得到 B-IBI 分值, 同时采用参考点 B-IBI 分值分布的 25%分位数作为健康评价标准, 对小于 25%分位数的分布范围进行四等分。根据样点 B-IBI 值对参照点及受损点数值进行判别能力分析, 结果 (图 2) 表明, 此种方法的判别能力均达到较高水平 (IQ 值 = 3), 可以较好地地区分参照点与受损点的差异性。

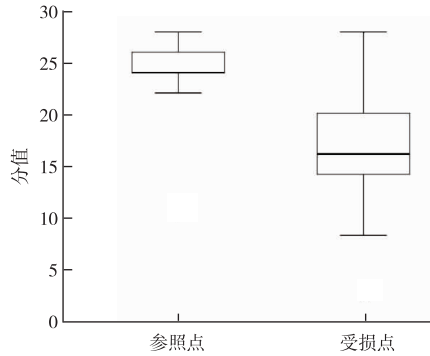
最终确定密云水库上游流域底栖动物完整性评价标准 (表 5): B-IBI 值 >23 为健康; >18~23 为亚健康; >12~18 为一般; >6~12 为较差; ≤6 为极差。据此得出密云水库上游流域 B-IBI 评价结果 (表 5), 有 23.08% 的采样点为健康, 33.33% 为亚健

康, 33.33% 为一般, 7.69% 为差, 2.56% 极差。总体上, 密云水库上游流域水生态健康状况处于良好水平, 56% 的样点处于健康和亚健康等级, 研究结果与徐菲等^[16] 对于密云水库上游潮河、白河流域的生态健康评价结果基本一致。

2.4 B-IBI 指数与环境因子相关性分析

基于 B-IBI 评价河流水生态健康, 其反映的是河流受各类型人为活动干扰后的综合状况。因此, B-IBI 指数通常对不同类型的干扰活动表现出不同的响应趋势。将 B-IBI 指数与水质理化指标 [COD、NH₃-N、TP、TN、水温 (WT)、pH、DO、电导率 (EC)] 和生境指标 [水量 (Q)、流速 (V)、水深 (H)、河宽

(L)、河岸带农田覆盖占比(A)、河岸带植被覆盖占比(E)、河岸带建设用地占比(U)进行 Pearson 相关性分析。



箱形图中最上方和最下方的线段分别表示数据的最大值和最小值，箱体上方和下方的线段分别表示 75% 和 25% 分位数，中间的粗线表示数据的中位数。

图2 参照点与受损点评价结果判别能力分析

Fig. 2 Discriminant analysis of the evaluation results of the reference point and the damaged point

结果表明, B-IBI 与水量呈极显著正相关 ($P < 0.01$), 与 DO、河岸带植被覆盖占比呈显著正相关 ($P < 0.05$), 与电导率、建设用地占比呈显著负相关 ($P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 密云水库上游底栖动物完整性状况

对密云水库上游流域(北京段)潮河、白河 39 个样点进行底栖动物完整性评价, 结果见图 3。

表5 密云水库上游流域 B-IBI 评价等级

Table 5 B-IBI evaluation grade standard of upstream watershed of Miyun Reservoir

等级	B-IBI 分值	样点比例/%
健康	>23	23.08
亚健康	>18~23	33.33
一般	>12~18	33.33
差	>6~12	7.69
极差	≤6	2.56

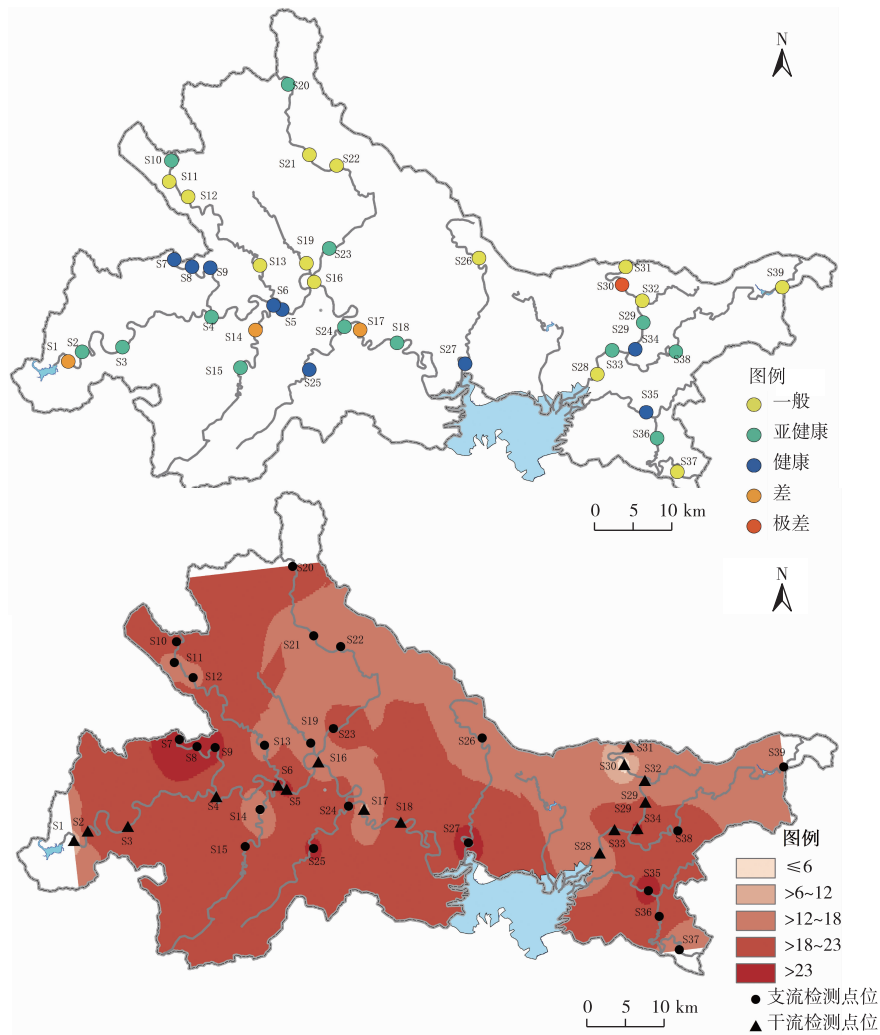


图3 密云水库上游流域 B-IBI 评价结果

Fig. 3 B-IBI evaluation results of upstream watershed of Miyun Reservoir

潮河流域干流及各支流上段底栖动物完整性处于一般甚至差的等级,而流域下段河流相对较好,基本处于亚健康和健康状态。白河流域干流底栖动物生物完整性状况相对较好,除个别点位外,大多数点位处于亚健康及以上等级。白河流域支流底栖动物生物完整性呈现一定的差异性,其中琉璃河、黑河底栖动物生物完整性状况良好,水生态健康状况基本属于健康及亚健康状态,受人为干扰较小,河岸基本保持近自然状态,生境状况较完好。汤河、天河、菜食河、庄户沟和白马关河底栖动物完整性相对较差,主要原因为河道形态与河岸生境受人类活动干扰较大,部分支流存在渠道化现象,河道原有基底和两岸水生植物遭受一定破坏,河段生境结构简单。总体上,密云水库上游流域河流生态健康状况相对较好,但局部呈现退化趋势。

3.2 B-IBI 评价指数构建

B-IBI 完整性指数构建所需参数的数量大多为

4~6 个^[27]。该研究最终筛选出总分类单元数、优势分类单元个体数占比、蜉蝣目个体数占比、水生昆虫分类单元个体数占比、敏感类群个体数占比这 5 个指标,用于密云水库上游 B-IBI 完整性指数构建,其中反映物种丰富度的指标 1 个,反映种类个体数量比例的指标 3 个,反映生物耐污能力的指标 1 个。这与近些年其他学者^[18,20,27-37]筛选的核心指标总体上相似(表 6),但仍存在一定的差异性,尤其是蜉蝣目个体数占比(M28)指标,在其他研究中出现的概率相对较小。分析原因,主要是因为研究区域位于饮用水源保护地,河流水质和生境状况相对较好,蜉蝣目生物成为研究区域内底栖动物的优势种群之一。蜉蝣目底栖动物作为清洁指示生物,也说明该研究所构建的 B-IBI 指数符合密云水库上游流域河流生态健康评价,但尚不能用于城市河流生态健康状况评价。

表 6 近年来各流域/区域 B-IBI 指标情况

Table 6 B-IBI indicators for watersheds/regions in recent years

流域	核心指数	指标个数	参考文献
淮河流域(河南段)	总分类单元数、敏感类群比例、生物指数、端足目+软体动物物种数、端足目+软体动物占比、最优势类群相对丰度	6	[20]
东江流域	EPT 分类单元数、双翅目分类单元数、寡毛类个体百分比、撕食者个体百分比、BMWP 分数、ASPT 分数	6	[18]
山东小清河流域	总分类单元数、甲壳动物+软体动物分类单元数、优势分类单元个体相对丰度、耐污类群相对丰度、捕食者相对丰度	5	[28]
永定河流域	总分类单元数、蜉蝣目(E)-襀翅目(P)-毛翅目(T)个体相对丰度、优势分类单元个体相对丰度、摇蚊科个体相对丰度、敏感类群分类单元数、科级耐污指数	6	[29]
永定河流域	总分类单元数、摇蚊分类单元数、BI 指数	3	[21]
漳河上游河流	总分类单元数、甲壳类+软体类单元百分比、耐污分类单元数百分比、捕食者百分比	4	[30]
鄱阳湖湿地	总分类单元数、ETO 类单元数、Simpson 多样性指数、双翅目个体数、捕食者分类单元数	5	[13]
济南水系	EPT 分类单元数、水生昆虫分类单元数、香农威纳指数、摇蚊个体相对丰度、蜉蝣目个体相对丰度	5	[31]
重庆市梁滩河和濑溪河	软体动物占比、软体动物(不含肺螺)+甲壳动物+水生昆虫(不含摇蚊幼虫)、耐污值5~7类群占比	3	[27]
滦河流域	总分类单元数、双翅目分类单元数、EPT 个体相对丰度、FBI、BMWP、ASPT、Shannon-Wiener 指数	7	[32]
松花江	种类总数、摇蚊种类数、敏感种百分比、Hilsenhoff 指数、Marglef 指数	5	[33]
江西赣江干流	总分类单元数、总生物量、甲壳动物和软体动物个体相对丰度、耐污类群生物量百分比	4	[34]
浑河流域	总分类单元数、EPT 相对丰度、耐污类群相对丰度、最优势类群相对丰度、直接收集者相对丰度、Shannon-Wiener 多样性指数	6	[35]
大清河流域	总分类单元数、优势类群数量百分比、摇蚊科数量百分比、敏感类群生物量	4	[36]
辽河流域	总分类单元数、摇蚊分类单元数、EPT 百分比、敏感类群百分比、BI 指数、ASPT 指数	6	[37]

3.3 B-IBI 指数驱动因子分析

对 B-IBI 指标与环境因子进行 Spearman 相关

分析,结果显示,B-IBI 与除 DO 外的其他水质理化指标相关性较差。研究表明,底栖动物群落结构与

DO水平具有较强的关联性。陈小华等^[38]发现,水体中DO浓度是影响寡毛类分布的主要驱动因素。朱利明等^[39]研究表明,甲壳类底栖动物生物密度与DO浓度呈显著正相关,笔者研究结果与其相似。DO对大型底栖动物的生长和繁殖具有显著影响,不同类群底栖动物的正常生活对水体中DO含量的需求存在显著差异。水生昆虫大多喜好在高氧环境的水体中生存,水体中的DO含量低到一定程度时,大部分的水生昆虫将选择逃离或死亡,而一些耐缺氧的底栖动物,如寡毛纲却可以在DO含量低的环境中繁殖生存,此时水环境中底栖动物的群落分布呈现耐污类群逐渐增多、敏感类群逐渐减少、群落结构趋于单一化的特征。而水体中DO含量越高,生物物种以及生物量越丰富,导致样本基数越大,优势分类单元个体数占比相应减小。另外,B-IBI与河流生境状况也具有显著相关性,说明底栖动物群落分布受生境因素显著影响。对于北方天然河流,一定的水量是保障底栖动物生长和繁殖的基本要求,河岸带土地利用情况也是影响B-IBI的主要因素之一。植被覆盖性河岸带能够为生物创造较为复杂的栖息生境,生境结构越复杂,为生物提供最适宜生存环境的可能性也越大,同时还可以降低物种对生存空间的竞争程度。

对于不同河流而言,与B-IBI相关的环境因子差异较大,需要针对具体河流进行实证研究。同时相关性分析只能总体确定影响底栖动物群落结构的环境因子,但不同物种对环境因子的响应模式是不同的,因此在今后的研究中应关注底栖动物与环境之间的响应关系,定量解析底栖动物对环境压力的响应模式,为进一步提高河流生态健康提供参考。

4 结论

(1)该研究以密云水库上游流域为例,探讨了基于大型底栖动物完整性评价饮用水源型河流生态系统健康的可行性,可为同类型河流生态健康评价指标的选择提供参考。通过对B-IBI候选指数进行分布范围分析、判别能力分析和相关关系分析,最终确定密云水库上游流域B-IBI的指标由总分类单元数、优势分类单元个体数占比、蜉蝣目个体数占比、水生昆虫分类单元个体数占比、敏感类群个体数占比5个指标组成。

(2)B-IBI评价结果表明,潮河干流生态健康状况下段好于上段,白河干流生态健康状况总体相对良好,基本处于亚健康及以上等级。各支流生态健康状况呈现一定差异,主要与河流受人类活动干扰

程度密切相关。总体上,密云水库上游流域河流生态健康状况相对较好,局部呈现退化趋势。

参考文献:

- [1] 孙小玲,蔡庆华,李凤清,等.河流健康综合评价指数法的改进及其在昌江的应用[J].生态与农村环境学报,2011,27(6):98-103.[SUN Xiao-ling,CAI Qing-hua,LI Feng-qing,et al.Modification of River Health Comprehensive Assessment Index and Its Application to the Changjiang River[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2011,27(6):98-103.]
- [2] RAPPORT D J,COSTANZA R,MCMICHAEL A J.Assessing Ecosystem Health[J].Trends in Ecology & Evolution,1998,13(10):397-402.
- [3] 罗跃初,周忠轩,孙轶,等.流域生态系统健康评价方法[J].生态学报,2003,23(8):1606-1614.[LUO Yue-chu,ZHOU Zhong-xuan,SUN Yi,et al.Assessment Methods of Watershed Ecosystem Health[J].Acta Ecologica Sinica,2003,23(8):1606-1614.]
- [4] 王为木,蔡旺炜.生物完整性指数及其在水生态健康评价中的应用进展[J].生态与农村环境学报,2016,32(4):517-524.[WANG Wei-mu,CAI Wang-wei.Index of Biotic Integrity and Its Application to Aquatic Ecological Health Assessment[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2016,32(4):517-524.]
- [5] KARR J R.Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities[J].Fisheries,1981,6(6):21-27.
- [6] 张颖,胡金,万云,等.基于底栖动物完整性指数B-IBI的淮河流域水系生态健康评价[J].生态与农村环境学报,2014,30(3):300-305.[ZHANG Ying,HU Jin,WAN Yun,et al.Eco-Health Assessment of Huaihe River System Based on Benthic-Index of Biotic Integrity[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2014,30(3):300-305.]
- [7] KERANS B L,KARR J R.A Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Rivers of the Tennessee Valley[J].Ecological Applications,1994,4(4):768-785.
- [8] GRIFFITH M B,HILL B H,MCCORMICK F H,et al.Comparative Application of Indices of Biotic Integrity Based on Periphyton, Macroinvertebrates, and Fish to Southern Rocky Mountain Streams[J].Ecological Indicators,2005,5(2):117-136.
- [9] KANE D D,GORDON S I,MUNAWAR M,et al.The Planktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI):An Approach for Assessing Lake Ecosystem Health [J]. Ecological Indicators, 2009, 9 (6): 1234-1247.
- [10] 夏会娟,孔维静,王汨,等.北京市北运河水系水生植物群落结构与生物完整性[J].应用与环境生物学报,2018,24(2):260-268.[XIA Hui-juan,KONG Wei-jing,WANG Yu,et al.Community Structure and Biotic Integrity of Aquatic Plants along the North Canal in Beijing[J].Chinese Journal of Applied and Environmental Biology,2018,24(2):260-268.]
- [11] BARBOUR T,GERRITSEN J,GRIFFITH G E,et al.A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macroinvertebrates [J]. Journal of the North American Benthological Society,1996,15(2):185-211.
- [12] 王旭,王永刚,武大勇,等.山东省德州市河流水生生物完整性评估及时空异质性分析[J].生态与农村环境学报,2020,36

- (12):1579-1587.[WANG Xu,WANG Yong-gang,WU Da-yong, et al.Aquatic Biological Integrity and Spatio-Temporal Variations of Rivers in Dezhou City,Shandong[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2020,36(12):1579-1587.]
- [13] 游清徽,刘玲玲,方娜,等.基于大型底栖无脊椎动物完整性指数的鄱阳湖湿地生态健康评价[J].生态学报,2019,39(18):6631-6641.[YOU Qing-hui,LIU Ling-ling,FANG Na, et al. Assessing Ecological Health of Poyang Lake Wetland, Using Benthic Macroinvertebrate-Based Index of Biotic Integrity (B-IBI) [J]. Acta Ecologica Sinica,2019,39(18):6631-6641.]
- [14] 蔡文倩,周娟,林岩璇,等.基于底栖生物指数的辽东湾生态质量状况评价[J].海洋科学,2016,40(10):105-112.[CAI Wen-qian,ZHOU Juan,LIN Kui-xuan, et al.Ecological Quality Status of Liaodong Bay Using Benthic Indices[J].Marine Sciences,2016,40(10):105-112.]
- [15] 刘晓娜,张微微,李红.基于LUCC的密云水库上游流域人为干扰动态变化[J].生态与农村环境学报,2016,32(6):951-957.[LIU Xiao-na,ZHANG Wei-wei,LI Hong.Research on Dynamics of Human Disturbance in Upper Streams of Miyun Reservoir Watershed Based on Land Use and Land Cover Change[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2016,32(6):951-957.]
- [16] 徐菲,王永刚,张楠,等.北京市白河和潮河流域生态健康评价[J].生态学报,2017,37(3):932-942.[XU Fei,WANG Yong-gang,ZHANG Nan, et al.Health Assessment of Watershed Ecosystems: The Chao River and Bai River Basins as a Case Study [J]. Acta Ecologica Sinica,2017,37(3):932-942.]
- [17] MORLEY S A, KARR J R. Assessing and Restoring the Health of Urban Streams in the Puget Sound Basin [J]. Conservation Biology, 2002, 16(6): 1498-1509.
- [18] 付岚,江源,刘琦,等.基于大型底栖动物完整性指数B-IBI的东江流域水生态健康评价[J].生态环境学报,2018,27(8):1502-1511.[FU Lan,JIANG Yuan,LIU Qi, et al.Eco-Health Assessment of Dongjiang River Basin Based on Index of Biotic Integrity (B-IBI) of Macroinvertebrates [J]. Ecology and Environmental Sciences,2018,27(8):1502-1511.]
- [19] 渠晓东,刘志刚,张远.标准化方法筛选参照点构建大型底栖动物生物完整性指数[J].生态学报,2012,32(15):4661-4672.[QU Xiao-dong,LIU Zhi-gang,ZHANG Yuan.Discussion on the Standardized Method of Reference Sites Selection for Establishing the Benthic-Index of Biotic Integrity [J]. Acta Ecologica Sinica,2012,32(15):4661-4672.]
- [20] 栗晓燕,于鲁冀,吕晓燕,等.基于B-IBI评价淮河流域(河南段)河流生态健康[J].生态学杂志,2018,37(7):2213-2220.[LI Xiao-Yan,YU Lu-ji,LU Xiao-yan, et al. Health assessment of aquatic ecosystem in Huai River Basin (Henan Section) based on B-IBI [J]. Chinese Journal of Ecology,2018,37(7):2213-2220.]
- [21] 孔凡青,崔文彦,周绪申.基于大型底栖动物完整性指数(B-IBI)的永定河水系生态健康评价[J].生态环境学报,2018,27(3):550-555.[KONG Fan-qing,CUI Wen-yan,ZHOU Xu-shen. Health Assessment on Yongding River Watershed Using Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) [J]. Ecology and Environmental Sciences,2018,27(3):550-555.]
- [22] 池仕运,竺维佳,施练东,等.应用底栖动物完整性指数评价水源
- 地水库溪流健康状态[J].水生态学杂志,2012,33(2):16-25.
- [CHI Shi-yun,ZHU Wei-jia,SHI Lian-dong, et al. The Use of Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) to Assess the Stream Health in the Upper Watershed of Reservoir-Based Water Resources Area [J]. Journal of Hydroecology,2012,33(2):16-25.]
- [23] 廖静秋,黄艺.应用生物完整性指数评价水生态系统健康的研究进展[J].应用生态学报,2013,24(1):295-302.[LIAO Jing-qiu,HUANG Yi. Research Progress on Using Index of Biological Integrity to Assess Aquatic Ecosystem Health [J]. Chinese Journal of Applied Ecology,2013,24(1):295-302.]
- [24] MAXTED J R, BARBOUR M T, GERRITSEN J, et al. Assessment Framework for Mid-Atlantic Coastal Plain Streams Using Benthic Macroinvertebrates [J]. Journal of the North American Benthological Society,2000,19(1):128-144.
- [25] 张楠,王永刚,徐菲,等.密云水库上游河流底栖动物群落结构与水质评价[J].环境污染与防治,2014,36(10):34-38.[ZHANG Nan,WANG Yong-gang,XU Fei, et al. Benthic Macroinvertebrates Community Structure and Water Quality Assessment of Upstream Rivers of Miyun Reservoir [J]. Environmental Pollution & Control,2014,36(10):34-38.]
- [26] 王备新,杨莲芳.我国东部底栖无脊椎动物主要分类单元耐污值[J].生态学报,2004,24(12):2768-2775.[WANG Bei-xin,YANG Lian-fang. A Study on Tolerance Values of Benthic Macroinvertebrate Taxa in Eastern China [J]. Acta Ecologica Sinica,2004,24(12):2768-2775.]
- [27] 张方辉,黄河清,李雪飞,等.基于底栖动物完整性指数(B-IBI)的水生态健康评价:以梁滩河和濂溪河为例[J].环境影响评价,2019,41(6):79-85.[ZHANG Fang-hui,HUANG He-qing,LI Xue-fei, et al. Assessment for Ecosystem Health Based on Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI): A Case Study of Liangtan River and Laixi River [J]. Environmental Impact Assessment,2019,41(6):79-85.]
- [28] 刘春彤,曹升乐,杨裕恒,等.基于底栖动物完整性指数的小清河健康评价[J].人民黄河,2018,40(5):83-88.[LIU Chun-tong,CAO Sheng-le,YANG Yu-heng, et al. Health Assessment of Xiaoqing River Based on Benthic-Index of Biotic Integrity (B-IBI) [J]. Yellow River,2018,40(5):83-88.]
- [29] 慕林青,张海萍,赵树旗,等.永定河底栖动物生物完整性指数构建与健康评价[J].环境科学研究,2018,31(4):697-707.[MU Lin-qing,ZHANG Hai-ping,ZHAO Shu-qi, et al. River Health Assessment of Yongding River Based on Benthic Integrated Biotic Index [J]. Research of Environmental Sciences,2018,31(4):697-707.]
- [30] 崔文彦,孟宪智,张世禄,等.大型底栖动物完整性指数在漳河上游水生态评价中的应用[J].生物学杂志,2019,36(5):73-77.[CUI Wen-yan,MENG Xian-zhi,ZHANG Shi-lu, et al. Application of Benthic Index of Biotic Integrity for Aquatic Ecological Assessment in the Upper Reaches of Zhanghe River [J]. Journal of Biology,2019,36(5):73-77.]
- [31] 马思琦,杨柏贺,王汨,等.基于底栖动物生物完整性指数B-IBI的济南地区水体健康评价[J].长江大学学报(自然科学版),2019,16(11):107-111,10.[MA Si-qi,YANG Bai-he,WANG Mi, et al. Evaluation of Water Health in Jinan Area Based

- on Benthos Integrity Biological Index(B-IBI)[J].*Journal of Yan-gtze University (Natural Science Edition)*, 2019, 16(11): 107-111, 10.]
- [32] 田鹏,钱昶,林佳宁,等.滦河流域大型底栖动物生物完整性指数健康评价[J].*中国环境监测*, 2019, 35(4): 50-58. [TIAN Peng, QIAN Chang, LIN Jia-ning, *et al.* Study of River Health Assessment Based on the Benthic Index of Biological Integrity in the Luanhe River Basin[J].*Environmental Monitoring in China*, 2019, 35(4): 50-58.]
- [33] 王瑜,李黎,林岩璇,等.松花江流域大型底栖动物生物完整性指数构建及其适用性[J].*中国环境监测*, 2019, 35(4): 20-30. [WANG Yu, LI Li, LIN Kui-xuan, *et al.* Development and Applicability Analysis of Benthic-Macroinvertebrate Index of Biotic Integrity in the Songhua River Basin[J].*Environmental Monitoring in China*, 2019, 35(4): 20-30.]
- [34] 黄彬彬,李光锦,丰茂成,等.基于底栖动物生物完整性指数的赣江干流健康评价[J].*水资源与水工程学报*, 2020, 31(5): 30-36, 41. [HUANG Bin-bin, LI Guang-jin, FENG Mao-cheng, *et al.* Health Assessment of Ganjiang River Mainstream Based on B-IBI[J].*Journal of Water Resources and Water Engineering*, 2020, 31(5): 30-36, 41.]
- [35] 张宇航,渠晓东,王少明,等.浑河流域底栖动物生物完整性指数构建与健康评价[J].*长江流域资源与环境*, 2020, 29(6): 1374-1386. [ZHANG Yu-hang, QU Xiao-dong, WANG Shao-ming, *et al.* River Health Assessment of Hun River Basin Based on Benthic Index of Biological Integrity [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2020, 29(6): 1374-1386.]
- [36] 许维,梁舒汀,黄艳凤,等.基于大型底栖动物的大清河水系水体健康状况评价[J].*湿地科学*, 2020, 18(5): 546-554. [XU Wei, LIANG Shu-ting, HUANG Yan-feng, *et al.* Assessment of Water Health Status of Daqing River System Base on Macroinvertebrates [J].*Wetland Science*, 2020, 18(5): 546-554.]
- [37] 姜永伟,卢雁,问青春,等.基于大型底栖动物完整性指数的辽河流域水生态健康评价[J].*环境保护科学*, 2020, 46(6): 103-109. [JIANG Yong-wei, LU Yan, WEN Qing-chun, *et al.* Water Ecological Health Assessment of Liaohe River Basin Based on the Integrity Index of Benthic Macroinvertebrates[J].*Environmental Protection Science*, 2020, 46(6): 103-109.]
- [38] 陈小华,高伟,刘文亮,等.平原河网地区大型底栖动物群落结构及其与环境因子的关系[J].*生态环境学报*, 2013, 22(8): 1310-1316. [CHEN Xiao-hua, GAO Wei, LIU Wen-liang, *et al.* Characteristics of Macroinvertebrate Community Structure and Its Relationship to Environmental Factors within a Typical Plain River Network [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, 22(8): 1310-1316.]
- [39] 朱利明,肖文胜,周东,等.淀山湖大型底栖动物群落结构及其与环境因子的关系[J].*水生态学杂志*, 2019, 40(2): 55-65. [ZHU Li-ming, XIAO Wen-sheng, ZHOU Dong, *et al.* Macrozoobenthos Community Structure and Its Relationship with Environmental Factors in Dianshan Lake [J]. *Journal of Hydroecology*, 2019, 40(2): 55-65.]

作者简介:王旭(1987—),男,河北新乐人,副研究员,主要从事河流生态健康和生态风险管理研究。E-mail: wangxu8568658@163.com

(责任编辑:许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0136

赵增锋,冯娜,邱小琮,等.宁夏太阳山湿地水环境重金属分布特征及污染评价[J].生态与农村环境学报,2022,38(2):168-175.

ZHAO Zeng-feng, FENG Na, QIU Xiao-cong, et al. Distribution Characteristics and Pollution Evaluation of Heavy Metals in Water Environment of Taiyangshan Wetland in Ningxia[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 168-175.

宁夏太阳山湿地水环境重金属分布特征及污染评价

赵增锋¹, 冯娜¹, 邱小琮^{2①}, 孙旭杨¹, 王世强¹, 欧阳虹¹ (1. 宁夏大学土木与水利工程学院, 宁夏银川 750021; 2. 宁夏大学生命科学学院, 宁夏银川 750021)

摘要: 为了解宁夏太阳山湿地水环境重金属的污染状况,于2019年冬季、春季、夏季、秋季对水体和表层沉积物中As、Cd、Hg、Pb、Cr、Cu、Mn、Zn这8种重金属的含量进行了监测,应用多元统计方法分析水环境重金属的时空异质性,采用内梅罗综合污染指数法、地累积指数法评估水环境重金属的污染状况。结果表明:总体上水体重金属含量不高,只有Hg含量超过GB 3838—2002《地表水环境质量标准》中的Ⅲ类水标准;表层沉积物受重金属污染严重,只有Cr含量未超过宁夏土壤背景值。水体和沉积物重金属含量东湖区较高,南湖区较低。内梅罗综合污染指数法评估结果表明,全水域水体重金属污染水平较低,其中西湖区污染最严重,四季中冬季污染最为严重,对污染贡献最大的是Hg。地累积指数法评估结果表明,表层沉积物受Hg污染最为严重,其中冬季污染最严重。

关键词: 太阳山国家湿地公园; 重金属; 内梅罗综合污染指数; 地累积指数

中图分类号: X131 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0168-08

Distribution Characteristics and Pollution Evaluation of Heavy Metals in Water Environment of Taiyangshan Wetland in Ningxia. ZHAO Zeng-feng¹, FENG Na¹, QIU Xiao-cong^{2①}, SUN Xu-yang¹, WANG Shi-qiang¹, OUYANG Hong¹ (1. School of Civil and Hydraulic Engineering, Ningxia University, Yinchuan 750021, China; 2. School of Life Science, Ningxia University, Yinchuan 750021, China)

Abstract: The concentrations of As, Cd, Hg, Pb, Cr, Cu, Mn and Zn in water bodies and surface sediments were monitored to explore the pollution condition of heavy metals in the water environment of Taiyangshan National Wetland Park in Ningxia in winter, spring, summer and autumn of 2019. Multivariate statistical methods were used to analyze the temporal and spatial heterogeneity of heavy metals in the water environment, and Nemerow Comprehensive Pollution Index Method and Geo-accumulation Index Method were used to assess the pollution status of heavy metals in the water environment. The results show that the heavy metal contents of the waterbody were generally at low level and only the Hg content exceeded the Ⅲ class surface water standard of the "Environmental Quality Standard for Surface Water (GB 3838-2002)". The surface sediments were seriously polluted by heavy metals except for Cr, which did not exceed the soil background value of Ningxia. The contents of heavy metals in water and sediments were higher in the east part of the lake and lower in the south part of the lake. The heavy metal pollution level of the waterbody as a whole was low by using Nemerow Comprehensive Pollution Index Method. While the most serious pollution was found in the west part of the lake and in winter. Among the heavy metals, Hg contributed the most to the pollution. By using the Geo-accumulation Index Method, it was found that the surface sediment was most seriously polluted in winter and Hg contributed the most to the pollution.

Key words: Taiyangshan National Wetland Park; heavy metals; Nemerow Comprehensive Pollution Index; Geo-accumulation Index

湖泊与人类生活息息相关,具有汇集地下水、蓄洪抗旱、调节小气候、促进区域植被生长和恢复、改善生态环境的作用,在社会经济发展中具有重要作用^[1]。随着经济的发展,湖泊污染已被列为我国重大环境问题^[2],其中重金属污染问题日益凸显,特别是江河湖泊底泥80%以上受到重金属污

收稿日期: 2021-03-08

基金项目: 宁夏回族自治区重点研发计划(2019BFG02014); 宁夏高等学校一流学科建设(水利工程)资助项目(NXYLXK2021A03); 宁夏大学研究生创新项目(GIP2020068)

① 通信作者 E-mail: qxc7175@126.com

染^[3]。重金属可以通过各种途径进入湖泊水体, 水体中重金属易吸附于悬浮颗粒物, 然后沉降到沉积物中^[4], 当环境发生变化时沉积物中的重金属会重新释放到水体, 成为水体重金属污染的内源^[5]。因此, 系统研究湖泊水体和沉积物中的重金属含量、分布和来源, 对于全面掌握湖泊中重金属的污染特征, 评价其污染水平, 提出相应的治理方式具有重要意义。

太阳山国家湿地公园地处宁夏回族自治区多个重要生态功能区交汇处, 是宁夏唯一一个位于中部干旱带的湖泊湿地, 也是我国西北地区鸟类迁徙地之一, 在宁夏生态建设格局中具有重要的战略意义, 生态区位十分重要。由于近些年生活污水的大量排放^[6]以及通过苦水河补水带来的农业退水、工业废水等产生的积聚作用, 湿地水环境面临着严重威胁。目前, 太阳山湿地水体和表层沉积物受到了较为严重的重金属污染, 尤其以汞污染最为严重。湖泊水体流速较小, 水体交换速度慢, 一旦受到污染, 仅依靠自身的净化能力很难进行自我修复, 因此太阳山湿地水体及表层沉积物中的重金属污染问题不容忽视。笔者以太阳山湿地为研究对象, 开展水体-沉积物体系重金属含量水平及其时空分布特征、污染风险评价等研究, 应用多元统计方法分

析水环境重金属的时空异质性, 采用重金属污染评价模型评估水环境重金属的污染状况, 以期为太阳山湿地水环境重金属污染防治、生态修复提供科学依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域概况

太阳山国家湿地公园地处宁夏吴忠市太阳山开发区, 地理坐标为 $37^{\circ}23'59'' \sim 37^{\circ}29'17''$ N, $106^{\circ}32'01'' \sim 106^{\circ}40'58''$ E。湿地类型共有 4 类 5 种, 分别为河流湿地中的季节性河流, 湖泊湿地中的永久性淡水湖、季节性咸水湖, 沼泽湿地中的内陆盐沼和人工湿地中的盐田, 湿地公园总面积 $2\,447.50\text{ hm}^2$, 其中湿地面积 $1\,492.7\text{ hm}^2$, 湿地率 60.99% , 水域面积 654.8 hm^2 , 占湿地面积的 43.87% 。

1.2 样点布置及采样时间

根据太阳山湿地的地理位置、水域面积、补水及排水口空间分布状况等, 共设置 11 个采样点位, 分别为西湖区 3 个、东湖区 3 个、小南湖区 2 个、南湖区 3 个, 采样点位布置如图 1 所示。采样时间为 2019 年冬季(1 月)、春季(4 月)、夏季(7 月)、秋季(10 月)。

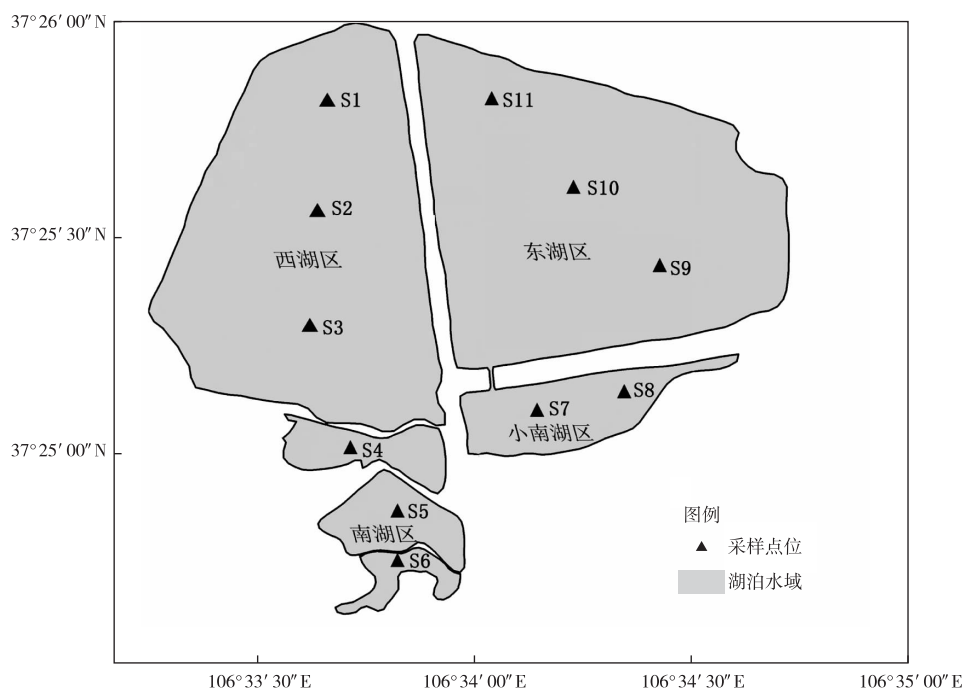


图 1 采样点位布置

Fig. 1 Layout of sampling points

1.3 样品采集与测定

样品采集及处理方法参照李世龙等^[7]的方法。2019年1月Cd和Pb在水体11个点位中大部分未检出,因此后续仅测定As、Hg、Cr、Cu、Mn、Zn这6种重金属的含量,表层沉积物测定As、Cd、Hg、Pb、Cr、Cu、Mn、Zn这8种重金属的含量。水体重金属含量依据《水和废水监测分析方法》进行检测,其中As采用原子荧光法,Cd、Pb、Cr、Cu、Mn、Zn采用火焰原子吸收法,Hg采用冷原子吸收法。表层沉积物中As和Hg含量采用原子荧光法(HJ 680—2013),Pb、Cr、Cu、Zn含量采用火焰原子吸收分光光度法(HJ 491—2019),Cd、Mn含量采用电感耦合等离子体质谱法(HJ 803—2016)检测。

1.4 分析评价方法

采用内梅罗综合污染指数法^[7]和地累积指数

法^[8],对西湖区、南湖区、小南湖区、东湖区和4个湖区组成的全水域进行重金属污染评价。水体重金属环境标准值执行GB 3838—2002《地表水环境质量标准》中的Ⅲ类标准,其中Mn含量执行集中式生活饮用水地表水源地补充项目标准,表层沉积物重金属环境标准值取《中国土壤元素背景值》中的宁夏土壤背景值。相关分析、主成分分析、聚类分析均采用SPSS 25.0软件进行,内梅罗综合污染指数和地累积指数采用Excel 2016计算。

2 结果与讨论

2.1 重金属含量、分布特征及来源分析

太阳山湿地水体和表层沉积物重金属含量及超标情况如表1所示。

表1 水体/表层沉积物重金属含量描述性统计

Table 1 Descriptive statistics of heavy metal contents in water bodies/surface sediments

季节	重金属种类	水体重金属质量浓度/($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)				沉积物重金属含量/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)				变异系数		超标率/%	
		最小值	最大值	平均值	标准差	最小值	最大值	平均值	标准差	水体	沉积物	水体	沉积物
冬季	As	0.410	13.000	4.270	4.500	3.260	11.500	6.660	2.690	1.050	0.404	0	0
	Cd	—	—	—	—	ND	0.320	0.130	0.091	—	0.695	—	63.636
	Hg	0.052	0.485	0.194	0.112	0.015	0.702	0.180	0.244	0.576	1.350	90.909	81.818
	Pb	—	—	—	—	8.750	19.700	14.200	3.300	—	0.233	—	0
	Cr	0.031	1.260	0.724	0.316	0.006	0.193	0.076	0.060	0.437	0.793	0	0
	Cu	0.001	0.118	0.043	0.045	14.500	39.000	25.200	8.250	1.050	0.327	0	45.455
	Mn	0.066	0.242	0.132	0.047	308.000	680.000	469.000	124.000	0.356	0.264	0	36.364
	Zn	0	0.116	0.050	0.033	44.300	365.000	127.000	90.100	0.665	0.709	0	72.727
春季	As	0.190	16.300	4.250	5.560	3.590	12.900	7.700	3.410	1.310	0.442	0	18.182
	Cd	—	—	—	—	0.020	0.140	0.064	0.037	—	0.585	—	18.182
	Hg	ND	0.100	0.016	0.031	ND	0.265	0.073	0.082	1.880	1.120	0	72.727
	Pb	—	—	—	—	13.500	21.700	16.600	2.600	—	0.157	—	9.091
	Cr	ND	0.022	0.008	0.010	ND	0.065	0.030	0.025	1.350	1.130	0	0
	Cu	0.008	0.141	0.057	0.045	7.830	31.600	19.000	6.990	0.795	0.368	0	27.273
	Mn	0.043	0.634	0.125	0.173	282.000	713.000	490.000	159.000	1.380	0.324	0	36.364
	Zn	0.013	0.101	0.042	0.034	42.100	160.000	77.300	37.100	0.799	0.480	0	63.636
夏季	As	1.090	13.200	4.340	4.280	2.100	10.900	5.810	2.590	0.987	0.446	0	0
	Cd	—	—	—	—	ND	0.270	0.139	0.092	—	0.658	—	63.636
	Hg	ND	0.210	0.033	0.069	0.010	0.071	0.029	0.022	2.100	0.747	18.182	54.545
	Pb	—	—	—	—	12.100	18.100	14.600	1.880	—	0.129	—	0
	Cr	0.010	0.077	0.046	0.020	ND	0.081	0.029	0.023	0.423	0.821	0	0
	Cu	0.015	0.153	0.066	0.048	8.150	27.900	16.500	5.660	0.726	0.344	0	18.182
	Mn	0.010	0.102	0.054	0.028	242.000	618.000	411.000	113.000	0.513	0.274	0	9.091
	Zn	0.084	0.270	0.137	0.075	67.000	120.000	90.700	18.300	0.546	0.202	0	100.000
秋季	As	0.870	16.900	6.030	6.370	3.650	11.000	7.560	2.370	1.100	0.314	0	0
	Cd	—	—	—	—	0.010	0.270	0.143	0.095	—	0.665	—	63.636
	Hg	ND	0.360	0.060	0.124	ND	0.069	0.020	0.021	2.070	1.000	18.182	27.273
	Pb	—	—	—	—	13.000	21.400	16.400	2.450	—	0.149	—	9.091
	Cr	ND	0.170	0.033	0.051	ND	0.081	0.044	0.026	1.560	0.595	0	0
	Cu	0.001	0.112	0.038	0.043	11.000	27.100	16.200	4.690	1.130	0.289	0	9.091
	Mn	0.010	0.124	0.056	0.035	277.000	658.000	427.000	110.000	0.614	0.257	0	9.091
	Zn	0.059	0.297	0.137	0.087	48.100	186.000	87.600	44.400	0.633	0.507	0	81.818

ND表示未检出;“—”表示没有数据。

太阳山湿地水体 Hg 污染最为严重,冬、夏、秋季均出现超标现象,其他重金属均未超标。表层沉积物污染最严重的重金属同样是 Hg。Cd、Hg、Cu、Mn、Zn 四季均存在超标现象,Pb、As 个别季节存在超标现象,Cr 四季均未出现超标现象。与国内其他水系^[1,5,7,9-17]相比,太阳山湿地水体中 As 含量较高,表层沉积物中 Hg 和 Zn 含量较高,表层沉积物重金属污染较为严重。

变异系数(CV)计算结果表明,各季节水体中 As 和表层沉积物中 Hg 含量空间分布差异最大。由 WILDING^[18]提出的分类标准可知,总体上水体中 6 种重金属均属于高等变异(CV 值>36%),As、Hg、Cr、Cu、Mn 的 CV 值均超过 100%,远超青格达湖^[1]、洞庭湖^[17]等湖泊,属于极强变异。总体上表层沉积物中 As、Cd、Hg、Cr、Zn 属于高等变异,Cu、Mn、Pb 属于轻度变异(15%<CV 值<36%),其中 Hg 在冬、春和秋季、Cr 在春季均属于极强变异。各点位重金属含量存在较大差异,以水体中的 As 和 Hg,表层沉积物中的 Hg、Cr 和 Cd 的差异最为显著,表明重金属含量可能受人类活动等外界因素的影响较大。

由图 2~3 可知,水体重金属含量的年均值表现为东湖区和西湖区较高,南湖区和小南湖区较低,除西湖区的 Hg 以外均未超标。由图 3 可知,东湖区和小南湖区表层沉积物重金属含量的年均值较高,西湖区和南湖区较低,除 As 和 Cd 外均出现超标现象。2019 年的监测结果显示,苦水河上游水体中 As 含量秋季最高,Cu 和 Zn 含量夏季最高,太阳山湿地水体中 As、Cu 和 Zn 含量总体上也表现为夏、秋季较高。在农业生产上,磷肥中 As 含量较高,这些 As 中有 0.1%~10%能转化为可溶性的 As 进入河流和湖泊中^[19],水泥生产、金属冶炼、化工等废水及常用的农药中有多种都含有 Cu 和 Zn^[20-21],夏、秋季为农业生产期,因此推测太阳山湿地 As、Cu 和 Zn 的污染与苦水河汇集的农业面源污染及金属冶炼等工业废水有关。太阳山湿地水体 As 含量高于国内的其他对比湖泊,仅低于黄河甘宁蒙段^[10],As 在宁夏清水河^[7]同样具有较高的含量,因此推测 As 还可能与宁夏的地质因素有关。潘晨光等^[22]和余辉等^[23]均认为大气 Zn 的沉降通量较高,因此 Zn 还可能来源于大气干湿沉降。

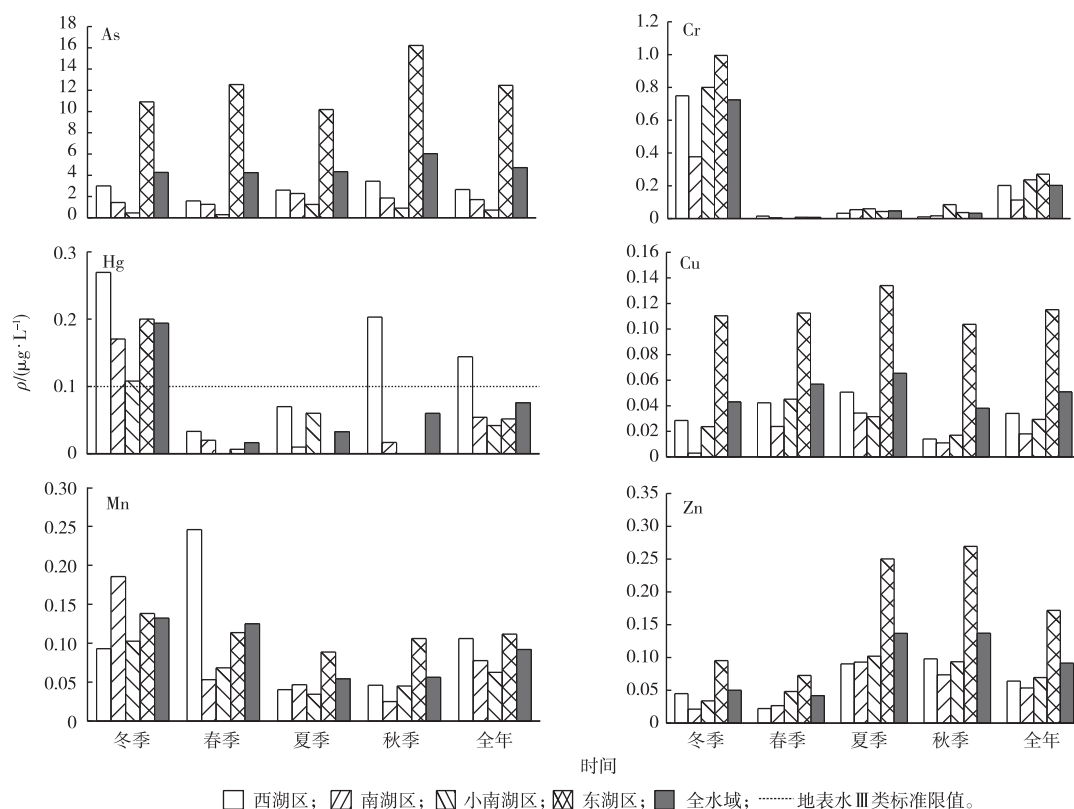


图 2 水体重金属的时空分布特征

Fig. 2 Distribution characteristics of water heavy metals in space and time

水体和表层沉积物中 Hg 和 Cr 含量均表现为

冬季最高,但苦水河上游水体中 Hg 在春、秋季含量

较高,Cr 在夏季含量较高,因此 Hg 和 Cr 含量受苦水河补水影响较小。太阳山开发区建设有多个煤化工、镁合金、火电厂、煤矿等企业,形成了“煤-焦-化”“煤-气-化”“煤-热-电”3 条煤化工产业链,同时建设有造纸、特种玻璃制造、水泥等生产项目和石灰岩开采项目^[6],冶金、煤矿开采、矿物燃料的燃烧、水泥生产等都会产生含 Hg 和 Cr 的粉尘,因此可以认为 Hg 和 Cr 在来源上主要为大气沉降,冬季含量较高也可能与这 2 种重金属在冬季的沉降通量

更高有关。Mn 为地球化学循环的主要元素^[24],太阳山湿地表层沉积物中 Mn 的变异系数较小,表明受自然因素影响较大,Mn 含量的分布状况与云南高原湖泊的情况相一致^[25],均认为属于自然来源。Pb 和 Cd 在水体中未检出,在表层沉积物中出现超标现象,可能与湿地公园规划建设之前工业废水和生活污水的肆意排放有关,导致重金属产生了累积效应,在沉积物中产生了很高的背景值。

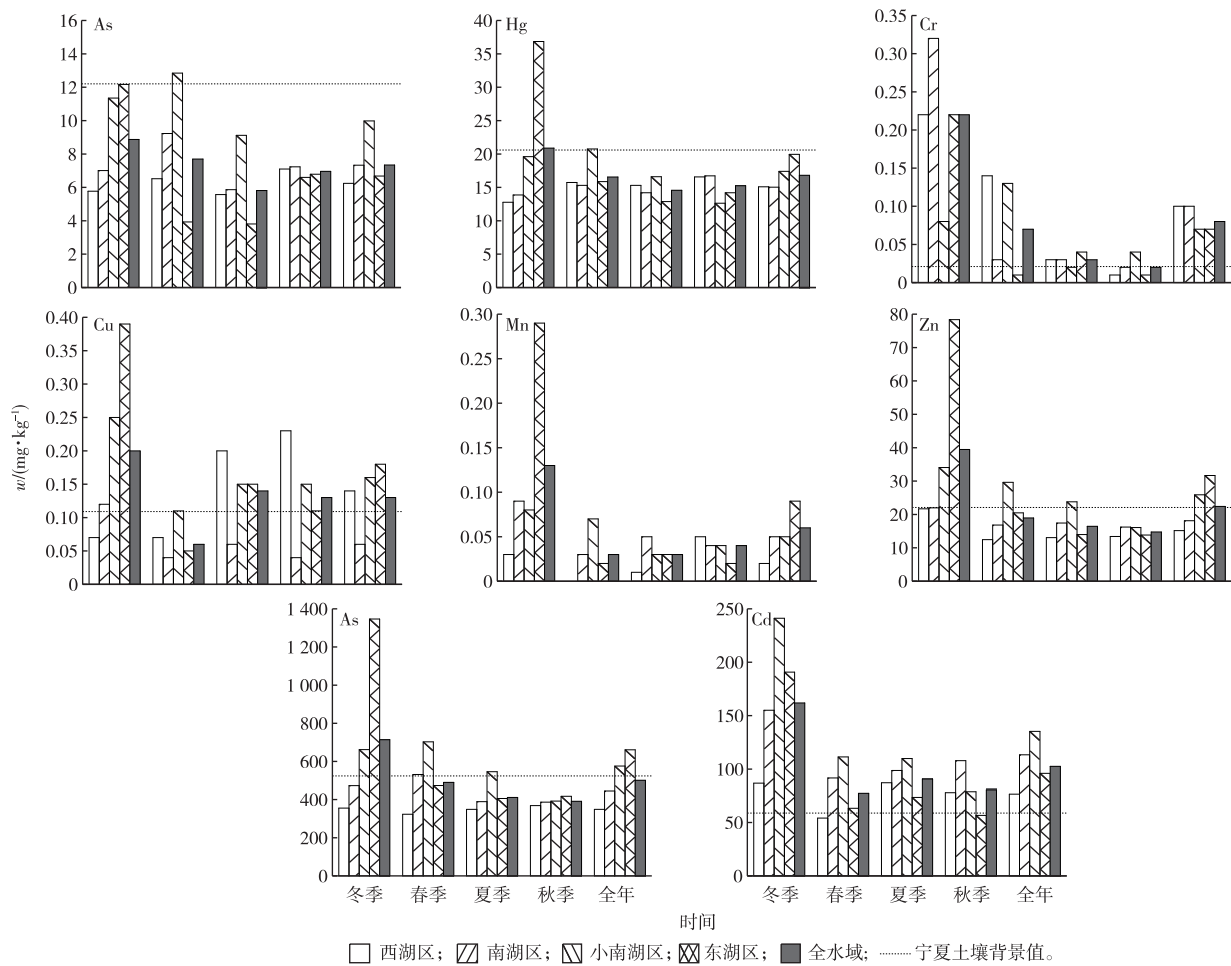


图3 表层沉积物重金属的时空分布特征

Fig.3 Distribution characteristics of heavy metals in surface sediments in space and time

2.2 重金属污染评价

2.2.1 水体重金属污染评价

内梅罗综合污染指数法评价结果如图 4~5 所示。全水域及 4 个湖区中重金属年均值和四季的单因子污染指数(P_i)均为 Hg 最大,且只有 Hg 存在不同程度的污染。Hg 在季节上以冬季污染最为严重,4 个湖区均存在低度-中度 Hg 污染,空间上以西湖区污染最为严重,冬、秋季均为中度污染。重金属

年均值的多因子污染指数(P_n)表现为西湖区>全水域>南湖区>东湖区>小南湖区,除西湖区外均为无污染,西湖区为中度污染。 P_n 在季节上差异明显,均表现为冬季最大,其中西湖区、南湖区和东湖区的冬季均为中度污染,小南湖区冬季污染程度较小,也达到了低污染水平,西湖区的秋季同样为中度污染,因此西湖区重金属污染最为严重。由重金属的 P_i 可知,Hg 含量对 P_n 的影响最大。

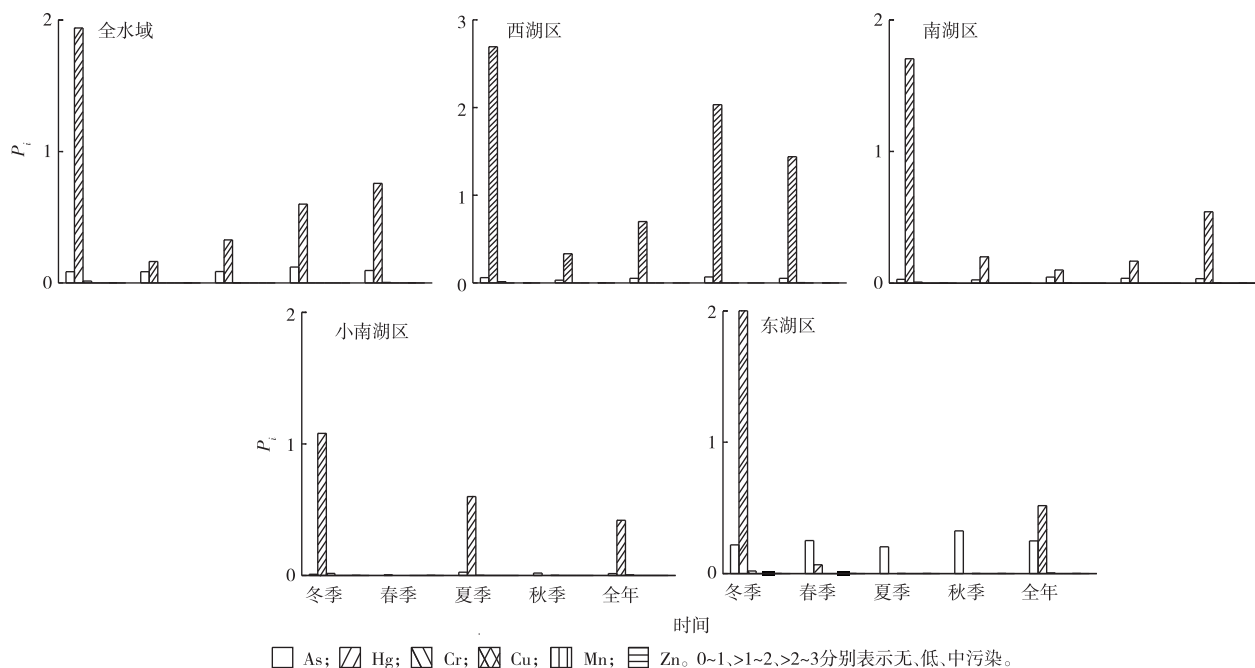


图4 内梅罗单因子指数(P_i)评价结果

Fig. 4 Evaluation results of Nemerow Single Pollution Index Method

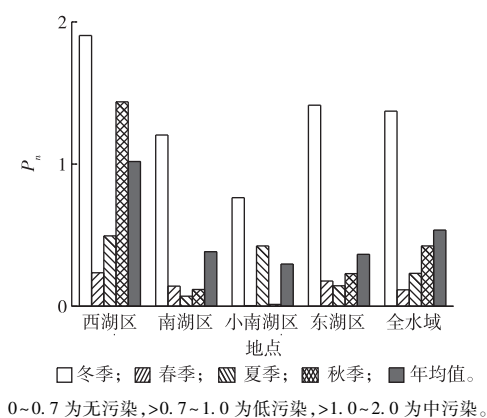


图5 内梅罗综合污染指数(P_n)评价结果

Fig. 5 Evaluation results of Nemerow Comprehensive Pollution Index Method

2.2.2 表层沉积物重金属污染评价

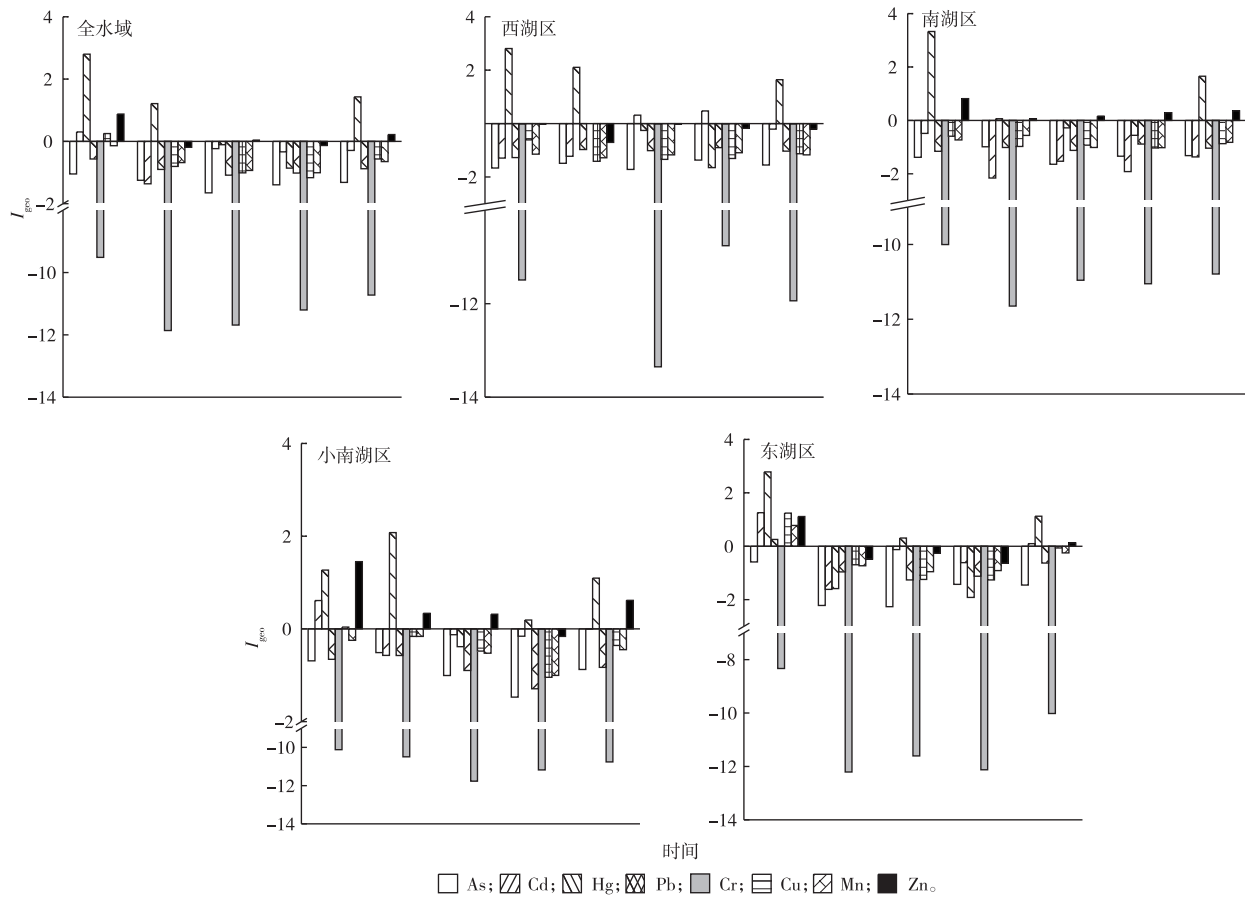
地累积指数法的评价结果如图6所示。4个湖区及全水域的地累积指数(I_{geo})均为Hg最大,且均达到了偏中度污染。此外,全水域、小南湖区、东湖区、南湖区存在轻度Zn污染,东湖区还存在轻度Cd污染,其他重金属均为无污染。总体上全水域受污染最严重的季节为冬季,Cd、Hg、Cu、Zn出现了不同程度的污染,且均达到了季节污染的最高水平,受污染最轻的为秋季,8种重金属均未出现污染。Hg

为冬季共同污染金属,其中冬季南湖区Hg污染最为严重,为偏重度污染,其他湖区为偏中度-中度污染。此外,南湖区的四季、小南湖区的冬、春、夏季和东湖区冬季均受到Zn污染,小南湖区和东湖区冬季受到Cu和Cd污染,西湖区夏、秋季受到轻度Cd污染。总体来看,太阳山湿地表层沉积物主要受Hg和Zn污染,受污染最严重的季节均为冬季,其中东湖区冬季重金属污染最为严重,Cd、Hg、Pb、Cu、Mn、Zn均有不同程度的污染。

3 结论

(1)太阳山湿地水体重金属总体上含量不高,只有Hg超过地表Ⅲ类水标准。表层沉积物受到严重的重金属污染,其中Hg污染最为严重,除Cr外均出现超过宁夏土壤背景值的情况。重金属含量东湖区较高,南湖区较低。

(2)内梅罗综合污染指数法表明全水域水体重金属污染水平较低,西湖区污染最严重,小南湖区最轻,四季中冬季污染最严重,春季最轻,对污染贡献最大的为Hg。地累积指数法表明表层沉积物全水域受Hg污染最严重,其中东湖区污染最严重,四季中冬季污染最严重。



<0 为无污染, ≥0~1 为轻度污染, ≥1~2 为偏中度污染, ≥2~3 为中度污染, ≥3~4 为偏重度污染。

图 6 地累积指数法 (I_{geo}) 评价结果

Fig. 6 Evaluation results of Geo-accumulation Index Method

参考文献:

[1] 侯凤兰.青格达湖水体-沉积物-沿岸土壤系统重金属污染及环境容量研究[D].乌鲁木齐:新疆大学,2019.[HOU Feng-lan. Study on the Heavy Metal Pollution and Environment Capacity in Water, Surface Sediments and Riparian Soils of Qinggeda Lake[D]. Urumqi: Xinjiang University, 2019.]

[2] 吕杰.环境条件变化下乌梁素海沉积物重金属释放机制研究[D].呼和浩特:内蒙古农业大学,2018.[LÜ Jie. Release Mechanism of Heavy Metals from Sediments in Wuliangsu Hai under Environmental Changes[D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2018.]

[3] 陆海,彭琼.水体重金属污染现状及治理技术[J].当代化工研究,2019(1):22-23.[LU Hai, PENG Qiong. Current Situation and Treatment Technology of Heavy Metal Pollution in Water[J]. Modern Chemical Research, 2019(1): 22-23.]

[4] 霍庆霖,肖慧,王俊杰等.成都市部分区域淡水混养池塘水体与沉积物中重金属风险评价及分配特征[J].生态与农村环境学报,2019,35(2):180-188.[HUO Qing-lin, XIAO Hui, WANG Jun-jie, et al. Risk Assessment and Distribution Characteristics of Heavy Metals in Water Bodies and Sediments of Freshwater Polyculture Ponds in Some Areas of Chengdu[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(2): 180-188.]

[5] 梁飘飘.内蒙古乌梁素海重金属分布特征及环境风险研究[D].北京:中央民族大学,2019.[LIANG Piao-piao. Distribution Characteristics of Heavy Metal Pollution in Bed Mud from the Wuliangsu Lake, Inner Mongolia [D]. Beijing: Central University for Nationalities, 2019.]

[6] 牛卫萍,马卫,董孝章.宁夏太阳山开发区环境方面存在的几个突出问题及防治对策[J].中小企业管理与科技,2011(9):96-97.[NIU Wei-ping, MA Wei, DONG Xiao-zhang. Several Outstanding Problems in the Environment of Ningxia Sun Mountain Development Zone and Countermeasures for Prevention and Control [J]. Small and Medium-sized Enterprise Management and Technology, 2011(9): 96-97.]

[7] 李世龙,赵增锋,邱小琮,等.宁夏清水河流域重金属分布特征及风险评价[J].灌溉排水学报,2020,39(7):128-137.[LI Shi-long, ZHAO Zeng-feng, QIU Xiao-cong, et al. Distribution Characteristics and Risk Assessment of Heavy Metals in Qingshui River Basin in Ningxia [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2020, 39(7): 128-137.]

[8] 袁程昱,李发永,袁自强,等.新疆某高寒、高海拔矿区重金属分布特征及污染评价[J].生态与农村环境学报,2020,36(5):679-688.[YUAN Cheng-yu, LI Fa-yong, YUAN Zi-qiang, et al. Distribution Characteristics and Pollution Evaluation of Heavy Metals in an Extremely Cold and High-Altitude Mining Area in Xinjiang [J].

- Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36 (5): 679-688.]
- [9] 施阳.巢湖表层水体中砷及重金属分布特征、风险评价和来源 [D].合肥:安徽医科大学,2018.[SHI Yang. Contamination Characteristics, Health Risk Assessment and Sources of Arsenic and Heavy Metals in Surface Water from Lake Chaohu [D]. Hefei: Anhui Medical University, 2018.]
- [10] 马小玲.黄河甘宁蒙段水体重金属含量水平及污染评价研究 [D].北京:中央民族大学,2016.[MA Xiao-ling. Study on the Level of Heavy Metal Content and Pollution Evaluation of the Water in the Gansu, Ningxia and Mongolia Section of the Yellow River [D]. Beijing: Central University for Nationalities, 2016.]
- [11] 李敏,成杭新,李括.中国淡水湖泊沉积物地球化学背景与环境质量基准建立的思考 [J].地学前缘,2018,25(4):276-284.[LI Min, CHENG Hang-xin, LI Kuo. Geochemical Background of Freshwater Lake Sediments: A Constraint on the Establishment of Sediment Quality Guidelines in China [J]. Earth Science Frontiers, 2018, 25(4):276-284.]
- [12] 孙标,赵胜男,王利明,等.哈素海表层沉积物重金属污染特征及生态风险评价 [J].湿地科学,2018,16(6):756-763.[SUN Biao, ZHAO Sheng-nan, WANG Li-ming, et al. Pollution Characteristics of Heavy Metals in Surface Sediments in Hasuhai Lake and Their Ecological Risk Assessment [J]. Wetland Science, 2018, 16 (6): 756-763.]
- [13] 丁之勇,蒲佳,吉力力·阿不都外力.中国主要湖泊表层沉积物重金属污染特征与评价分析 [J].环境工程,2017,35(6):136-141.[DING Zhi-yong, PU Jia, JILILI Abuduwaili. Characteristics and Assessment of Heavy Metal Pollution in Surface Sediments of Major Lakes in China [J]. Environmental Engineering, 2017, 35 (6): 136-141.]
- [14] 郭西亚,高敏,张杰,等.阳澄湖沉积物重金属空间分布及生物毒害特征 [J].中国环境科学,2019,39(2):802-811.[GUO Xi-ya, GAO Min, ZHANG Jie, et al. Characteristics of Spatial Distribution and Biological Toxicity for Heavy Metals in Sediments of the Yangcheng Lake [J]. China Environmental Science, 2019, 39 (2): 802-811.]
- [15] 匡荟芬.鄱阳湖区沉积物和土壤重金属污染特征、风险评价及源解析 [D].南昌:南昌大学,2020.[KUANG Hui-fen. Pollution Characteristics, Risk Assessment and Source Apportionment of Heavy Metals in Sediments and Soils of Poyang Lake Area [D]. Nanchang: Nanchang University, 2020.]
- [16] 方斌斌,于洋,姜伟立,等.太湖流域水体和沉积物重金属时空分布特征及潜在生态风险评价 [J].生态与农村环境学报,2017,33(3):215-224.[FANG Bin-bin, YU Yang, JIANG Wei-li, et al. Spatio-Temporal Distribution of Heavy Metals in the Surface Water and Sediment of the Lake Taihu Basin and Assessment of Their Potential Ecological Risks [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, 33(3):215-224.]
- [17] 毕斌.洞庭湖水环境中重金属污染特征、赋存形态及其源解析 [D].临汾:山西师范大学,2017.[BI Bin. Pollution Characteristics, Occurrence Forms and Source Analysis of Heavy Metals in the Water Environment of Dongting Lake [D]. Linfen: Shanxi Normal University, 2017.]
- [18] WILDING L P. Spatial Variability: Its Documentation, Accommodation, and Implication to Soil Surveys [M] // NIELSEN D R, BOUMA J. Soil Spatial Variability. Wageningen, Netherlands, 1985: 166-194.
- [19] 张转玲.贵州草海高原湿地系统湖泊水体重金属多源性研究 [D].贵阳:贵州大学,2019.[ZHANG Zhuan-ling. Study on Multi-sources of Heavy Metals in Lake Water of Caohai Plateau Wetland System in Guizhou [D]. Guiyang: Guizhou University, 2019.]
- [20] CHEN X D, LU X W. Contamination Characteristics and Source Apportionment of Heavy Metals in Topsoil from an Area in Xi'an City, China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018, 151: 153-160.
- [21] MEN C, LIU R M, WANG Q R, et al. The Impact of Seasonal Varied Human Activity on Characteristics and Sources of Heavy Metals in Metropolitan Road Dusts [J]. Science of the Total Environment, 2018, 637/638:844-854.
- [22] 潘晨光,刘粤峰,彭小桃,等.川东北大气沉降中水溶态重金属季节变化:自然和人为因素的影响 [J].环境化学,2020,39(1):240-248.[PAN Chen-guang, LIU Yue-feng, PENG Xiao-tao, et al. Seasonal Variations of Water-Soluble Heavy Metals in Atmospheric Deposition at NE Sichuan, Central China: Natural and Anthropogenic Effects [J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(1):240-248.]
- [23] 余辉,张璐璐,李焕利,等.太湖流域重金属湿沉降特征 [J].环境科学研究,2011,24(12):1331-1338.[YU Hui, ZHANG Lu-lu, LI Huan-li, et al. Wet Deposition Characteristics of Heavy Metals in Taihu Lake Watershed [J]. Research of Environmental Sciences, 2011, 24(12):1331-1338.]
- [24] 孙文广,甘卓亭,孙志高,等.黄河口新生湿地土壤Fe和Mn元素的空间分布特征 [J].环境科学,2013,34(11):4411-4419.[SUN Wen-guang, GAN Zhuo-ting, SUN Zhi-gao, et al. Spatial Distribution Characteristics of Fe and Mn Contents in the New-Born Coastal Marshes in the Yellow River Estuary [J]. Environmental Science, 2013, 34(11):4411-4419.]
- [25] 李硕.云南高原湖泊水体悬浮物重金属地球化学特征研究 [D].天津:天津师范大学,2019.[LI Shuo. Geochemical Characteristics of Heavy Metals in Suspended Matter of Lakes in Yunnan Plateau [D]. Tianjin: Tianjin Normal University, 2019.]

作者简介: 赵增锋(1994—),男,河南商丘人,主要研究方向为水资源与水环境调控。E-mail: 1402809127@qq.com

(责任编辑:陈昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0178

韩存亮, 罗炳圣, 常春英, 等. 基于多种方法的区域农业土壤重金属污染成因分析研究[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(2): 176-183.

HAN Cun-liang, LUO Bing-sheng, CHANG Chun-ying, et al. Identifying the Source of Soil Heavy Metal Pollution in Regional Agricultural Area Based on Multiple Methods[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 176-183.

基于多种方法的区域农业土壤重金属污染成因分析研究

韩存亮, 罗炳圣, 常春英, 邓一荣^①, 熊 键, 王 俊, 李朝晖 (广东省环境科学研究院/广东省污染场地环境管理与修复重点实验室/粤港澳环境质量协同创新联合实验室, 广东 广州 510045)

摘要: 土壤重金属污染问题日益突出, 分析土壤重金属污染成因与来源对污染预防及风险管控具有重要的指导意义。选择珠江三角洲地区某农业土壤集中分布区域, 综合采用相关分析、土壤剖面元素分布、同位素比值、主成分分析和正定矩阵因子分析等多种方法, 开展了土壤重金属污染特征分析与源解析。结果表明, 研究区表层土壤累积程度最高的重金属为 Hg, 其次为 Cd 和 Zn, 其平均含量分别为珠江三角洲区域土壤背景值的 3.22、1.29 和 1.09 倍, As、Pb、Cr、Ni、和 Cu 平均含量均低于区域背景值。土壤中 Hg 含量仅与 Pb 呈极显著正相关, 两者呈现较强的同源性, 在高含量分布区土壤剖面垂直方向的表层聚集特征明显, 呈外源输入为主的特征。主成分分析与稳定性同位素比值法相结合能够进一步对研究区的主要污染元素 Hg 与 Pb 进行来源识别, 土壤中 Hg 和 Pb 的累积与工业、交通等人为活动输入高度相关。采用正定矩阵因子分析法对重金属来源进行定量解析, 结果表明, 研究区土壤中 Hg 和 Pb 的累积主要来自于工业生产活动等人为源; 土壤 Cr 和 Ni 主要为自然地质背景来源; Cd、Cu、Zn 和 As 除自然地质背景来源外, 还受到流域上游物质迁移沉积作用的影响。综合采用多种源解析方法开展区域农业土壤污染成因分析, 能够通过方法间的相互结合与印证来提高分析结果的合理性和可靠性。

关键词: 土壤污染; 源解析; 同位素比值; 主成分分析; 正定矩阵

中图分类号: X825 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0176-08

Identifying the Source of Soil Heavy Metal Pollution in Regional Agricultural Area Based on Multiple Methods.

HAN Cun-liang, LUO Bing-sheng, CHANG Chun-ying, DENG Yi-rong^①, XIONG Jian, WANG Jun, LI Zhao-hui (Guangdong Provincial Academy of Environmental Science, Guangdong Key Laboratory of Contaminated Sites Environmental Management and Remediation, Guangdong-Hongkong-Macao Joint Laboratory of Collaborative Innovation for Environmental Quality, Guangzhou 510045, China)

Abstract: The problem of soil heavy metal pollution is becoming increasingly serious. Identifying the sources of soil heavy metal pollution has important guiding roles for pollution prevention and risk control. In this study, a concentrated distribution area of agricultural soils in the Pearl River Delta was selected to study the pollution characteristics and sources of heavy metals in soils by multiple methods including correlation analysis, elements distribution in soil profile, isotope ratio, principal component analysis and positive matrix factorization (PMF). The results show that the highest cumulative element in surface soil was Mercury (Hg), followed by Cadmium (Cd) and Zinc (Zn), and their average concentrations were 3.22, 1.29 and 1.09 times of the regional soil background values of the Pearl River Delta, respectively. The average concentrations of Arsenic (As), Lead (Pb), Chromium (Cr), Nickel (Ni), and Copper (Cu) were lower than the regional background values. The concentration of Hg in soil was only significantly positively correlated only with Pb, showing that Hg and Pb had the same sources. The obvious characteristics of surface layer aggregation of Hg and Pb in soil profile indicate the exogenous input. The combination of principal component analysis and stable isotope ratio can further identify the sources of Hg and Pb, which was highly correlated with the input of human activities such as industry and transportation. The results of PMF show that the accumulation of Hg and Pb in the soils of the study area was mainly caused by artificial sources such as industrial activities, and Cr and Ni in the soils were mainly from natural geological background, and

收稿日期: 2021-03-25

基金项目: 国家重点研发计划(2019YFC1804301, 2018YFC1800205, 2019YFC1803901); 广东省科技创新战略专项资金项目(2019B121205004); 广东省基础与应用基础研究重大项目(2019B030302013); 国家自然科学基金(41907337)

^① 通信作者 E-mail: ecoyrdeng@163.com

Cd, Cu, Zn and As were greatly affected by both material migration and deposition from the upper drainage basin and natural geological background. When analyzing the cause of regional agricultural soil pollution, the rationality and reliability of the analytical results can be improved by the mutual verification of the combination using of different methods.

Key words: soil pollution; source apportionment; isotope ratio; principle component analysis; positive matrix factorization

近年来土壤重金属污染问题日益突出,尤其是在有色金属矿采选企业周边以及某些工业企业分布集中且经济较发达的局部地区,由土壤污染导致的稻米、蔬菜等食用农产品重金属超标形势严峻,引起社会的高度关注^[1-4]。分析土壤重金属污染成因,明确土壤污染物来源及其贡献,进而控制或消除污染源,是切实有效地防治土壤污染、保障农产品质量安全的重要前提^[5-6],因此越来越多的学者投入到土壤污染成因与污染源解析技术的研究与应用中,并取得了良好效果^[7-9]。常用的土壤重金属源解析方法包括富集因子法、元素背景值比较法、土壤剖面分析法、地统计与空间分析法、稳定同位素比值法、机器学习法、相关与聚类分析法以及正定矩阵因子分析等多元统计法等^[10-11]。以往研究多采用同类型方法或者以多元统计法为主^[12-14],由于土壤污染过程复杂,土壤污染源解析技术难度大、不确定性强,综合采用多种方法,开展多方法间的相互支持和印证研究,能够提高源解析结果的合理性和可靠性^[11,15]。该研究选择珠江三角洲经济发达地区某农业土壤集中分布区域,综合运用相关与聚类分析、土壤剖面元素分布特征分析、稳定同位素比值、主成分分析和正定矩阵因子分析等多种方法,开展研究区土壤重金属污染主要成因分析与源解析,以期为其他地区开展相关研究与技术应用提供参考或借鉴。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区地处珠江三角洲冲积平原西南部,总面积约 207 km²,人口约 9.5 万,属亚热带海洋性季风气候区,雨量充沛,日照充足,长年温和湿润,无霜期长,年均降水量约 2 460 mm,降水量集中在 4—9 月。其中,4—6 月为前汛期,以锋面低槽降水为主;7—9 月为后汛期,台风降水活跃。显露地层主要有泥盆系、白垩系、下第三系和第四系全新统,其中以第四系全新统地层分布最广。土壤类型以水稻土和赤红壤为主,主要由西江下游冲积沉积土以及花岗岩成土母质发育而来^[16]。区域内拆船钢铁回收、发电、造纸等行业发达,工业化程度较高。研

究区域农牧业以水稻、甘蔗、水果种植和水产畜禽养殖为主。

1.2 样品采集与分析方法

基于对研究区土地利用、土壤类型分布、农作物种植结构等基础资料的综合分析,以耕地为主,兼顾园地和菜地,并覆盖研究区内所有土壤类型和成土母质,以网格布点法为基础进行表层土壤样点布设,样点密度约为 500 m×500 m,共设置表层土壤样点 156 个。在研究区内,选择不同成土环境和母质的代表性地块设置土壤剖面采样点,分别代表河流冲积沉积区、丘陵花岗岩成土母质区和两者间的过渡区域 3 种类型,每个类型各设置 3 个土壤剖面样点,共计设置 9 个剖面样点,样点分布见图 1。

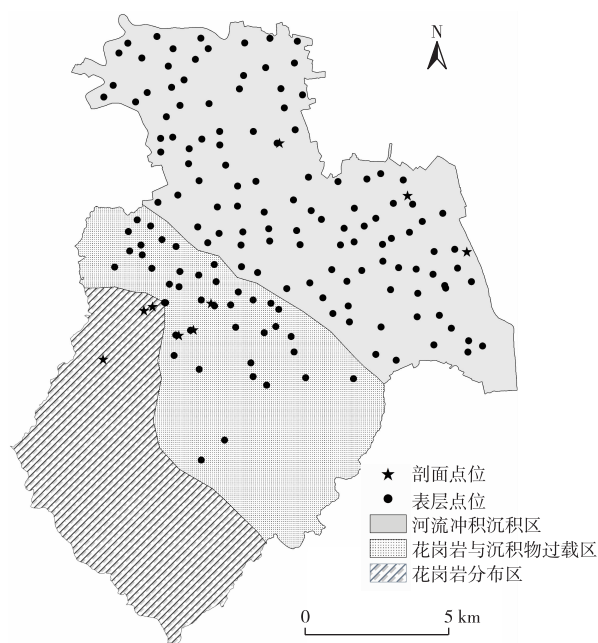


图 1 研究区采样点位示意

Fig. 1 Study area and distribution of sampling points

表层土壤采样时,以梅花形采集多点混合样品,在以每个样点为中心约 10 m×10 m 范围内,用不锈钢土钻采集 5 个分样品,然后充分混匀成 1 个混合样品,同时记录样点经纬度坐标,并拍摄现场照片留存。剖面土壤样品采用不锈钢土钻逐层钻进取样的方式进行采集,采集深度至浅层地下水位置(约地表以下 100 cm),每 20 cm 深度采集 1 个

土壤样品。所采土壤样品用聚乙烯塑料自封袋密封保存运回实验室,经风干、破碎、研磨先后过2和0.15 mm孔径尼龙筛备用。

土壤样品重金属 Cd、Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 含量采用 HF-HClO₄-HNO₃ 三酸法消解测定,消解液 Zn、Cu、Cr 和 Ni 含量采用火焰原子吸收分光光度计测定,Cd 和 Pb 含量采用石墨炉原子吸收分光光度计测定;土壤样品中 Hg 和 As 采用王水-水浴消解,原子荧光光谱法(AFS)测定^[17]。样品分析测试中使用国家标准物质(土壤成分分析标准物质,编号 GBW07430 珠江三角洲)对重金属含量测定进行质量控制。土壤样品铅同位素检测由澳实矿物实验室(广州)完成,采用方法为 Pb-RAT61p,检测时每次重复采集3次,同位素测量标准误差控制在小于0.5%相对标准偏差(RSD)范围内。

1.3 数据处理与分析

试验数据采用 Excel 2007 与 Origin 2018 软件进行初步整理分析与作图,采用 SPSS 22.0 统计软件对数据进行相关分析、多元统计及显著性检验等统计分析。正定矩阵因子分析采用美国 EPA 软件 PMF 5.0 完成。

采用地累积指数(I_{geo})进行重金属累积性污染评价,计算公式为

$$I_{geo} = \log_2 C_i / (1.5 \times B_i) \quad (1)$$

式(1)中, C_i 为土壤中元素*i*的含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; B_i 为

土壤中该元素地球化学背景值, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;1.5为考虑各地岩石差异而选取的校正系数^[18-19]。 I_{geo} 分级标准: $I_{geo} \leq 0$ 为无污染, $0 < I_{geo} \leq 1$ 为轻度污染, $1 < I_{geo} \leq 2$ 为中度污染, $2 < I_{geo} \leq 3$ 为中强污染, $3 < I_{geo} \leq 4$ 为强度污染, $4 < I_{geo} \leq 5$ 为较强污染, $I_{geo} > 5$ 为极强污染。

2 结果与讨论

2.1 研究区表层土壤重金属含量特征与元素间相关关系分析

由表1可知,研究区表层土壤 Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 平均含量分别为 0.142、0.418、11.700、43.800、39.900、27.600、105.600 和 21.900 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,其中 Cd、Hg 和 Zn 含量均值高于珠江三角洲土壤背景值,分别为背景值的 1.29、3.22 和 1.09 倍,其余元素均值均低于背景值。各元素地累积指数统计结果表明,研究区表层土壤污染程度相对最高的是 Hg,其地累积指数最高,达 3.87,属强度污染;累积指数均值为 0.50,属轻度污染。表层土壤局部存在一定程度的 Cd 污染,其地累积指数最高为 1.84,属中度污染;地累积指数均值为 -0.48,属无污染。其余元素地累积指数均相对较低,最大值均未超过 1,且均值均小于 0,总体上处于无污染水平。

表1 研究区表层土壤重金属元素分析统计

Table 1 Statistical results of soil heavy metals in the study area

重金属元素	$w/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$				变异系数/%	分布类型	背景值 ¹⁾ / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	地累积指数 I_{geo}		
	最小值	最大值	均值	标准差				最小值	均值	最大值
Cd	0.010	0.590	0.142	0.092	65.3	对数正态	0.11	-4.04	-0.48	1.84
Hg	0.006	2.850	0.418	0.447	106.9	对数正态	0.13	-5.02	0.50	3.87
As	2.880	25.900	11.700	4.690	39.9	正态	25.00	-3.70	-1.80	-0.53
Pb	0.700	107.000	43.800	21.300	48.7	正态	60.00	-7.01	-1.32	0.25
Cr	2.500	100.000	39.900	18.200	45.5	正态	77.00	-5.53	-1.82	-0.21
Cu	1.000	52.000	27.600	9.770	35.5	正态	32.00	-5.58	-0.93	0.12
Zn	53.800	184.000	105.600	22.700	21.5	正态	97.00	-1.44	-0.50	0.34
Ni	2.500	51.000	21.900	12.200	55.8	对数正态	28.00	-4.07	-1.26	0.28

$n=156$ 。1)珠江三角洲土壤环境背景值,数据来自广东省地方标准 DB 44/T 1415—2014《土壤重金属风险评价筛选值 珠江三角洲》。

变异系数是衡量统计指标离散性波动特征的参数,可以反映地球化学元素在目标区域内的分布情况及其在土壤中含量的均匀性和变异性,各元素变异系数介于 21.5%~106.9%之间,大小为 $\text{Hg} > \text{Cd} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{As} > \text{Cu} > \text{Zn}$ 。除 Hg 外,其余元素变异系数均在中等程度空间变异范围内(10%~100%)。其中 Hg 和 Cd 的变异系数均大于 60%,尤其是 Hg 的变异系数达 106.9%,说明其在土壤中的

含量波动幅度和空间分异较大,受外界影响较显著;Zn、Cu 和 As 的变异系数均低于 40%,说明这些元素空间分异和受外界影响相对较小。8 种重金属元素中 Cd、Hg 和 Ni 含量服从对数正态分布,其余元素服从正态分布。

土壤中元素间的相关性强弱能够反映其污染成因与同源性,元素间相关性显著或极显著,表示元素间具有同源关系和呈现复合污染,否则就可能

存在不同的多个来源^[20]。Pearson 相关性分析结果(表2)表明,研究区土壤 Hg 仅与 Pb 之间呈极显著正相关关系($P < 0.01$),而与其他元素间无相关性或呈极显著负相关,说明 Hg 与 Pb 极可能具有相同的污染来源,而与其他元素的来源有所不同;Cd 与 Zn、Ni 之间均呈极显著正相关($P < 0.01$),Cu、Zn、Ni、Cr 和 As 这 5 种元素两两间均呈极显著正相关($P < 0.01$),说明它们可能有着相同的来源。以上分析表明,研究区内土壤中 Hg 和 Pb 来源相近,并以复合污染形式存在,Cu、Cr 和 As 来源相近,Zn 和 Ni 的来源较为复杂,一部分来源可能与 Cd 相同,还有一部分来源可能与 Cu、Cr 和 As 相同。

表2 重金属元素间的 Pearson 相关系数

Table 2 Pearson correlation coefficient between heavy metals and its significance

重金属	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Cu	Zn
Hg	0.09						
As	0.06	-0.39**					
Pb	-0.14	0.42**	-0.30**				
Cr	0.09	-0.40**	0.50**	-0.21*			
Cu	0.12	-0.22**	0.69**	-0.14	0.52**		
Zn	0.44**	-0.09	0.33**	0.01	0.53**	0.55**	
Ni	0.23**	-0.33**	0.50**	-0.10	0.57**	0.58**	0.72**

*表示 $P < 0.05$; **表示 $P < 0.01$ 。

2.2 土壤剖面重金属分布特征及其对污染来源的指示作用

分别在研究区域内丘陵花岗岩成土母质区、河流冲积沉积区和两者间的过渡区域 3 类区域各设置 3 个土壤剖面样点。其中,丘陵花岗岩成土母质区地势最高,海拔在 150~400 m 之间,此区域为次生林地,靠自然降水而无需人工灌溉,该区域内样点(PM1~PM3)可作为土壤剖面重金属分布特征分析的对照。河流冲积沉积区地势较低,海拔在 5~20 m 之间,地势平坦,该区域内设置的剖面编号为 PM4~PM6。上述两者间的过渡区域地处研究区丘陵坡地边缘,距离西江下游支流河道 10 km 左右,该区域海拔与河流冲积沉积区相当,表层土壤 Hg、Pb 异常富集特征明显,该区域内设置的剖面编号为 PM7~PM9。

如图 2 所示,除剖面 PM2 中土壤 Pb 含量随深度增加呈上升趋势,底层含量明显高于表层外,丘陵花岗岩成土母质区其余重金属元素在土壤剖面中由上到下分布总体较均匀,未呈现明显的重金属表层聚集特征。

河流冲积沉积区土壤剖面中 8 种重金属含量普

遍高于丘陵花岗岩成土母质区,剖面 PM4 和 PM5 中 8 种重金属元素由上到下分布均较均匀,表层聚集特征不明显。剖面 PM6 中各元素含量表现出一定的表层聚集特征,其中以 Cd 和 Zn 最为明显,结合研究区内工业企业分布情况,在 PM6 剖面样点北部附近约 1 km 处为发电厂,其生产中的无组织排放可能是导致该剖面 Cd、Zn 等重金属表层聚集分布的主要原因。在上述 2 个区域间的过渡区,也是研究区内土壤中 Hg 异常富集与污染相对最为明显的区域,从总体趋势上看,重金属元素 Cr、As、Cu、Zn 和 Ni 在剖面中的分布较为均匀,Cd、Hg 和 Pb 的表层聚集趋势较为明显,尤其是 Hg,呈现出受人为活动外源输入作用强烈影响的特征。

通常,工矿企业排放的重金属通过大气沉降、污水灌溉、固废堆场地表径流扩散以及施肥等人为活动输入到土壤中,且往往富集于土壤表层^[21],尤其是耕作层,即使在长期淋溶作用下重金属会由表层向下层迁移淀积,但总体上仍会表现出明显的表层聚集趋势和特征。故揭示重金属元素在土壤剖面中的分布特征与规律,对土壤重金属来源与污染成因具有重要的指示作用。

2.3 主成分分析与铅同位素比值法定性识别土壤重金属的主要来源

主成分分析可将多个实测变量降维为较少的几个综合变量,将具有共源性特征的重金属进行归类,探究土壤中各重金属元素来源相关性,从而可初步判别土壤中重金属来源^[22]。研究区土壤重金属含量主成分分析结果(表3和图3)显示,前3个主成分提取特征值均大于1,可以解释总变量的75.21%。PC1上载荷较大的重金属有Cu、Ni、Zn、Cr和As,可解释方差变量的39.61%,该5种元素间也具有极显著相关性(表2),说明它们可能具有相似的来源。Cu、Ni、As和Cr含量均未超过区域背景值(表1),因此可推断源1可能为一种自然源。

PC2可解释方差变量的19.53%,该主成分载荷较大的重金属为Pb和Hg,3个主成分中Hg在PC2上所占载荷最大,其含量均值远高于背景值,因此认为PC2可能为人为污染源。PC3仅与Cd有较强的相关性,可解释方差变量的16.07%。多项研究表明,珠江三角洲冲积平原区受上游流域物源性迁移沉积作用影响,西江和北江流域上游有色金属矿产分布广、储量丰富,高强度开采等人为扰动的长期强烈影响,导致土壤中Cd含量呈异常富集特征^[23-24],推断PC3可能为流域上游长期的冲积沉积

作用所带来的一种自然沉积成土来源。

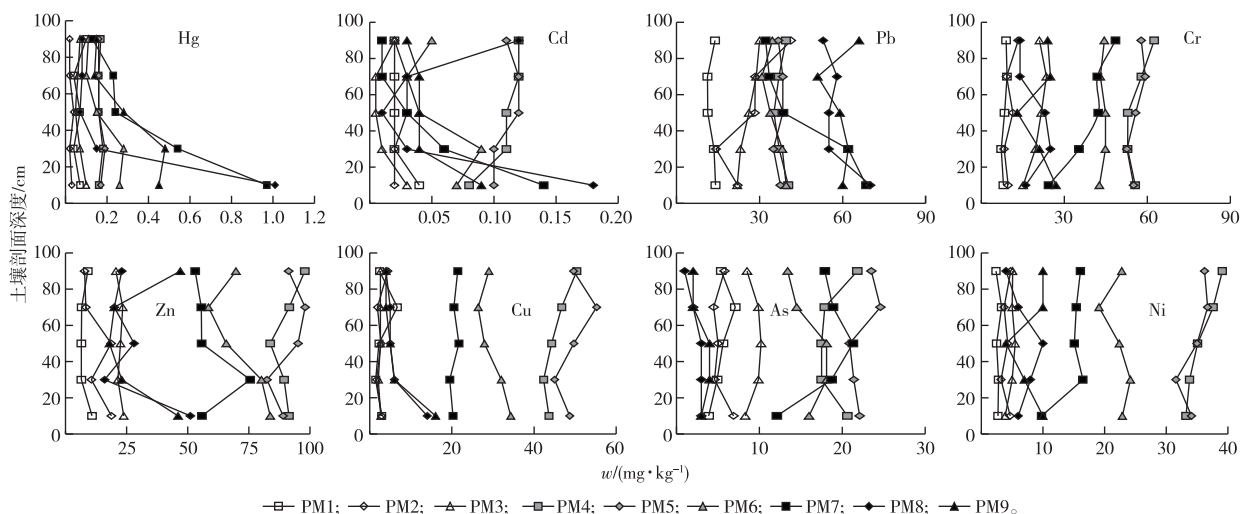


图 2 土壤剖面中重金属元素含量分布

Fig. 2 Distribution of heavy metals concentrations in soil profiles

Pb 同位素组成特征具有不易因岩石风化、生物吸收等表生过程而改变的特点,因此利用同位素组成特征作为含 Pb 物质的一种“指纹”识别,能区分 Pb 的不同来源,进而可用来解析环境中 Pb 及相关重金属元素的污染来源^[25]。Pb 同位素组成有多种表示方法,在地球化学领域,尤其是环境科学领域常用同位素比率来表示其组成特征,由于²⁰⁴Pb 在自然界中丰度较低,测定精度较差,实际应用中多选择²⁰⁶Pb、²⁰⁷Pb 和²⁰⁸Pb 三者中任意两者的比例来研究 Pb 的来源^[26]。在研究区土壤样品中随机抽取 16 件样品,分析 Pb 稳定性同位素组成,用于识别土壤重金属来源。

近 Pb 同位素组成特征时,其²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb 比值通常大于 1.20。由图 4~5 可见,研究区土壤样品²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb 比值略高于或者低于该值,且²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb 比值随着土壤中总 Pb 含量的增加而极显著下降,呈现出较明显的人为活动影响特征。

表 3 土壤重金属元素因子载荷表

Table 3 Factors matrix of heavy metals in soils

重金属元素	因子载荷		
	PC 1	PC2	PC3
Cu	0.839	-0.084	0.010
Ni	0.833	-0.057	0.219
Zn	0.756	0.155	0.495
Cr	0.754	-0.244	0.008
As	0.718	-0.376	-0.113
Pb	0.003	0.897	-0.199
Hg	-0.329	0.721	0.219
Cd	0.090	-0.046	0.945
特征值	3.168	1.562	1.286
方差贡献率	39.61%	19.53%	16.07%
累积方差贡献率	39.61%	59.14%	75.21%

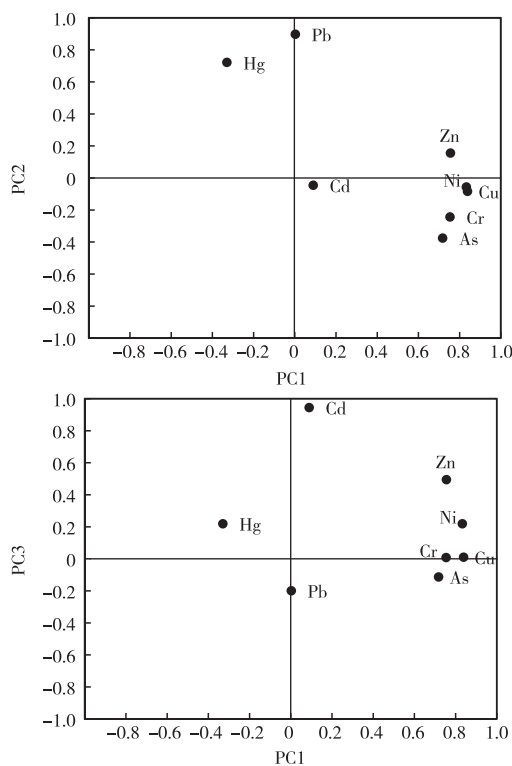


图 3 主成分分析因子载荷

Fig. 3 Factor loading distribution of the principal component analysis

已有研究表明,土壤若具有与成土母质岩石相

已有研究表明,珠三角区域使用的燃煤和汽油 Pb 同位素分布特征与该研究中土壤 Pb 同位素特征基本符合二元混合模型^[24,27],从而可以推断研究区土壤中重金属元素 Pb 和其强同源性 Hg 的富集受到了工业生产等人为活动的强烈影响。

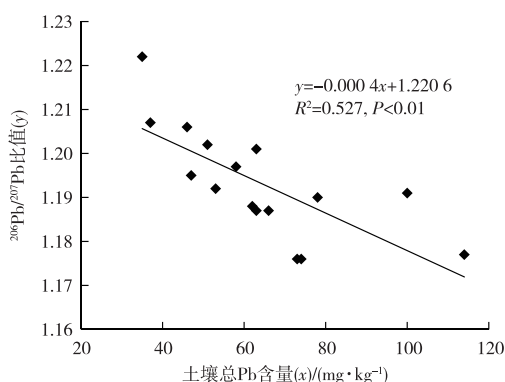


图4 表层土壤²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb 比值与总 Pb 含量的关系
Fig. 4 Relationship between ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb ratios and Pb concentration of topsoil

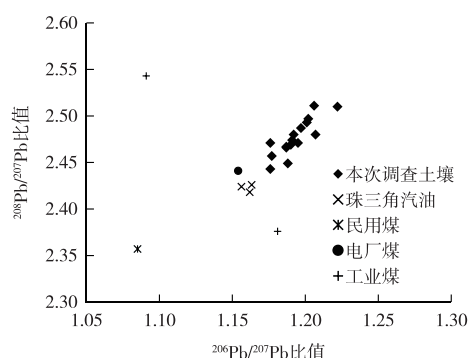


图5 表层土壤与主要环境污染源铅同位素²⁰⁸Pb/²⁰⁷Pb、²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb 比值的
关系
Fig. 5 Relationship between ²⁰⁸Pb/²⁰⁷Pb and ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb ratios of topsoil and known sources

2.4 正定矩阵因子分析法(PMF)对土壤重金属的定量源解析

正定矩阵因子分析法(PMF)是利用相关矩阵和协方差矩阵对高维变量进行简化,将其转变为几个综合的因子,该方法无需测定复杂的原谱,不仅限定分解矩阵元素和分担率非负,还可以处理遗漏和不精确的数据,是一种操作较简便且有效的新型源解析方法^[28]。PMF 解析结果(图6)表明,Cu、Ni、Cr 和 As 在源1上有较高的贡献率,尤其是 Ni 和 Cr 的贡献率分别高达 72.7%和 67.5%,远高于其他源的贡献率,推断 Ni 和 Cr 为源1的主要标识元素,其

中研究区土壤 Cr 平均含量为 39.7 mg·kg⁻¹,远低于珠三角地区土壤背景值 77 mg·kg⁻¹,且低于广东省土壤背景值(50.5 mg·kg⁻¹),可推断源1是成土母质所影响的一种自然来源。Cu、Zn 和 As 在源3上贡献率也较大,且源3中贡献率最高的为 Cd,达 58.5%,如上所述,源3可能为来自流域上游的一种自然沉积成土来源。Hg 和 Pb 在源2上有较高的贡献率,分别达 88.9%和 67.0%,Hg 的主要来源包括工业氯碱生产中的排放,含汞电池、日光灯管及温度计等涉汞产品制造业排放或废弃物的不合理处置,水泥生产中的排放,以及煤的燃烧等。据现场走访调查,研究区主要工业包括造纸、制香、钢铁回收和燃煤发电,此外,研究区内有一家始建于 20 世纪 80 年代初的水泥厂,该厂已于 2010 年关停,如前所述,水泥生产也是 Hg 等重金属排放的主要来源之一,长期的工业生产活动可能对当地耕作层土壤重金属富集产生较大影响。因此,源2可推断为工业排放源影响因素,尤其对表层土壤中 Hg 和 Pb 的累积具有强烈影响。

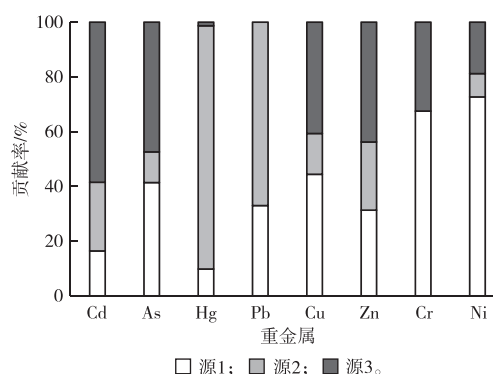


图6 基于正定矩阵模型的土壤重金属源贡献率
Fig. 6 Source contribution ratios of soil heavy metals based on PMF model

综上所述,研究区土壤各重金属元素含量间的相关分析表明,Hg 与 Pb 之间呈极显著正相关关系,两者具有很强的同源性且呈复合污染特征。进一步结合重金属土壤剖面分布情况分析发现,在花岗岩成土母质区与河流冲积沉积区两者过渡区域内的主要受污染土壤剖面中,Hg 和 Pb 含量较高且多呈现表层富集特征,外源输入特征明显。再通过对 Pb 同位素比值特征的分析发现,随着土壤中 Pb 含量的升高,²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb 比值越接近燃煤、汽油等人为排放物质的比值范围,而远离土壤母质母岩类物质比值,且基于相关分析和主成分分析已知土壤 Hg 与 Pb 具有同源性,因而可进一步明确研究区土壤

Pb 和 Hg 高含量区域主要是受到外源输入作用的影响。在前述分析基础上,采用正定矩阵分析模型进一步定量解析土壤中重金属的不同来源及其贡献,从而获得多种方法可相互支持的一致性结论。

因此,在开展区域农业土壤污染成因排查与分析时,可考虑采用相关分析、土壤剖面元素分布、同位素比值、主成分分析和正定矩阵因子分析等多种方法相结合逐步深入的方式进行研究,从而提高土壤污染成因分析与源解析结果的合理性和可靠性。

3 结论

(1) 研究区表层土壤累积程度最高的重金属为 Hg,其次为 Cd 和 Zn,其平均含量分别为珠三角区域土壤背景值的 3.22、1.29 和 1.09 倍,As、Pb、Cr、Ni、和 Cu 平均含量均低于区域背景值。

(2) 研究区土壤中 Hg 仅与 Pb 含量呈极显著正相关,具有较强同源性,两者在高含量分布区域土壤剖面垂直方向的表层聚集特征较为明显,呈现出外源输入为主的特征。

(3) 经分析,研究区土壤中 Hg 和 Pb 的累积主要来自于工业生产活动等人为来源;Cr 和 Ni 主要为自然地质背景来源;因研究区地处西江下游的珠三角河网沉积区域,Cd、Cu、Zn 和 As 除自然地质背景来源影响外,还受到流域上游物质迁移沉积作用的较大影响。

参考文献:

- [1] 朱永官,陈保冬,林爱军,等.珠江三角洲地区土壤重金属污染控制与修复研究的若干思考[J].环境科学学报,2005,25(12):1575-1579.[ZHU Yong-guan, CHEN Bao-dong, LIN Ai-jun, et al. Heavy Metal Contamination in Pearl River Delta-Status and Research Priorities[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2005, 25(12):1575-1579.]
- [2] 陈怀满,郑春荣,周东美,等.土壤环境质量研究回顾与讨论[J].农业环境科学学报,2006,25(4):821-827.[CHEN Huai-man, ZHENG Chun-rong, ZHOU Dong-mei, et al. Soil Environmental Quality: A Review[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2006, 25(4):821-827.]
- [3] 应蓉蓉,张晓雨,孔令雅,等.农用地土壤环境质量评价与类别划分研究[J].生态与农村环境学报,2020,36(1):18-25.[YING Rong-rong, ZHANG Xiao-yu, KONG Ling-ya, et al. Technical Analysis of Soil Environmental Quality Evaluation and Category Classification of Agricultural Land[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(1):18-25.]
- [4] 韩存亮,黄泽宏,肖荣波,等.粤北某矿区周边镉锌污染稻田土壤田间植物修复研究[J].生态环境学报,2018,27(1):158-165.[HAN Cun-liang, HUANG Ze-hong, XIAO Rong-bo, et al. Field Phytoremediation of Cadmium and Zinc Contaminated Paddy Soil around a Mining Area in Northern Guangdong Province[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2018, 27(1):158-165.]
- [5] 于瑞莲,胡恭任.土壤中重金属污染源解析研究进展[J].有色金属,2008,60(4):158-165.[YU Rui-lian, HU Gong-ren. Research Progress in Sources Identification of Soil Heavy Metal Pollution[J]. Nonferrous Metals, 2008, 60(4):158-165.]
- [6] 王成,赵艳萍,谢鸣捷.苏南典型工农业交错区土壤铅富集特征及源解析:基于 PCA-PMF 方法[J].中国环境科学,2021,41(1):279-287.[WANG Cheng, ZHAO Yan-ping, XIE Ming-jie. Characteristics of Lead Enrichment in the Soil from a Typical Peri-Urban Agricultural Area of the Southern Jiangsu and Source Apportionment Based on the PCA-PMF Method [J]. China Environmental Science, 2021, 41(1):279-287.]
- [7] LI J L, HE M, HAN W, et al. Analysis and Assessment on Heavy Metal Sources in the Coastal Soils Developed from Alluvial Deposits Using Multivariate Statistical Methods[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 164(2/3):976-981.
- [8] 徐蕾,肖昕,马玉,等.徐州农田土壤重金属空间分布及来源分析[J].生态与农村环境学报,2019,35(11):1453-1459.[XU Lei, XIAO Xin, MA Yu, et al. Sources and Spatial Distributions of Heavy Metals in Xuzhou Farmland Soils[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(11):1453-1459.]
- [9] 李娇,杨中文,李云,等.两种受体模型解析土壤重金属来源的效果比较研究[J].环境科学研究,https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929.2020.03.18.[LI Jiao, YANG Zhong-wen, LI Yun, et al. Comparative Study on the Simulation Effect of Two Receptor Models in Apportioning the Sources of Soil Heavy Metals[J]. Research of Environmental Sciences, https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929.2020.03.18.]
- [10] 韩存亮,肖荣波,罗炳圣,等.土壤重金属污染源解析主要方法及其应用[J].广东化工,2017,44(23):85-87,95.[HAN Cun-liang, XIAO Rong-bo, LUO Bing-sheng, et al. Application and Research on Sources Identification and Apportionment Methods of Soil Heavy Metal Pollution[J]. Guangdong Chemical Industry, 2017, 44(23):85-87,95.]
- [11] 陈雅丽,翁莉萍,马杰,等.近十年中国土壤重金属污染源解析研究进展[J].农业环境科学学报,2019,38(10):2219-2238.[CHEN Ya-li, WENG Li-ping, MA Jie, et al. Review on the Last Ten Years of Research on Source Identification of Heavy Metal Pollution in Soils[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38(10):2219-2238.]
- [12] 高园园,张海军,孔璐璐,等.丹江口库区农田土壤重金属分布和来源解析[J].环境科学与技术,2020,43(8):211-218.[GAO Yuan-yuan, ZHANG Hai-jun, KONG Lu-lu, et al. Source Apportionments and Spatial Distribution of Heavy Metal Contamination in Soils of Danjiangkou Reservoir [J]. Environmental Science & Technology, 2020, 43(8):211-218.]
- [13] 孙雪菲,张丽霞,董玉龙,等.典型石化工业城市土壤重金属源解析及空间分布模拟[J].环境科学,2021,42(3):1093-1104.[SUN Xue-fei, ZHANG Li-xia, DONG Yu-long, et al. Source Apportionment and Spatial Distribution Simulation of Heavy Metals in a Typical Petrochemical Industrial City [J]. Environmental Science, 2021, 42(3):1093-1104.]

- [14] 曾庆庆,付天岭,邹洪琴,等.贵州省某县辣椒种植区土壤重金属空间分布特征及来源解析[J].农业环境科学学报,2021,40(1):102-113.[ZENG Qing-qing,FU Tian-ling,ZOU Hong-qin, *et al.*Spatial Distribution Characteristics and Sources of Heavy Metals in Soil in a Pepper Growing Area of County in Guizhou Province, China[J].Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(1): 102-113.]
- [15] 刘宏波,瞿明凯,张健琳,等.土壤污染源解析技术研究进展[J].环境监控与预警,2021,13(1):1-6,19.[LIU Hong-bo,QU Ming-kai,ZHANG Jian-lin, *et al.*Research Progress in Source Apportionment of Soil Pollutants[J].Environmental Monitoring and Forewarning, 2021, 13(1): 1-6, 19.]
- [16] 孙慧,毕如田,郭颖,等.广东省土壤重金属溯源及污染源解析[J].环境科学学报,2018,38(2):704-714.[SUN Hui,BI Rutian, GUO Ying, *et al.*Source Apportionment Analysis of Trace Metal Contamination in Soils of Guangdong Province, China[J].Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38(2): 704-714.]
- [17] 吕明超,肖荣波,徐梦劫,等.土壤重(类)金属消解方法的研究进展[J].环境监测管理与技术,2017,29(1):6-10.[LU Mingchao,XIAO Rong-bo,XU Meng-jie, *et al.*A Review about Digestion Methods of Heavy Metal(Loid)s in Soil[J].The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2017, 29(1): 6-10.]
- [18] MULLER G.Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971[J].Umschau, 1979, 79: 778-783.
- [19] ISLAM M S, HOSSAIN M B, MATIN A, *et al.*Assessment of Heavy Metal Pollution, Distribution and Source Apportionment in the Sediment from Feni River Estuary, Bangladesh [J]. Chemosphere, 2018, 202: 25-32.
- [20] YAN W, LIU D, PENG D, *et al.*Spatial Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in the Farmland along Mineral Product Transportation Routes in Zhejiang, China [J]. Soil Use and Management, 2016, 32(3): 338-349.
- [21] 邱锦泉,付善明,肖方,等.粤北某矿区横石河流域耕作土壤剖面重金属空间分布及生态风险评价[J].生态科学,2016,35(3):56-64.[QIU Jin-quan, FU Shan-ming, XIAO Fang, *et al.*Spatial Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Cultivated Soil Profiles of Hengshi River Basin in the Sulfide Mine, Northern Guangdong [J]. Ecological Science, 2016, 35(3): 56-64.]
- [22] 陈丹青,谢志宜,张雅静,等.基于PCA/APCS和地统计学的广州市土壤重金属来源解析[J].生态环境学报,2016,25(6):1014-1022.[CHEN Dan-qing,XIE Zhi-yi,ZHANG Ya-jing, *et al.*Source Apportionment of Soil Heavy Metals in Guangzhou Based on the PCA/APCS Model and Geostatistics[J].Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(6): 1014-1022.]
- [23] 唐志敏,侯青叶,游远航,等.珠三角平原区第四系剖面重金属分布特征及其影响因素[J].地球科学进展,2017,32(8):885-898.[TANG Zhi-min,HOU Qing-ye,YOU Yuan-hang, *et al.*Distribution Characteristics and Influencing Factors of Heavy Metals in Pearl River Delta Quaternary Boreholes[J].Advances in Earth Science, 2017, 32(8): 885-898.]
- [24] 韩志轩,王学求,迟清华,等.珠江三角洲冲积平原土壤重金属元素含量和来源解析[J].中国环境科学,2018,38(9):3455-3463.[HAN Zhi-xuan,WANG Xue-qi,CHI Qing-hua, *et al.*Occurrence and Source Identification of Heavy Metals in the Alluvial Soils of Pearl River Delta Region, South China [J].China Environmental Science, 2018, 38(9): 3455-3463.]
- [25] 孙境蔚,胡恭任,于瑞莲,等.多元统计与铅同位素示踪解析旱地垂直剖面土壤中重金属来源[J].环境科学,2016,37(6):2304-2312.[SUN Jing-wei,HU Gong-ren,YU Rui-lian, *et al.*Tracing Sources of Heavy Metals in the Soil Profiles of Drylands by Multivariate Statistical Analysis and Lead Isotope [J]. Environmental Science, 2016, 37(6): 2304-2312.]
- [26] 杨忠平,卢文喜,辛欣,等.长春市城市土壤铅同位素组成特征及其来源解析[J].吉林大学学报(地球科学版),2008,38(4):663-669.[YANG Zhong-ping,LU Wen-xi,XIN Xin, *et al.*Lead Isotope Signatures and Source Identification in Urban Soil of Changchun City [J].Journal of Jilin University (Earth Science Edition), 2008, 38(4): 663-669.]
- [27] ZHU B Q, CHEN Y W, PENG J H. Lead Isotope Geochemistry of the Urban Environment in the Pearl River Delta [J]. Applied Geochemistry, 2001, 16(4): 409-417.
- [28] PAATERO P, TAPPER U. Positive Matrix Factorization: A Non-Negative Factor Model with Optimal Utilization of Error Estimates of Data Values [J]. Environmetrics, 1994, 5(2): 111-126.

作者简介: 韩存亮(1983—),男,河南长垣人,高级工程师,博士,研究方向为土壤环境质量调查评价与污染风险管控。E-mail: klnhhcl@163.com

(责任编辑:许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0207

苏辉跃, 刘江川, 王璐, 等. 城乡过渡区土壤-蔬菜中重金属耦合分异特征及形成机理解析[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(2): 184-193.

SU Hui-yue, LIU Jiang-chuan, WANG Lu, et al. Geographic Distribution and Source Apportionment of Heavy Metals in Soils and Vegetables in Urban Fringe[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 184-193.

城乡过渡区土壤-蔬菜中重金属耦合分异特征及形成机理解析

苏辉跃^{1,2}, 刘江川^{1,3}, 王璐^{1,2,3,4,5①}, 李波^{1,3}, 于欢⁶, 陈志奎⁷, 胡月明^{1,2,3,4,5} (1. 华南农业大学资源环境学院, 广东 广州 510642; 2. 广东省土地利用与整治重点实验室, 广东 广州 510642; 3. 广州市华南自然资源科学技术研究院, 广东 广州 510642; 4. 广东省土地信息工程技术研究中心, 广东 广州 510642; 5. 自然资源部建设用地再开发重点实验室, 广东 广州 510642; 6. 成都理工大学地球科学学院, 四川 成都 610059; 7. 大连理工大学软件工程学院, 辽宁 大连 116024)

摘要: 重金属污染农业土壤已成为关系粮食安全和人类健康风险的全球性问题。采集天津市武清区的 95 个农田表层土壤样品和相应的 34 个蔬菜样品、20 个有机肥样品、27 个灌溉水样品, 并对上述 4 类样品中 Pb、Cu、Cr、Ni、Zn、Cd 和 As 含量进行测定。基于地统计法分析农田土壤重金属的空间分布规律, 探索土壤和蔬菜重金属的累积、潜在生态风险以及土壤中重金属的来源。结果表明, Cd 和 As 是土壤主要污染物, Cd 在土壤中的有效性最高, 其在蔬菜中的平均含量略高于允许阈值(0.02 mg · kg⁻¹); 蔬菜富集指数显示, Cd 和 Pb 是蔬菜中占主导地位的重金属污染元素, 蔬菜对 Cd 有较强的富集能力; 土壤重金属的空间分布特征显示, 污染具有不均性, 各重金属元素在部分地区出现高值区, 表明人类活动对农田土壤环境产生负面影响; 根据正定矩阵因子分析模型(PMF)的分析结果, 潜在污染源为工业活动(Cd)、农药化肥和地膜影响(As 和 Pb)、自然来源(Ni、Cu、Cr 和 As)、有机肥(Zn 和 Cu)、交通排放(Pb 和 Cd)以及污水灌溉(Cr、Ni 和 Pb); 造成重金属累积的主要成因是工业活动, 包括大气沉降以及工业废水、废渣与废气等排放。

关键词: 重金属; 风险评估; 来源解析; 正定矩阵因子分解模型; 蔬菜

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0184-10

Geographic Distribution and Source Apportionment of Heavy Metals in Soils and Vegetables in Urban Fringe. SU Hui-yue^{1,2}, LIU Jiang-chuan^{1,3}, WANG Lu^{1,2,3,4,5①}, LI Bo^{1,3}, YU Huan⁶, CHEN Zhi-kui⁷, HU Yue-ming^{1,2,3,4,5} (1. College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 2. Guangdong Province Key Laboratory for Land Use and Consolidation, Guangzhou 510642, China; 3. South China Academy of Natural Resources Science and Technology, Guangzhou 510642, China; 4. Guangdong Province Engineering Research Center for Land Information Technology, Guangzhou 510642, China; 5. Key Laboratory of Ministry of Natural Resources for Construction Land Transformation, Guangzhou 510642, China; 6. College of Earth Sciences, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China; 7. School of Software Technology, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China)

Abstract: Contamination of agricultural soil by heavy metals has become a global issue concerning food security and human health risk. A total of 95 surface soil samples (bulk soil), 34 vegetable samples, 27 irrigation water samples, and 20 fertilizer samples were collected from Wuqing District, Tianjin, China. The concentrations of heavy metals (i.e., As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, and Zn) in these samples were tested. After determining the metal accumulation and potential ecological risks in farmland soil, kriging interpolation and positive matrix factorization (PMF) were used to identify and quantify the sources of soil heavy metals. The results showed that (1) Cd and As were the main contaminants in the soil in the studied area, and Cd had the highest effectiveness in soil, with its average content in vegetables slightly higher than the allowable threshold (0.02 mg · kg⁻¹). (2) The results of the enrichment index of vegetables show that Cd and Pb were the domi-

收稿日期: 2021-04-07

基金项目: 国家重点研发计划(2016YFD0800307); 国家自然科学基金(U1901601); 广东省科技兴农-农业科技创新及推广项目(2019KJ132)

① 通信作者 E-mail: selinapple@163.com

nant heavy metals in vegetables, and vegetables had a strong enrichment ability to Cd. (3) The spatial distribution of heavy metals in the soil showed that the contaminants were non-homogeneous, and all the heavy metals showed high-value areas in some parts of the studied area, indicating the negative effects of human activities on the soil environment of farmlands. (4) Industrial activity (for Cd), effects of pesticides, fertilizers, and plastic film mulching (for As and Pb), natural sources (for Ni, Cu, Cr, and As), Organic fertilizer (for Zn and Cu), traffic discharges (for Pb and Cd) and sewage irrigation (for Cr, Ni, and Pb) were ascertained as the potential sources based on the Positive matrix factorization (PMF) analysis results. (5) The accumulation of heavy metals in the studied area was mainly caused by industrial activities, including atmospheric deposition, the discharge of industrial waste water, the disposal of waste residue, and the emission of waste gas, and so on.

Key words: heavy metals; risk assessment; source apportionment; positive matrix factorization model; vegetable

随着工业化和城市化进程的快速发展,高强度的工农业生产活动导致重金属等各种污染物通过大气沉降、污水灌溉等途径进入土壤,并且在土壤中不断富集进而造成污染。当土壤中重金属富集量达到一定程度时,不仅会降低农作物的产量和农产品质量,还会通过生物富集和放大,严重威胁生态系统和人类安全^[1]。城乡过渡区作为城市食物、材料和能源的主要提供者之一,过度的农业活动、垃圾排放以及其他人为活动可能会加剧城乡过渡区土壤的重金属污染。因此,有必要明确城乡过渡区的重金属污染状况和污染来源,据此开展有针对性的污染控制措施,有效治理城乡过渡区的农田土壤重金属污染,这对于保障当地的农产品质量和居民身体健康有重要意义^[2-3]。

目前,对重金属污染来源解析的方法主要分为定性源识别和定量源解析,定量源解析方法主要包括随机模拟^[4]、受体模型^[5]和同位素示踪法^[6]等。其中,受体模型可以根据污染源和受体中重金属之间的线性关系来解析污染源及贡献^[7-8],常用的受体模型主要包括绝对主成分分析-多元线性回归法(PCA-MLR)、正定矩阵因子分析法(PMF)和Unmix分析法。虽然受体模型可以定量解析来自不同污染源的贡献率,但是单一受体模型的结果在来源贡献方面容易产生不确定性。例如,LÜ等^[9]指出,PCA-MLR基于传统因子分析方法(即回归参数的估计不考虑空间特征),在来源贡献上存在一定的偏差和不确定性。部分学者对比研究了不同受体模型的结果,以提高结论的有效性^[10-11]。GUAN等^[12]通过主成分分析-绝对主成分得分模型(PCA-APCS)、PMF和Unmix模型来定量解析武威农田土壤中重金属来源,3种模型对于污染源类型的识别结果是一致的,但是PCA-APCS和Unmix解析结果表明农业活动为主要污染源,而PMF解析结果中主要污染源是工业活动。这说明多种模型之间相互验证仍无法准确地定量解析重金属的来源。克里

格插值可用于分析重金属的空间分异特征并确定土壤重金属的潜在来源,将克里格插值与PMF模型结合,能够更加准确地解析重金属的污染来源。CAI等^[13]采用普通克里格插值结合正矩阵因子分析法,对潜在的重金属来源进行定量解析,证明克里格插值结合PMF模型进行来源解析具有可行性。

综上所述,尽管对于农田土壤重金属的来源解析研究已有很多,但大多数研究集中于对受体模型方法的比较,不同受体模型对同一研究区的解析结果不一致,进而导致对污染源的判断不准确。因此,如何更客观地展示潜在的污染源并定量量化其贡献率,是亟待解决的科学问题。为了更好地整合空间信息,笔者尝试将普通克里格插值与PMF模型相结合进行源解析。克里格插值分析方法可以直观反映重金属的空间分布情况,明确排放源的空间位置,使PMF模型更客观地解析污染源。该研究的主要目的包括:分析城乡过渡区农田土壤重金属的空间分异特征;挖掘蔬菜中重金属的累积效应并解析其影响因素;通过普通克里格插值结合PMF模型,解析农田土壤的可能污染源并量化污染源的贡献率。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于天津市西北部的武清区,地理位置为39°07'~39°42' N,116°46'~117°19' E。该区地处华北冲积平原下端,地势平缓,自北、西、南向东南海河入海方向倾斜,属于温带大陆性季风气候区,年平均气温为11.6℃,降水量为500~610 mm。全年盛行西北风,年平均风速为2~4 m·s⁻¹。武清区是典型的城乡过渡区,也是天津市主要的集约化农区。北京排污河、北运河及永定河等排污河均流经武清,是该区主要的灌溉来源。研究区土壤类型主要包括壤质潮土、砂质潮土、黏化潮土、盐化潮土、湿潮土、石灰岩类淋溶潮土等^[14],土层深厚,利

用方式多样,具有多宜性特征。设施蔬菜种植以菠菜、西红柿和大白菜为主。

1.2 数据采集

研究共采集了95个农田表层(0~20 cm)土壤样品,以及与土壤样品相对应的34个蔬菜样品(小白菜、菠菜、油菜)、20个有机肥样品和27个灌溉水样品。采样区及采样点的空间分布如图1所示。

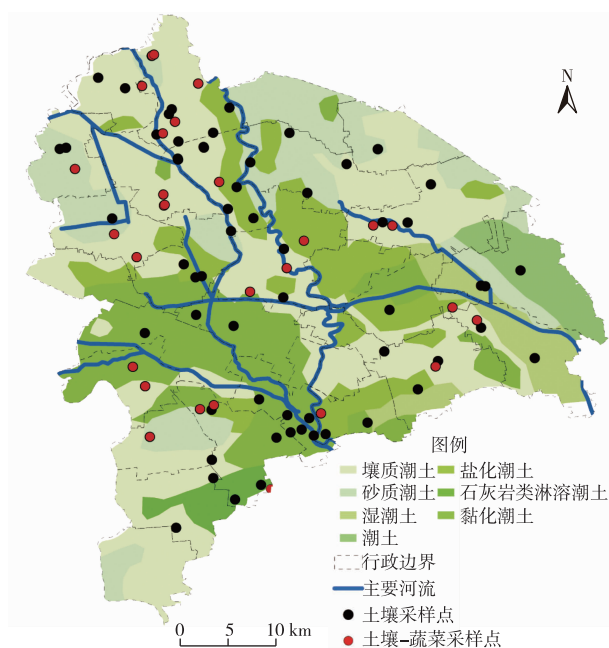


图1 研究区位置及采样点分布示意

Fig. 1 Position of the study area and the sampling point distribution

1.2.1 土壤和蔬菜样品采集

根据HJ/T 166—2004《土壤环境监测技术规范》的标准采样程序,共采集95个土壤表层样品。每个样品由5个子样混合组成,采样时记录采样点的经纬度。蔬菜采样遵循对应原则,即从土壤样品的相同位置采集蔬菜,共采集34个蔬菜样品,于日用仪器60℃烘干2h,将根部和地上部分分离、粉碎,保存于防潮湿密封袋中。同时,将土壤样品风干,去除杂草、根系等杂物,过2mm孔径筛以去除石粒。研磨至全部通过0.15mm孔径尼龙筛后,保存在聚氯乙烯袋中备用。

1.2.2 灌溉水和有机肥样品采集

根据HJ/T 91—2002《地表水和污水监测技术规范》,从灌溉渠中随机采集27个灌溉水样品。在分析之前,将样品存储于冷却器中,以最大程度减少生物降解和挥发。

从蔬菜种植地采集20个有机肥样品,将样品存

储于聚氯乙烯袋中,以防止样品受到其他干扰。

1.2.3 分析方法

准确称取0.50g土壤样品,土壤重金属全量采用王水-高氯酸微波消解(Milestone ETHOS UP)待测;采用DTPA浸提法提取土壤有效态重金属;蔬菜以及有机肥重金属全量采用 $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ (体积比6:3)消煮待测。准备500mL水样进行金属元素测试,每个水样加入5mL HNO_3 ,摇匀待测。其中,土壤、有机肥和灌溉水重金属Pb、Cu、Cr、Ni、Zn含量采用火焰原子吸收光谱仪(Aanalytik Jena novAA 350)测定,蔬菜重金属Cr、Pb、Cu、Ni、Zn含量采用电感耦合等离子体发射光谱仪测定;土壤、蔬菜、有机肥和灌溉水的Cd含量采用石墨炉原子吸收光谱仪(Aanalytik Jena ZEEnit 650P)测定,As含量采用原子荧光光谱仪(北京吉天,AFS-933)测定。土壤pH值采用pH计按 $V(\text{水}):m(\text{土})=2.5:1$ 浸提测定,土壤有机质含量采用重铬酸钾氧化-外加热法测定。重金属全量分析过程中以环境标准物质土壤GBW07430(中国地质科学院地球物理地球化学勘探研究所)为质量控制样品,得到质控样品的各重金属元素回收率均在91%~107%范围内,同时在一定样品数之间加入平行样,平行样标准偏差均在9%以内。

1.3 土壤重金属污染状况评价

地质累积指数(index of geoaccumulation, I_{geo})和污染负荷指数(pollution load index, PLI, I_{PL})是土壤重金属污染程度定量评价的常用方法。

地质累积指数用于评价人为活动对重金属污染的影响,其通过比较土壤中的测试含量和自然地球化学背景值,对污染程度进行分级,计算公式^[15]为

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \frac{C_n^x}{K \times C_b^i} \quad (1)$$

式(1)中, C_n^x 为样品 x 中重金属 i 的含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_b^i 值为当地土壤环境背景值; K 为常数,通常取值1.5。 $I_{\text{geo}} \leq 1, 1 < I_{\text{geo}} \leq 2, 2 < I_{\text{geo}} \leq 3, 3 < I_{\text{geo}} \leq 4, 4 < I_{\text{geo}} \leq 5, I_{\text{geo}} > 5$ 分别表示未污染到中度污染、中度污染、中到重度污染、严重污染、严重到极度污染、极度污染。

污染负荷指数可以直观反映每种重金属对所有重金属综合污染的贡献程度^[16],计算公式为

$$I_{\text{PL}} = \left(\frac{C_x^1}{C_b^1} \times \frac{C_x^2}{C_b^2} \times \dots \times \frac{C_x^n}{C_b^n} \right)^{\frac{1}{n}} \quad (2)$$

该研究以天津市武清区环境背景值^[17]和GB

15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》为评价标准, $I_{PL} \leq 1$ 、 $1 < I_{PL} \leq 2$ 、 $2 < I_{PL} \leq 5$ 、 $I_{PL} > 5$ 分别表示低污染、中度污染、高度污染、极高污染。

1.4 土壤重金属生态风险评价

潜在生态风险指数 (potential ecological risk index, PERI) 是基于土壤重金属含量及其毒性评价土壤重金属生态风险, 反映了多种污染物的综合影响, 并以定量方法划分潜在危害程度。潜在生态风险指数 (E_r^i) 和采样点累积风险 (I_R) 计算公式为

$$E_r^i = T_r^i \times \frac{C_x^i}{C_b^i}, \quad (3)$$

$$I_R = \sum_i^n T_r^i \times \frac{C_x^i}{C_b^i}. \quad (4)$$

式(3)~(4)中, T_r^i 为重金属 i 的毒性响应系数, As、Cu、Pb、Cd、Zn、Cr、Ni 分别取值 10、5、5、30、1、2 和 5^[18]。 $E_r^i \leq 40$ 、 $40 < E_r^i \leq 80$ 、 $80 < E_r^i \leq 160$ 、 $160 < E_r^i \leq 320$ 、 $E_r^i > 320$ 分别表示低潜在风险、中度潜在风险、较高潜在风险、高潜在风险、严重潜在风险。

1.5 生物富集系数

生物富集系数 (biological accumulation coefficient, BCF, F_{BC}) 是研究重金属从土壤至作物迁移转换的重要指标, 亦是区域风险评价的重要因子。生物富集系数可以反映农作物从土壤中吸收富集重金属的能力, 表征化学物质被生物浓缩或者富集于体内的程度^[19], 计算公式为

$$F_{BC} = \frac{C_{plant}^x}{C_{soil}^x}. \quad (5)$$

式(5)中, C_{plant}^x 为作物重金属含量, $mg \cdot kg^{-1}$; C_{soil}^x 为相应土壤中重金属含量, $mg \cdot kg^{-1}$ 。

1.6 正定矩阵因子分析 (PMF)

PMF 是一种基于因子分析原理的数据分析方法, 利用权重确定受体化学组分中的误差, 再通过最小二乘法来确定其主要污染源及贡献率^[20]。将特定样品数据的矩阵分解为因子贡献 $G(i \times k)$ 和因子分布 $F(k \times j)$ 2 个矩阵, 此外还有残差矩阵 $E(i \times j)$, 公式为

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p G_{ik} F_{kj} + E_{ij}. \quad (6)$$

式(6)中, X_{ij} 为第 i 个样品第 j 个化学成分的浓度; p 为因子个数; G_{ik} 为源 k 对第 i 个样品的贡献, 即源的分担率矩阵; F_{kj} 为源 k 中第 j 个化学成分的浓度, 即源成分矩阵; E_{ij} 为残差矩阵。

PMF 定义了一个目标函数 Q , 公式为

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left(\frac{e_{ij}}{u_{ij}} \right)^2. \quad (7)$$

式(7)中, u_{ij} 为第 i 个样品第 j 个化学成分的不确定度。

PMF 模型是基于最小二乘算法进行迭代计算, 不断地分解原始矩阵 X , 从而得到最优矩阵 G 和 F , 最优化目标是使 Q 趋于自由度值, 即 $i \times j$ 。

PMF 模型中不仅需要输入浓度数据, 还需要不确定数据。当各个元素的浓度小于或者等于相应的方法检出限 (MDL, L_{MD}) 时, 不确定值 (U_{nc}) 为

$$U_{nc} = \frac{5}{6} \times L_{MD}. \quad (8)$$

当各个元素的浓度大于相应的方法检出限时, 不确定值为

$$U_{nc} = \sqrt{(\sigma \times c)^2 + L_{MD}^2}. \quad (9)$$

式(9)中, σ 为相对标准偏差; c 为元素浓度。

1.7 统计与地统计分析

首先对土壤重金属含量进行描述性统计分析 (最大值、最小值、平均值、标准差等), 并使用 Pearson 相关性检验揭示土壤重金属总量、有效态重金属含量以及蔬菜重金属含量之间的关系。此外, 利用地统计学方法确定重金属的空间分布特征, 使用 Kolmogorov-Smirnov (K-S) 检验来验证重金属浓度是否符合正态分布, 对不符合正态分布的浓度数据 (Zn、Cd) 进行对数变换标准化, 应用普通克里格方法 Ordinary Kriging (OK) 来绘制土壤重金属空间分布图。

2 结果与分析

2.1 土壤中的重金属积累

研究区农田土壤 pH 值、有机质 (SOM) 含量和重金属全量的描述性统计数据如表 1 所示。由表 1 可知, 土壤 pH 值范围为 6.63~8.89, 平均值为 7.69, 4.21% 的土壤样品 pH 值低于 7.0。SOM 含量在 7.17~42.48 $g \cdot kg^{-1}$ 之间, 平均值为 19.30 $g \cdot kg^{-1}$, 高于天津市土壤 SOM 平均含量 (18.5 $g \cdot kg^{-1}$)^[21]。

土壤中不同重金属含量差异较大, 其平均值由大到小依次为 Zn (113.64 $mg \cdot kg^{-1}$)、Cr (69.33 $mg \cdot kg^{-1}$)、Pb (46.28 $mg \cdot kg^{-1}$)、Cu (35.76 $mg \cdot kg^{-1}$)、Ni (29.49 $mg \cdot kg^{-1}$)、As (13.36 $mg \cdot kg^{-1}$)、Cd (0.23 $mg \cdot kg^{-1}$)。与武清区土壤背景值比较发现, 土壤中重金属平均含量均超过该地区背景值, 虽然土壤中重金属 Cd 平均含量较低, 但是已经超出了该地区土壤背景值, 并且土壤中 Cd 含量最大

值是背景值的 31.44 倍。变异系数可以说明该地区土壤重金属空间分布的均匀程度^[15], Cd、Zn、Cu 和

Pb 的变异系数分别为 136.15%、69.35%、66.55% 和 63.25%, 表明采样点之间的变异程度很高^[15,22]。

表 1 土壤特性及重金属含量描述统计

Table 1 Statistical results of soil properties and heavy metal contents

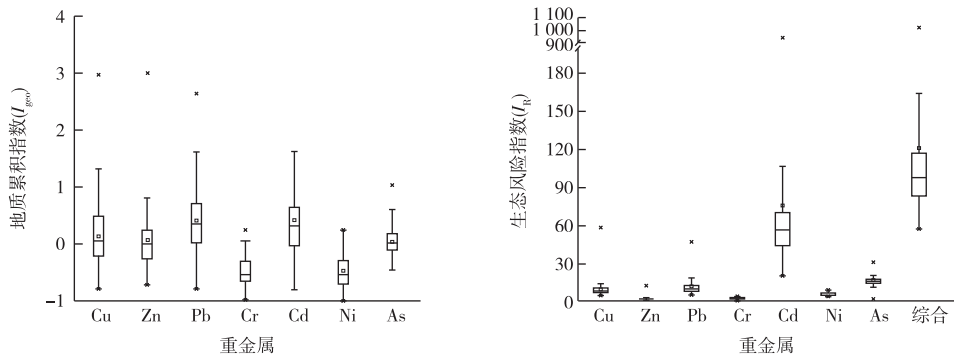
指标	pH 值	w(有机质)/ (g · kg ⁻¹)	w/(mg · kg ⁻¹)						
			Cd	Pb	As	Cr	Cu	Ni	Zn
最大值	8.89	42.48	2.83	191.87	25.73	113.30	233.30	47.19	801.93
最小值	6.63	7.17	0.06	17.91	1.08	48.21	17.26	19.89	61.03
平均值	7.69	19.30	0.23	46.28	13.36	69.33	35.76	29.49	113.64
标准差	0.39	6.27	0.31	29.27	3.26	12.82	23.80	6.82	78.81
武清区背景值			0.09	20.60	8.39	63.69	19.88	26.69	66.87
偏度	-0.04	0.85	7.03	3.05	0.79	0.89	6.44	1.10	7.43
峰度	0.46	1.98	56.15	11.05	3.93	0.50	51.45	0.33	63.49
变异系数	5.01%	32.48%	136.15%	63.25%	24.39%	18.50%	66.55%	23.14%	69.35%

n=92。

为了定量评估该地区污染状况, 分别计算地质累积指数 I_{geo} 和污染负荷指数 I_{PL} , 据此划分污染等级, 结果如图 2 所示。地质累积指数平均值大小依次为 Pb > Cd > Cu > As > Zn > Ni > Cr, 表明 Pb、Cd、Cu 和 As 在土壤中的累积明显, 有 13.68%、12.63%、3.15% 和 1.05% 的土壤样品 Pb、Cd、Cu 和 As 处于中度污染到极强污染之间。此外, 污染负荷指数表明, 有 85.26% 和 14.74% 的土壤样品处于中度污染和高度污染水平。

土壤中重金属的潜在生态风险指数范围为

0.91~942.67, 表明土壤中累积的重金属会对当地生态系统构成风险。其中, 有 1.05% 的土壤样品具有很强的生态风险, 而中等生态风险、强生态风险分别占 9.47% 和 2.10%。不同重金属单项污染风险指数由大到小分别为 Cd > As > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn, 这与 I_{geo} 的评价结果相似。总的来说, Cd、As、Pb 和 Cu 是土壤中的主要污染元素, 会对当地环境构成潜在风险, 其中 Cd 和 As 是总生态风险的主要贡献者。



箱体代表该组数据中间 50% 的分布区间, 上下延长线端点为非异常范围内的最大和最小值, 异常值范围为箱体的 1.5 倍。□ 表示均值; * 表示异常值。

图 2 不同重金属的地质累积指数和潜在生态风险指数

Fig. 2 Geo-accumulation index and ecological risk index of heavy metals

2.2 重金属在土壤中的生物可利用程度

在评估重金属污染状况时, 除重金属总量以外, 重金属形态也是关键因素, 植物中的重金属累积程度通常与土壤中有效态重金属含量呈正相关关系^[15]。选取 34 个蔬菜样品和对应的土壤样品分析土壤和蔬菜中重金属的存在形态, 土壤中 DTPA 有效态重金属含量如图 3 所示。土壤中有效态 Pb、

Cd、Cu、As、Zn、Ni 和 Cr 的平均含量分别为 2.46、0.12、6.20、0.19、9.50、0.71 和 0.38 mg · kg⁻¹。土壤中有有效态 Pb、Cd、Cu、As、Zn、Ni 和 Cr 含量分别占该重金属元素总量的 6.68%、74.46%、18.22%、2.34%、8.51%、2.61% 和 0.57%。其中, Cd、Cu 和 Zn 有效态比例较高, 说明此类重金属的迁移率较高^[23]。此外, 土壤中 Cu、Zn 和 Pb 重金属总量与其

有效态重金属含量呈正相关,但有效态 As 含量和总 As 含量之间未检测到显著相关性,这可能与 DTPA 对除阴离子以外的金属阳离子有较高亲和力有关^[24]。同样有研究表明,土壤中 Cu、Zn 和 Pb 的 DTPA 有效态含量与总量之间有显著相关性^[25]。

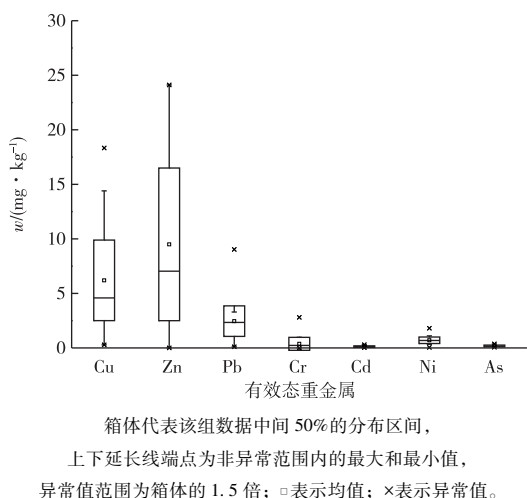


图3 土壤中有效态(DTPA)重金属含量

Fig. 3 The available metal contents in soils

2.3 蔬菜中重金属的累积

采集的蔬菜样品中重金属含量如表 2 所示。Cd、Pb、As、Cr、Cu、Ni 和 Zn 的平均含量分别为 0.38、0.46、0.60、0.53、11.65、2.58 和 48.97 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。蔬菜中 Cd、Pb、As 和 Cr 含量略高于各自的最大允许含量(GB 2762—2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量》)。

表2 蔬菜重金属含量的描述统计

Table 2 Statistical results of vegetable heavy metal contents

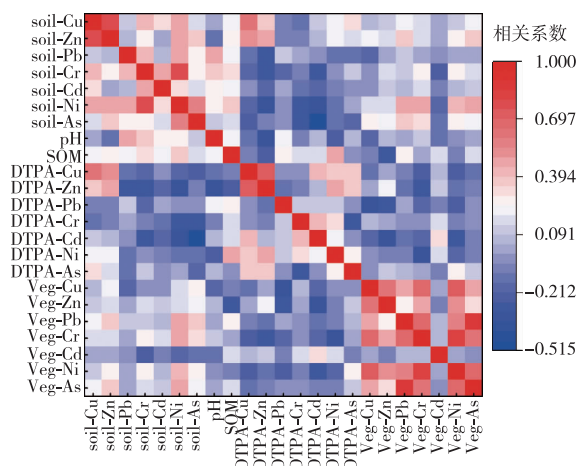
指标	$w/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$						
	Cd	Pb	As	Cr	Cu	Ni	Zn
最大值	2.83	2.69	3.93	0.86	22.00	13.10	128.69
最小值	0.04	0.11	0.10	0.43	5.70	0.35	23.45
平均值	0.37	0.45	0.60	0.53	11.62	2.59	49.45
标准差	0.49	0.46	0.66	0.09	3.97	2.70	22.70
标准限值	0.20	0.30	0.50	0.50			
超标样品数	18	19	14	20			
超标率	52.94%	55.88%	41.18%	58.82%			

$n = 34$ 。

其中,蔬菜样品中 Cd、Pb、As 和 Cr 的超标率分别为 52.94%、55.88%、41.18% 和 58.82%。总体而言,Cd 和 Pb 是该地区蔬菜中占主导地位的重金属污染元素,此结果与前人的研究结果相似,但不完全相同。师荣光等^[26]研究指出,天津市郊蔬菜以

Cd 污染最严重,其次为 As 和 Pb。蔬菜样品中富含 Cd,可以解释为叶菜类蔬菜的生长受到重金属 Cd、Pb 和 Cr 的显著影响,随着土壤内重金属含量的升高,叶菜中可食用部位的重金属含量也成比例提高。

由图 4 可见,蔬菜中重金属累积量与土壤中相应重金属总量之间无显著相关性,此结果与前人的研究结果一致^[27-28]。蔬菜和土壤中的重金属含量相关性较弱或者没有直接的线性关系,可能与重金属在土壤中的赋存形态、蔬菜中重金属的生物有效性有关,这也解释了土壤中 Cd 含量较低但蔬菜中污染程度反而较高的现象^[29]。因此,土壤重金属污染评估还应考虑重金属的有效性,而不是仅仅依靠土壤中的重金属总量来判断^[15]。



DTPA—有效态重金属; soil—土壤中重金属总量; Veg—蔬菜中重金属含量。

图4 土壤中重金属总量、有效态含量和蔬菜样品中重金属累积量的 Pearson 相关性矩阵

Fig. 4 Pearson correlation matrix of heavy metals in soils, soil DTPA metal contents, and the metal accumulation in vegetable samples

土壤 SOM 含量与蔬菜 Pb、Cr 和 Cd 含量呈正相关,而与蔬菜 Cu 和 Zn 含量呈负相关。土壤中 SOM 含量越高,蔬菜中 Pb、Cr 和 Cd 含量越高,这可能是由于有效态重金属增加导致蔬菜中 Pb、Cr 和 Cd 累积量增加,即土壤 SOM 含量增加,使得土壤中重金属 Pb、Cr 和 Cd 的有效态含量增加,土壤中重金属 Pb、Cr 和 Cd 更容易被蔬菜根系吸收^[30]。而高 SOM 导致蔬菜中 Cu 和 Zn 减少,这可能是由于土壤中 Cu 和 Zn 的有效态含量减少所致。有学者指出,并非所有的 Cu 和 Zn 都能被作物吸收,而有机肥中残留的稳定碳化合物(如腐殖质)通过吸附或者络合作用,进一步导致重金属利用率降低^[19]。

蔬菜中重金属的生物富集系数有助于评价蔬

菜对重金属的吸收能力,富集系数越小说明蔬菜抵抗重金属污染的能力越强^[31],蔬菜中重金属的富集系数如图 5 所示。与土壤中有效态重金属含量的高低顺序有所不同,生物富集系数的高低顺序为 Cd>Zn>Cu>Ni>As>Pb>Cr,尽管 Cd 在土壤中的有效态含量不是最高的,但是蔬菜对 Cd 有较强的富集能力,这与前人的研究一致^[29]。

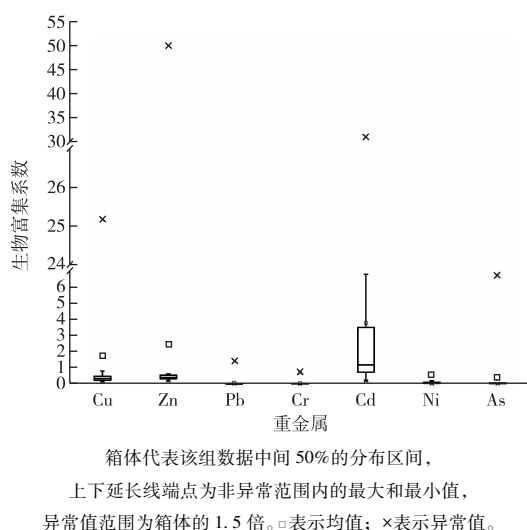


图 5 不同重金属的生物富集系数 (BCF)

Fig. 5 Bioconcentration factors (BCF) of different metals

2.4 土壤重金属的空间分异特征

重金属的空间变化可用于确定热点区域,并识别土壤重金属的潜在来源。普通克里格插值平均误差 (ME) 接近于 0,均方根标准误差 (RMSSE) 值在 0.980~1.003 之间,证明预测结果准确。

由重金属的空间分布 (图 6) 可以看出,Cd 的空间分布相对集中,高值区位于该地区的西南位置,呈现点源污染。通过 Google Earth 查询可知,Cd 高值区内共有 10 家重金属排污企业,主要企业类型为电镀、电子和化工类,密集的工业活动是 Cd 的重要来源之一^[32]。Pb 高值区靠近交通发达的主干道,而汽车尾气中通常含有大量的 Pb^[33-34]。

Cr、Ni 和 As 含量的变化趋势高度一致,在该地区的河流中下游,Cr、Ni 和 As 的高值区与黏化潮土分布区基本一致,说明土壤类型是其主要影响因素,因此推断出 Cr、As 和 Ni 的可能来源为成土母质。

Cu 污染较为集中,高值区位于该地区的东北部。该地区设施农业发展迅速,是蔬菜种植的主要区域,常年的施肥和灌溉导致 Cu 富集,形成面源污染。已有研究表明,Cu 通常是有机肥的标志^[35-36]。

采集研究区内有机肥样本,测定其重金属含量 (表 2),发现有机肥中富集了大量的 Cu,推断导致 Cu 富集的主要原因是有机肥施用。

Zn 的高值区主要分布在该地区的西南和西北部,与 Pb 的空间分布特征类似,并且高值点靠近交通密集的主干道以及河流附近。汽车配件 (如刹车片、油箱、顶垫) 以及汽车零件的机械磨损都会将 Zn 排放到环境中^[15]。因此,推断交通排放可能是造成 Zn 富集的主要原因。

2.5 土壤重金属的来源解析

采用 PMF 模型进行土壤重金属污染来源解析,根据最小和最稳定的 Q 值确定最合适的因子数量,获得 6 个因子。同时,大多数土壤样品的残差值在 -3.0~3.0 之间, $R^2 > 0.94$,表明重金属之间的相关性很强。

由图 7 可见,第 1 个因素 (F1) 占总贡献的 27.8%,其中 Cd 的贡献率为 62.4%。农业土壤中 Cd 污染的来源可能是工业或者市政产生的污水、污泥、肥料和大气沉降等人为污染。为证实 Cd 污染是否与有机肥和工业污水有关,分析了研究区灌溉水以及有机肥中重金属含量 (表 2),发现灌溉水中 Cd 含量均未超过 GB 5084—2005 中灌溉水允许的最大含量,有机肥中 Cd 含量在 0.04~0.59 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间,未超过 NY 525—2012 标准限值。Cd 在空间分异特征上呈现点源而非面源污染,因此推断 Cd 的可能污染源为工业排放。因此,将因子 1 归因于工业来源。

第 2 个因素 (F2) 占总贡献的 14.5%,以 As (31.9%) 和 Pb (24.2%) 为主要特征,该因素可能归因于农药 (即农药/杀虫剂) 的使用。As 被用于制作杀虫剂、除草剂等农药,磷肥中也含有 As^[37-39]。Pb 则主要用于制造农用地膜中的热稳定剂。目前,含 As 和 Pb 的农药虽然已被大部分国家禁用,但由于重金属的难降解性,土壤中仍累积有大量 As 和 Pb。因此,因子 2 可能为农药化肥以及地膜的混合来源。

第 3 个因素 (F3) 主要由 Ni (33.2%)、Cu (27.4%)、Cr (19.7%) 和 As (20.5%) 组成,占总贡献的 17.1%。Ni、Cr 和 Cu 通常被认为表征自然来源,这已被许多学者证实^[40]。根据 I_{geo} 和 PLI 划分污染等级,仅有少量的 Cu 和 As 对环境造成危害,这也是由于长期大量使用农药和牲畜粪便污染,导致该地区土壤中 Cu 和 As 的富集,这一结论也与因子 1 和因子 4 吻合。因此,第 3 个因子确定为自然来源。

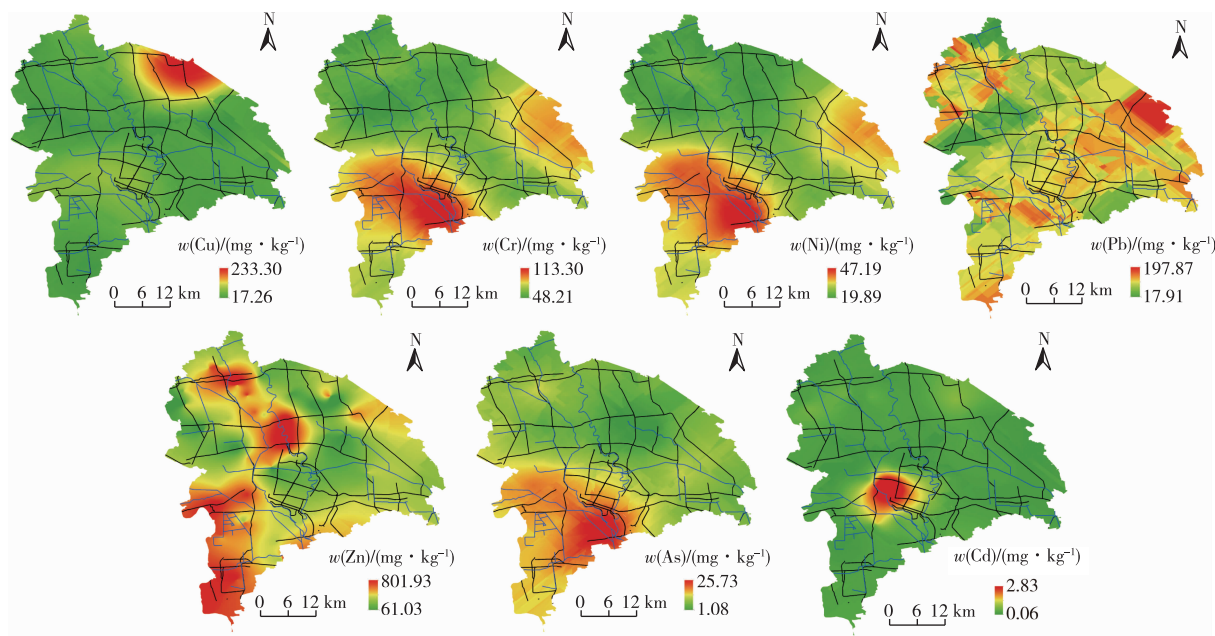


图6 土壤重金属的空间分异特征

Fig. 6 Spatial differentiation characteristics of heavy metals in the study area

表2 有机肥和灌溉水中重金属含量

Table 2 Heavy metal content in organic fertilizer and irrigation water

重金属	有机肥中含量/(mg · kg ⁻¹)			灌溉水中浓度/(mg · L ⁻¹)		
	平均值	标准差	标准限值 ¹⁾	平均值	标准差	标准限值 ²⁾
Cd	0.19	0.11	3	0.30	0.01	10
Pb	5.81	4.53	50	0.27	0.06	200
As	24.77	18.76	15	9.57	7.74	50
Cr	32.48	6.79	150	1.03	0.71	100
Cu	132.69	167.70		4.83	6.25	1 000
Ni	10.58	4.32		3.17	1.11	
Zn	425.84	320.11		6.46	2.66	2 000

1) NY 525—2012《有机肥料》；2) GB 5084—2005《农业灌溉水质标准》。

第4个因子(F4)主要的贡献元素为Zn(35.9%)和Cu(35.1%),占总贡献的16.4%。Zn和Cu是牲畜日常饲料添加剂的固有成分,通常可作为牲畜粪便的标志物^[35-36]。由表3可知,有机肥中含有大量的Zn和Cu,这也证实因子4为有机肥来源。

第5个因子(F5)占总贡献的15.9%,与Pb(45.7%)和Cd(17.3%)有关。众所周知,汽车尾气排放是Pb进入土壤的主要途径。尽管中国从2000年开始禁止使用含Pb汽油,但数十年的含Pb汽油使用已导致道路周围土壤受到严重的Pb污染^[41]。Cd也存在于汽车的轮胎和燃料中,含Cd粉尘可通过燃料燃烧和轮胎磨损进入土壤。随着距道路距离的增加,Pb、Cd浓度呈现下降趋势^[41],结合空间

分布特征,这2种重金属高值区域位于该地区的主干道附近,例如高速公路、国道和省道。综上所述,因子5可以定义为交通排放。

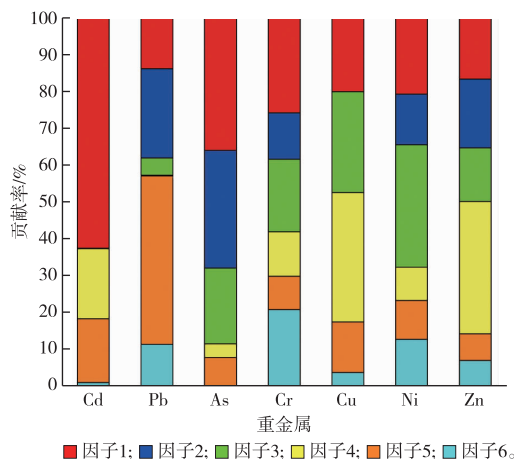


图7 PMF模型中不同因子对重金属累积的贡献率

Fig. 7 Factor profiles from PMF model and contribution of different factors on heavy metal accumulation

第6个因子(F6)占比最小,仅占总贡献的8.2%,主要由Cr(21.0%)、Ni(12.9%)和Pb(11.5%)构成。通过土壤重金属的空间分布(图7)可以看出,Cr和Ni具有相似的空间分布特征,并且高值区位于河流中下游,主要集中在北运河和北京排污河的下流,而在北运河中游地区有较多的工厂分布,这些地区主要是由于工厂污水排放至北运河

后,农田灌溉导致重金属污染富集。因此,推断因子6为污水灌溉。

3 结论

(1) Cd 和 As 是土壤的主要污染物,并且 Cd 在土壤中的有效性最高,其在蔬菜中的平均含量略高于允许阈值 $0.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (GB 2762—2017)。蔬菜的富集指数显示,Cd 和 Pb 是蔬菜中占主导地位的重金属污染元素,蔬菜对 Cd 有较强的富集能力。

(2) 土壤重金属的空间分布特征显示,污染是不均匀的,各金属元素在部分地区出现高值区,表明人类活动对农田土壤环境产生负面影响。Cd 的空间分布相对集中,呈现点源污染;Zn 与 Pb 有类似的空间分异特征,并且高值点靠近交通密集的主干道以及河流附近;Cr、Ni 和 As 的变化趋势高度一致,并且与土壤类型吻合;Cu 污染较为集中,高值区集中在研究区东北部。

(3) 根据正定矩阵因子分析模型(PMF)的结果确定了各重金属潜在的污染源:工业活动(Cd)、农药化肥以及地膜影响(As 和 Pb)、自然来源(Ni、Cu、Cr 和 As)、有机肥(Zn 和 Cu)、交通排放(Pb 和 Cd)、污水灌溉(Cr、Ni 和 Pb)。

参考文献:

- [1] 李娇,陈海洋,滕彦国,等.拉林河流域土壤重金属污染特征及来源解析[J].农业工程学报,2016,32(19):226-233.[LI Jiao, CHEN Hai-yang, TENG Yan-guo, *et al.* Contamination Characteristics and Source Apportionment of Soil Heavy Metals in Lalin River Basin[J].Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering,2016,32(19):226-233.]
- [2] CHEN H, TENG Y, LU S, *et al.* Contamination Features and Health Risk of Soil Heavy Metals in China[J].Science of the Total Environment,2015,512/513:143-153.
- [3] YE S, ZENG G, WU H, *et al.* Biological Technologies for the Remediation of Co-Contaminated Soil[J].Critical Reviews in Biotechnology,2017,37(8):1062-1076.
- [4] HU Y, CHENG H. Application of Stochastic Models in Identification and Apportionment of Heavy Metal Pollution Sources in the Surface Soils of a Large-Scale Region[J].Environmental Science & Technology,2013,47(8):3752-3760.
- [5] CHENG W, LEI S G, BIAN Z F, *et al.* Geographic Distribution of Heavy Metals and Identification of Their Sources in Soils near Large, Open-Pit Coal Mines Using Positive Matrix Factorization [J].Journal of Hazardous Materials,2020,387:121666.
- [6] LUO X S, XUE Y, WANG Y L, *et al.* Source Identification and Apportionment of Heavy Metals in Urban Soil Profiles[J].Chemosphere,2015,127:152-157.
- [7] LIANG J, FENG C T, ZENG G M, *et al.* Spatial Distribution and Source Identification of Heavy Metals in Surface Soils in a Typical Coal Mine City, Lianyuan, China [J]. Environmental Pollution, 2017,225:681-690.
- [8] HOU D Y, O'CONNOR D, NATHANAIL P, *et al.* Integrated GIS and Multivariate Statistical Analysis for Regional Scale Assessment of Heavy Metal Soil Contamination: A Critical Review[J].Environmental Pollution,2017,231:1188-1200.
- [9] LÜ J, LIU Y. An Integrated Approach to Identify Quantitative Sources and Hazardous Areas of Heavy Metals in Soils[J].Science of the Total Environment,2019,646:19-28.
- [10] BINDA G, POZZI A, LIVIO F. An Integrated Interdisciplinary Approach to Evaluate Potentially Toxic Element Sources in a Mountainous Watershed [J].Environmental Geochemistry and Health, 2020,42(5):1255-1272.
- [11] WANG Y M, ZHANG L X, WANG J N, *et al.* Identifying Quantitative Sources and Spatial Distributions of Potentially Toxic Elements in Soils by Using Three Receptor Models and Sequential Indicator Simulation[J].Chemosphere,2020,242:125266.
- [12] GUAN Q Y, ZHAO R, PAN N H, *et al.* Source Apportionment of Heavy Metals in Farmland Soil of Wuwei, China: Comparison of Three Receptor Models [J].Journal of Cleaner Production,2019,237:117792.
- [13] CAI L M, JIANG H H, LUO J. Metals in Soils from a Typical Rapidly Developing County, Southern China: Levels, Distribution, and Source Apportionment [J]. Environmental Science and Pollution Research,2019,26(19):19282-19293.
- [14] 蒋德勤,天津市土壤普查办公室.天津土种志[M].天津:天津科学技术出版社,1990:68.
- [15] ZHANG P Y, QIN C Z, HONG X, *et al.* Risk Assessment and Source Analysis of Soil Heavy Metal Pollution from Lower Reaches of Yellow River Irrigation in China[J].Science of the Total Environment,2018,633:1136-1147.
- [16] ANGULO E. The Tomlinson Pollution Load Index Applied to Heavy Metal, "Mussel-Watch" Data: A Useful Index to Assess Coastal Pollution [J]. Science of the Total Environment, 1996, 187(1): 19-56.
- [17] 范华义,张文具.天津市土壤元素背景值的地域差异及成因分析[J].城市环境与城市生态,2002,15(1):13-14.[FAN Hua-yi, ZHANG Wen-ju. The Area Differentiation of the Soil Elements in Tianjin and Its Cause of Formation [J]. Urban Environment & Urban Ecology,2002,15(1):13-14.]
- [18] HAKANSON L. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control. a Sedimentological Approach [J]. Water Research, 1980, 14(8):975-1001.
- [19] XIAO R, WANG S, LI R H, *et al.* Soil Heavy Metal Contamination and Health Risks Associated with Artisanal Gold Mining in Tongguan, Shaanxi, China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2017,141:17-24.
- [20] PAATERO P. Least Squares Formulation of Robust Non-Negative Factor Analysis [J]. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 1997, 37(1): 23-35.
- [21] 张余良,孙长载,李明悦.天津市农业耕地土壤养分演变状况的调查[J].河南农业科学,2006,35(8):94-98.[ZHANG Yu-liang, SUN Chang-zai, LI Ming-yue. Evolution Status of Agro-

- Plowland Soil Nutrients in Tianjin [J]. Journal of Henan Agricultural Sciences, 2006, 35(8): 94-98.]
- [22] WU J, LU J, LI L M, *et al.* Pollution, Ecological-Health Risks, and Sources of Heavy Metals in Soil of the Northeastern Qinghai-Tibet Plateau [J]. Chemosphere, 2018, 201: 234-242.
- [23] WANG Q Y, SUN J Y, XU X J, *et al.* Integration of Chemical and Toxicological Tools to Assess the Bioavailability of Copper Derived from Different Copper-Based Fungicides in Soil [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018, 161: 662-668.
- [24] XIAO R, GUO D, ALI A, *et al.* Accumulation, Ecological-Health Risks Assessment, and Source Apportionment of Heavy Metals in Paddy Soils: A Case Study in Hanzhong, Shaanxi, China [J]. Environmental Pollution, 2019, 248: 349-357.
- [25] HANG X S, WANG H Y, ZHOU J M, *et al.* Risk Assessment of Potentially Toxic Element Pollution in Soils and Rice (*Oryza sativa*) in a Typical Area of the Yangtze River Delta [J]. Environmental Pollution, 2009, 157(8/9): 2542-2549.
- [26] 师荣光, 赵玉杰, 高怀友, 等. 天津市郊蔬菜重金属污染评价与特征分析 [J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(增刊1): 169-173. [SHI Rong-guang, ZHAO Yu-jie, GAO Huai-you, *et al.* Metals Influencing the Level of Heavy Metal Contamination of Vegetables in Tianjin City as Derived by Principal Components Analysis [J]. Journal of Agro-Environmental Science, 2005, 24 (Suppl. 1): 169-173.]
- [27] LIU X M, SONG Q J, TANG Y, *et al.* Human Health Risk Assessment of Heavy Metals in Soil-Vegetable System: A Multi-Medium Analysis [J]. Science of the Total Environment, 2013, 463/464: 530-540.
- [28] 陈凤, 董泽琴, 王程程, 等. 锌冶炼区耕地土壤和农作物重金属污染状况及风险评价 [J]. 环境科学, 2017, 38(10): 4360-4369. [CHEN F, DONG Z Q, WANG C C, *et al.* Heavy Metal Contamination of Soils and Crops Near a Zinc Smelter [J]. Environmental Science, 2017, 38(10): 4360-4369.]
- [29] 赵慧, 何博, 孟晶, 等. 典型城市化地区蔬菜重金属的累积特征与健康风险研究 [J]. 中国生态农业学报, 2019, 27(12): 1892-1902. [ZHAO Hui, HE Bo, MENG Jing, *et al.* Accumulation Characteristics and Health Risks of Heavy Metals in Vegetables in Typical Urbanized Areas [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2019, 27(12): 1892-1902.]
- [30] ZHOU D M, HAO X Z, WANG Y J, *et al.* Copper and Zn Uptake by Radish and Pakchoi as Affected by Application of Livestock and Poultry Manures [J]. Chemosphere, 2005, 59(2): 167-175.
- [31] ZHOU H, YANG W T, ZHOU X, *et al.* Accumulation of Heavy Metals in Vegetable Species Planted in Contaminated Soils and the Health Risk Assessment [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2016, 13(3): 289.
- [32] YAYLAL-ABANUZ G. Heavy Metal Contamination of Surface Soil around Gebze Industrial Area, Turkey [J]. Microchemical Journal, 2011, 99(1): 82-92.
- [33] CHEN X, XIA X H, ZHAO Y, *et al.* Heavy Metal Concentrations in Roadside Soils and Correlation with Urban Traffic in Beijing, China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 181(1/2/3): 640-646.
- [34] VIARD B, PIHAN F, PROMEYRAT S, *et al.* Integrated Assessment of Heavy Metal (Pb, Zn, Cd) Highway Pollution: Bioaccumulation in Soil, Graminaceae and Land Snails [J]. Chemosphere, 2004, 55(10): 1349-1359.
- [35] BELON E, BOISSON M, DEPORTES I Z, *et al.* An Inventory of Trace Elements Inputs to French Agricultural Soils [J]. The Science of the Total Environment, 2012, 439: 87-95.
- [36] ZHANG F, LI Y, YANG M, *et al.* Content of Heavy Metals in Animal Feeds and Manures from Farms of Different Scales in Northeast China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2012, 9(8): 2658-2668.
- [37] YOKEL J, DELISTRATY D A. Arsenic, Lead, and other Trace Elements in Soils Contaminated with Pesticide Residues at the Hanford Site (USA) [J]. Environmental Toxicology, 2003, 18(2): 104-114.
- [38] QI Y, DONAHOE R J. The Environmental Fate of Arsenic in Surface Soil Contaminated by Historical Herbicide Application [J]. Science of the Total Environment, 2008, 405(1/2/3): 246-254.
- [39] NZIGUHEBA G, SMOLDERS E. Inputs of Trace Elements in Agricultural Soils via Phosphate Fertilizers in European Countries [J]. Science of the Total Environment, 2008, 390(1): 53-57.
- [40] ESMAEILI A, MOORE F, KESHAVARZI B, *et al.* A Geochemical Survey of Heavy Metals in Agricultural and Background Soils of the Isfahan Industrial Zone, Iran [J]. CATENA, 2014, 121: 88-98.
- [41] CHEN T, CHANG Q R, LIU J, *et al.* Identification of Soil Heavy Metal Sources and Improvement in Spatial Mapping Based on Soil Spectral Information: A Case Study in Northwest China [J]. Science of the Total Environment, 2016, 565: 155-164.

作者简介: 苏辉跃(1992—), 男, 福建泉州人, 博士生, 主要从事土地资源与环境保护研究。E-mail: huiyuesu@stu.scnu.edu.cn

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0517

沙莎,张光富,邵丽鸳.江苏石松类和蕨类植物多样性及生物地理学特征分析[J].生态与农村环境学报,2022,38(2):194-200.

SHA Sha,ZHANG Guang-fu,SHAO Li-yuan.Diversity and Biogeographical Analysis of Lycophytes and Ferns in Jiangsu Province, China[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2022,38(2):194-200.

江苏石松类和蕨类植物多样性及生物地理学特征分析

沙莎,张光富^①,邵丽鸳(南京师范大学生命科学学院/江苏省生物多样性与生物技术重点实验室,江苏南京210023)

摘要:通过野外调查和资料收集,根据 PPG I(Pteridophyte Phylogeny Group I)分类系统建立江苏石松类和蕨类植物名录,江苏石松类和蕨类植物共有 30 科 66 属 184 种(包括亚种、变种、变型),其中野生植物 27 科 61 属 176 种,栽培植物 6 科 7 属 8 种。该区的蕨类植物优势科为鳞毛蕨科(Dryopteridaceae)(41 种)、凤尾蕨科(Pteridaceae)(17 种)、金星蕨科(Thelypteridaceae)(17 种)和蹄盖蕨科(Athyriaceae)(16 种);优势属为鳞毛蕨属(*Dryopteris*)(26 种)、铁角蕨属(*Asplenium*)(15 种)、卷柏属(*Selaginella*)(8 种)和耳蕨属(*Polystichum*)(8 种)。科和属的地理成分分别有 6 和 10 种类型,均以泛热带分布为主;种的地理分布有 11 种类型,以东亚分布和中国特有分布为主。该区的蕨类植物生态类型有 5 类,以土生为主。与邻近省份(浙江、安徽和山东)科、属、种的相似性系数分析结果表明,该区石松类和蕨类植物区系与安徽的区系关系最近,其余依次为浙江和山东。江苏石松类和蕨类植物较为丰富,优势科属明显,区系地理成分复杂,区系属于温带性质。建议加强对该区分布的濒危石松类和蕨类植物的保护。

关键词:蕨类植物多样性;生物地理;江苏

中图分类号: Q948 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0194-07

Diversity and Biogeographical Analysis of Lycophytes and Ferns in Jiangsu Province, China. SHA Sha, ZHANG Guang-fu^①, SHAO Li-yuan (School of Life Sciences, Nanjing Normal University/ Jiangsu Key Laboratory for Biodiversity and Biotechnology, Nanjing 210023, China)

Abstract: Field survey and literature searching were conducted to develop a species list of lycophytes and ferns in Jiangsu Province, China. A total of 184 species (including subspecies, varieties, forms) belonging to 66 genera and 30 families were found, of which 176 species of 61 genera from 27 families were wild plants and 8 species of 7 genera from 6 families were cultivated. The dominant families were Dryopteridaceae (41 species), Pteridaceae (17), Thelypteridaceae (17), Athyriaceae (16); dominant genera were *Dryopteris* (26), *Asplenium* (15), *Selaginella* (8), *Polystichum* (8). The geographical components of families and genera included 6 and 10 categories, respectively, and both were dominated by pantropical elements. Moreover, the geographical components of species included 11 categories, in which East Asian and endemic to China predominated. In addition, the total number of species can be grouped into 5 distribution types, in which the terrestrial ecological group was the most dominant. According to floristic similarities at the level of family, genus, and species, Jiangsu flora was most closely allied to that of Anhui Province, but was less closely allied with that of Zhejiang Province, and distinct from that of Shandong Province. In summary, Jiangsu is relatively rich in lycophytes and ferns, with distinct dominant families and genera, complex floristic elements, and temperate floristic nature in the flora. It is suggested to promote conservation of the endangered lycophytes and ferns in Jiangsu Province.

Key words: diversity of pteridophytes; biogeography; Jiangsu Province

历史上蕨类植物(Pteridophyta)曾被认为是一个自然类群,它与藻类植物、菌物、地衣、苔藓植物和种子植物共同构成现代植物界的六大门类^[1]。据统计,中国现有蕨类植物 63 科 221 属 2 542 种^[2]。近年来随着分子生物学的快速发展,同时结合分支分类分析,人们发现这一类群并非自然类

群,它包括了石松类(lycophytes)和蕨类植物(ferns)。两者均以孢子进行繁殖,其孢子体和配子

收稿日期:2021-08-25

基金项目:江苏珍稀濒危植物调查与监测(211100B52003)

① 通信作者 E-mail: zhangguangfu@njnu.edu.cn

体均可独立生活。我国石松类和蕨类植物有 40 科 178 属 2 147 种^[3]。由于石松类和蕨类植物是目前地球上仅次于被子植物的第二大维管植物类群,并且由于其分类群在种级水平上相对稳定(全球约 12 000 种),具有较强的可比性,因此最近 30 a 来石松类和蕨类植物已经成为不同空间尺度下植物多样性研究的焦点^[4-5]。然而国内相关研究较少,大多集中于新种和新记录的发现和报道,目前鲜见省级水平上石松类和蕨类植物的多样性或区系分析。

江苏省地处我国大陆东部沿海地区中部,长江、淮河下游。它东濒黄海,北接山东,西连安徽,东南与上海、浙江接壤,是长江三角洲地区的重要组成部分。江苏没有高山,但是境内平原、山地、丘陵兼具,同时地跨长江、淮河两大水系,地貌类型多样,水热条件良好,适合不同植物的生长。而且江苏高校和科研院所较多,江苏维管植物的种类识别和分类编目研究较为充分,这有利于开展该区域石松类和蕨类植物的多样性分析。

但是,目前关于江苏石松类和蕨类植物的种数说法不一:《江苏植物志》(上册)记载 32 科 64 属 129 种 5 变种(采用秦仁昌 1978 年分类系统)^[6];《江苏植物志》(第 5 卷)记载 30 科 67 属 164 种 1 亚种 7 变种(采用张宪春 2012 年分类系统)^[7];王金虎等^[8]认为江苏有石松类和蕨类植物 35 科 67 属 140 种(含亚种和变种),并分析了它们的区系组成、属的地理成分以及区系联系;而随着野外调查的不断深入,近年来江苏蕨类植物陆续有新分布种的报道^[9-10]。由于所采用分类系统、调查程度和资料搜集情况的不同,结果也存在差异,江苏石松类和蕨类植物的多样性亟待研究。

因此,笔者根据近年来开展的江苏野生植物资源调查,并整理相关文献和资料,旨在解决以下 3 个问题:(1)根据 PPG I 分类系统,建立江苏石松类和蕨类植物名录,分析其物种多样性;(2)分析该区石松类和蕨类植物的区系地理、优势科属、生态类型,初步揭示其蕨类植物区系性质和生态特点;(3)通过与邻近省份(浙江、安徽和山东)的石松类和蕨类植物比较,探讨蕨类植物的区系地理亲缘关系。

1 江苏自然地理概况

江苏地跨北纬 30°45'~35°20',东经 116°18'~121°57'。江苏跨江滨海,湖泊众多,地势平坦,地貌由平原、水域、低山丘陵构成,其中以平原为主。江苏内陆面积为 10.72 万 km²,占中国陆地总面积的 1.12%。境内最高峰为连云港云台山主峰玉女峰,

海拔 625 m。长江横贯东西 425 km,京杭大运河纵贯南北 718 km,海岸线长达 954 km。江苏具有明显的季风气候特征,处于亚热带向暖温带的过渡地带,这里气候温和、雨量适中、四季分明。该区以淮河、苏北灌溉总渠一线为界,以北属暖温带湿润、半湿润季风气候区,以南属亚热带湿润季风气候区。江苏境内多样的地貌类型和较为优越的气候条件为植物生长与繁衍创造了有利条件^[11]。

2 材料与方法

2.1 数据来源

根据近年来开展的“江苏第二次重点保护野生植物资源调查”“江苏省珍稀林木种质资源调查及评估”“江苏林木种质资源清查”等省级植物调查项目,以及牛首山风景区、老山国家森林公园、句容宝华山国家森林公园、宜兴国家森林公园、江苏天目湖国家森林公园、云台山自然保护区等地的植物多样性调查和植被生态考察等地方性课题,并参照《江苏植物志》(第 1 卷)、植物智(<http://www.iplant.cn/>)、中国数字植物标本馆(<https://www.cvh.ac.cn/index.php>)、中国生物物种名录 2021 版(<http://www.sp2000.org.cn/>)以及相关文献资料,整理和编制江苏石松类和蕨类植物名录,并区分栽培和野生植物。该名录采用 PPG I (Pteridophyte Phylogeny Group I) 蕨类植物分类系统^[12]。

与江苏邻近的省份比较分析区系联系,主要包括安徽、浙江和山东(由于上海野生蕨类植物偏少,因此未进行比较)。这 3 个省份的石松类和蕨类植物数据均来自植物科学数据中心,在该网站下载中国植物物种名录(2021 版)(<https://www.plantplus.cn/doi/10.12282/plantdata.0021>)。该名录共收录 115 788 条名称数据,其中包含 45 063 个接受名称和 70 725 个异名,分属于 483 科 4 253 属 37 689 种和 7 374 种下等级^[13]。在 45 063 个接受名称中,首先筛选并整理出该名录所包含的中国石松类和蕨类植物,其次筛选出邻近省份分布的石松类和蕨类植物,并删除原亚种、原变种和原变型,如倒挂铁角蕨(原变型)(*Asplenium normale* f. *normale*)。此外,去除各省份的栽培植物,并剔除属于世界分布区类型的科、属、种,然后再进行区系相似性系数计算。

2.2 统计分析方法

参照吴征镒^[14]和陆树刚^[15]关于科、属、种的地理成分划分方法,将中国石松类和蕨类植物划分为 13 种分布区类型和 3 种亚型。统计每个分类群所含野生种(含种下分类单位),据此确定优势科、属。

根据江苏野生石松类和蕨类植物的生境和分布情况,将该区的蕨类生态分布类型划分为土生、石生、附生、水生和旱生5类。鉴于部分石松类和蕨类植物的属或种具有2种生态类型,以其在该区出现的主要类型进行统计。

采用Sorensen相似性系数计算江苏与邻近省份的区系相似性系数^[16],计算公式为

$$S_c = 2c / (A + B) \times 100\% \quad (1)$$

式(1)中, S_c 为相似性系数; c 为两地除世界分布区类型外的共有种(属或科)数; A 、 B 分别为两地除世界分布区类型外的总种(属或科)数。

采用SPSS 20.0及Microsoft Excel 2016软件进行数据分析,采用R 4.0.5软件中的corrplot包作图^[17]。

3 结果与分析

3.1 江苏石松类和蕨类植物的区系组成

根据调查和统计,江苏石松类和蕨类植物共计有30科66属184种,包括石松类植物3科4属12种,蕨类植物27科62属172种。其中,野生植物有27科61属176种,栽培植物有6科7属8种。可见,该区的石松类和蕨类植物以野生植物为主。

与邻近省份相比,江苏的野生石松类和蕨类植物低于浙江(35科100属441种)和安徽(26科70属244种),高于山东(18科38属104种)。江苏的物种密度为 1.64×10^{-3} 种· km^{-2} ,低于浙江(4.18×10^{-3} 种· km^{-2})和安徽(1.74×10^{-3} 种· km^{-2}),但高于山东(0.67×10^{-3} 种· km^{-2})。可见,江苏的石松

类和蕨类植物较为丰富。

3.1.1 科的组成分析

按属统计,该地区27科石松类和蕨类植物中含4属以上的科有6个,共计35属,占总科数的22.22%,占总属数的57.38%。其中,凤尾蕨科(Pteridaceae)有8属,金星蕨科(Thelypteridaceae)有7属,水龙骨科(Polypodiaceae)有7属,蹄盖蕨科(Athyriaceae)有5属,鳞毛蕨科(Dryopteridaceae)和碗蕨科(Dennstaedtiaceae)各有4属。

按种统计,单种科共有10科,共有种数10种,占总科数的37.04%,所含种数占总种数的5.68%,如海金沙科(Lygodiaceae)、水韭科(Isoetaceae)和乌毛蕨科(Blechnaceae)。少型科(2~5种)共有8科,共有种数22种,占总科数的29.63%,所含种数占总种数的12.50%,如槐叶蘋科(Salviniaceae)、石松科(Lycopodiaceae)和岩蕨科(Woodsiaceae)。中型科(含6~9种)有3个,其中碗蕨科9种,卷柏科(Selaginellaceae)8种,木贼科(Equisetaceae)6种,占总科数的11.11%,所含种数占总种数的13.07%(表1)。大科(≥ 10 种)共有6个,即鳞毛蕨科41种,凤尾蕨科17种,金星蕨科17种,蹄盖蕨科16种,铁角蕨科(Aspleniaceae)15种,水龙骨科15种,占总科数的22.22%,所含种数占总种数的68.75%。这表明鳞毛蕨科、凤尾蕨科、金星蕨科、蹄盖蕨科、水龙骨科和铁角蕨科是研究区的优势科,它们不仅在属数和种数上占优势,在个体数量上也具有优势,是该地区最常见的石松类和蕨类植物,在植被草本层的构成中起着重要作用。

表1 江苏石松类与蕨类植物区系科和属的分级统计

Table 1 Number and percentage of families and genera of lycophytes and ferns in Jiangsu Province

等级	科		属		种		等级	属		种	
	数量	占比/%	数量	占比/%	数量	占比/%		数量	占比/%	数量	占比/%
大科	6	22.22	32	52.46	121	68.75	大属	2	3.28	41	23.30
中等科	3	11.11	6	9.84	23	13.07	中等属	4	6.56	29	16.48
少种科	8	29.63	13	21.31	22	12.50	少种属	29	47.54	80	45.45
单种科	10	37.04	10	16.39	10	5.68	单种属	26	42.62	26	14.77
合计	27	100.00	61	100.00	176	100.00	合计	61	100.00	176	100.00

大科为 ≥ 10 种;中等科为6~9种;少种科为2~5种;单种科为1种。大属为 ≥ 10 种;中等属为6~9种;少种属为2~5种;单种属为1种。

3.1.2 属的组成分析

根据各属所含种数排序,种类最多的前5个属如下:鳞毛蕨属(*Dryopteris*)26种,铁角蕨属(*Asplenium*)15种,卷柏属(*Selaginella*)和耳蕨属(*Polystichum*)均为8种,对囊蕨属(*Deparia*)7种,这5属仅占该区蕨类植物总属数的8.20%,但其所含的种数为64种,占该区总种数的36.36%。这些属

往往是该区森林植被和草丛植被的重要组成部分,可见江苏野生石松类和蕨类植物的优势属也较为明显。

3.1.3 种的组成分析

江苏野生石松类和蕨类植物平均每科仅6.52种,略高于山东(5.78),低于浙江(12.60)和安徽(9.38)^[13],这表明江苏石松类和蕨类植物的种系分

化程度不高。

3.2 江苏石松类和蕨类植物的地理成分

3.2.1 科的地理成分

根据科的区系地理成分统计^[14-15], 江苏石松类和蕨类植物的地理分布区类型有6类。其中, 世界分布类型的科有11个, 其中优势科石松科、水韭科、

卷柏科和槐叶蕨科都是世界分布。泛热带分布的科有10个, 所占比例较大, 达62.50%。北温带分布仅3个, 即木贼科(Equisetaceae)、岩蕨科(Woodsiaceae)和紫萁科(Osmundaceae)(表2)。因此, 在科级水平上, 江苏石松类和蕨类植物区系属于热带性质, 并有向温带过渡的趋势。

表2 江苏石松类与蕨类植物分布区类型

Table 2 Areal-types of families, genera and species of lycophytes and ferns in Jiangsu Province

气候带	分布区类型	科		属		种		
		数量	占比/%	数量	占比/%	数量	占比/%	
世界	1. 世界分布	11		20		9		
热带	2. 泛热带分布	10	62.50	18	43.90	3	1.80	
	3. 旧大陆热带分布	0	0.00	5	12.20	4	2.40	
	4. 热带亚洲和热带美洲分布	1	6.25	1	2.44	3	1.80	
	5. 热带亚洲至热带大洋洲分布	0	0.00	1	2.44	4	2.40	
	6. 热带亚洲至热带非洲分布	1	6.25	5	12.20	0	0.00	
	7. 热带亚洲分布	1	6.25	2	4.88	10	5.99	
	小计		13	81.25	32	78.05	24	14.37
温带	8. 北温带分布	3	18.75	4	9.76	6	3.59	
	9. 东亚和北美洲间断分布	0	0.00	0	0.00	1	0.60	
	10. 旧大陆温带分布	0	0.00	0	0.00	0	0.00	
	11. 温带亚洲分布	0	0.00	1	2.44	3	1.80	
	12. 东亚分布	(0)	(0.00)	(4)	(9.76)	(106)	(63.47)	
	1201. 东亚广布(H-S-J)	0	0.00	4	9.76	46	27.54	
	1202. 中国-喜马拉雅(S-H)	0	0.00	0	0.00	5	2.99	
	1203. 中国-日本(S-J)	0	0.00	0	0.00	55	32.93	
	13. 中国特有分布	0	0.00	0	0.00	27	16.17	
	小计		3	18.75	9	21.95	143	85.63
	总计		27	100.00	61	100.00	176	100.00

3.2.2 属的地理成分

根据陆树刚^[15]对中国蕨类植物属的地理成分划分, 江苏61属野生石松类和蕨类植物可分为10种类型和1种亚型(表2)。其中世界分布20属, 包括卷柏属(*Selaginella*)、石松属(*Lycopodium*)、耳蕨属(*Polystichum*)、蕨属(*Pteridium*)等。热带分布(类型2~7)共32属, 占总属数的78.05%, 这其中以泛热带分布最多, 有18属, 占43.90%, 如凤尾蕨属(*Pteris*)、里白属(*Diplazium*)、碗蕨属(*Dennstaedtia*)等。其次为热带亚洲至热带非洲分布和旧大陆热带分布, 有5属。热带亚洲分布有2属, 热带亚洲至热带美洲分布、热带亚洲至热带大洋洲分布较少, 各仅有1属。温带分布(类型8~13)共有9属, 占总属数的21.95%, 包括北温带分布4属, 分别为卵果蕨属(*Phegopteris*)、岩蕨属(*Woodsia*)、阴地蕨属(*Botrychium*)、紫萁属(*Osmunda*); 温带亚洲分布1属, 为对囊蕨属(*Deparia*)。东亚分布共有4属, 均为东亚广布亚型, 分别是伏石蕨属(*Lemmaphyllum*)、棱脉蕨属(*Goniophlebium*)、轴

果蕨属(*Rhachidosorus*)和凸轴蕨属(*Metathelypteris*)。由此可见, 在属级水平上, 江苏石松类和蕨类植物区系的亚热带性质明显。

3.2.3 种的地理成分

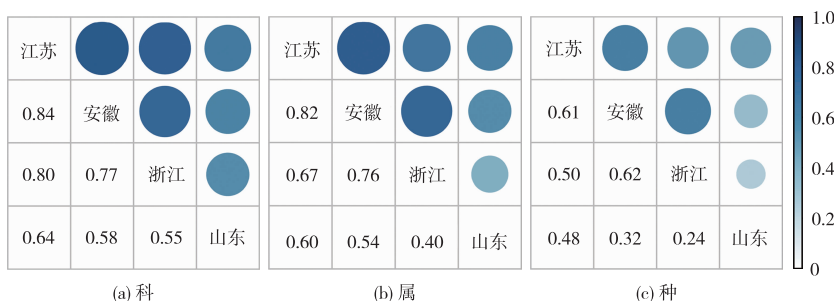
江苏176种野生石松类和蕨类植物可分为11种类型和3种亚型(表2)。其中世界分布9种, 包括蕨(*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*)、长柄石杉(*Huperzia javanica*)、节节草(*Equisetum ramosissimum*)、蕨(*Marsilea quadrifolia*)、铁角蕨(*Asplenium trichomanes*)等。热带分布(类型2~7)共24种, 占总种数的14.37%, 这其中以热带亚洲分布最多, 有10种, 占5.99%, 如石松(*Lycopodium japonicum*)、笔管草(*Equisetum ramosissimum* subsp. *debile*)、乌蕨(*Odontosoria chinensis*)等。其次为旧大陆热带分布和热带亚洲至热带大洋洲分布, 各有4种。前者如芒箕(*Dicranopteris pedata*)、团扇蕨(*Crepidomanes minutum*)等, 后者如海金沙(*Lygodium japonicum*)、倒挂铁角蕨(*Asplenium normale*)等。泛热带分布以及热带亚洲和热带美洲分布, 各有3种, 前者如松叶

蕨 (*Psilotum nudum*), 后者如姬蕨 (*Hypolepis punctata*) 等。温带分布 (类型 8~13) 共有 143 种, 占总种数的 85.63%, 这其中以东亚分布最多, 有 106 种, 占 63.47%。这一类型共有 3 个亚型, 其中中国-日本 (S-J) 亚型种数是中国-喜马拉雅 (S-H) 分布亚型的 11 倍。前者包括华东阴地蕨 (*Botrychium japonicum*)、里白 (*Diplazium glaucum*)、凤丫蕨 (*Coniogramme japonica*) 等, 后者包括江南卷柏 (*Selaginella moellendorffii*)、庐山石韦 (*Pyrosia shearerii*) 和美观复叶耳蕨 (*Arachniodes speciosa*) 等。其次为中国特有分布, 有 27 种, 占 16.17%, 如中华金星蕨 (*Parahelypteris chinensis*)、中华水龙骨科 (*Goniophlebium chinense*) 和江苏铁角蕨 (*Asplenium kiangsuense*) 等。再次为北温带分布, 有 6 种, 占 3.59%, 如问荆 (*Equisetum arvense*)、银粉背蕨 (*Aleu-*

riopteris argentea) 和沼泽蕨 (*Thelypteris palustris*) 等。其余类型较少, 合计仅 4 种。由此可见, 在种级水平上, 江苏石松类和蕨类植物区系的温带性质明显。

3.3 江苏石松类和蕨类植物的区系联系

总体上, 江苏与毗邻 3 个省份的石松类和蕨类植物区系在种级水平上的相似性系数为 (46.23 ± 15.23)%, 比属级相似性系数 [(63.12 ± 15.34)%] 和科级相似性系数 [(69.61 ± 12.25)%] 都要低 (图 1)。在科级水平上, 江苏石松类和蕨类植物区系与安徽、浙江和山东的相似性系数分别为 0.84、0.80 和 0.64; 在属级水平上, 江苏与安徽、浙江和山东的相似性系数分别为 0.82、0.67 和 0.60; 在种级水平上, 江苏与安徽、浙江和山东的相似性系数分别为 0.61、0.50 和 0.48。因此, 江苏与安徽的区系关系最近, 其次为浙江, 再次为山东。



图中数据或圆圈表示该行、列对应的 2 个省份科、属或种的相似性系数, 圆圈的大小和颜色深浅与相似性系数值成正比变化。

图 1 江苏与毗邻 3 省石松类和蕨类植物科、属、种的区系相似性

Fig. 1 The floristic similarity of families, genera and species among Jiangsu and adjacent provinces

3.4 江苏石松类和蕨类植物的生态类型

根据生境分布特点, 江苏 176 种野生石松类和蕨类植物可分为 5 种类型^[18] (表 3)。

表 3 江苏野生石松类和蕨类植物的生态类型
Table 3 Ecological types of wild lycophytes and ferns in Jiangsu Province

生态型	属		种	
	属数	占总属数比例/%	种数	占总种数比例/%
土生	41	67.21	126	71.59
石生	4	6.56	22	12.50
附生	8	13.11	13	7.39
水生	5	8.20	8	4.55
旱生	3	4.92	7	3.98
合计	61	100.00	176	100.00

土生类型有 126 种, 占该区石松类和蕨类植物总种数的 71.59%, 如鳞毛蕨属、贯众属 (*Cyrtomium*)、紫萁属等, 形体一般较大, 大多为广布于长江以南亚热带中低山的喜光种类; 在该区的森

林群落中, 往往是草本层的必要组成成分。它们当中, 有些分布于常绿阔叶林中, 且大多为耐阴性种类, 如贯众 (*Cyrtomium fortunei*)、乌蕨 (*Odontosoria chinensis*) 等; 有些则表现出喜光耐旱的生态特性, 如蕨、芒萁、紫萁、虎尾铁角蕨 (*Asplenium incisum*) 等, 多见于林缘或疏林中; 而长柄石杉、凤丫蕨等多见于毛竹林下及松、杉林下; 其中有些种类如蕨、芒萁等, 在低海拔山坡、荒地或路旁常常形成单优种群。

石生类型有 22 种, 占该区石松类和蕨类植物种数的 12.50%。石生种类仅次于土生种类, 但其比例较小, 且大多为兼性石生, 如兖州卷柏 (*Selaginella involvens*)、铁角蕨 (*Asplenium trichomanes*)、虎尾铁角蕨 (*Asplenium incisum*) 等。

附生类型有 13 种, 占该区石松类和蕨类植物种数的 7.39%。常见的附生于树干上的种类有江南星蕨 (*Neolepisorus fortunei*)、抱石莲 (*Lemmaphyllum drymoglossoides*)、书带蕨 (*Haplopteris flexuosa*)、瓦韦

(*Lepisorus thunbergianus*)等,且一般附生于近树干基部。这主要是由于当地森林结构简单,林内水热条件不良,从而使得附生蕨类植物种类较少,着生高度不高,且通常见于阴湿的溪沟旁林中。

水生类型有8种,占该区石松类和蕨类植物种数的4.55%。属于水生的属有5个,分别为水蕨属(*Ceratopteris*)、槐叶蘋属(*Salvinia*)、满江红属(*Azolla*)、水韭属(*Isoetes*)和蘋属(*Marsilea*),它们大多为世界分布^[19]。蘋(*Marsilea quadrifolia*)、槐叶蘋(*Salvinia natans*)和满江红(*Azolla pinnata* subsp. *asiatica*)多见于池塘或积水洼地等处。

旱生蕨类有7种,占该区石松类和蕨类植物种数的3.98%。这些旱生蕨类大多生于石灰岩石缝或墙缝中,如银粉背蕨(*Aleuritopteris argentea*)、耳羽岩蕨(*Woodsia polystichoides*)、山东肿足蕨(*Hypodematium sinense*)等。

因此,不论是属还是种,江苏石松类和蕨类植物的生态类型均以土生类型为主。

4 讨论

4.1 江苏石松类和蕨类植物的物种多样性

根据调查和统计,江苏石松类和蕨类植物共计有30科66属184种,包括石松类植物3科4属12种,蕨类植物27科62属172种。这多于王金虎等^[8]报道的140种(含种下单位)和刘启新^[7]记载的172种(含栽培种类)。其主要原因在于,随着野外调查的不断深入,江苏近年来陆续发现12种蕨类植物的新分布或新记录^[2,9-10],如李春香等^[10]于2015年报道了苏南山区鳞毛蕨属3种植物分布新记录。其次,少数种类存在分类变动,例如溧阳复叶耳蕨(*Arachniodes liyangensis*)、宜兴复叶耳蕨(*Arachniodes ishingensis*)现已分别被并入长尾复叶耳蕨(*Arachniodes simplicior*)、美丽复叶耳蕨(*Arachniodes speciosa*);江南星蕨、杯盖阴石蕨(*Davallia griffithiana*)现分别置于盾蕨属(*Neolepisorus*)和骨碎补属(*Davallia*)中。此外,不同蕨类植物研究采用的分类系统不同。笔者采用PPG I分类系统,编制了江苏石松类和蕨类植物名录。同时,分析了该区石松类和蕨类植物的优势科、优势属,并且从科、属和种级3个不同水平上分析了其地理成分,并指出与邻近省份(如安徽、浙江和山东)的科、属相似性系数较高。这为今后研究江苏石松类和蕨类植物的区系演化提供了重要参考。

研究结果表明,江苏石松类和蕨类植物的种类组成较为丰富,但种系分化程度不高;区系地理成

分较为复杂(表2),在种级水平上表现出明显的温带性质;生态类型多样,但以土生类型为主。这可能与该区地处亚热带和暖温带不同气候区域,地形以平原为主有关。

4.2 江苏石松类和蕨类植物的保护

江苏分布的176种石松类和蕨类植物均属于草本植物。其生态类型有5种,但主要以土生分布为主。根据野外调查和观察,江苏石松类和蕨类植物的生长与分布与次生林的分布密切相关。多数种类为林下草本植物,有些甚至可以成为草本层优势种,如狗脊(*Woodwardia japonica*)、鳞毛蕨(*Dryopteris* spp.)等,仅个别种类如海金沙(*Lygodium japonicum*)等可以成为层间植物。

根据2021年国家林业和草原局以及农业农村部颁布(第15号文)的《国家重点保护野生植物名录》^[20],江苏有国家一级重点保护植物1种,为中华水韭(*Isoetes sinensis*);二级重点保护植物3种,分别为蛇足石杉(*Huperzia serrata*)、水蕨(*Ceratopteris thalictroides*)、粗梗水蕨(*Ceratopteris pteridoides*)。相比于1999年发布的《国家重点保护野生植物名录(第一批)》^[21],江苏省新增国家重点保护野生植物1种——长柄石杉。根据《IUCN物种红色名录濒危等级和标准(3.1版)》进行评估^[22-23],该区受威胁的石松类和蕨类植物有中华水韭〔地区绝灭(RE)〕、水蕨〔极危(CR)〕、粗梗水蕨(CR)、卷柏(*Selaginella tamariscina*)〔易危(VU)〕、长柄石杉〔濒危(EN)〕、狭叶瓶尔小草(*Ophioglossum thermale*)(VU)、松叶蕨(*Psilotum nudum*)(VU)、龙池双盖蕨(*Diplazium wichurae* var. *parawichurae*)(CR)。其中,龙池双盖蕨为江苏唯一的特有蕨类植物,仅产于宜兴的龙池山。

首先,应该重视对江苏境内石松类和蕨类植物的保护与管理。截至2020年底,江苏现有省级以上自然保护区31个,大多属于森林生态系统类型。目前的管理往往侧重于濒危树种或森林类型保护,而对处于草本层的蕨类植物重视程度明显不足。例如在野外调查过程中发现,对少数野生蕨类植物存在采摘以供食用或连根挖掘以供栽培观赏的现象,这对于蕨类植物的种质资源保护构成一定的威胁。因此急需完善相关保护管理制度,加强宣传教育,提高周边居民和游客的保护意识。其次,由于江苏社会经济相对发达,土地开发利用程度较高,所以对于区域内珍稀濒危蕨类植物集中分布的地段,可以考虑建立植物自然保护小区进行就地保护。笔者认为加强对江苏境内现有次生林的保护,将有利

于该区的蕨类植物保护。例如维持阶段性的森林演替阶段,可以有效地促进与此类森林密切相关的蕨类植物的生存与生长。

5 结论

(1)根据 PPG I 分类系统,首次报道江苏石松类和蕨类植物有 30 科 66 属 184 种(包括亚种、变种、变型),其中野生植物 27 科 61 属 176 种,栽培植物 6 科 7 属 8 种。

(2)该区石松类和蕨类植物的优势科、优势属明显。其区系的地理成分复杂,科、属地理成分分别有 6 和 10 种类型,均以泛热带分布为主;种的地理分布有 11 种类型,以东亚分布和中国特有分布为主。该区的蕨类植物生态类型有 5 类,以土生为主。区系相似性系数分析结果表明:该区石松类和蕨类植物区系与安徽关系最近,其次为浙江,再次为山东。建议加强对该区次生林的保护,以及对区域内分布的濒危石松类和蕨类植物的保护。

参考文献:

- [1] 陆树刚.蕨类植物学[M].北京:高等教育出版社,2007:4-5.
- [2] 严岳鸿,张宪春,马克平.中国蕨类植物多样性与地理分布[M].北京:科学出版社,2013:16-43.
- [3] 严岳鸿,张宪春,周喜乐,等.中国生物物种名录(第一卷)蕨类植物[M].北京:科学出版社,2016: i-iii.
- [4] WEIGAND A, ABRAHAMCZYK S, AUBIN I, et al. Global Fern and Lycophte Richness Explained: How Regional and Local Factors Shape Plot Richness[J]. Journal of Biogeography, 2020, 47(1): 59-71.
- [5] FUENTES-JACQUES L J, HANSON-SNORTUM P, HERNÁNDEZ-ORTIZ V, et al. A Global Review and Network Analysis of Phytophagous Insect Interactions with Ferns and Lycophtes[J]. Plant Ecology, 2022, 223(1): 27-40.
- [6] 江苏省植物研究所.江苏植物志(上册)[M].南京:江苏人民出版社,1977:7-82.
- [7] 刘启新.江苏植物志(第1卷)[M].南京:江苏科学技术出版社,2015:207-320.
- [8] 王金虎,郝日明,汤庚国.江苏蕨类植物区系[J].云南植物研究,2007,29(2):137-144. [WANG Jin-hu, HAO Ri-ming, TANG Geng-guo. Study on the Pteridoflora of Jiangsu Province, East China [J]. Acta Botanica Yunnanica, 2007, 29(2): 137-144.]
- [9] 李新华.蕨类植物蜈蚣草在江苏分布的新记录及其传播机制分析[J].西北植物学报,2008,28(6):1265-1270. [LI Xin-hua. New Record of *Pteris vittata* L. from Jiangsu Province and a Tentative Analysis of Its Dispersal Mechanism [J]. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 2008, 28(6): 1265-1270.]
- [10] 李春香,冯丽梅.江苏省鳞毛蕨属植物分布新记录[J].植物资源与环境学报,2015,24(1):119-120. [LI Chun-xiang, FENG Li-mei. New Records of Species of *Dryopteris Adanson* Distributed in Jiangsu Province [J]. Journal of Plant Resources and Environment, 2015, 24(1): 119-120.]
- [11] 江苏林业局.江苏重点保护野生植物资源[M].南京:南京师范大学出版社,2017:1-11.
- [12] PPG I.A Community-Derived Classification for Extant Lycophtes and Ferns[J]. Journal of Systematics and Evolution, 2016, 54(6): 563-603.
- [13] 中国科学院植物研究所,中国科学院植物科学数据中心.中国植物物种名录(2021版)[EB/OL].(2021-04-20) [2021-08-22]. https://www.sp2000.org.cn.
- [14] 吴征镒.中国被子植物科属综论[M].北京:科学出版社,2003:1072-1075.
- [15] 陆树刚.中国蕨类植物区系概论[C]//李承森.植物科学进展(第6卷).北京:高等教育出版社,2004:29-42.
- [16] 张懿铿.植物区系地理研究中的重要参数:相似性系数[J].地理研究,1998,17(4):59-63. [ZHANG Yi-li. Coefficient of Similarity an Important Parameter in Floristic Geography [J]. Geographical Research, 1998, 17(4): 59-63.]
- [17] WEI T Y, SIMKO V, LEVY M, et al. R Package "Corrplot": Visualization of a Correlation Matrix. R Package Version 0.90.2021 [R/OL]. [2021-08-21]. https://CRAN.R-project.org/package=corrplot.
- [18] 张光富,陈瑞冰,钱士心.安徽祁门地区蕨类植物区系研究[J].植物研究,2005,25(4):488-494. [ZHANG Guang-fu, CHEN Rui-bing, QIAN Shi-xin. Study on the Pteridophyte Flora of Qimen Region in Anhui Province [J]. Bulletin of Botanical Research, 2005, 25(4): 488-494.]
- [19] 吴兆洪,秦仁昌.中国蕨类植物科属志[M].北京:科学出版社,1991:1-566.
- [20] 国家林业和草原局,农业农村部.林草局农业农村部[2021]15号[EB/OL]. [2021-08-22]. http://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2021-09/09/content_5636409.htm.
- [21] 于永福.中国野生植物保护工作的里程碑:国家重点保护野生植物名录(第一批)出台[J].植物杂志,1999,4(5):3-11.
- [22] IUCN. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1 [Z]. IUCN: Gland, Switzerland, 2001.
- [23] IUCN. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels, Version 4.0 [Z]. IUCN: Gland, Switzerland and, 2012.

作者简介:沙莎(1979—),女,安徽铜陵人,实验师,硕士,主要研究方向为植物学。E-mail: shasha@njnu.edu.cn

(责任编辑:许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0289

刘京,魏刚,何玉晓,等.贵州雷公山两栖动物物种组成与种群动态变化[J].生态与农村环境学报,2022,38(2):201-208.

LIU Jing, WEI Gang, HE Yu-xiao, et al. Species Composition and Population Dynamics of Amphibian Species Diversity in Leigongshan, Guizhou[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 201-208.

贵州雷公山两栖动物物种组成与种群动态变化

刘京¹, 魏刚^{2①}, 何玉晓³, 李仕泽¹, 徐宁², 徐海根^{3②} (1. 茅台学院资源环境系, 贵州仁怀 564500; 2. 贵阳学院生物多样性重点实验室, 贵州贵阳 550002; 3. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏南京 210042)

摘要: 两栖动物的多样性及其动态变化是两栖动物保护工作的前期基础。2014—2018年,采用样线法观测贵州雷公山国家级自然保护区两栖动物物种组成和种群动态变化。共记录两栖动物2目8科16属28种(亚种),其中濒危种2种,即雷山髭蟾(*Vibrissaphora leishanensis*)和棘腹蛙(*Quasipaa boulengeri*),中国特有种13种,贵州特有种4种;优势种为雷山角蟾(*Megophrys leishanensis*)、棘指角蟾(*Megophrys spinata*)、黄岗臭蛙(*Odorrana huanggangensis*)、沼水蛙(*Hylarana guentheri*)、雷山琴蛙(*Nidirana leishanensis*)和尾斑瘰螈(*Paramesotriton caudopunctatus*)。6月观测到的两栖动物物种数及个体数多于8和10月。海拔800~<1 200 m的两栖动物物种数和个体数均高于其他海拔梯度,随着海拔升高,两栖动物分布逐渐减少。2014—2018年,观测到的两栖动物物种数和个体数出现不同程度的波动,但均在2018年出现最低值。

关键词: 雷公山; 两栖动物; 样线观测; 物种多样性; 种群动态

中图分类号: X36; Q959.5 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0201-08

Species Composition and Population Dynamics of Amphibian Species Diversity in Leigongshan, Guizhou. LIU Jing¹, WEI Gang^{2①}, HE Yu-xiao³, LI Shi-ze¹, XU Ning², XU Hai-gen^{3②} (1. Department of Resource and Environment, Moutai Insitute, Renhuai 564500, China; 2. Guizhou Provincial Key and Special Laboratory for Biodiversity, Guiyang University, Guiyang 550002, China; 3. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: The biodiversity and population dynamics of amphibians are the basis of amphibians conservation. During the period of 2014–2018, amphibian species composition and population dynamics in Leigongshan National Reserve of Guizhou Province were investigated by using the transect sampling method. The results show that: (1) a total of 28 species and sub-species were found in the survey which belonging to 2 orders, 8 families and 16 genera, including 2 endangered species, *Vibrissaphora leishanensis* and *Quasipaa boulengeri*, 13 species recorded only in China and 4 species recorded only in Guizhou Province; (2) *Megophrys leishanensis*, *Megophrys spinata*, *Odorrana huanggangensis*, *Hylarana guentheri*, *Nidirana leishanensis* and *Paramesotriton caudopunctatus* were the dominant species in the reserve; (3) more amphibians were observed in June than in August and October; (4) the number of species and individuals of Amphibians at altitudes of 800–<1 200 m were higher than those at other altitudes; (5) the number of species and individuals observed over the five years were with varying degrees of fluctuation and all bottomed out in 2018.

Key words: Leigong Mountain; amphibians; species composition; transect sampling; population dynamics

生物多样性是生物(动物、植物、微生物)与环境形成的生态复合体以及与此相关的各种生态过程的总和,由物种多样性、遗传多样性和生态系统多样性组成^[1]。生物多样性是人类社会赖以生存和发展的重要基础,对人类社会的可持续发展具有极其重要的意义。当今人类所面临的食物安全、清洁能源、环境恶化、人口健康和贫困等自然与社会问题都与生物多样性利用有着直接或间接的关

收稿日期: 2021-05-08

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507200); 国家自然科学基金(31960099); 贵州省科技支撑项目(黔科合支撑[2020]4Y029号); 贵州省教育厅青年人才成长项目(黔教合KY字[2020]234); 贵州省科技厅基础研究项目(黔科合基础[2020]1Y083); 贵阳市科技局贵阳学院专项资金(GYU-KY-[2021])

① 通信作者 E-mail: wg198553@126.com

② 共同通信作者 E-mail: xhg@nies.org

系^[2-3]。贵州省地处长江和珠江上游交错地带,珍稀特有生物较多,是中国生物多样性最为丰富的4个地区之一^[4]。受经济发展、环境破坏、人口增长等方面的影响,中国已成为生物多样性受威胁最严重的国家之一,许多物种已成为濒危种和受威胁种^[5-6]。两栖动物是脊椎动物由水生向陆生进化的过渡类群,在进化史上具有非常重要的意义。在食物链和生态系统中,两栖动物是重要的中间类群,对于维持生态系统的完整性和健康具有重要作用,被认为是环境健康的重要指示类群,是观测环境变化的关键早期预警系统^[7-8]。两栖动物因扩散能力弱、分布范围窄、栖息地不能远离水域等特征,容易走向濒危和灭绝。过去50 a中,全球范围内许多两栖动物种群显著衰退,一些物种已经灭绝^[9]。因此,开展两栖动物多样性观测及其动态变化研究具有重要意义。

雷公山为苗岭主峰,地处长江水系与珠江水系的分水岭。雷公山气候温暖湿润,动植物资源丰富,是中亚热带地区具有代表性的天然生态系统,也是我国亚热带地区仅有的几个物种贮存库之一,其科学价值、环境意义都十分重要。雷公山于1982年成立省级自然保护区,2001年成为国家级自然保护区。

关于雷公山区域两栖动物的种类调查早期有过许多报道^[10-13],近年也有零星的新物种发现^[14-15]。雷公山国家级自然保护区已有41种及亚种两栖动物记录,而相关的观测及种群动态变化研究鲜见报道。因此,在雷公山开展两栖动物多样性观测及其动态变化研究,无疑具有重要意义。为此,依托全国两栖动物多样性观测网络项目,于2014—2018年采用样线法在雷公山样区开展两栖动物多样性观测,以期掌握该样区两栖动物多样性的现状、种群动态变化及面临的威胁。

1 研究方法

1.1 观测样区概况

雷公山国家级自然保护区介于 $26^{\circ}15' \sim 26^{\circ}32' \text{ N}$, $108^{\circ}05' \sim 108^{\circ}24' \text{ E}$ 之间,面积为47 792 hm^2 (图1)。地势西北高、东南低,主山脊自东北向西南呈“S”型延伸,主峰海拔2 178.8 m,最低点为小丹江谷地,海拔650 m,相对高差在1 500 m以上^[16]。雷公山具有明显的中亚热带季风山地湿润气候特征,气候类型多样。水资源的贮存富集条件特殊,大气降水、地表水及地下水循环交替,水资源极为丰富。山顶年平均温度 9.2°C ,7月平均温度

17.6°C ,1月平均温度 0.8°C ;山麓年平均温度 15.5°C ,7月平均温度 24.3°C ,1月平均温度 5°C 。春、夏季降水较多,而秋、冬季降水较少。降水集中的5—7月各月降水量均在2 000 mm以上^[17],区内大小溪流众多。保护区植被类型属典型的地带性植被,海拔1 400 m以下为常绿阔叶林,1 400 m以上为常绿落叶阔叶混交林,山顶为苔藓矮林灌丛。许多区域保留了较原始的自然状态,对维护保护区森林生态系统平衡有着良好的作用。

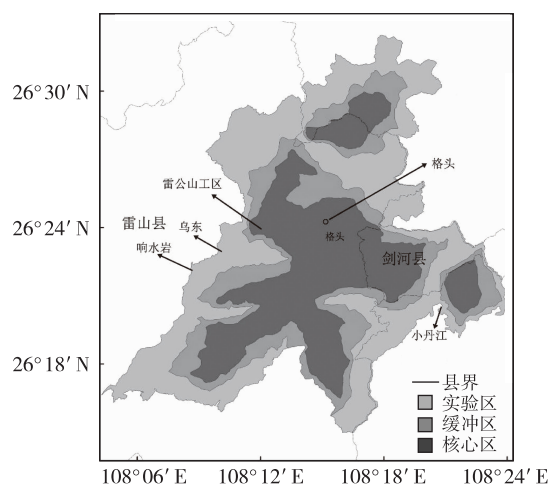


图1 雷公山两栖动物观测样区位置示意

Fig. 1 Geographical position of the study area in Leigong Mountain

1.2 样线设置

根据雷公山观测样区的地形地貌、生境特征、海拔高度以及两栖动物的生活习性和分布特点,参照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^[18],设置17条观测样线(图2),其基本地理信息见表1。

在保护区内和保护区外分别设置样线,其中样线17在保护区外,生境为农田,其余样线均在保护区内,生境以常绿阔叶林、溪流、湿地为主。2014年观测12条样线(样线1~6、9~14),2015年因响水岩和格头的4条样线(样线9~12)被洪水冲毁而改为观测样线7、8、15~17,2015—2018年每年观测13条样线(样线1~8、13~17)。

1.3 观测方法

按照HJ 710.6—2014制定的标准化方法,采用样线法开展观测工作^[18]。每年的观测工作主要分为6、8和10月3个阶段进行。2015年因洪水冲毁4条样线,观测工作增加为5、6、7、8和9月共5个阶段进行。每个阶段的观测周期一般为6~10 d,每

个阶段每条样线重复观测 3 个晚上。观测时 2~3 人同时进行, 行进速度约为 $2 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$, 观测左右各 2 m 宽度, 以记录物种和个体数量为主。每个物种

累计剪指(趾)不超过 10 个个体, 指(趾)样品放入 1.5 mL 灭菌离心管, 用 φ 为 95%~100% 的乙醇浸泡标本, 置于 $-20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 冰箱保存。剪趾前对物种拍照。

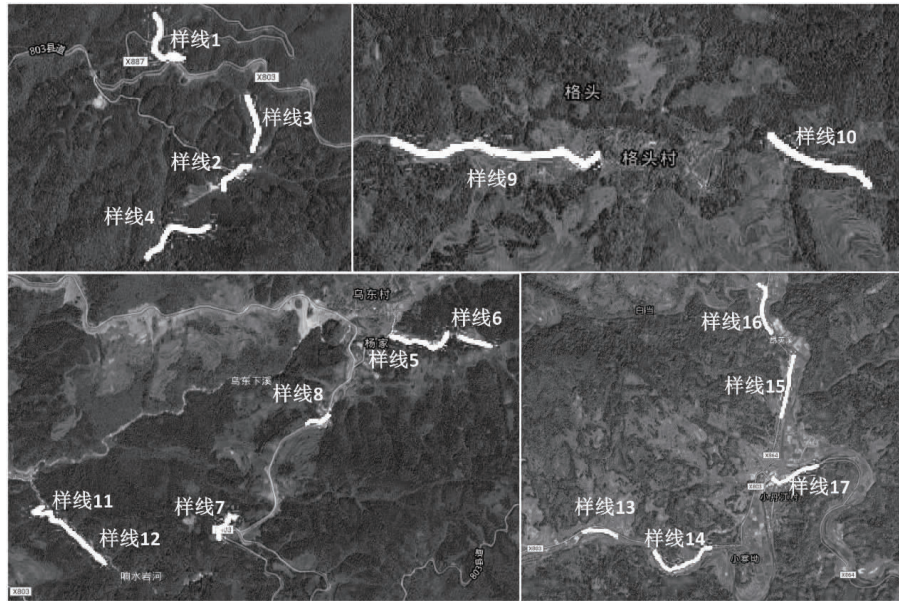


图2 雷公山两栖动物观测样线布设示意图

Fig. 2 The transects of amphibians observation in Leigong Mountain

表1 雷公山两栖动物观测样线的基本地理信息

Table 1 Geographical information of the transects of amphibians observation in Leigong Mountain

样线编号 ¹⁾	地点	样线长度/m	起点			终点			生境类型 ²⁾	观测年份
			海拔/m	东经/ $(^{\circ})$	北纬/ $(^{\circ})$	海拔/m	东经/ $(^{\circ})$	北纬/ $(^{\circ})$		
1	雷公山游览区大门	290	1 687	108. 200	26. 379	1 716	108. 200	26. 378	原始林	2014—2018
2	水厂	280	1 546	108. 199	26. 373	1 561	108. 200	26. 374	竹林、小溪	2014—2018
3	工区	260	1 541	108. 198	26. 372	1 570	108. 198	26. 371	原始林、小溪	2014—2018
4	工区	280	1 503	108. 197	26. 371	1 494	108. 196	26. 371	原始林、小溪	2014—2018
5	乌东	380	1 273	108. 169	26. 380	1 281	108. 166	26. 379	小溪、农田、次生林	2014—2018
6	乌东	250	1 275	108. 169	26. 380	1 288	108. 171	26. 379	小溪、农田、次生林	2014—2018
7	乌东	200	1 298	108. 156	26. 370	1 268	108. 158	26. 371	农田、湿地	2015—2018
8	乌东	310	1 298	108. 162	26. 376	1 295	108. 161	26. 376	人工沟渠、次生林	2015—2018
9	格头	580	972	108. 255	26. 400	1 050	108. 248	26. 400	灌丛、小溪	2014
10	格头	750	1 046	108. 261	26. 400	1 094	108. 266	26. 399	小溪	2014
11	响水岩	870	961	108. 147	26. 373	1 077	108. 149	26. 369	小溪	2014
12	响水岩	1 000	984	108. 139	26. 377	1 078	108. 133	26. 378	灌丛、农田	2014
13	小丹江	310	700	108. 329	26. 339	707	108. 326	26. 338	农田、中溪、次生林	2014—2018
14	小丹江	410	698	108. 332	26. 330	701	108. 335	26. 337	农田、中溪、次生林	2014—2018
15	小丹江	420	677	108. 341	26. 347	682	108. 342	26. 350	农田、中溪、次生林	2015—2018
16	小丹江	430	678	108. 342	26. 348	680	108. 341	26. 351	农田、中溪、次生林	2015—2018
17	小丹江	430	684	108. 342	26. 348	693	108. 341	26. 351	农田、中溪、次生林	2015—2018

1) 1~16 为保护区内样线, 17 为保护区外样线; 2) 溪流宽度 $\leq 3 \text{ m}$ 为小溪, $> 3 \text{ m}$ 为中溪。

1.4 研究方法

鉴定和分类学研究主要依靠比较形态学方法和分子系统学技术。根据文献[19-22]对物种种类进行形态鉴定, 基于 12S rRNA 基因片段和 16S

rRNA 基因片段分析对所有物种进行分子鉴定。所调查到的每种两栖动物个体数取 3 次重复的最高值进行统计, 因为它最接近于实际数据。各物种的优势度指数(P_i) 计算公式为

$$P_i = N_i / N \times F_i \quad (1)$$

式(1)中, N_i/N 为物种多度; N_i 为物种 i 的年度总个体数; N 为样区内所有两栖动物的总个体数; F_i 为第 i 个物种的出现频率。相对多度以实际个体数/样线长度进行校正, 以去除样线长度差异的影响。 P_i 分类标准: <1% 为稀少, 1%~5% 为一般, >5% 为丰富。将 $P_i > 5\%$ 的物种确定为优势种^[23]。

2 结果与分析

2.1 物种组成

经形态和分子鉴定, 雷公山观测样线 2014—2018 年共记录两栖动物 3 604 次, 隶属 2 目 8 科 16 属 28 种及亚种, 占雷公山国家级自然保护区已有记录(41 种及亚种两栖动物)的 70.73%, 略高于全国观测的平均值(59.6%)。其中, 有尾目 1 科 2 属 2 种, 无尾目 7 科 17 属 26 种。蛙科物种占比最高, 达

41.38%。濒危种 2 种, 即雷山髭蟾 (*Vibrissaphora leishanensis*) 和棘腹蛙 (*Quasipaa boulengeri*), 近危 (NT) 种 4 种, 易危 (VU) 种 4 种, 17 种为无危 (LC) 物种, 4 种未评估^[5]。中国特有种 13 种; 贵州特有种 4 种, 即尾斑瘰螈 (*Paramesotriton caudopunctatus*)、雷山髭蟾、雷山角蟾 (*Megophrys leishanensis*) 和雷山琴蛙 (*Nidirana leishanensis*); 优势种为雷山角蟾、棘指角蟾 (*Megophrys spinata*)、黄岗臭蛙 (*Odorrana huanggangensis*)、沼水蛙 (*Hylarana guentheri*)、雷山琴蛙和尾斑瘰螈 (*Paramesotriton caudopunctatus*); 发现 2 个新种, 即雷山角蟾和雷山琴蛙^[14-15]。根据物种多度分级, 丰富占 25%, 一般占 10.7%, 稀少占 64.3%。

2.2 物种海拔分布格局

雷公山两栖类物种海拔分布格局见表 2。

表 2 2014—2018 年雷公山样区不同海拔高度两栖动物个体数

Table 2 Vertical distribution of amphibians of Leigong Mountain from 2014 to 2018

物种	不同海拔区间个体数						合计
	a	b	c	d	e	f	
尾斑瘰螈	0	27	0	32	111	52	222
瑶山肥螈	0	0	0	6	16	0	22
雷山髭蟾	0	0	0	3	5	2	10
雷山角蟾	0	0	0	123	189	335	647
棘指角蟾	0	0	0	151	176	36	363
中华蟾蜍指名亚种	0	5	0	10	0	0	15
中华蟾蜍华西亚种	2	0	0	6	5	9	22
峨山掌突蟾	0	0	0	0	0	9	9
华西雨蛙	11	0	0	21	0	6	38
三港雨蛙	2	0	0	0	0	0	2
寒露林蛙	26	11	0	16	0	0	53
镇海林蛙	66	4	17	12	0	0	99
龙胜臭蛙	0	0	0	19	20	0	39
黄岗臭蛙	308	83	104	57	13	0	565
大绿臭蛙	2	1	0	0	0	0	3
竹叶蛙	0	0	0	0	3	0	3
黑斑侧褶蛙	190	65	0	16	0	0	271
台北纤蛙	61	0	0	0	0	0	61
雷山琴蛙	53	37	62	64	0	0	216
中华湍蛙	23	10	0	18	0	0	51
崇安湍蛙	0	0	0	10	0	0	10
沼水蛙	407	11	38	62	0	0	518
棘腹蛙	10	8	0	0	12	8	38
泽陆蛙	142	28	0	66	0	0	236
大树蛙	6	0	0	0	2	0	8
斑腿泛树蛙	14	17	0	13	0	0	44
小弧斑姬蛙	8	3	0	2	0	0	13
粗皮姬蛙	0	26	0	0	0	0	26
总体数	1 331	336	221	707	552	457	3 604
平均个体数	60.5	112	221	39	36.8	91.4	
物种数	17	15	4	20	11	8	

a、b、c、d、e、f 分别表示 600~<800、800~<1 000、1 000~<1 200、1 200~<1 400、1 400~<1 600、≥1 600 m 海拔区间。

由表2可知,雷公山样区两栖动物海拔分布在600~1 687 m之间,分布范围较广的有尾斑瘰螈、中华蟾蜍华西亚种、黄岗臭蛙、镇海林蛙、雷山琴蛙、沼水蛙、棘腹蛙等,海拔梯度差可达600 m以上。海拔分布较狭窄的有峨山掌突蟾、三港雨蛙、竹叶蛙、台北纤蛙、崇安湍蛙、粗皮姬蛙等,仅在一条样线区间有发现。这与不同物种对海拔梯度的适应性有一定的关系,也和样线设置生境条件有一定关系。

雷公山样区不同海拔区间两栖动物个体数差异显著,在800 m以下区域观测样线22条次,观测物种个体数为1 331,样线平均观测个体数为60.5;随着海拔梯度上升,在800~<1 000 m区间观测样线3条次,观测物种个体数为336,样线平均观测个体数为112,在1 000~<1 200 m区间样线观测个体数为221个,样线1条次,平均观测个体数为221,显著高于其他海拔段;在海拔1 200~<1 400 m区间,平均观测个体数为707,观测样线18条次,样线

平均观测个体数为39;在海拔1 400~<1 600 m区间,两栖动物个体数为552,样线平均观测个体数为36.8;随着海拔进一步提升,海拔1 600 m以上,观测物种个体数为457,样线平均个体数为91.4。可见,海拔变化对物种分布有一定影响。海拔1 000~<1 200 m区间,样线平均观测到的个体数最多;海拔1 400~<1 600 m区间,个体数最少。

不同海拔区间观测到的物种数也存在一定差异,海拔1 200~<1 400 m区间观测到的物种数显著高于其他海拔区间。海拔1 000~<1 200 m区间仅观测到4种物种,这可能是因为设置样线仅在2014年进行了观测,被洪水冲毁后无法继续观测。

2.3 物种动态变化

2.3.1 总体动态变化

2014—2018年研究区不同月份两栖动物个体数见表3,两栖动物物种数和平均个体数见图3。

表3 2014—2018年雷公山样区不同月份两栖动物个体数

Table 3 Recorded individual numbers of amphibian species in Leigong Mountain from 2014 to 2018

物种	2014年			2015年					2016年			2017年			2018年			累计个体数	
	6月	8月	10月	5月	6月	7月	8月	9月	6月	8月	10月	6月	8月	10月	6月	8月	10月		
尾斑瘰螈	13	20	11	12		1			11	20	18	20	14	8	2	49	23	222	
瑶山肥螈	9	3	1	2		1	1					1	3	1				22	
雷山髭蟾	5	1		1			1					1	1					10	
雷山角蟾	11	3	51	49	17	21	15	60	109	102	83	18	17	34	35	22		647	
棘指角蟾	38	1		34	24	28	1		31	39		19	29	3	78	13	25	363	
中华蟾蜍指名亚种	1	3		1					4	1	2			2	1			15	
中华蟾蜍华西亚种	9	3		2	5	3												22	
峨山掌突蟾									4		5							9	
华西雨蛙	14			2					9			12			1			38	
三港雨蛙				1								1						2	
寒露林蛙	9	4	15					4	1	6	4	2	1	4	2	1		53	
镇海林蛙	11	7	8	3	9	10	3	2	7	10	7	3	6	4	5	4		99	
龙胜臭蛙	17	2		1	1	2	1	2		4	1	2	1	3	2			39	
黄岗臭蛙	41	68	4	41	67	46	32	7	42	43	14	17	44	4	66	29		565	
大绿臭蛙								1	1						1			3	
竹叶蛙				1	1											1		3	
黑斑侧褶蛙	6	9	5	17	30	30	40	33	19	12	3	35	9	4	14	5		271	
台北纤蛙									5			43			12		1	61	
雷山琴蛙	3	37	4		2	8	23		9	35	4	11	22	6	31	21		216	
中华湍蛙	21	19	4		1	3			1			1				1		51	
崇安湍蛙	1			8	1													10	
沼水蛙	11	20	15	13	42	31	44	96	33	44	12	53	47	22	14	20	1	518	
棘腹蛙	1	6	3		7				6	1	4	2	1		5	2		38	
泽陆蛙	27	20	14		35	26	3	18	13	12	5	11	10	1	10	27	4	236	
大树蛙	1								1	1	1			1		2	1	0	8
斑腿泛树蛙	7	1			1	1			19	2		6		1	4	2	0	44	
小弧斑姬蛙	3	3				1			3			3						13	
粗皮姬蛙	6			20														26	
物种数	23	19	13	17	14	15	11	11	20	15	14	19	14	16	18	13	5	28	
总个体数	265	230	136	208	242	212	164	230	323	335	161	259	205	103	282	195	54	3 604	

2014—2018年物种数分别为24、26、22、23、19,月平均个体数分别为210、211、273、189、177。

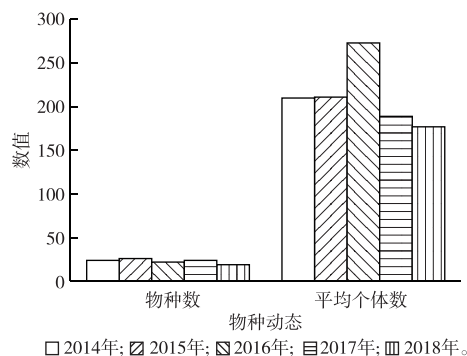


图 3 2014—2018 年雷公山两栖动物物种数和平均个体数
Fig. 3 Observed amphibians species and mean individual numbers of annual changes in Leigong Mountain

表 3 表明,2014—2018 年共观测到两栖动物 28 种,3 604 次,其中 2015 年观测到的物种数最多,达 26 种,以后各年观测到的物种数和个体数出现不同程度的波动,但均在 2018 年出现最低点。2015 年 5 月因受特大暴雨影响,部分观测样线受损严重,因此增加观测次数,但每次观察到的个体数较少。两栖动物种群动态有明显波动,6 月气温高、雨水多,为多种两栖动物的活动及繁殖高峰期,观测到的物种数以及个体数较多。但随着时间推移至 10 月,两栖动物物种数和个体数均明显下降。

由表 3 还可知,6 月观测到的两栖动物种类及数量较 8 和 10 月多。2016 年 6 和 8 月观测到的个体数较多,显著高于其他月份。根据观测结果,雷公山两栖动物优势种为雷山角蟾、黄冈臭蛙、沼水蛙、棘指角蟾、雷山琴蛙、尾斑瘰螈等。部分物种种群数量较小,如雷山髭蟾、大绿臭蛙、棘腹蛙、竹叶蛙等,这可能是受当地人捕食所致,如繁殖期的雷山髭蟾在当地个别农家乐成为特色菜。

2.3.2 优势种的种群动态变化

保护区 6 个优势种的种群动态变化见图 4。因 2015 年监测月份与其他年份不一致,采用月平均个体数来进行比较。尾斑瘰螈和雷山琴蛙在 2015 年样线受损后数量明显降低,随后几年种群数量逐渐恢复。雷山角蟾在 2016 年观测到的个体数最多,月平均达 98 只,随后几年趋于稳定。棘指角蟾、沼水蛙、黄冈臭蛙等在 2015 年观测到的个体数较多,说明样线受损对这几类优势种没有较大影响,其主要分布区域环境未受损。

多年观测数据显示,不同年份优势种的种群数量是不断变化的。对所有物种观测数量变化情况进行分析,2018 年物种个体数最少,但优势种未体现出这种变化趋势。即便在 2018 年,尾斑瘰螈、棘

指角蟾、雷山琴蛙等物种数量也显著高于其他年份,这说明优势种群较大时,对其他物种的种群数量增长不利。2016 年监测到的两栖动物总个体数最多,但优势种中仅雷山角蟾和沼水蛙个体数出现最大值。

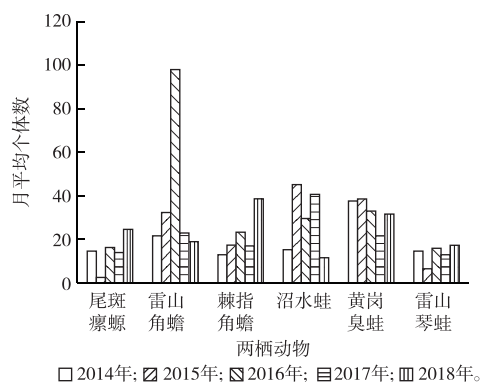


图 4 2014—2018 年雷公山两栖动物优势种的种群动态变化
Fig. 4 Population dynamic change trends of dominant amphibian species in Leigong Mountain

3 讨论与建议

3.1 讨论

物种多样性的评估是有效保护生物多样性、合理开发利用物种资源、保证物种种群可持续发展的基础和关键。随着全球气候变暖和气候格局改变,山地动植物多样性也发生巨大变化,研究物种的种群动态变化及其维持机制是探索物种多样性降低、分布区改变和灭绝危机的理论基础。

物种多样性的海拔梯度格局及其成因机制作为生物多样性保护研究的重要组成部分,可为研究人员和保护部门确定优先保护顺序和制定保护计划提供参考。因此,保护物种多样性不仅要重视生物多样性热点地区,而且要考虑不同物种的空间分布规律。通过调查雷公山两栖动物物种数与个体数,发现在 800~<1200 m 海拔范围内两栖动物物种数最多。海拔超过 1 600 m 后,两栖动物物种数和个体数明显降低,说明该海拔范围适合两栖动物生存的生境较少。总体上看,海拔 600~<1400 m 范围内物种多样性最高,说明在该海拔范围内,生境类型多样化,适合两栖动物生存的生境类型丰富,又因其没有明显的优势种存在,所以整体分布较为均匀,群落构成丰富而稳定。

对各海拔段样线观测到的两栖动物个体数进行比较,海拔 1 000~<1 200 m 最多,这是因为其位置位于保护区核心区,物种丰富度较高。在海拔

600~<800 m 范围内,观测到的个体数多,但物种多样性较低,这是因为在该海拔范围内稻田较多,聚集了大量两栖类农田物种。但随着海拔的增加,稻田减少,使大部分选择稻田为最佳生境的两栖动物数量减少。当海拔超过 1 400 m 以后,调查到的物种数和个体数都明显减少。

特有性是贵州区域生物多样性的另一大特点,贵州是高纬度植物区系南移的避难所,又是低纬度植物区系北扩的栖息地^[22]。第四纪以来,我国西南区域由于受冰川期作用影响较小,保留了许多北半球其他区域早已灭绝的古老孑遗和残遗的物种,具有物种高度丰富、特有种较多、区系起源古老等特点。但生物生长环境相对严酷、恶劣,环境对生物生长的选择限制作用强,每一个物种都是长期环境作用和自然选择的结果,这种环境特点极大地促进了适应性物种的形成和多样化^[25]。据近年调查,贵州有两栖动物 98 种,物种丰富度居全国第 3。其中,中国特有种 64 种,贵州特有种 20 种。雷公山样区观测到的 28 种两栖动物中,中国特有种达 13 种,占 44.83%;其中,贵州特有种 4 种,占 13.79%。特有种较多的原因可能是雷公山生境具有较多的峡谷和热带、亚热带、温带植物区系的垂直自然分带,形成了许多有利于运动能力弱的两栖动物物种分化的环境,适宜的水热条件为生活在不同生境的两栖动物分化提供了适宜的环境。在这种极为难得的天然实验室研究同域分布的水栖、陆栖、树栖两栖类物种对不同栖息场所的适应性功能性状,有利于阐明两栖动物由水栖向陆栖和树栖的适应辐射机制。

3.2 建议

生物多样性观测与研究是一项艰苦长期的系统工程。目前我国的两栖动物多样性观测已形成了规模化体系^[7-8],但仍然存在许多需要不断改进与完善之处。因此,在前期工作的基础上,提出如下建议:

(1) 雷公山是尾斑瘰螈、雷山髭蟾、雷山角蟾和雷山琴蛙的模式产地,在两栖动物系统学研究中具有重要意义。该样区两栖动物观测已开展多年,建议继续开展观测工作。加大对该自然保护区的观测力度,开展生物多样性的长期有效观测,并对观测数据开展深度挖掘与分析。

(2) 雷山髭蟾分布范围仅限于雷公山,目前已被 IUCN 列为濒危等级。笔者所在课题组在 5 a 的样线调查中仅发现 15 只。因雷山髭蟾繁殖季节在冬季(11 月),课题组于 2017 年 11 月对雷山髭蟾进

行了种群数量调查,在有雷山髭蟾分布样区的溪流中共发现雷山髭蟾 32 只,其中雄蟾 27 只,雌蟾 5 只。建议增加观测样线和年观测次数,尽量覆盖雷公山所有类型的生境和不同海拔高度,使之能真正反映雷公山的两栖动物种群现状及变化趋势。鉴于雷山髭蟾是在冬季繁殖的濒危动物,对繁殖模式的低温适应性研究具有重要意义,建议开展雷山髭蟾低温适应性繁殖模式的生理机制研究,以期为更好地保护两栖动物自然资源提供翔实的科学资料。

参考文献:

- [1] 普里马克,马克平,蒋志刚.保护生物学[M].5版.北京:科学出版社,2014:22-27. [RICHARD B P, MA Ke-ping, JIANG Zhi-gang. Essentials of Conservation Biology [M]. 5th ed. Beijing: Science Press, 2014:22-27.]
- [2] SUTHERLAND W J, BARNARD P, BROAD S, et al. A 2017 Horizon Scan of Emerging Issues for Global Conservation and Biological Diversity[J]. Trends in Ecology & Evolution, 2017, 32(1):31-40.
- [3] SUTHERLAND W J, BUTCHART S H M, CONNOR B, et al. A 2018 Horizon Scan of Emerging Issues for Global Conservation and Biological Diversity[J]. Trends in Ecology & Evolution, 2018, 33(1):47-58.
- [4] 魏刚,高贵龙,吴兴亮,等.贵州省生物多样性保护战略与行动计划[Z].贵阳:贵州省环境保护厅,2011:1-146.
- [5] 蒋志刚,江建平,王跃招,等.中国脊椎动物红色名录[J].生物多样性,2016,24(5):501-551. [JIANG Zhi-gang, JIANG Jian-ping, WANG Yue-zhao, et al. Red List of China's Vertebrates[J]. Biodiversity Science, 2016, 24(5):501-551.]
- [6] 谢锋,刘惠宁,Simon N Stuart,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. [XIE Feng, LIU Hui-ning, STUART S N, et al. [J]. Science in China (Series C: Life Sciences), 2006, 36(6):570-581.]
- [7] 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.]
- [8] 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.]
- [9] 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.]
- [10] 胡淑琴,赵尔宓,刘承钊.贵州省两栖爬行动物调查及区系分析[J].动物学报,1973,19(2):149-181. [HU Shu-qin, ZHAO Er-mie, LIU Chen-chao. A Survey of Amphibians and Reptiles in

- Kweichow Province including a Herpetofaunal Analysis [J]. Acta Zoologica Sinica, 1973, 19(2): 149-181.]
- [11] 李德俊, 李东平, 王大忠, 等. 雷公山自然保护区两栖动物物种及区系分析[M] // 贵州省黔东南苗族侗族自治州人民政府. 科学考察集. 贵阳: 贵州人民出版社, 1989: 401-412.
- [12] 张旋, 陈继军, 杨绍军, 等. 雷公山国家级自然保护区两栖动物调查研究[M] // 雷公山国家级自然保护区生物多样性研究. 贵阳: 贵州科技出版社, 2007: 305-313.
- [13] 徐宁, 高喜明, 江亚猛, 等. 贵州省8个保护区两栖动物分布研究[J]. 四川动物, 2008, 70(6): 1165-1168. [XU Ning, GAO Ximing, JIANG Ya-meng, et al. Study on the Distribution of Amphibians in 8 Nature Reserves in Guizhou Province[J]. Sichuan Journal of Zoology, 2008, 70(6): 1165-1168.]
- [14] LI S Z, XU N, LIU J, et al. A New Species of the Asian Toad Genus *Megophrys sensu lato* (Amphibia; Anura) from Guizhou Province, China[J]. Asian Herpetological Research, 2018, 9(4): 224-239.
- [15] LI S Z, XU N, XU N, et al. A New Species of the Odorous Frog Genus *Odorrana* (Amphibia, Anura, Ranidae) from Southwestern China[J]. PeerJ, 2018, 6(1): e5695.
- [16] 李双岱, 李兴中. 雷公山自然保护区地貌考察报告[M] // 贵州省黔东南苗族侗族自治州人民政府. 雷公山自然保护区科学考察集. 贵阳: 贵州人民出版社, 1989: 39-51.
- [17] 李双岱, 李兴中. 雷公山区水文地质及水资源环境特征[M] // 贵州省黔东南苗族侗族自治州人民政府. 雷公山自然保护区科学考察集. 贵阳: 贵州人民出版社, 1989: 52-73.
- [18] HJ 710.6—2014, 生物多样性观测技术导则 两栖动物[S].
- [19] 费梁, 叶昌媛, 黄永昭, 等. 中国两栖动物检索及图鉴[M]. 成都: 四川科学技术出版社, 2005: 1-340. [FEI Liang, YE Changyuan, HUANG Yong-zhao, et al. An Illustrated Key to Chinese Amphibians[M]. Chengdu: Sichuan Publishing Group, 2005: 1-340.]
- [20] 费梁, 胡淑琴, 叶娟媛, 等. 中国动物志两栖纲(上卷)[M]. 北京: 科学出版社, 2006: 1-471.
- [21] 费梁, 胡淑琴, 叶娟媛, 等. 中国动物志两栖纲(中卷)[M]. 北京: 科学出版社, 2009: 1-957.
- [22] 费梁, 胡淑琴, 叶娟媛, 等. 中国动物志两栖纲(下卷)[M]. 北京: 科学出版社, 2009: 959-1847.
- [23] 徐兆礼, 陈亚瞿. 东黄海秋季浮游动物优势种聚集强度与鲑鳟渔场的关系[J]. 生态学杂志, 1989, 8(4): 13-15, 19. [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, 19.]
- [24] 王孜昌, 王宏艳. 贵州省气候特点与植被分布规律简介[J]. 贵州林业科技, 2002, 30(4): 46-50. [WANG Zi-chang, WANG Hong-yan. Brief Introduction of the Climate Characteristics and the Vegetation Distribution in Guizhou Province[J]. Guizhou Forestry Science and Technology, 2002, 30(4): 46-50.]
- [25] 邓涛, 吴飞翔, 苏涛, 等. 青藏高原: 现代生物多样性形成的演化枢纽[J]. 中国科学: 地球科学, 2020, 50(2): 177-193. [DENG Tao, WU Fei-xiang, SU Tao, et al. Tibetan Plateau: An Evolutionary Junction for the History of Modern Biodiversity[J]. Scientia Sinica (Terrae), 2020, 50(2): 177-193.]

作者简介: 刘京(1987—), 男, 湖南邵阳人, 副教授, 硕士, 主要研究方向为生物多样性保护。E-mail: 124969483@qq.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0084

曾锦源, 胡洁, 宋景舒, 等. 宁夏六盘山国家级自然保护区林下鸟兽多样性调查[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(2): 209-216.

ZENG Jing-yuan, HU Jie, SONG Jing-shu, et al. A Survey of Mammal and Bird Diversity Using Camera-trapping in Liupanshan National Nature Reserve in Ningxia[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 209-216.

宁夏六盘山国家级自然保护区林下鸟兽多样性调查

曾锦源¹, 胡洁¹, 宋景舒¹, 万雅琼², 郭志宏³, 宋森^{1①}, 李佳琦^{2②} (1. 兰州大学生命科学学院, 甘肃兰州 730000; 2. 生态环境部南京环境科学研究所/国家环境生物安全重点实验室, 江苏南京 210042; 3. 六盘山国家级自然保护区管理局, 宁夏固原 756401)

摘要: 于2017年7月—2019年10月, 利用红外相机技术对宁夏泾源县六盘山国家级自然保护区的鸟兽资源进行了调查。布设的60台红外相机在47 460个相机工作日内拍摄到56 901张有效拍摄照片和2 883段视频。其中兽类有效拍摄照片41 710张、视频1 733段, 记录到隶属于5目11科19种的野生兽类和4种家畜, 其中国家Ⅰ级重点保护野生动物2种, Ⅱ级重点保护野生动物6种。食肉目和偶蹄目是本次调查兽类记录中有效拍摄照片数(9 922张和25 114张)最多的2个类群, 分别占兽类有效拍摄照片数的23.78%和60.19%。食肉目中相对多度指数(RAI)最高的物种是猪獾(*Arctonyx collaris*, RAI为5.008), 偶蹄目中最高的物种是野猪(*Sus scrofa*, RAI为7.206)。拍摄到鸟类有效拍摄照片12 861张、视频964段, 鉴定出6目15科53种鸟, 其中国家Ⅱ级重点保护野生动物8种。鸡形目雉科鸟类是有效拍摄照片数(6 190张)最高的类群, 占全部鸟类拍摄数的48.08%。调查记录到宁夏回族自治区鸟类新记录2种: 斑背噪鹛(*Garrulax lunulatus*)和灰翅鸫(*Turdus bouboul*); 宁夏兽类新记录2种: 小鹿(*Muntiacus reevesi*)和中国豪猪(*Hystrix hodgsoni*); 六盘山保护区兽类新记录2种: 黄喉貂(*Mustela flavigula*)和中华斑羚(*Naemorhedus griseus*)。调查结果较为全面地反映了保护区内大中型兽类和林下鸟类的本底信息, 为保护区制定相应的管理规划和今后进行长期监测提供了基础资料。

关键词: 六盘山国家级自然保护区; 红外相机技术; 生物多样性; 野生动物监测

中图分类号: X36; Q959.8 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0209-08

A Survey of Mammal and Bird Diversity Using Camera-trapping in Liupanshan National Nature Reserve in Ningxia. ZENG Jing-yuan¹, HU Jie¹, SONG Jing-shu¹, WAN Ya-qiong², GUO Zhi-hong³, SONG Sen^{1①}, LI Jia-qi^{2②} (1. School of Life Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China; 2. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China; 3. Liupanshan National Nature Reserve Administration, Guyuan 756401, China)

Abstract: From July 2017 to October 2019, an inventory survey of large mammals and birds was conducted in Liupanshan National Nature Reserve in the Ningxia Hui Autonomous Region using camera-trapping. In total, 56 901 photographs and 2 883 videos were obtained with an intensive survey effort of 47 460 camera-days from 60 locations. 19 wild and 4 domestic species belonging to 11 families and 5 orders were identified from 41 710 photographs and 1 733 videos of mammals. Among the detected mammal species, 2 species were listed as Class I state key protected wild animals in China and 3 were listed as Class II. Carnivora and Artiodactyla were the 2 mammalian orders with the largest number of effective photos (9 922 and 25 114) and accounted for 23.78% and 60.19% of the total number of detections, respectively. The species with the highest relative abundance index in the Carnivora order was the pig badger (*Arctonyx collaris*, 5.008), and the most frequently observed species in the cloven-hoofed order was the wild boar (*Sus scrofa*, 7.206). 12 861 photographs and 964 videos of birds were recorded, including 53 species belonging to 15 families and 6 orders, among which 3 species were listed as Class II state key protected wild animals in China. Phasianidae was the most frequently detected Galliformes and accounted for 48.08% of total bird detections. Of the observed species, *Cinclidium leucurum*, *Garrulax lunulatus*,

收稿日期: 2021-02-08

基金项目: 生态环境部生物多样性调查、观测与评估项目

① 通信作者 E-mail: songsen@lzu.edu.cn

② 共同通信作者 E-mail: lijiaqhao@163.com

Muntiacus reevesi, and *Hystrix brachyura* had not previously been recorded in Ningxia (including Liupanshan National Nature Reserve), and *Martes flavigula* and *Naemorhedus griseus* had not previously been recorded in Liupanshan Reserve. These new observations expanded the distribution range of these species in China. Thus, these discoveries have enriched current distribution information of these species. The research results provide comprehensive baseline data regarding the large mammal and bird community within Liupanshan, which will support and guide future management and long-term monitoring of Liupanshan Reserve.

Key words: Liupanshan National Nature Reserve; camera-trapping; biodiversity; wildlife monitoring

六盘山国家级自然保护区(简称“六盘山保护区”)位于宁夏回族自治区南部的固原市境内,研究人员对宁夏脊椎动物资源进行调查时有一部分对六盘山地区脊椎动物种类的描述^[1]。六盘山保护区成立以后,分别于 1988 和 2012 年组织过 2 次综合科考,通过实地考察、样线法和红外相机监测的方法共记录鸟类 155 种、兽类 47 种^[2]。此外,孙立新等^[3]对六盘山保护区不同季节不同生境鸟类群落的组成及多样性进行了研究。

原来的调查采用常规的样线法辅以铁捕和网捕,主要是利用望远镜观测和肉眼识别,走访当地牧民或猎户调查的办法,调查效率不高。同时调查时间基本在白天,对于夜行性动物的调查不全,所以 2 次科考中六盘山鸟兽多样性基本没有大的变化。近年来,红外相机技术作为一种非损伤性野生动物调查技术,已成为生物多样性调查和观测的重要工具,被广泛应用于我国大中型哺乳动物的研究中^[4]。相比于传统的观测方法,红外相机技术具有多项明显的优势,如能在恶劣的环境中昼夜连续工作,进行长期观测;通过获得各种动物的真实图像确认物种的存在,实现区域内动物多样性的快速评价;对行踪诡秘、夜行性、稀有和外形易于识别的大中型哺乳动物,物种识别更加有效^[5]。

2016 年起,生态环境部牵头开始建设全国大中型哺乳动物红外相机观测网络^[6],2017 年宁夏六盘山保护区加入到该网络。自 2017 年 8 月起采用被动式红外触发相机自动拍摄的方法对六盘山的大中型兽类和部分地面活动鸟类资源进行监测,以期探明六盘山大中型兽类的本底资料,为保护区生物多样性的有效保护提供科学依据。

1 研究方法

1.1 研究区概况

六盘山保护区始建于 1982 年,1988 年晋升为国家级自然保护区,被国务院确定为国家级森林生态型自然保护区,是我国西北地区重要的水源涵养林基地,是泾河、清水河和葫芦河的发源地^[7]。六盘山保护区位于宁夏回族自治区南部的固原市境

内,地理位置为北纬 35°15′~35°41′,东经 106°09′~106°30′,总面积 90 071 hm²,境内最高海拔 2 942 m,最低海拔 1 700 m,大部分地区海拔为 2 000~2 600 m。六盘山在地理区划上处于暖温带半湿润区向半干旱区过渡的地带,处于东亚季风区的边缘,具有大陆性和海洋季风边缘气候特点,年均气温 5.8 ℃,年均降水量 676 mm^[2]。

1.2 样地设置和红外相机安装

根据海拔、植被类型、人为活动干扰强度和野生动物分布的先验知识等进行观测地的考察,分别在二龙河林场、红峡林场和王化南林场各设置 1 个观测样地,每个样地间的距离不小于 3 km。按照公里网格法的要求,在每个观测样地设置 20 个网格^[8],在每个网格内安装 1 台国产夜鹰 HD-SG-009 (Bestguarder 系列)红外相机(图 1),2 个相机之间的距离大于 500 m。

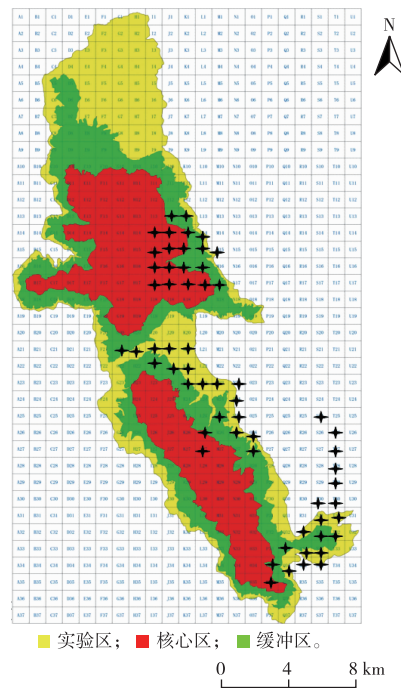


图 1 公里网格法在六盘山保护区布设红外相机示意
Fig. 1 A schematic diagram of infrared camera is set up at Liupanshan National Nature Reserve by kilometer grid method

相机布设在人为干扰较小、适宜大中型哺乳动物觅食栖息、动物频繁经过及活动的地方,如水源、兽道等地点,尽量涵盖不同的生境类型和海拔。相机固定在距离地面 40~80 cm 的乔木树干上,设置为拍照或拍照+视频的混合模式,照片拍摄的感应时间间隔为 1 s,每次连拍 3 张;混合拍摄的模式设置为连拍 3 张后进行录像,拍摄时长为 9 s,感应时间间隔为 1 s,灵敏度为高;红外相机照片分辨率 200 万;录像分辨率为全高清 1 920×1 080。

1.3 物种识别与数据处理

参照文献[9-12]对拍摄到的兽类和鸟类种类进行识别。以单台红外相机持续工作 24 h 定义为 1 个有效相机日,单个位点上红外相机拍摄到某一物种记为对此物种的 1 次有效拍摄照片,拍摄间隔超过 30 min 时记为独立有效照片^[13]。以独立有效照片数为基础计算各物种的数量及物种丰富度,通常使用相对多度指数(RAI)表示物种丰富度^[14]。计算公式为相对多度指数=(各物种的独立有效照片数×100)/总相机工作日^[15]。

Berger-Parker 优势度指数(I)计算公式为

$$I = n_i / N. \quad (1)$$

式(1)中, n_i 为物种 i 的个体数; N 为群落中总物种数。当 $I \geq 0.10$ 时,定为优势种; $0.01 \leq I < 0.10$ 时,定为常见种; $I < 0.01$ 时,定为稀有种^[16]。

用 R 3.5.1 软件中的 circlize 包作和弦图,用于分析六盘山保护区鸟兽数量及分布情况。

2 研究结果

2017 年 7 月—2019 年 10 月,六盘山 60 个调查相机位点的红外相机总有效工作量为 47 460 个相机日,共拍摄 56 901 张有效拍摄照片和 2 883 段视频,其中兽类 41 710 张照片和 1 733 段视频,鸟类 12 861 张照片和 964 段视频,无关人员和工作人员 2 330 张照片和 186 段视频。在除去无法辨认的兽类、鸟类照片后,共获得有效独立探测照片 14 427 张,其中兽类照片 9 438 张,鸟类照片 4 213 张,无关人员及工作人员照片共 776 张。共鉴定到脊椎动物 11 目 26 科 76 种。

2.1 兽类

红外相机在 47 460 个相机日内拍摄到野生哺乳动物 5 目 11 科 19 种(表 1)和家畜 4 种(狗、马、牛、羊)。

表 1 六盘山国家级保护区红外相机拍摄到的兽类物种名录

Table 1 Mammal species detected during the camera trapping survey at Liupanshan National Nature Reserve

目	科	种	拉丁名	保护等级 ¹⁾	独立有效照片	相对多度指数(RAI)	濒危等级 ²⁾
食肉目	猫科	豹	<i>Panthera pardus</i>	I	70	0.147	EN
		豹猫	<i>Prionailurus bengalensis</i>	II	367	0.773	VU
	貂科	黄喉貂	<i>Mustela flavigula</i>	II	110	0.232	NT
	鼬科	黄鼬	<i>Mustela sibirica</i>		166	0.350	LC
		猪獾	<i>Arctonyx collaris</i>		2 377	5.008	NT
	犬科	赤狐	<i>Vulpes vulpes</i>	II	68	0.143	NT
	灵猫科	果子狸	<i>Paguma larvata</i>		44	0.093	NT
兔形目	兔科	蒙古兔	<i>Lepus tolai</i>		721	1.519	LC
偶蹄目	猪科	野猪	<i>Sus scrofa</i>		3 420	7.206	LC
		麝科	林麝	<i>Moschus berezovskii</i>	I	107	0.225
	鹿科	狍	<i>Capreolus pygargus</i>		227	0.478	NT
		小鹿	<i>Muntiacus reevesi</i>		80	0.169	VU
		毛冠鹿	<i>Elaphodus cephalophus</i>	II	167	0.352	VU
	牛科	中华鬣羚	<i>Capricornis milneedwardsii</i>	II	32	0.067	VU
		中华斑羚	<i>Naemorhedus griseus</i>	II	4	0.008	VU
劳亚食虫目	猬科	大耳猬	<i>Himiechimus auritus</i>		43	0.091	LC
啮齿目	松鼠科	岩松鼠	<i>Sciurotamias davidianus</i>		1 406	2.962	LC
		北花松鼠	<i>Tamias sibiricus</i>		4	0.008	LC
	豪猪科	中国豪猪	<i>Hystrix hodgsoni</i>		1	0.002	LC

1)《国家重点保护动物名录》: I 为一级保护动物, II 为二级保护动物, III 为三级保护动物。2)《中国脊椎动物红色名录》: CR 为极危物种, EN 为濒危物种, VU 为易危物种, NT 为近危物种, LC 为无危物种。

其中,国家 I 级重点保护野生动物 2 种:豹 (*Panthera pardus*) 和林麝 (*Moschus berezovskii*); 国家

II级保护野生动物6种:中华鬣羚(*Capricornis milneedwardsii*)、赤狐(*Vulpes vulpes*)、豹猫(*Prionailurus bengalensis*)、毛冠鹿(*Elaphodus cephalophus*)、黄喉貂(*Mustela flavigula*)和中华斑羚(*Naemorhedus griseus*) (表1);国家“三有”动物9种:大耳猬(*Himiechimus auritus*)、黄鼬(*Mustela sibirica*)、猪獾(*Arctonyx collaris*)、野猪(*Sus scrofa*)、小鹿(*Muntiacus reevesi*)、狍(*Capreolus pygargus*)、蒙古兔(*Lepus tolai*)、岩松鼠(*Sciurotamias davidianus*)和中国豪猪(*Hystrix hodgsoni*)。在《中国脊椎动物红色名录》中^[17],濒危(EN)级别的兽类有2种:豹和林麝;易危(VU)级别的兽类有4种:豹猫、小鹿、中华鬣羚和毛冠鹿;近危(NT)级别的兽类有4种:黄喉貂、赤狐、中华斑羚和狍。

拍摄到宁夏兽类新纪录2种:小鹿和中国豪猪;六盘山保护区兽类分布新记录2种:黄喉貂和中华斑羚。食肉目和偶蹄目是本次调查兽类记录中有效拍摄照片(9 922张和25 114张)最多的2个类群,分别占兽类有效拍摄照片的23.78%和60.19%。食肉目中RAI最高的物种是猪獾(*Arctonyx collaris*,RAI为5.008),偶蹄目中最高的物种是野猪(*Sus scrofa*,RAI为7.206)。

2.2 林下鸟类

60台红外相机47 460个相机日内拍摄到鸟类6目15科53种(表2)。其中,国家II级保护鸟类8种:红腹锦鸡(*Chrysolophus pictus*)、勺鸡(*Pucrasia macrolopha*)、橙翅噪鹛(*Trochalopteron elliotii*)、斑背噪鹛(*Garrulax lunulatus*)、长耳鸮(*Asio otus*)、雕鸮(*Bubo bubo*)、雀鹰(*Accipiter nisus*)和苍鹰(*Accipiter gentilis*)。

“三有”动物21种:鹌鹑(*Coturnix japonica*)、大杜鹃(*Cuculus canorus*)、灰喜鹊(*Cyanopica cyanus*)、紫翅椋鸟(*Sturnus vulgaris*)、灰椋鸟(*Spodiopsar cinereus*)、红胁蓝尾鸲(*Tarsiger cyanurus*)、北红尾鸲(*Phoenicurus aureus*)、蓝歌鸲(*Larvivora cyane*)、斑鸫(*Turdus eunomus*)、宝兴歌鸲(*Turdus mupinensis*)、虎斑地鸲(*Zoothera aurea*)、白眉地鸲(*Zoothera sibirica*)、山噪鹛(*Garrulax davidi*)、红喉姬鹛(*Ficedula albicilla*)、褐柳莺(*Phylloscopus fuscatus*)、大山雀(*Parus cinereus*)、褐头山雀(*Parus montanus*)、黄腹山雀(*Pardaliparus venustulus*)、煤山雀(*Parus ater*)、红嘴蓝鹊(*Urocissa erythroryncha*)、石鸡(*Alectoris chukar*) (表2)。其中斑背噪鹛和灰翅鸲为宁夏鸟类分布新记录种。监测到的鸟类中,在濒危动物红色名录中无近危(NT)及以上保护级别的物种,全部

归为无危(LC)级别^[17](表2)。

监测到的鸟类中大多数的鸟类仅在部分林场分布,分布比较广的有灰头鸲、赤颈鸲、宝兴歌鸲、虎斑地鸲、白眉地鸲、红胁蓝尾鸲、山噪鹛、橙翅噪鹛、斑背噪鹛、大山雀、褐头山雀、星鸦、灰喜鹊、燕雀、红腹锦鸡、勺鸡,但大部分种类个体相对数量比较少。有些鸟类如石鸡、灰翅鸲和长耳鸮仅各有1台红外相机拍摄到它们活动的资料。拍摄到鸟类物种中鸡形目雉科鸟类是有效拍摄照片数量(6 190张)最高的类群,占全部鸟类拍摄数的48.08%。

2.3 优势物种分布动态

红峡林场优势种($I \geq 0.1$)为野猪(0.28)、岩松鼠(0.15)和猪獾(0.12);常见物种($0.10 > I \geq 0.01$)有环颈雉(0.71)、蒙古兔(0.06)、红腹锦鸡(0.06)、豹猫(0.01)。二龙河林场优势种为野猪(0.60)、猪獾(0.13),常见物种为红腹锦鸡(0.08)、岩松鼠(0.03)、豹猫(0.02)、毛冠鹿(0.02)。王化南优势种为野猪(0.28)、环颈雉(0.17)、猪獾(0.12),常见种为红腹锦鸡(0.08)、狍(0.05)、豹猫(0.04)、蒙古兔(0.02)、小鹿(0.02)、岩松鼠(0.02)。其中,野猪在每个林场区域内数量均居首位(图2)。3个林区生境类型有阔叶林、针阔混交林、灌丛、林间草地等,野猪的栖息环境也与林区环境大致相同,适宜野猪生存繁衍,所以野猪在每个林场区域内数量均属第一。

3 讨论

3.1 动物资源变化

经过2个年周期的监测,共拍摄到兽类5目11科19种(表1),占六盘山保护区已记录兽类的34.55%。但前2次科考报告^[2,7]中记录的豺(*Cuon alpinus*)、狼(*Canis lupus*)、香鼬(*Mustela altaica*)和艾鼬(*Mustela eversmanii*)以及第2次的科考报告中的3种食虫目、1种翼手目和26种啮齿目的动物,共计34种在本次调查中并未记录到。原因可能有:(1)红外相机放置时间较短,仅有2a;(2)红外相机空间布局上也未完全覆盖这些物种的核心分布区;(3)这些物种在保护区内的种群数量可能较少,不容易被相机拍摄到;(4)红外相机对小型兽类拍摄效果不佳,如对拍摄到的啮齿类动物,无法辨识到种。

本次调查拍摄鸟类6目15科53种(表2),占六盘山保护区已记录鸟类物种数的24.86%。与保护区2次科考结果^[4-5]和《六盘山鸟类图谱》^[18]相比存在巨大差异。

表2 六盘山国家级自然保护区红外相机拍摄到的鸟类物种名录

Table 2 Bird species detected during the camera trapping survey at Liupanshan National Nature Reserve

目	科	种	拉丁名	保护等级 ¹⁾	独立有效照片	相对多度指数(RAI)	濒危等级 ²⁾	
鸡形目	雉科	红腹锦鸡	<i>Chrysolophus pictus</i>	II	1 495	3.150	NT	
		环颈雉	<i>Phasianus colchicus</i>		1 260	2.655	LC	
		石鸡	<i>Alectoris chukar</i>		1	0.002	LC	
		勺鸡	<i>Pucrasia macrolopha</i>	II	115	0.242	LC	
		鹌鹑	<i>Coturnix japonica</i>		3	0.006	LC	
鸽形目	鸠鸽科	山斑鸠	<i>Streptopelia orientalis</i>		3	0.006	LC	
鹃形目	杜鹃科	大杜鹃	<i>Cuculus canorus</i>		3	0.006	LC	
鹰形目	鹰科	雀鹰	<i>Accipiter nisus</i>	II	2	0.004	LC	
		苍鹰	<i>Accipiter gentilis</i>	II	2	0.004	NT	
鸮形目	鸮鸮科	长耳鸮	<i>Asio otus</i>	II	2	0.004	LC	
		雕鸮	<i>Bubo bubo</i>	II	1	0.002	NT	
雀形目	鸫科	乌鸫	<i>Turdus mandarinus</i>		4	0.008	LC	
		灰头鸫	<i>Turdus rubrocanus</i>		200	0.421	LC	
		灰翅鸫	<i>Turdus boulboul</i>		12	0.025	LC	
		赤颈鸫	<i>Turdus ruficollis</i>		87	0.183	LC	
		斑鸫	<i>Turdus eunomus</i>		25	0.053	LC	
		宝兴歌鸫	<i>Turdus mupinensis</i>		49	0.103	LC	
		白眉鸫	<i>Turdus obscurus</i>		1	0.002	LC	
		红尾斑鸫	<i>Turdus naumanni</i>		1	0.002	LC	
		棕背黑头鸫	<i>Turdus kessleri</i>		2	0.004	LC	
		虎斑地鸫	<i>Zoothera aurea</i>		52	0.110	LC	
		白眉地鸫	<i>Geokichla sibirica</i>		14	0.029	LC	
		紫啸鸫	<i>Myophonus caeruleus</i>		25	0.053	LC	
		鸫科	白喉红尾鸫	<i>Phoenicurus schisticeps</i>		2	0.004	LC
			北红尾鸫	<i>Phoenicurus aureus</i>		38	0.080	LC
	红尾水鸫		<i>Rhyacornis fuliginosa</i>		1	0.002	LC	
	红胁蓝尾鸫		<i>Tarsiger cyanurus</i>		20	0.042	LC	
	蓝歌鸫		<i>Larvivora cyane</i>		6	0.013	LC	
	红喉歌鸫		<i>Calliope calliope</i>		3	0.006	LC	
	鸫科	红喉姬鸫	<i>Ficedula albicilla</i>		3	0.006	LC	
		灰蓝姬鸫	<i>Ficedula tricolor</i>		5	0.011	LC	
		噪鹛科	橙翅噪鹛	<i>Trochalopteron elliotii</i>	II	477	1.005	LC
			斑背噪鹛	<i>Garrulax lunulatus</i>	II	27	0.057	LC
	山噪鹛		<i>Garrulax davidi</i>		3	0.006	LC	
	柳莺科	褐柳莺	<i>Phylloscopus fuscatus</i>		1	0.002	LC	
		暗绿柳莺	<i>Phylloscopus trochiloides</i>		1	0.002	LC	
	绣眼鸟科	白领凤鹛	<i>Yuhina diademata</i>		2	0.004	LC	
	椋鸟科	紫翅椋鸟	<i>Sturnus vulgaris</i>		1	0.002	LC	
灰椋鸟		<i>Spodiopsar cineraceus</i>		1	0.002	LC		
山雀科	大山雀	<i>Parus cinereus</i>		48	0.101	LC		
	褐头山雀	<i>Parus montanus</i>		20	0.042	LC		
	煤山雀	<i>Periparus ater</i>		1	0.002	LC		
	绿背山雀	<i>Parus mpnticolus</i>		19	0.040	LC		
	黄腹山雀	<i>Pardaliparus venustulus</i>		3	0.006	LC		
鸦科	星鸦	<i>Nucifraga caryocatactes</i>		48	0.101	LC		
	小嘴乌鸦	<i>Corvus scorone</i>		7	0.015	LC		
	灰喜鹊	<i>Cyanopica cyanus</i>		22	0.046	LC		
	红嘴蓝鹊	<i>Urocissa erythroryncha</i>		36	0.076	LC		
燕雀科	燕雀	<i>Fringilla montifringilla</i>		61	0.129	LC		
	白斑翅拟蜡嘴雀	<i>Mycerobas carnipes</i>		2	0.004	LC		
	酒红朱雀	<i>Carpodacus vinaceus</i>		1	0.002	LC		
	长尾雀	<i>Carpodacus sibiricus</i>		1	0.002	LC		
莺鹛科	棕头鸦雀	<i>Sinosuthora webbiana</i>		1	0.002	LC		

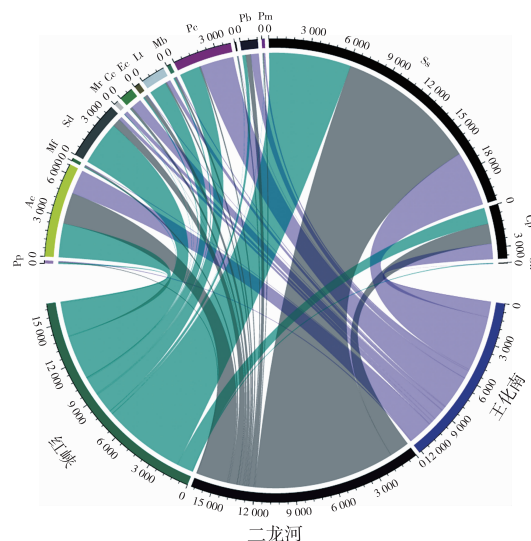
1)《国家重点保护动物名录》: I 为一级保护动物, II 为二级保护动物, III 为三级保护动物。2)《中国脊椎动物红色名录》: CR 为极危物种, EN 为濒危物种, VU 为易危物种, NT 为近危物种, LC 为无危物种。

这主要与不同鸟类的的生活习性相关。游禽和涉禽主要活动于开阔水域地带,猛禽大多翱翔于天际,大部分鸣禽和攀禽喜欢穿梭于林间;陆禽则常在林下游走觅食。正因如此,陆禽是红外相机较易拍到的鸟类,加之其体型相对较大,也容易鉴定。喜欢在林下地面及低矮灌丛活动的鸣禽则是红外相机经常能拍到的另一类群鸟类,但受限于较小的体型和较快的动作,加之林间通常较暗的光线,这一部分鸟类照片一般鉴定难度较大。同时,本次调查的鸟类数量偏少,可能与相机的布设数量有限和布设的地点受限有关。受限于红外相机的精度,小型哺乳动物等体型较小的动物较难观察和辨别。

由图 2 可知,在 3 个林场均拍到大型食肉动物豹,而有蹄类(野猪)数量的变化会影响和制约大型食肉类动物的生存^[19]。监测结果表明,六盘山野猪的种群数量较大,而狍、小麂、毛冠鹿数量也较丰富,这对于维持豹种群的大小,并促进种群的繁衍壮大起积极推进作用。红峡林场拍到岩松鼠、猪獾和蒙古兔有效拍摄照片数量最多,其主要拍摄地点在落叶松和桦为主的针阔混交林、以栎为主的阔叶林、灌木林。斑背噪鹛首次红峡林场拍到的地点为落叶阔叶林和针叶林及针阔混交林的林缘草地。王化南林场安置的红外相机拍到的环颈雉、勺鸡、豹猫和狍有效拍摄照片数量最多。环颈雉喜欢栖息于丘陵、农田、沼泽草地以及林缘灌丛,勺鸡则栖息于针阔叶混交林中,豹猫主要栖息于山林地区和灌丛附近,狍喜欢栖息在山坡小树林中。王化南林场放置的相机首次拍到灰翅鸫和小麂,灰翅鸫发现地大多是阔叶林中;小麂经常出没在林缘,有固定的活动路线,也与小麂的习性有关。二龙河林场拍到的红腹锦鸡数量最多,林麝、毛冠鹿和黄喉貂在二龙河林场的种群数量也较多。林麝喜欢栖于针阔混交林,毛冠鹿经常出现在密林或灌丛中。六盘山多样的生境为各种动物的栖息和繁衍提供了良好的条件^[20]。

与之前数据对比,本次调查新增宁夏鸟兽分布新记录 4 种:小麂、中国豪猪、斑背噪鹛、灰翅鸫,六盘山保护区兽类分布新记录 2 种:中华斑羚和黄喉貂^[20],与保护区前 2 次综合科考报告相比,新记录到毛冠鹿、中华斑羚,充分体现出红外相机在动物资源监测中的优势。自 2017 年 7 月红外相机布设以来,在不同季节均拍摄到小麂^[21]、黄喉貂和斑背噪鹛^[22]的影像资料,说明这几种动物很可能在六盘山区形成了较为稳定的种群。小麂、斑背噪鹛、灰翅鸫原有的分布区和六盘山现发现的分布点之间

的距离都比较远^[23]。新记录的发现不仅扩展了这些物种在我国的分布范围,为进一步研究物种的分布、生态及物种保护提供基础资料,且对研究六盘山地区的生物多样性也将起到一定的积极作用。



Pp—豹,Ac—猪獾,Mf—黄喉貂,Sd—岩松鼠,Mr—小麂,Cc—狍, Ec—毛冠鹿,Lt—蒙古兔,Mb—林麝,Pe—环颈雉,Cs—藏羚,Pb—豹猫, Pm—勺鸡,Ss—野猪,Cp—红腹锦鸡,Gh—斑背噪鹛。数字表示物种数量。

图 2 六盘山保护区部分鸟兽数量及分布和弦图

Fig. 2 The number and distribution of some birds and animals in Liupanshan National Nature Reserve

3.2 红外相机的局限

在实际调查过程中,发现红外相机针对中大型日行或夜行性兽类、鸟类拍摄效果比较好,获得的数据真实有效,但由于小型动物如啮齿类个体大小、外形相似,虽然拍摄到大量的影像资料,但无法利用照片或视频进行物种鉴定,这也是红外相机的局限性之一^[24]。对于鸟类,拍摄率较低的主要原因是红外相机更适用于多在地面活动的鸟类,拍摄率最高的鸟类即为地栖性的鸡形目鸟类的红腹锦鸡、环颈雉和噪鹛类。在整理照片的过程中因拍摄到的动物照片面积、角度及清晰度的影响,导致部分动物种类无法辨别,统计数据出现误差。因此需要按照公里网格法的要求布设更多的灵敏性更好的红外相机,在保护区内开展长期的监测^[25],以获取这些物种是否存在的确凿证据。在后期处理图片时发现小部分相机拍摄大量空照片,究其原因红外相机感应范围内有新生的草本植物或者偶然伸出的树枝以及树林内光影变化,触发相机拍摄,导致拍摄大量无用照片,耗费电池电量,无法拍摄有效动物照片;红外相机拍摄灵敏度和范围有限,动物虽触发了相机拍摄,但由于相机反应时间和动物

移动速度的关系,也会拍摄部分空白照片。

3.3 人为干扰及保护建议

在统计结果中发现,无关人员照片占所拍摄有效拍摄照片比例高达6.63%,说明该保护区内野生动物也面临着较大的人为干扰。其中二龙河无关人员活动最为频繁,红峡次之,王化南林场无关人员活动量最少。监测中发现无关人员大多为当地居住村民,少部分为游客。照片中所记录的当地居民多为上山挖野菜和采摘松塔,少量为放牧甚至有布兽铗打猎现象。因二龙河布设相机位点在六盘山国家自然公园内,可根据每次相机拍到无关人员照片数对布设位点进行更改,尽量避免游客集中区域。另外,对于红峡和王化南区域,在确保能拍到物种的同时,可将相应相机布设位点移位到更隐蔽的地方,还需要加强对进山人员的管理和监测。当地保护区及相应林场工作人员要进一步加大野生动物保护法的宣传力度,提高当地居民对野生动物的保护意识,对捕杀野生动物的不法行为从严打击,杜绝猎杀保护动物的现象^[26]。

从数据分析结果来看,六盘山保护区内兽类野猪和猪獾的数量居于榜首,且分布范围最广,几乎遍及整个保护区。与科考报告记录相比,野猪数量增多,得益于保护区的建立以及之后长期有效的保护管理,随着“天保工程”的不断实施和深入推进,保护区及周边区域的植被不断恢复,加之我国野生动物保护力度的不断加强和保护政策的不断完善,野生动物栖息地不断扩张。尤其是像野猪这一类适应和繁殖能力较强的物种,种群数量迅速增加。与此同时,豹在本区域几乎是野猪的唯一天敌,其种群数量虽有一定的增长,但增长比较缓慢^[27](根据六盘山国家级自然保护区金钱豹等野生动物资源调查资料,未发表),可能也是野猪种群迅速发展的重要原因之一。而今,野生动物肇事逐渐引起人们的关注,虽然六盘山地区没有大型野生兽类肇事的报道,但野猪给保护区周边民众的财产及人身安全带来一定程度的威胁确实是存在的。保护区应通过合法的方式对区内野猪数量进行一定程度上的人为管控,以维持当地自然生态系统的平衡,保护人民群众财产和人身安全。

豹位于本区域内食物链的顶端,豹的种群数量影响食物链的状况。据记载,豹主要分布于二龙河、东山坡、秋千架、王化南林场、西峡等地。本次安装在3个林场的60台相机中27台相机都拍到了豹活动的照片及视频,其中红峡林场拍到的频次最多,与科考报告记录分布范围相比^[2],分布范围扩

大,表明自1998年实施“天保工程”以来,随着区域内植被的恢复,栖息地得到恢复,缩短了各个斑块之间的距离,减少相互间的隔离,便于豹的活动,对豹的数量增长有积极促进作用^[2]。今后,保护区还需继续保持域内植被的恢复,为越来越多的动物提供良好的生存环境。

通过对泾源县六盘山保护区内布设的红外相机拍摄的有效拍摄照片进行整理,对泾源县县域内大中型哺乳动物(含地面活动鸟类)的种类、数量、分布以及人为干扰情况有了较为全面、系统的了解,为今后当地政府在制定生物多样性保护和保护区的相关管理措施与政策方面提供支撑。但本次布设的红外相机位点主要集中在保护区功能区划的缓冲区,对于保护区核心区域物种数量及分布状况的了解有所不足,希望以后再进一步的研究与探索。

参考文献:

- [1] 王香亭,秦长育,贾万章,等.宁夏地区脊椎动物调查报告[J].兰州大学学报,1977,13(1):110-128.
- [2] 王香亭.六盘山自然保护区科学考察[M].银川:宁夏人民出版社,1988:1-356.
- [3] 孙立新,龚大洁,孙呈祥,等.六盘山自然保护区鸟类群落时空变化[J].干旱区研究,2014,31(2):329-335.[SUN Li-xin, GONG Da-jie, SUN Cheng-xiang, et al. Spatio-temporal Variation of Avian Communities in the Liupan Mountain Nature Reserve[J]. Arid Zone Research, 2014, 31(2): 329-335.]
- [4] 李勤,郭建国,寇晓军,等.相机陷阱在野生动物种群生态学中的应用[J].应用生态学报,2013,24(4):947-955.[LI Qin, WU Jian-guo, KOU Xiao-jun, et al. Applications of Camera Trap in Wildlife Population Ecology[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24(4): 947-955.]
- [5] CUTLER T L, SWANN D E. Using Remote Photography in Wildlife Ecology: a Review [J]. Wildlife Society Bulletin, 1999, 27(3): 571-581.
- [6] 李佳琦,徐海根,万雅琼,等.全国哺乳动物多样性观测网络(China BON-Mammals)建设进展[J].生态与农村环境学报,2018,34(1):12-19.[LI Jia-qi, XU Hai-gen, WAN Ya-qiong, et al. Progress in Construction of China Mammal Diversity Observation Network(China BON-Mammals)[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(1): 12-19.]
- [7] 程积民.六盘山国家级自然保护区综合科学考察报告[M].北京:科学出版社,2013:6-109.
- [8] 李晟,王大军,肖治术,等.红外相机技术在我国野生动物研究与保护中的应用与前景[J].生物多样性,2014,22(6):685-695.[LI Sheng, WANG Da-jun, XIAO Hu-xiao, et al. Camera-trapping in Wildlife Research and Conservation in China: Review and Outlook[J]. Biodiversity Science, 2014, 22(6): 685-695.]
- [9] 汪松.中国兽类野外手册[M].长沙:湖南教育出版社,2009:1-671.

- [10] 赵欣如.中国鸟类图鉴[M].北京:商务印书馆,2018:1-980. [ZHAO Xin-ru. A Photographic Guide to the Birds of China Photographic Guide to the Birds of China[M]. Beijing: The Commercial Press, 2018: 1-980.]
- [11] 郑光美.中国鸟类分类与分布名录[M].3版.北京:科学出版社,2017:1-492. [ZHENG Guang-mei. A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China[M]. 3rd ed. Beijing: Science Press, 2017: 1-492.]
- [12] WILSON D E, REEDER D M. Mammals Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference[M]. 3rd ed., Baltimore, USA: The Johns Hopkins University Press, 2005: 1-214.
- [13] O'BRIEN T G, KINNAIRD M F, WIBISONO H T. Crouching Tigers, Hidden Prey: Sumatran Tiger and Prey Populations in a Tropical Forest Landscape[J]. Animal Conservation, 2003, 6(2): 131-139.
- [14] 李广良, 李迪强, 薛亚东, 等. 利用红外相机研究神农架自然保护区野生动物分布规律[J]. 林业科学, 2014, 50(9): 97-104. [LI Guang-liang, LI Di-qiang, XUE Ya-dong, et al. Distribution of Wildlife Surveyed with Infra-red Cameras in the Shennongjia National Nature Reserve[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2014, 50(9): 97-104.]
- [15] AZLAN J M, SHARMA D S K. The Diversity and Activity Patterns of Wild Felids in a Secondary Forest in Peninsular Malaysia[J]. Oryx, 2006, 40(1): 36-41.
- [16] 赵欣, 姜云垒, 尚伟平, 等. 不同林龄次生林繁殖鸟类群落结构[J]. 东北林业大学学报, 2015, 43(7): 120-122, 126. [ZHAO Xin, JIANG Yun-lei, SHANG Wei-ping, et al. Community Structure of Breeding Bird in Secondary Forests with Different Stand Ages[J]. Journal of Northeast Forestry University, 2015, 43(7): 120-122, 126.]
- [17] 蒋志刚, 江建平, 王跃招, 等. 中国脊椎动物红色名录[J]. 生物多样性, 2016, 24(5): 501-551, 615. [JIANG Zhi-gang, JIANG Jian-ping, WANG Hao-wang, et al. Red List of China's Vertebrates[J]. Biodiversity Science, 2016, 24(5): 501-551, 615.]
- [18] 王双贵. 六盘山鸟类图谱[M]. 银川: 阳光出版社, 2019: 1-212.
- [19] 高中信, 王文. 野猪[J]. 生物学通报, 2007, 42(1): 6-7. [GAO Zhong-xin, WANG Wen. Wild Boar[J]. Bulletin of Biology, 2007, 42(1): 6-7.]
- [20] 王香亭. 宁夏脊椎动物志[M]. 银川: 宁夏人民出版社, 1990: 1-324.
- [21] 罗娟娟, 秦家慧, 李佳琦, 等. 宁夏兽类新纪录: 小鹿(*Muntiacus reevesi* Ogilby, 1839)[J]. 兽类学报, 2019, 39(6): 688-693. [LUO Juan-juan, QIN Jia-hui, LI Jia-qi, et al. A New Record of Mammals in Ningxia Hui Autonomous Region-Reeve's Muntjac (*Muntiacus Reevesi* Ogilby, 1839)[J]. Acta Theriologica Sinica, 2019, 39(6): 688-693.]
- [22] 宋景舒, 罗娟娟, 李佳琦, 等. 宁夏鸟类新纪录——斑背噪鹛[J]. 四川动物, 2018, 37(6): 682-683.
- [23] 徐龙辉, 余斯绵, 马世来. 中国鹿属的种类及分布[J]. 野生动物, 1988.1: 15-17.
- [24] 刘芳, 李迪强, 吴记贵. 利用红外相机调查北京松山国家级自然保护区的野生动物物种[J]. 生态学报, 2012, 32(3): 730-739. [LIU Fang, LI Di-qiang, WU Ji-gui. Using Infra-red Cameras to Survey Wildlife in Beijing Songshan National Nature Reserve[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(3): 730-739.]
- [25] LI S, WANG D, LU Z, et al. Cats Living with Pandas: the Status of Wild Felids within Giant Panda Range, China[J]. Cat New, 2010, 52: 20-23.
- [26] 黄薇, 夏霖, 杨奇森, 等. 青藏高原兽类分布格局及动物地理区划[J]. 兽类学报, 2008, 28(4): 375-394. [HUANG Wei, XIA Lin, YANG Qi-sen, et al. Distribution Pattern and Zoogeographical Division of Mammals on the Qinghai-Tibet Plateau[J]. Acta Theriologica Sinica, 2008, 28(4): 375-394.]
- [27] 郜二虎, 胡德夫, 王志臣, 等. 宁夏六盘山自然保护区金钱豹资源初步调查[J]. 林业资源管理, 2007(1): 80-82, 68. [GAO Er-hu, HU De-fu, WANG Zhi-chen, et al. An Investigation of Leopards in Liupan Mountain Nature Reserve[J]. Forest Resources Management, 2007(1): 80-82, 68.]

作者简介: 曾锦源(1999—), 男, 湖南衡阳人, 研究方向为动物生态学。E-mail: 1213794312@qq.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0281

张新艳, 陈彬, 丁少雄, 等. 基于 Ecopath 模型的厦门湾生态系统结构与功能变化分析[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(2): 217-224.

ZHANG Xin-yan, CHEN Bin, DING Shao-xiong, et al. Analysis of Ecosystem Structure and Function Changes in Xiamen Bay in the Past 10 Years Based on Ecopath Model[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 217-224.

基于 Ecopath 模型的厦门湾生态系统结构与功能变化分析

张新艳^{1,2}, 陈彬¹, 丁少雄², 俞炜炜¹, 杜建国¹ (1. 自然资源部第三海洋研究所, 福建 厦门 361005; 2. 厦门大学海洋与地球学院, 福建 厦门 361005)

摘要: 厦门湾的生态资源十分丰富, 但由于自然因素与人为因素的综合影响, 厦门湾生态系统承受着十分巨大的压力。对生态系统的动态模拟, 可以为分析生物种类的生物量变动、能量流动变化及生态系统的稳定性提供科学依据。根据 2019—2020 年厦门湾渔业资源调查数据, 应用 EwE 软件构建厦门湾生态系统模型, 并与根据 2010 年资料建立的生态系统模型进行比较。模型包括哺乳动物、斑竹鲨、鳀科、鲱科、鲷科、虾类、蟹类、头足类、浮游动物、浮游植物、底栖生物、碎屑等 26 个功能群, 基本涵盖了厦门湾生态系统中的能量流动途径。结果表明, 厦门湾的大型捕食者相对缺乏, 使得厦门湾生态系统的捕食压力较低, 因而处于较低营养级的生物, 如小型鱼类等种类在该生态系统中占据优势地位, 导致厦门湾生态系统的食物网结构较为简单, 同时模型表明该系统目前的稳定性较低。与 2010 年相比, 2020 年厦门湾的生物类群有所变化, 能量流动也发生相应变化, 2020 年生态系统较低营养级的生物量、流向碎屑量及总流量小于 2010 年, 而较高营养级功能群的上述参数要高于 2010 年。总体而言, 2020 年厦门湾生态系统的能流规模要小于 2010 年。该研究可以为厦门湾生态系统的保护和管理提供科学依据。

关键词: 厦门湾; 海洋生态系统; 食物网; 营养级; Ecopath 模型

中图分类号: X171.1; P745 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0217-08

Analysis of Ecosystem Structure and Function Changes in Xiamen Bay in the Past 10 Years Based on Ecopath Model. ZHANG Xin-yan^{1,2}, CHEN Bin¹, DING Shao-xiong², YU Wei-wei¹, DU Jian-guo¹ (1. Third Institute of Oceanography, Ministry of Natural Resources, Xiamen 361005, China; 2. College of Ocean and Earth Sciences, Xiamen University, Xiamen 361005, China)

Abstract: Xiamen Bay is rich in ecological resources and has diversified service functions. However, due to the comprehensive action of natural, human activities and other factors, Xiamen Bay ecosystem is under great pressure. Dynamic simulation of ecosystem can provide scientific basis for the analysis of biomass variation, energy flow variation and ecosystem stability. An EwE model was developed based on the fishery resources survey data of Xiamen Bay in 2019–2020, and was compared with the model used in 2010. Totally 26 functional groups were included in this model, such as marine animals, bamboo shark, fanray, anchovy, terapon, shrimps, crabs, cephalopods, zooplankton, phytoplankton, benthos, detritus, et al, which have basically covered the whole energy flow pathway in the ecosystem of Xiamen Bay. Results show that the large predators in Xiamen Bay was relative few, leading to the low pressure on Xiamen Bay ecosystem predation, and the dominant position of low trophic level creatures like small fishes occupied in the ecosystem. The ecosystem structure of food web in Xiamen Bay was relatively simple, and the stability of the ecosystem is currently low. Compared with the results of the model used in 2010, the functional groups and energy flow in Xiamen Bay had changed in 2020. The biomass, detritus flow and total throughput in the lower trophic levels of the ecosystem in 2020 were less than that in 2010, while those in the higher trophic levels were higher than that in 2010. In general, total system throughput of Xiamen Bay ecosystem in 2020 was smaller than that in 2010. This study can provide scientific basis for the protection and management of Xiamen Bay ecosystem.

Key words: Xiamen Bay; marine ecosystem; food web; trophic level; ecopath model

收稿日期: 2021-05-07

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507205); 厦门市青年创新基金(3502Z20206096); 国家自然科学基金(42176153, 42076163)

① 通信作者 E-mail: dujianguo@tio.org.cn

厦门湾地处福建省东南部,位于北回归线附近,为典型的亚热带半封闭型港湾,与台湾海峡相望,岸线曲折,地形复杂,具有湾中有湾、湾中有岛的海岸地貌特征。其水文环境主要受黑潮、南海暖流、闽浙沿岸和九龙江口径流的影响。研究区具有典型的亚热带海洋性季风气候特征,影响其气候的因素主要有太阳辐射、台湾海峡及两侧山地地形以及季风环流等^[1]。厦门湾因其优越的地理位置,不仅具有十分丰富的鱼、虾、蟹等生物资源,也是许多重要海洋经济生物的产卵场和“育儿场”^[2],成为福建省较为传统的流刺网和定置网的作业海区^[3-4]。

近年来,由于各种人为因素如经济快速发展、沿岸地区人口迅速增加等,厦门湾及其附近海域承受着越来越高的环境压力^[5]。同时,持续较高强度的捕捞压力严重威胁着厦门湾生态资源的可持续性利用^[4]。有研究发现,厦门东海域鱼类总渔获量已经远远超过其最大可捕量,且与历史相比,厦门湾海域鱼类物种多样性减少^[6],群落稳定性较差^[7]。中华白海豚(*Sousa chinensis*)是国家一级重点保护水生哺乳动物^[8],被国际自然及自然资源保护联盟红色物种名录列为易危物种^[9],厦门湾是其重要栖息地之一,通过 2010 和 2020 年进行的多次调查与查阅文献发现,厦门湾海域中华白海豚数量呈减少趋势^[10-12]。厦门湾生态资源迫切需要加强保护和管理^[4]。

因此,根据 2019—2020 年春、夏、秋、冬在厦门湾海域 15 个站位进行的底拖网调查数据,利用 Ecopath with Ecosim(EwE)软件,构建 2020 年厦门湾生态系统营养通道模型,并与根据 2010 年调查资料建立的厦门湾营养通道模型进行对比^[13],分析 10 a 间厦门湾生态系统结构变化,以期为该海域生态系统的保护和管理提供科学依据。

1 研究方法

1.1 Ecopath 模型基本原理

Ecopath 模型用一组线性联立方程来定义一个生态系统,每个线性方程代表生态系统的功能群,包括碎屑、浮游生物、底栖生物以及鱼类^[14],所有的功能群能够基本上覆盖生态系统的能量流动途径^[13],该模型主要描述生态系统各功能群的质量守恒。

$$B_i \times P_i/B_i \times E_{E,i} - E_i = \sum B_j \times Q_j/B_j \times C_{D,ij} \quad (1)$$

式(1)中, B_i 为被捕食功能群 i 的生物量; P_i/B_i 为功

能群 i 的生产量与生物量的比值; $E_{E,i}$ 为功能群 i 的营养转换效率; E_i 为净迁移; B_j 为捕食者功能组的生物量; Q_j/B_j 为消耗量与生物量的比值; $C_{D,ij}$ 为被捕食功能群 i 占捕食者功能群 j 的食物比例^[15]。在 Ecopath 模型中,每个功能群需要输入的基本参数至少包括 B 、 P/B 、 E_E 、 Q/B 中的 3 个,模型可自动估算没有输入的参数, C_D 为必须输入参数。同时,为满足生态系统各功能群之间的能流平衡,各功能群需满足以下方程^[16]:

$$Q = P + R + U \quad (2)$$

式(2)中, Q 为消耗量; P 为生产量; R 为呼吸量; U 为未经同化的食物量。

1.2 数据来源

厦门湾 Ecopath 模型输入的各功能群中游泳生物的生物量来自于底拖网调查。2010 年各功能群中游泳生物生物量来源于厦门湾具有代表性海域的实地调查数据。2019—2020 年,在 2010 年调查海域的基础上选取了 15 个重要站位进行四季拖网调查,将调查数据取均值。2010 与 2020 年的调查站位均基本覆盖厦门湾全海域,调查方法均采用海洋生物调查规范。 P/B 和 Q/B 基于 Fishbase 和文献^[13,17-20], C_D 来源于调查和文献^[13,17-20]。渔业捕捞数据来源于《2019 年福建渔业统计年鉴》,生态效率 E_E 由模型根据输入参数计算得出。

1.3 功能群划分

厦门湾生态系统生物种类丰富,因此在划分功能群时进行了简化,以减少功能群的个数。按照生态学或分类学上相似的物种划分为同一功能群及优势种或特有种为一功能群的原则,将厦门湾生态系统划分为 26 个功能群,分别为哺乳动物、斑竹鲨、鳐科、魮科、海鳗科、海鲶科、梅童鱼属、花鲈属、鳀科、狗母鱼科、鲳科、叫姑鱼属、鲷科、鲈科、虾虎鱼科、鲷科、舌鳎科、鲆科、小型鱼类、虾类、蟹类、头足类、底栖生物、浮游动物、浮游植物以及碎屑。这 26 个功能群基本上涵盖了厦门湾生态系统的能量流动全过程。

1.4 Ecopath 模型的调试

生态系统能量输入与输出之间的平衡是 Ecopath 模型基本输出的原则,模型保持平衡最基本的条件是 $0 < E_E \leq 1$ 。将原始数据输入 Ecopath 模型后,经过模型运算,不可避免地会遇到某些功能群的 $E_E > 1$ (即功能群处于不平衡态)的情况,因此需要对模型进行平衡调试,直至所建模型处于最佳状态^[21]。

2 结果与分析

2.1 生态系统结构与能流分布

厦门湾生态系统的 Ecopath 模型在 2010 和 2020 年 2 个不同时期的输入与输出结果如表 1 所示。从表 1 可知,2010—2020 年厦门湾生态系统中许多物种的生物量发生了改变,浮游植物、浮游动物、底栖生物、鲷科、鳀科及花鲈属物种的生物量明显上升,狗母鱼科、鲳科等物种的生物量有所下降。

2010 和 2020 年厦门湾生态系统模型的营养级范围分别为 1.00~3.84 和 1.00~3.73。其中底栖生物(0.205)、舌鳎科(0.086)、斑竹鲨(0.055)、鳎科(0.052)营养级上升幅度明显,除碎屑、浮游植物、浮游动物的营养级没有改变外,其余营养级均

有不同程度下降,营养级下降幅度较为明显的是鲷科(0.716)、虾类(0.590)、鲷科(0.555)、蟹类(0.512)、虾虎鱼科(0.412)。

2010 和 2020 年厦门湾生态系统的生物量、消耗量和总流量分布情况如表 2 所示。由表 2 可知,2010 和 2020 年厦门湾生态系统各营养级之间总流量随营养级的增加而降低。其中,2020 年厦门湾生态系统中第 I 营养级的生物量、消耗量、流向碎屑量以及总流量均小于 2010 年,第 II、III 营养级除流向碎屑量高于 2010 年之外,其余均小于 2010 年;第 IV 营养级的消耗量和流向碎屑量高于 2010 年,但其生物量和总流量小于 2010 年;第 V 营养级的消耗量、流向碎屑量及总流量均大于 2010 年,但其生物量小于 2010 年。

表 1 2010 和 2020 年厦门湾生态系统 Ecopath 模型的输入与输出参数

Table 1 Inputs and outputs of model parameters of the Xiamen Bay ecosystem in 2010 and 2020

功能群	2010 年						2020 年					
	营养级	生物量/ (t · km ⁻²)	P/B/ a ⁻¹	Q/B/ a ⁻¹	E _E	渔获量/(t · km ⁻² · a ⁻¹)	营养级	生物量/ (t · km ⁻²)	P/B/ a ⁻¹	Q/B/ a ⁻¹	E _E	渔获量/(t · km ⁻² · a ⁻¹)
哺乳动物	3.85	0.008	0.05	30.0	0.087		3.72	0.005	0.03	30.0	0.392	
斑竹鲨	3.42	0.020	0.48	17.4	0.975	0.004	3.48	0.032	0.48	17.4	0.808	0.004
鳎科	3.48	0.020	0.38	5.7	0.960	0.002	3.53	0.007	0.58	5.7	0.742	0.001
鲳科	3.47	0.009	0.38	9.6	0.973	0.002	3.43	0.010	0.38	9.6	0.869	0.002
海鳗科	3.94	0.009	2.30	4.4	0.983	0.005	3.73	0.002	2.50	4.4	0.803	0.003
海鲶科	3.16	0.002	1.62	3.8	0.999	0.510	2.99	0.039	3.50	3.8	0.798	0.006
梅童鱼属	3.73	0.468	2.42	19.2	0.851	0.001	3.34	0.003	2.42	19.2	0.618	0.002
花鲈属	3.61	0.001	2.40	4.0	0.849	0.003	3.37	0.011	2.40	4.0	0.670	0.016
鳀科	3.08	0.003	2.20	26.2	0.996	0.084	3.04	0.059	3.00	26.2	0.529	0.039
狗母鱼科	3.81	0.053	2.41	11.8	0.985	0.004	3.71	0.002	2.50	11.8	0.604	0.001
鲳科	3.33	0.002	2.12	10.1	0.970	0.000	3.17	0.001	2.12	10.1	0.691	0.001
叫姑鱼属	3.67	0.000	2.01	8.7	0.975	0.016	3.43	0.051	2.51	8.7	0.360	0.034
鳎科	3.74	0.011	2.41	9.6	0.972	0.000	3.42	0.001	2.41	9.0	0.875	0.001
鲷科	3.42	0.000	2.50	16.0	0.964	0.001	2.71	0.001	2.30	15.0	0.293	0.001
虾虎鱼科	3.09	0.000	2.98	13.6	0.981	0.012	2.68	0.016	3.80	13.0	0.576	0.011
鲷科	3.40	0.010	2.98	5.2	0.955	0.000	2.85	0.002	3.50	4.0	0.671	0.003
舌鳎科	3.12	0.000	3.55	8.3	0.996	0.048	3.20	0.042	3.50	6.0	0.439	0.004
鳎科	3.29	0.026	3.55	11.5	0.910	0.000	2.89	0.002	3.95	7.5	0.141	0.001
小型鱼类	2.90	0.000	2.30	24.0	0.985	0.027	2.77	0.099	3.80	8.8	0.187	0.017
虾类	2.91	0.035	3.90	27.0	0.991	0.068	2.32	0.067	8.00	10.0	0.993	0.038
蟹类	2.92	0.092	3.90	15.0	0.994	0.084	2.41	0.064	15.00	10.0	0.314	0.045
头足类	2.89	0.093	3.00	10.0	0.997	0.030	2.50	0.070	15.80	8.0	0.113	0.018
底栖生物	2.10	0.058	5.00	20.0	0.875		2.31	0.509	25.00	20.0	0.105	
浮游动物	2.00	0.537	40.00	160.0	0.438		2.00	0.150	80.00	160.0	0.438	
浮游植物	1.00	0.369	200.00		0.295		1.00	0.466	200.00		0.295	
碎屑	1.00	0.922			0.103		1.00	43.000			0.056	

P/B 为生产量/生物量; Q/B 为消耗量/生物量; E_E 为生态效率。

2.2 营养级之间的能量转换效率和营养关系

在生态系统内,物质和能量总是经食物链由较低营养级向较高营养级传递,由于各营养级的呼

吸、排泄、满足自我生长发育与繁殖等因素的作用,能量在这个传递过程中有大量的损失。营养级的转换效率指某一营养级的生产量与其前一营养级

生产量的比值。

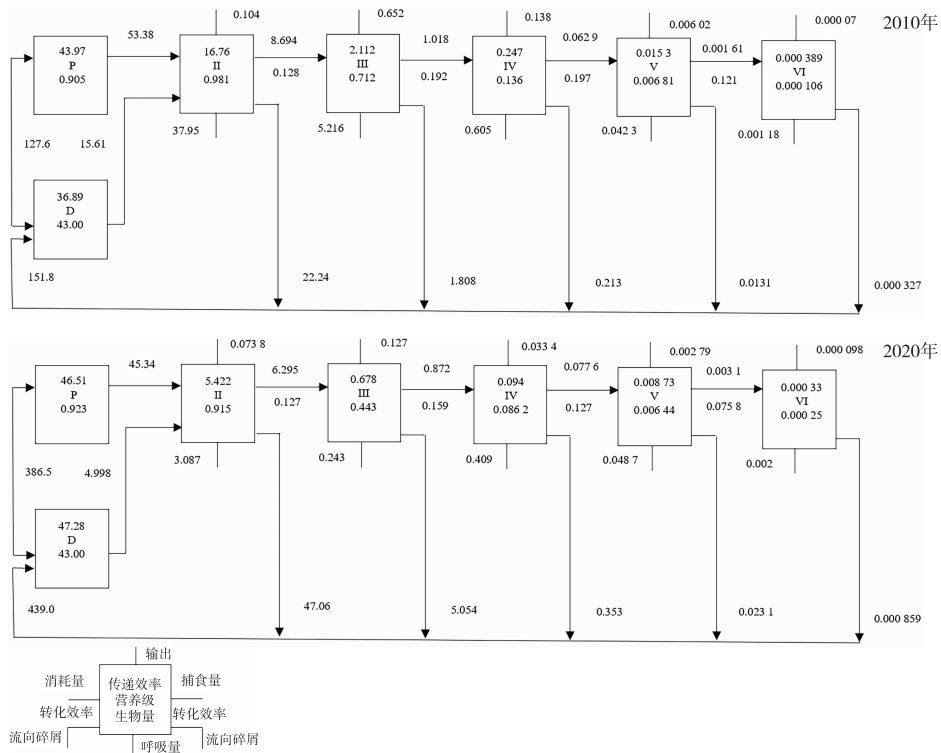
表 2 2010 和 2020 年厦门湾生态系统生物量、生产量、流向碎屑量和总流量在各营养级的分布

Table 2 Distribution of biomass, production, detritus flow and total throughput in Xiamen Bay ecosystem in 2010 and 2020

营养级	2010 年				2020 年			
	生物量/ (t · km ⁻² · a ⁻¹)	被摄食量/ (t · km ⁻² · a ⁻¹)	流向碎屑量/ (t · km ⁻² · a ⁻¹)	总流量/ (t · km ⁻² · a ⁻¹)	生物量/ (t · km ⁻² · a ⁻¹)	被摄食量/ (t · km ⁻² · a ⁻¹)	流向碎屑量/ (t · km ⁻² · a ⁻¹)	总流量/ (t · km ⁻² · a ⁻¹)
V	0.009	0.002	0.013	0.063	0.008	0.004	0.026	0.089
IV	0.136	0.063	0.213	1.020	0.111	0.089	0.413	1.070
III	0.712	1.020	1.810	8.690	0.568	1.070	6.060	7.890
II	0.981	8.690	22.200	69.000	0.756	7.890	23.700	36.300
I	43.900	69.000	128.000	333.000	43.500	36.300	73.000	207.000
总计	45.700	78.800	152.000	412.000	45.000	45.400	103.000	252.000

2010 和 2020 年厦门湾生态系统各营养级间的能量流动效率如图 1 所示,厦门湾生态系统在 2010 和 2020 年 2 个不同时期的能量流动可以合并为 5 个营养级。由于海洋生态系统中存在 2 种不同的能量来源,厦门湾生态系统中存在 2 种不同起点的食物链,一种是以碎屑为起点的碎屑食物链,一种是以海洋浮游植物为起点的牧食食物链。2010 年厦

门湾生态系统的牧食食物链可以描述为:从第 I 营养级(浮游植物)开始,向第 II 营养级(浮游动物、虾类及蟹类等)、第 III 营养级(舌鳎科、鲷科等)进行能量流动;碎屑食物链可以描述为:从有机物转化的碎屑开始,在食碎屑者(底栖生物和浮游动物)、肉食性鱼类之间进行能量流动^[22]。



P—初级生产者; D—碎屑。

图 1 2010 和 2020 年厦门湾生态系统营养层级间能流效率示意图

Fig. 1 The schematic diagram of energy flow efficiency between nutrition levels of Xiamen Bay ecosystem in 2010 and 2020

2010 和 2020 年厦门湾生态系统各营养级之间的营养传递效率如表 3 所示。从图 1 和表 3 可以看出,2020 年 I - II 营养级之间的转换效率高于 2010

年,2020 年 II - III 营养级之间的转换效率明显高于 2010 年,2020 年 III - IV、IV - V、V - VI 营养级之间的转换效率低于 2010 年,2020 年厦门湾生态系统的

总转换效率为 15.8%，略低于 2010 年的 16.9%。

2010 和 2020 年厦门湾生态系统各功能群之间的混合营养关系如图 2 所示。图 2 表明,当各功能群的生物量增加时,同功能群内的生物对饵料资源的竞争也会增强,即种内竞争加剧,其结果是对自身产生负影响^[12]。小型鱼类对蟹类有一定的负影响,鲨鱼对哺乳动物有着较强的负影响,鲨鱼对头足类存在明显的正影响。2010 和 2020 年,浮游植物和浮游动物对大部分功能群存在正影响。2010 年,渔业对大部分功能群的影响是消极的,即渔业捕捞量的增加造成大部分功能群生物量的下降,其中海鳗科受到的影响最大,其次是鲷科、舌鳎科,再次为小型鱼类、花鲈属、鳀鲱科等;而渔业对虾类和蟹类的影响是积极的,即渔业捕捞量的增加会使虾类和蟹类生物量增加。2020 年,渔业对大部分功能群的影响与 2010 年一样呈负作用,其中鲷科受到的影响最大,其次为花鲈属、鳀科,再次为舌鳎科、鲷科,而渔业对蟹类的影响是积极的。

2.3 厦门湾生态系统的总体特征

厦门湾生态系统 2010 与 2020 年的总体特征如表 4 所示。对比发现,2020 年厦门湾生态系统的总

生物量低于 2010 年,渔获物平均营养级由 2010 年的 3.11 降到 2020 年的 2.88,总净初级生产量是 2010 年的 57.2%,系统总生产量由 2010 年的 200 t · km⁻² · a⁻¹ 下降到 2020 年的 134 t · km⁻² · a⁻¹,系统总流量由 2010 年的 412 t · km⁻² · a⁻¹ 下降到 2020 年的 252 t · km⁻² · a⁻¹。

表 3 2010 和 2020 年厦门湾生态系统各营养级间传输效率
Table 3 Transmission efficiency among nutrient levels of Xiamen Bay ecosystem in 2010 and 2020

年份	营养级	生产者/%	碎屑/%	总能流/%	碎屑占能流比
2010	II	11.2	18.0	12.8	
	III	17.9	22.1	19.2	
	IV	20.0	19.1	19.7	
	V	13.2	8.4	12.1	
	VI	5.7		5.9	
	总计	15.9	19.7	16.9	0.41
2020	II	21.4	22.2	22.1	
	III	17.5	15.8	17.2	
	IV	15.4	11.0	14.8	
	V	10.7	10.1	10.6	
	VI	10.0		10.0	
	总计	17.9	16.5	17.8	0.44

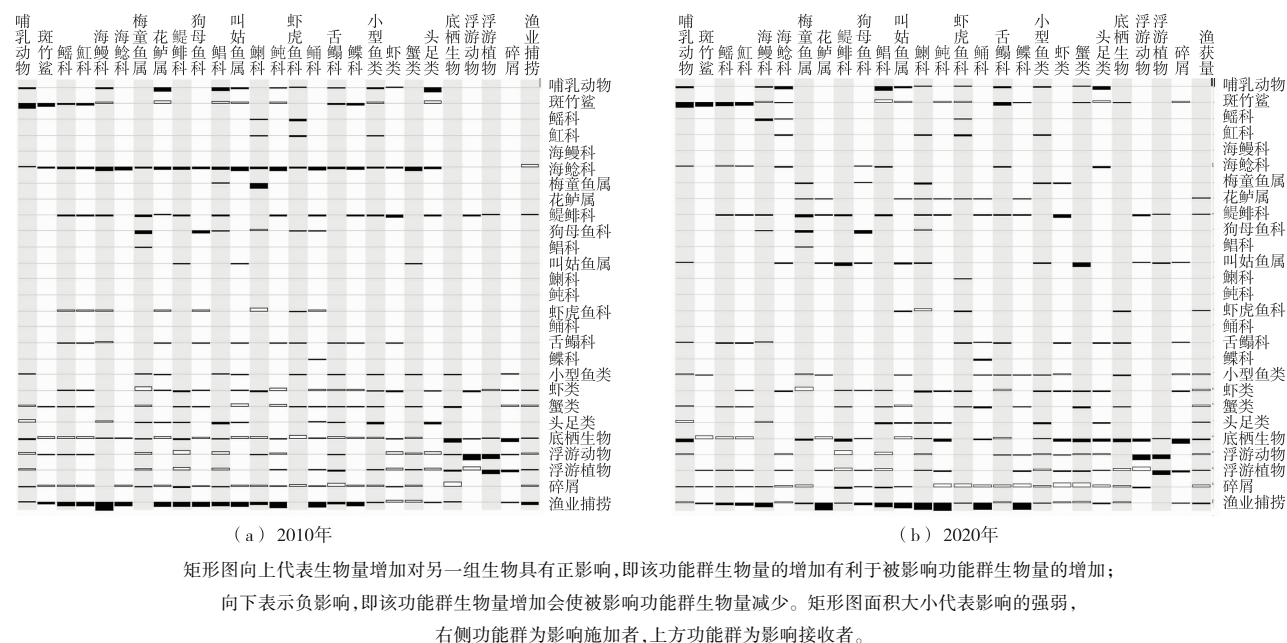


图 2 2010 和 2020 年厦门湾生态系统混合营养关系图
Fig. 2 Mixed trophic impact on Xiamen Bay ecosystem between 2010 and 2020
矩形图向上代表生物量增加对另一组生物具有正影响,即该功能群生物量的增加有利于被影响功能群生物量的增加;
向下表示负影响,即该功能群生物量增加会使被影响功能群生物量减少。矩形图面积大小代表影响的强弱,
右侧功能群为影响施加者,上方功能群为影响接收者。

3 讨论

该研究基于 Ecopath 模型的构建,从物质能量平衡的角度分析了厦门湾生态系统 2 个不同时期的

营养结构和生态系统特征。通过比较厦门湾生态系统 2010 和 2020 年的 Ecopath 模型得知,厦门湾生态系统 2020 年的渔获物平均营养级为 2.88,而 2010 年为 3.11,其主要原因是渔获物由较高营养

级、寿命较长的底层鱼类变为营养级较低、寿命较低的无脊椎动物和中上层鱼类^[15]。生态系统的系统总流量指系统中输出、排泄、呼吸的量与消费量的总和,可以用来表示整个生态系统的流量规模^[22],其值与生态系统规模成正比。从数据中不难看出,2020年厦门湾生态系统规模较2010年有所减小。ODUM^[22]在有关生态系统发育的理论中指出,系统净生产量(NSP)、总初级生产量/总呼吸量(TPP/TP)以及系统杂合指数(SOI)等数据是表征生态系统成熟度的重要指标^[14]。在一个生态系统中,系统的总初级生产量/总呼吸量的值越接近1,系统净生产量越接近于0,系统杂合指数越低,则该系统越成熟。研究区2010和2020年的TPP/TR均

大于1,且2020年大于2010年,说明厦门湾生态系统在2010和2020年这2个不同时期均处于不成熟状态^[23-24],且随着时间的推移,生态系统的成熟度增加;SOI在2010和2020年分别为0.164和0.175,说明生态系统的稳定性随着时间的推移而下降。厦门湾生态系统中的中华白海豚数量呈下降趋势^[10-12],这从另一方面说明厦门湾生态系统的生物多样性呈现下降趋势^[25]。但是,只要采取科学有效的保护和修复等管理措施,如加强对海洋保护区的执法与管控^[26],同时提高各保护区之间的生态连通性,保护海洋生态环境,制定更为合理的捕捞策略,厦门湾生态系统的恢复是具有物质基础和扩大潜力的。

表 4 厦门湾生态系统的总体特征比较

Table 4 Comparison of system statistics between 2010 and 2020

年份	生态系统特征值/(t·km ⁻² ·a ⁻¹)								
	SC	SAX	TR	TDET	T	TP	NPP	NSP	TC
2010	78.9	137.0	43.80	152	412	200	181	137.0	0.901
2020	45.4	97.9	5.65	103	252	134	104	97.9	0.508

年份	TPP/TR	TB/TPP/a ⁻¹	TB/T/a ⁻¹	TB/(t·km ⁻²)	CI	SOI	TL	C/N
2010	4.13	0.015 2	0.007	2.74	0.310	0.164	3.11	0.004 98
2020	18.30	0.018 9	0.008	1.96	0.316	0.175	2.88	0.005 00

SC为总消耗量;SAX为总输出量;TR为总呼吸量;TDET为流向碎屑总量;T为系统总流量;TP为系统总生产量;TL为渔获物平均营养级;C/N为总效率;NPP为总净初级生产量;TPP/TR为总初级生产量/总呼吸量;NSP为系统净生产量;TB/TPP为总生物量/总初级生产量;TB/T为总生物量/总流量;TB为总生物量;TC为总渔获量;CI为系统连接指数;SOI为系统杂合指数。

将厦门湾生态系统与东海生态系统^[27]对比发现,在经历多年的较高强度的捕捞后,两者的渔获物品质均较低且小型化严重,在捕捞的渔获中占绝对优势的是生命周期短、个体小、繁殖力高的物种^[28]。同时,厦门湾生态系统与东海生态系统的成熟度均较低下,这表明2个生态系统抵御外界干扰的能力较差^[27]。大亚湾及北部湾营养级I-II的营养转化效率低于10%^[28-32],相较而言,厦门湾生态系统营养级I的能量虽有剩余,但其利用较为充分^[33-34]。有研究发现,过度捕捞会造成大型捕食者缺乏,小型鱼类和无脊椎动物等种类在生态系统内占据优势地位,渔业资源呈现明显的小型化、低值化趋势,生态系统成熟度下降^[35],厦门湾现有数据所呈现出来的特点与之相符,因此过度捕捞可能是造成厦门湾生态系统变化的一个主要原因^[12]。

值得注意的是,尽管该研究中哺乳动物、斑竹鲨、鳐科等大部分功能群的生物量来源于厦门湾生态调查数据,渔业捕捞量采用《2019年福建渔业统计年鉴》中厦门湾的实际统计数据,然而,也有部分参数参考了其他文献,因此存在一定的不确定性,

如浮游植物、浮游动物、碎屑以及P/B等生态学参数参考了东海南部模型和东海模型^[27],部分功能群的食物矩阵信息参考了2010年的模型,上述数据可能会对模型结果产生一定的影响。另外,厦门湾各功能群生物量存在季节性变化^[36],使用年平均生态路径模型无法捕捉到这种变化。总体来说,该模型的结果是可信的。将来可以通过制作最新的食物网矩阵或进一步开发季节性子模型,以便更详细地分析该海域生态系统的结构和功能。

4 结论

分别构建厦门湾2010和2020年这2个不同时期的生态系统Ecopath模型,量化并对比分析了厦门湾海域生态系统的结构和能量流动特征,得出如下结论:

(1)2010和2020年厦门湾海域生态系统各营养级之间的能量随着营养级的增大而减小,呈现金字塔形,营养结构符合金字塔规律;2020年厦门湾海域生态系统的生物量、被摄食量、流向碎屑量及总流量均低于2010年,生态系统规模有所减小。2

个时期的厦门湾海域生态系统均处于不成熟状态。

(2) 厦门湾海域生态系统在 2010 和 2020 年均存在 2 条食物链——牧食食物链和腐食食物链。由营养关系图可知,一个功能群生物量的变动可能会给其他功能群甚至整个生态系统的营养结构带来影响。2010 和 2020 年的能量主要分布在第 I、II 营养级,2020 年厦门湾海域生态系统的营养转化效率略有提高。

参考文献:

- [1] 鲍晶晶. 厦门湾及邻近海域地形地貌研究[D]. 厦门: 国家海洋局第三海洋研究所, 2011. [BAO Jing-jing. Study on Topography and Geomorphology of Xiamen Bay and Its Adjacent Regions[D]. Xiamen: Third Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, 2011.]
- [2] 杜建国, 刘正华, 余兴光, 等. 九龙江口鱼类多样性和营养级分析[J]. 热带海洋学报, 2012, 31(6): 76-82. [DU Jian-guo, LIU Zheng-hua, YU Xing-guang, et al. Fish Species Diversity and Trophic Level in the Jiulong Estuary[J]. Journal of Tropical Oceanography, 2012, 31(6): 76-82.]
- [3] 于志鹏, 余静. 海洋保护区珍稀濒危物种价值评估研究: 以厦门海洋珍稀物种国家级自然保护区为例[J]. 海洋环境科学, 2017, 36(1): 81-86. [YU Zhi-peng, YU Jing. Study on Value Assessment of Rare and Endangered Species in Marine Reserve: A Case of the Xiamen Rare Marine Species National Nature Reserve[J]. Marine Environmental Science, 2017, 36(1): 81-86.]
- [4] 张雅芝, 黄良敏. 厦门东海域鱼类的群落结构及种类多样性研究[J]. 热带海洋学报, 2009, 28(2): 66-76. [ZHANG Ya-zhi, HUANG Liang-min. A Study on Fish Species Diversity and Community Structure in Eastern Waters of Xiamen[J]. Journal of Tropical Oceanography, 2009, 28(2): 66-76.]
- [5] 杨毕铖, 陈章飞, 戴红, 等. 厦门湾浮游植物分布现状和水质状况评价[J]. 海洋开发与管理, 2018, 35(9): 88-93. [YANG Bi-cheng, CHEN Zhang-fei, DAI Hong, et al. Distribution Status and Water Quality of Phytoplankton in Xiamen Bay[J]. Ocean Development and Management, 2018, 35(9): 88-93.]
- [6] 黄良敏, 谢仰杰, 李军, 等. 厦门海域鱼类群落分类学多样性的研究[J]. 海洋学报(中文版), 2013, 35(2): 126-132. [HUANG Liang-min, XIE Yang-jie, LI Jun, et al. The Taxonomic Diversity of Fish Community in the Coastal Waters of Xiamen[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2013, 35(2): 126-132.]
- [7] 黄良敏. 厦门湾渔业资源与生态环境[M]. 北京: 中国农业出版社, 2018: 63-70.
- [8] 王先艳, 钟铭鼎, 吴福星, 等. 厦门湾中华白海豚: 面临的威胁与保护对策[J]. 应用海洋学学报, 2021, 40(1): 154-162. [WANG Xian-yan, ZHONG Ming-ding, WU Fu-xing, et al. Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*) in Xiamen Bay: Threats and Conservation[J]. Journal of Applied Oceanography, 2021, 40(1): 154-162.]
- [9] IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species[EB/OL]. [2020-07-25]. <https://www.iucnredlist.org>.
- [10] CHEN B Y, ZHENG D M, ZHAI F F, et al. Abundance, Distribution and Conservation of Chinese White Dolphins (*Sousa chinensis*) in Xiamen, China[J]. Mammalian Biology, 2008, 73(2): 156-164.
- [11] CHEN B Y, GAO H L, JEFFERSON T A, et al. Survival Rate and Population Size of Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*) in Xiamen Bay, China[J]. Marine Mammal Science, 2018, 34(4): 1018-1033.
- [12] ZENG Q H, LIN W Z, DAI Y F, et al. Modeling Demographic Parameters of an Edge-of-Range Population of Indo-Pacific Humpback Dolphin in Xiamen Bay, China[J]. Regional Studies in Marine Science, 2020, 40: 101462.
- [13] DU J G, CHEUNG W W L, ZHENG X Q, et al. Comparing Trophic Structure of a Subtropical Bay as Estimated from Mass-Balance Food Web Model and Stable Isotope Analysis[J]. Ecological Modelling, 2015, 312: 175-181.
- [14] 魏观渊, 黄桂芳. 厦门湾春、秋季鱼类群落结构及其多样性[J]. 中国水产科学, 2021, 28(8): 1060-1068. [WEI Guan-yuan, HUANG Gui-fang. Fish Community Structure and Species Diversity during Spring and Autumn in the Xiamen Bay[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2021, 28(8): 1060-1068.]
- [15] 林群, 金显仕, 张波, 等. 基于营养通道模型的渤海生态系统结构十年变化比较[J]. 生态学报, 2009, 29(7): 3613-3620. [LIN Qun, JIN Xian-shi, ZHANG Bo, et al. Comparative Study on the Changes of the Bohai Sea Ecosystem Structure Based on Ecopath Model between Ten Years[J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(7): 3613-3620.]
- [16] 洪小帆, 陈作志, 张俊, 等. 基于 Ecopath 模型的七连屿礁栖性生物的生态承载力分析[J/OL]. 热带海洋学报: 1-14 [2021-11-16]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/44.1500.P.20210422.1447.002.html>.
- [17] 杨纪明. 渤海鱼类的食性和营养级研究[J]. 现代渔业信息, 2001(10): 10-19.
- [18] 黄良敏, 张雅芝, 潘佳佳, 等. 厦门东海域鱼类食物网研究[J]. 台湾海峡, 2008(1): 64-73. [HUANG L M, ZHANG Y Z, PAN J J, et al. Food Web of Fish in Xiamen Eastern Waters[J]. Journal of Taiwan Strait, 2008(1): 64-73.]
- [19] CHENG J H, CHEUNG W W L, PITCHER T J. Mass-Balance Ecosystem Model of the East China Sea[J]. Progress in Natural Science, 2009, 19(10): 1271-1280.
- [20] CHRISTENSEN V, WALTERS C J. Ecopath with Ecosim: Methods, Capabilities and Limitations[J]. Ecological Modelling, 2004, 172(2/3/4): 109-139.
- [21] 曾慧慧, 徐宾铎, 薛莹, 等. 胶州湾浅水区鱼类种类组成及其季节变化[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2012, 42(Z1): 67-74. [ZENG Hui-hui, XU Bin-duo, XUE Ying, et al. Study on Fish Species Composition and Seasonal Variation in the Shallow Waters of Jiaozhou Bay[J]. Periodical of Ocean University of China, 2012, 42(Z1): 67-74.]
- [22] ODUM E P. The Strategy of Ecosystem Development[J]. Science, 1969, 164(3877): 262-270.
- [23] 郭思雅, 王京刚, 王颖, 等. 基于 Ecopath 模型的白洋淀生态系统近 10 年结构与功能变化分析[J]. 生态毒理学报, 2020, 15

- (5):169-180.[GUO Si-ya, WANG Jing-gang, WANG Ying, *et al.* Analysis of the Ecosystem Structure and Energy Flow of the Baiyangdian Lake in Recent 10 Years Based on the Ecopath Model[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2020, 15(5):169-180.]
- [24] 李云凯, 刘恩生, 王辉, 等. 基于 Ecopath 模型的太湖生态系统结构与功能分析[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(7):2033-2040. [LI Yun-kai, LIU En-sheng, WANG Hui, *et al.* Analysis on the Ecosystem Structure and Function of Lake Taihu Based on Ecopath Model[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(7):2033-2040.]
- [25] 黄良敏, 谢仰杰, 张雅芝, 等. 厦门海域渔业资源现存量评析[J]. *集美大学学报(自然科学版)*, 2010, 15(2):81-87. [HUANG Liang-min, XIE Yang-jie, ZHANG Ya-zhi, *et al.* Current Fisheries Resources Assessment in Xiamen Coastal Waters[J]. *Journal of Jimei University (Natural Science)*, 2010, 15(2):81-87.]
- [26] 陈鹏, 傅世锋, 文超祥, 等. 1989—2010 年间厦门湾滨海湿地人为干扰影响评价及景观响应[J]. *应用海洋学学报*, 2014, 33(2):167-174. [CHEN Peng, FU Shi-feng, WEN Chao-xiang, *et al.* Assessment of Impact on Coastal Wetland of Xiamen Bay and Response of Landscape Pattern from Human Disturbance from 1989 to 2010[J]. *Journal of Applied Oceanography*, 2014, 33(2):167-174.]
- [27] 李云凯, 禹娜, 陈立侨, 等. 东海南部海区生态系统结构与功能的模型分析[J]. *渔业科学进展*, 2010, 31(2):30-39. [LI Yun-kai, YU Na, CHEN Li-qiao, *et al.* Ecological Modeling on Structure and Functioning of Southern East China Sea Ecosystem[J]. *Progress in Fishery Sciences*, 2010, 31(2):30-39.]
- [28] 程家骅, 陈雪忠, 林龙山, 等. 东海区海洋渔业资源及其作业结构特点的分析[J]. *中国水产*, 2000(3):44-45.
- [29] JIN X S. Variations of Community Structure, Diversity and Biomass of Demersal Fish Assemblage in the Bohai Sea between 1982 / 1983 and 1992/1993 [J]. *Fishery Sciences of China*, 1996, 3(3):31-47.
- [30] 陈作志, 邱永松, 贾晓平. 北部湾生态通道模型的构建[J]. *应用生态学报*, 2006, 17(6):1107-1111. [CHEN Zuo-zhi, QIU Yong-song, JIA Xiao-ping. Mass-Balance Ecopath Model of Beibu Gulf Ecosystem[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(6):1107-1111.]
- [31] 陈作志, 邱永松, 贾晓平, 等. 基于 Ecopath 模型的北部湾生态系统结构和功能[J]. *中国水产科学*, 2008, 15(3):460-468. [CHEN Zuo-zhi, QIU Yong-song, JIA Xiao-ping, *et al.* Structure and Function of Beibu Gulf Ecosystem Based on Ecopath Model[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2008, 15(3):460-468.]
- [32] 陈作志, 邱永松. 南海北部生态系统食物网结构、能量流动及系统特征[J]. *生态学报*, 2010, 30(18):4855-4865. [CHEN Zuo-zhi, QIU Yong-song. Assessment of the Food-Web Structure, Energy Flows, and System Attribute of Northern South China Sea Ecosystem[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(18):4855-4865.]
- [33] CHEN Z Z, XU S N, QIU Y S. Using a Food-Web Model to Assess the Trophic Structure and Energy Flows in Daya Bay, China[J]. *Continental Shelf Research*, 2015, 111:316-326.
- [34] 马孟磊, 陈作志, 徐姗楠, 等. 南海北部陆坡海域生态系统营养结构和能量流动分析[J]. *水产学报*, 2020, 44(10):1685-1694. [MA Meng-lei, CHEN Zuo-zhi, XU Shan-nan, *et al.* Trophic Structure and Energy Flow of Continental Slope of the Northern South China Sea Ecosystem[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2020, 44(10):1685-1694.]
- [35] 杜建国, 叶观琼, 陈彬, 等. 中国海域海洋生物的营养级指数变化特征[J]. *生物多样性*, 2014, 22(4):532-539. [DU Jian-guo, YE Guan-qiong, CHEN Bin, *et al.* Changes in the Marine Trophic Index of Chinese Marine Area[J]. *Biodiversity Science*, 2014, 22(4):532-539.]
- [36] 廖建基, 郑新庆, 杜建国, 等. 厦门同安湾定置网捕获鱼类的多样性及营养级特征[J]. *生物多样性*, 2014, 22(5):624-629. [LIAO Jian-ji, ZHENG Xin-qing, DU Jian-guo, *et al.* Biodiversity and Trophic Level Characteristics of Fishes Captured by Set Nets in Tong'an Bay, Xiamen[J]. *Biodiversity Science*, 2014, 22(5):624-629.]

作者简介: 张新艳(1996—), 女, 山东烟台人, 研究方向为海洋生态模型与生态连通性。E-mail: 15254526272@163.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0106

张健,徐明.黄土丘陵区不同植被类型土壤细菌群落多样性特征[J].生态与农村环境学报,2022,38(2):225-235.

ZHANG Jian, XU Ming. Characteristic of Soil Bacterial Community Diversity among Different Vegetation Types in the Loess Hilly Region [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 225-235.

黄土丘陵区不同植被类型土壤细菌群落多样性特征

张 健^①, 徐 明 (贵州大学生命科学学院/真菌资源研究所, 贵州 贵阳 550025)

摘要: 植被类型影响陆地生态系统的结构、功能及景观格局变化,也深刻地影响着土壤微生物群落的结构与功能。选取黄土丘陵区的坡耕地、淤地坝农地、果园、人工柠条灌丛、人工刺槐林、退耕地、铁杆蒿草地、杠柳群落灌丛、狼牙刺灌丛和侧柏林 10 种植被类型样地,采用高通量测序技术研究不同植被类型下土壤细菌群落组成结构及其潜在功能特征,并探讨了土壤理化性质与土壤细菌群落间的相关性。结果表明,变形菌门、放线菌门为土壤细菌群落的绝对优势类群,其次包括酸杆菌门、绿湾菌门、芽单胞杆菌门、拟杆菌门和疣微菌门等次优势类群;天然植被类型的土壤细菌群落 α 多样性指数略大于人工植被类型,但仅有基于丰度的覆盖率估计指数(ACE)在不同植被类型土壤细菌群落间存在显著差异($P<0.05$);基于优势属的相似性聚类分析发现,土壤细菌群落间相似度与植被类型特征关联密切;未知功能及氨基酸转运和代谢是土壤细菌群落的优势功能类群;冗余分析表明,全碳含量、全氮含量、有机碳含量、电导率、pH 值、硝态氮含量和土壤水分含量是影响土壤细菌群落的关键环境因子;相关性热图分析表明优势属类群与环境因子间存在显著的相关关系;植被类型对土壤细菌群落组成结构和功能具有重要的影响,土壤微生物群落特征表现出其对植被类型的优势种生物学特性、植被演替、土壤性质和人为管理方式等方面的综合响应。因此,植被类型是影响黄土丘陵区土壤细菌群落结构和功能的重要驱动因素。

关键词: 植被类型; 土壤微生物; 高通量测序; 多样性; 环境因子

中图分类号: Q398 文献标志码: A 文章编号: 1673-4831(2022)02-0225-11

Characteristic of Soil Bacterial Community Diversity among Different Vegetation Types in the Loess Hilly Region.

ZHANG Jian^①, XU Ming (College of Life Sciences/ Institute of Fungal Resources, Guizhou University, Guiyang 550025, China)

Abstract: Vegetation types affect the structure and function of terrestrial ecosystems and landscape patterns, as well as the structure and function of soil microbial communities. This study selected 10 vegetation types including slope farmland, check-dam farmland, orchard garden, artificial *caragana korshinskii* shrubland, artificial *Robinia pseudoacacia* forest, abandoned farmland, *Artemisia sacrorum* grassland, *Periploca sepium* shrubland, *Sophora viciifolia* shrubland, and *Platycladus orientalis* forest for sampling in the loess hilly region. Soil physico-chemical analysis and soil microorganisms *16srRNA* gene using high-throughput sequencing technologies analysis were used to reveal the characteristics of the soil bacterial community structure and function, and to identify the relationship between environmental factors and soil microbial community among different vegetation types. The results showed that Proteobacteria and Actinobacteria were the dominant groups of soil microorganisms in the soil bacterial community, followed by Acidobacteria, Chloroflexi, Gemmatimonadetes, Bacteroidetes and Verrucomicrobia. The α diversity index of soil bacterial community under natural vegetation types was slightly higher than that under artificial vegetation types, but only ACE index of soil bacterial communities had significant differences among different vegetation types ($P<0.05$). The similarity clustering analysis based on genus level reflected that the similarity relationship of different soil bacterial communities can objectively related to the characteristic of different vegetation types. Unknown function, and amino acid transport and metabolism were the dominant functional groups in the soil bacterial community. RDA analysis showed that total carbon, total nitrogen, organic carbon, electrical conductivity, pH, nitrate nitrogen, and soil moisture were the key environmental factors which affected soil bacterial community. Correlation heatmap analysis showed that there was a significant correlation between the dominant genera and environmental factors.

收稿日期: 2021-02-24

基金项目: 国家自然科学基金(31960234,31660150); 贵州省农业资源环境管理站-农业与农村部项目(091821104022292027-4)

① 通信作者 E-mail: zhangjian12102@163.com

Vegetation types had an important influence on the composition and function of soil bacterial community. The characteristics of soil microbial community showed a comprehensive response to the biological characteristics of dominant species, vegetation succession, soil properties, and human management of different vegetation types. Therefore, vegetation types is an important driving factor for soil bacterial community structure and function in the Loess Hilly Region.

Key words: vegetation types; soil microbe; high-throughput sequencing; diversity; environmental factor

植被类型的变化不仅改变着土地的景观面貌,也改变了土壤生态系统的物质循环与能量流动,同时对土壤微生物的结构和功能产生深刻的影响^[1-4]。长期以来,植被恢复被作为黄土丘陵区生态环境改善的首要任务,在该区域已开展了大量植被建设的探索与实践^[5-6];但各种植被措施带来的生态环境影响需要经历一段时间后才能被认识清楚。土壤微生物对环境的变化非常敏感,不同植被类型在优势种、改善微环境、物质代谢和干扰历史等方面的差异可显著影响土壤微生物群落的演变^[1-4]。由于黄土丘陵区地形复杂、生态系统多样等原因,不同植被类型下土壤微生物群落特征尚不十分清楚^[3-4]。因此,亟待加强不同植被类型对区域生态环境影响的综合效益评价,特别是地下生态系统方面的研究工作^[7]。揭示干旱和半干旱区典型植被类型与土壤微生物间的生态关系,将有助于提高对区域植被建设以及生态管理与实践的科学决策水平。

土壤微生物群落多样性是响应陆地生态系统变化方面的敏感性指标,在指示生态环境变化方面具有重要的生态学意义^[7-9]。已有研究指出,土壤微生物多样性丧失和土壤微生物群落组成简单化可以损害多重生态服务功能,包括植物多样性、凋落物降解、养分利用和养分循环,进而威胁生态系统的可持续性^[7,10]。因此,在我国大力开展植被建设、植被覆盖种类复杂化的背景下,研究不同植被类型下土壤微生物群落的组成和多样性显得尤为重要。

作为我国生态环境恢复的重点区域,黄土高原已经开展了内容丰富的生态恢复治理探索与实践工作,特别是随着退耕还林还草工程的大力实施,植被格局发生着显著而剧烈的变化^[11]。有研究表明,土地利用类型可解释 97% 的土壤质量指数的变异性,不同植被措施对生态系统的植被组成与结构、生物量、凋落物、土壤水分、土壤养分、土壤微生物等影响显著^[6,12-14]。尽管已有大量关于黄土高原不同植被类型与土壤微生物群落(酶活性、生物量、多样性)关系的研究报道^[15-18],但综合考虑多种人工植被和天然植被的土壤微生物群落结构和功能

等方面的研究却鲜见报道。因此,通过对典型人工植被类型和自然植被类型土壤微生物群落结构和功能特征进行研究,可以为提高黄土高原植被类型对土壤微生物群落影响的认识提供一定的理论依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域

安塞县(北纬 36°31'~37°20',东经 108°52'~109°26')位于陕西省北部黄土高原中部,面积 2 951 km²,属典型半干旱大陆气候区,年平均气温达 8.6 °C,多年平均降雨量 500 mm,降雨量变异显著(约 74% 的降雨集中在 6—9 月)。地貌属典型的黄土丘陵沟壑区景观。海拔变化范围为 997~1 731 m,主要土壤为黄土母质发育的钙质始成土(黄绵土),呈黄色,没有层理,粉质质地,疏松、空隙大,湿陷性大;在整个土壤深度内碳酸钙含量较高(9%~14%)。河漫滩土壤质地较粗,土壤肥力较高且碳酸钙含量较低。地带性植被为森林-灌木-草原,但由于长期的人类活动,天然植被已损失殆尽。目前的植被包括一些稀疏的次生林、人工植被和自然草地,涉及刺槐(*Robinia pseudoacacia*)、侧柏(*Platycladus orientalis*)、沙棘(*Hippophae rhamnoides*)和柠条(*Caragana korshinskii*)等植物种。

1.2 样地设置与样品采集

2015 年 5 月中下旬,通过在安塞县范围内进行大量野外调查,并充分考虑立地条件(坡向和坡度)的基础上,共选取 10 种不同的典型植被类型设置调查样地(表 1),选取的植被类型主要包括自然和人工 2 类,各 5 种。其中自然生态系统下的 5 种植被类型表征了该区域植被自然演替过程的一些主要阶段:植被自然恢复 3 a 的退耕地(Af)→自然恢复草地为铁杆蒿草地(Ag)→自然恢复灌丛为杠柳灌丛(Ps)和狼牙刺灌丛(Sv)→自然森林为侧柏林(Po);人工植被类型也涵盖了植物的 3 种生活型:乔木为人工刺槐林和苹果园(Og)、灌丛为人工柠条灌丛(Ck)、草本为坡耕糜子地(Fl)和淤地坝玉米地(Cd)。调查记录样地的立地信息、植被群落状况和土地管理措施等相关信息。每个样地内分别设置

2~3个5 m×5 m样方重复,样方间隔10 m以上;每个样方内利用土钻,按“S”型路线,采集6点0~20 cm土层混合样品,形成1个代表土壤样品。样品分为3份,分别用于DNA提取(冷冻干燥土样,-80℃

条件下保存)、理化指标分析(风干磨碎后过筛,室温保存)和土壤微生物量分析(新鲜土样4℃条件下保存)。

表1 样地基本信息

Table 1 Basic information of study sites

样地	坡向/测量值	海拔/m	坡度/(°)	东经	北纬	主要植被
人工植被类型						
坡耕地(FI)	ES/120°	1 216	25	109°17.83'	36°44.52'	糜子(<i>Panicum miliaceum</i>)
坝地农田(Cd)		1 215		109°15.11'	36°44.54'	玉米(<i>Zea Mays</i>)
果园(Og)	WS/230°	1 303	27	108°59.80'	36°44.13'	苹果(<i>Malus pumila</i>)
柠条灌丛(Ck)	ES/138°	1 235	27	109°16.03'	36°45.63'	柠条(<i>Caragana korshinskii</i>)
刺槐林(Rp)	ES/149°	1 241	26	109°16.00'	36°45.70'	刺槐(<i>Robinia pseudoacacia</i>)
自然植被类型						
退耕梯田(Af)		1 190		109°15.45'	36°44.84'	茵陈蒿(<i>Artemisia capillaries</i>)
铁杆蒿草地(Ag)	ES/130°	1 256	22	109°18.89'	36°51.33'	铁杆蒿(<i>Artemisia gmelinii</i>)
杠柳灌丛(Ps)	ES/150°	1 299	21	109°15.01'	36°43.35'	杠柳(<i>Peripl ocasepium</i>)
狼牙刺灌丛(Sv)	WS/245°	1 185	25	109°15.43'	36°44.83'	狼牙刺(<i>Sophora vicifolia</i>)
侧柏林(Po)	ES/142°	1 402	26	109°10.61'	36°42.96'	侧柏(<i>Platycladus orientalis</i>)

1.3 样品分析

样地土壤温度应用红外线测温仪THI-440NH(日本TASCO温度计)测定^[13];土壤水分采用烘干法测定;土壤的pH值(水土质量比为2.5)和EC值(水土质量比为5)为电极法测定、土壤颗粒组成通过激光粒度分析仪(Malvern,英国)测定;土壤C、N、S含量采用元素分析仪(Elementar,德国)测定;土壤铵态氮和硝态氮含量通过连续流动分析仪(SEAL,德国)测定;有机质含量采用低温外热重铬酸钾氧化比色法测定;微生物量碳氮通过氯仿熏蒸 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ K}_2\text{SO}_4$ 提取,采用总有机碳分析仪(TOC-VCPH, Shimadzu, Japan)测定。

采用MoBio PowerSoil® DNA Isolation Kit(San Diego,美国)试剂盒对土壤样品进行总DNA提取;选用原核微生物通用引物Pro341F:5'-CCTACGGGNBGCASCAG-3'和Pro805R:5'-GAC-TACHVGGGTATCTAATCC-3'16S rRNA基因的V3-V4片段进行PCR扩增;纯化后的PCR产物应用Illumina MiSeq PE 300 建库测序。高通量测序在上海美吉生物医药科技有限公司完成。

1.4 数据分析

高通量测序数据分析在美吉生物I-Sanger云平台在线实现(<https://cloud.majorbio.com/>),原始DNA测序数据在Usearch平台(7.0版)上处理,采用RDP classifier贝叶斯算法对97%相似水平的操作分类单元(OTU)代表序列进行分类学分析;细菌16S rRNA基因比对Silva(version 132)数据库。在

OTU水平上分析不同植被类型对土壤细菌群落α多样性的影响。基于tax_summary_a数据表,利用R语言绘制不同植被类型土壤细菌门纲目科水平的柱状图,R语言vegan包实现样本/环境因子与物种相似性聚类,并将结果呈现在群落heatmap图上。采用PICRUSt2进行土壤微生物群落的同源蛋白簇(COG)功能组成预测。采用PerMANOVA检验不同植被类型间土壤微生物群落组成差异显著性。采用非主坐标轴(PCoA)分析不同植被类型土壤细菌群落的β多样性。土壤细菌群落OTU水平基于加权标准化unifrac距离算法,环境因子基于欧氏距离(Euclidean distances)算法,采用Meantal test分析不同植被类型土壤微生物群落与环境因子间的相关关系,进一步采用冗余分析(RDA)确定不同环境因子的影响权重。土壤细菌群落α多样性和土壤环境因子运用SPSS 22.5软件进行One-way ANOVA统计。应用Sigma Plot 12.5和Adobe Illustrator(AI)软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质

不同植被类型样地间土壤理化性质存在显著差异(表2),表现为全碳(C)、全氮(N)含量和电导率(EC)存在极显著差异($P < 0.01$),土壤有机碳(SOC)含量和碳氮比(C/N)存在显著差异($P < 0.05$),而其他土壤理化指标则差异不显著,这可能与植物的生物学特性及土地管理程度密切相关。

表 2 不同植被类型土壤理化因子的描述统计

Table 2 Descriptive statistics of soil physicochemical factors among different vegetation types

指标	$w(\text{SOC})/$ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$w(\text{C})/$ %	$w(\text{N})/$ %	C/N 比	$w(\text{S})/$ %	$w(\text{NH}_4)/$ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$w(\text{NO}_3)/$ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	pH 值
平均值	2.80	2.02	0.07	30.51	0.02	7.21	3.76	8.36
标准误	0.13	0.09	0.01	1.92	0	0.77	0.57	0.04
最小值	2.05	1.33	0.03	18.10	0.01	2.1	0.26	8.08
最大值	4.16	2.91	0.16	51.20	0.03	16.38	9.63	8.63
峰度	-0.46	0.92	1.28	0.63	1.78	2.48	-0.24	-0.56
偏度	0.39	0.87	1.24	0.96	1.03	1.6	0.79	-0.34
变异系数	0.21	0.19	0.45	0.28	0.19	0.48	0.68	0.02
F 检验	0.02*	0.00***	0.00**	0.04*	0.41	0.48	0.28	0.06
指标	EC/ ($\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$)	$w(\text{黏粒})/$ %	$w(\text{粉粒})/$ %	$w(\text{砂粒})/$ %	含水率 $w/$ %	$T/^\circ\text{C}$	$w(\text{微生物量碳})/$ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$w(\text{微生物量氮})/$ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
平均值	220.21	31.35	18.03	50.63	9.83	20.43	264.68	32.82
标准误	10.47	1.37	0.39	1.48	0.62	0.63	23.62	3.34
最小值	151.70	22.17	14.94	37.01	6.50	16.10	135.06	7.47
最大值	351.00	41.18	21.81	62.90	15.48	27.10	491.82	70.02
峰度	1.89	-1.38	-0.26	-0.22	-0.01	0.26	-0.68	0.67
偏度	0.90	0.11	0.30	-0.22	0.97	0.8	0.48	0.66
变异系数	0.21	0.19	0.10	0.13	0.28	0.14	0.40	0.46
F 检验	0.01**	0.88	0.24	0.65	0.11	0.16	0.12	0.13

*表示 $P < 0.05$, **表示 $P < 0.01$, ***表示 $P < 0.001$ 。

2.2 土壤细菌群落多样性

对不同植被类型土壤细菌群落 α 多样性指数进行比较(表 3),天然植被类型土壤细菌群落 α 多样性指数略大于人工植被类型,但仅有基于丰度的覆盖率估计指数(ACE)在不同植被类型土壤细菌群落间存在显著差异($P < 0.05$)。其中,人工植被类

型的物种丰富度总体呈现出刺槐林(Rp) > 坡耕地(Fl) > 柠条灌丛(Ck) > 淤地坝农田(Cd) > 果园(Og);天然植被类型的物种丰富度总体呈现出狼牙刺灌丛(Sd) > 杠柳灌丛(Ps) > 退耕地(Af) > 侧柏林(Po) > 铁杆蒿草地(Ag)。

表 3 不同植被类型土壤细菌群落的 α 多样性统计

Table 3 Alpha diversity index of soil microbial community among different vegetation types

样地	操作分类单元(OTUs)	Shannon 指数	Simpson 指数	ACE 指数	Chao1 指数	覆盖率
人工植被类型						
坡耕地(Fl)	4 360	7.246	0.002	4 997 ^{ab}	5 108	0.985
坝地农田(Cd)	4 058	7.093	0.002	4 798 ^{ab}	4 940	0.984
果园(Og)	3 574	7.069	0.002	4 212 ^b	4 368	0.985
柠条灌丛(Ck)	4 062	7.034	0.003	4 988 ^{ab}	5 054	0.978
刺槐林(Rp)	4 386	7.264	0.002	5 223 ^{ab}	5 317	0.980
自然植被类型						
退耕梯田(Af)	4 303	7.290	0.002	5 049 ^{ab}	5 144	0.980
铁杆蒿草地(Ag)	4 035	6.992	0.004	4 812 ^{ab}	4 864	0.980
杠柳灌丛(Ps)	4 585	7.399	0.001	5 256 ^a	5 312	0.984
狼牙刺灌丛(Sv)	4 494	7.210	0.002	5 313 ^a	5 399	0.983
侧柏林(Po)	4 154	7.039	0.003	4 958 ^{ab}	5 014	0.984

同一列数据后英文小写字母不同表示不同样地间某指标差异显著($P < 0.05$)。

2.3 土壤细菌群落组成和结构

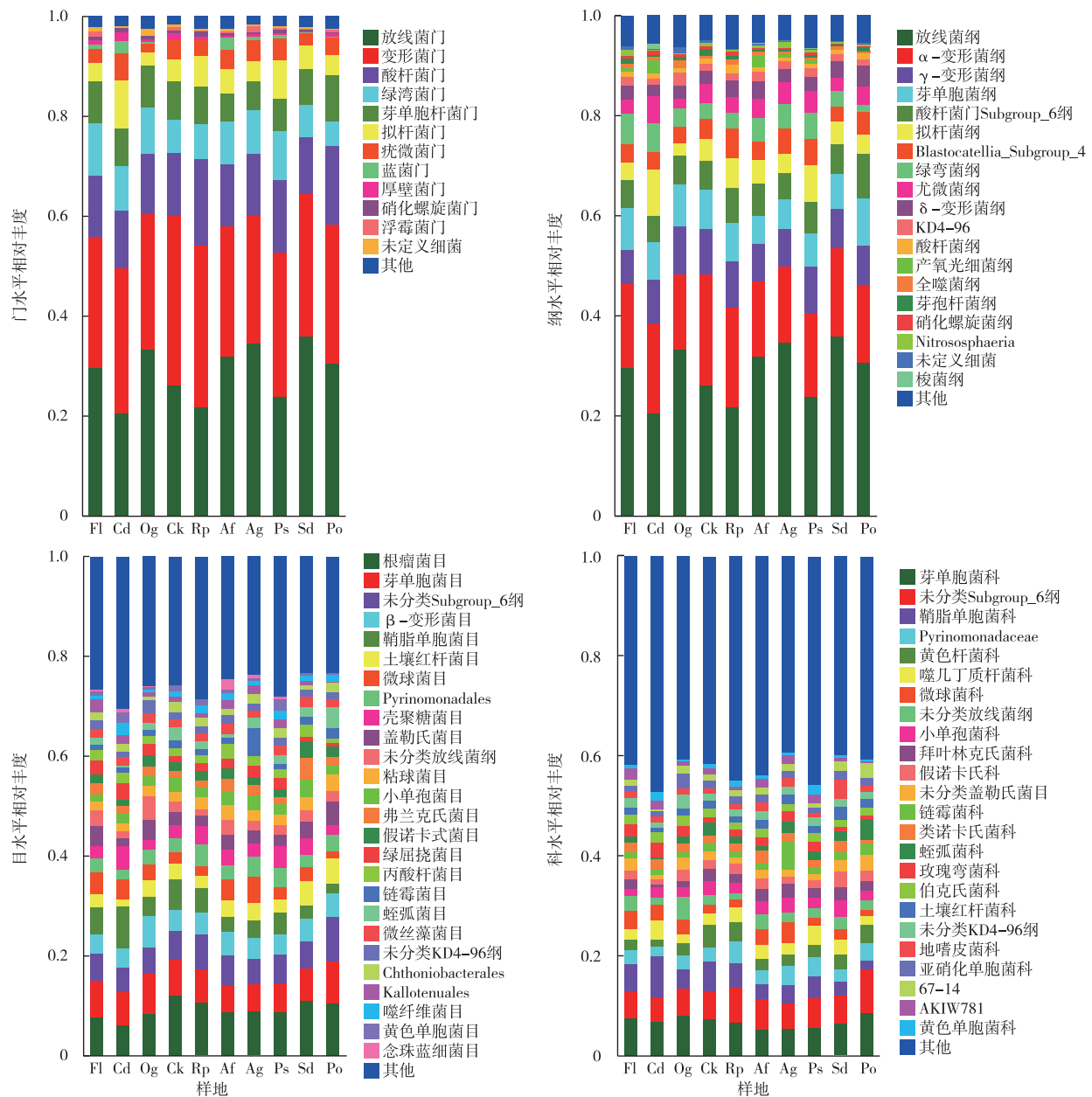
土壤细菌 16S rRNA 基因高通量测序共得到 1 821 681 条有效序列。单个样品得到 70 774 ~ 120 700 条有效序列,单个样品的平均序列长度为 453 ~ 469 bp,以 97%相似水平鉴定共得到 8 201 个

OTUs。

不同植被类型土壤细菌群落各分类水平上均存在明显差异。在门水平上共注释得到 31 个门,其中变形菌门(Proteobacteria)和放线菌门(Actinobacteria)分别占总丰度的 28.87%和 28.68%,为

优势类群(图 1)。在纲水平上共注释得到 78 个纲,放线菌纲(Actinobacteria, 28.68%)和 α -变形菌纲(Alphaproteobacteria, 17.51%)为纲水平优势类群。在科水平上共注释得到 349 个科,芽单胞菌科(Gemmatimonadaceae, 6.69%)、未分类 Subgroup 6

(6.10%) 和鞘脂单胞菌科(Sphingomonadaceae, 4.33%)等为优势科;在属水平上共注释得到 676 个属,酸杆菌门中未分类 Subgroup_6(6.10%)、未分类芽单胞菌科(norank Gemmatimonadaceae, 5.39%)和酸杆菌门中 RB41(3.25%)等为优势属(图 1)。



各样地含义参见表 1。

图 1 不同植被土壤细菌群落的门、纲、目和科水平组成结构

Fig. 1 The composition and structure at phylum, class, order and family level of soil bacterial community among different vegetation types

进一步对不同植被类型间土壤细菌群落组成结构差异进行 PerMANOVA 检验(表 4)。结果表明,天然植被与人工植被间土壤细菌群落组成差异存在显著差异($P < 0.05$);5 种人工植被类型间土壤

细菌群落组成差异达极显著水平($P < 0.001$);5 种天然植物类型间土壤细菌群落组成差异也存在显著性差异($P < 0.05$)。研究表明,植被类型是土壤细菌群落组成结构分异的一个重要驱动因素,不同人

工植被类型土壤微生物群落组成结构分异更为明显。

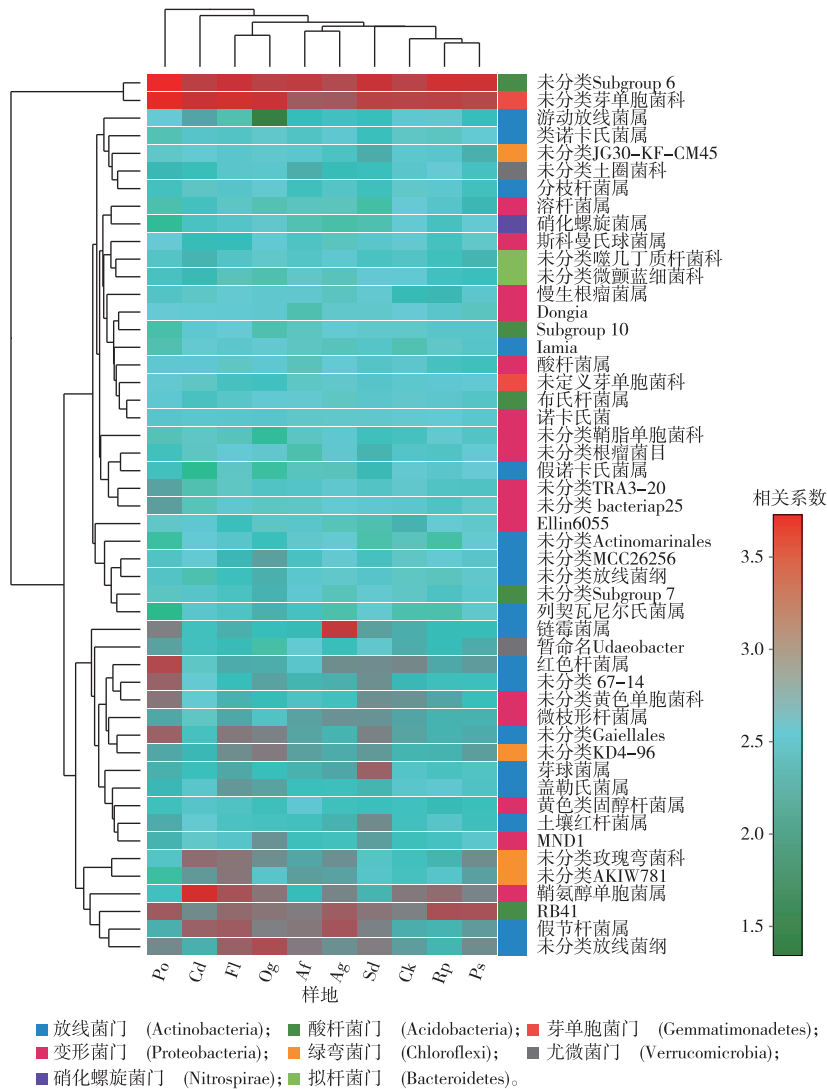
基于土壤微生物群落属水平的样地聚类(图 2)结果表明,刺槐林、杠柳灌丛、柠条灌丛合并成 1 个分支;退耕地和铁杆蒿群落在同一分支,两者之后与狼牙刺群落聚合;坡耕地和果园在同一分支;距离更远的分支依次是淤地坝农田、侧柏林。这种聚类结果反映出不同植被群落土壤细菌群落特征与样地的植物生物学特性、所处植被演替阶段和人为

管理方式等方面有密切关联。

表 4 不同植被类型土壤细菌群落组成差异 PerMANOVA 检验

Table 4 PerMANOVA test for the difference in soil bacterial community among vegetation types

样地组	自由度 (Df)	方差贡献 (R ²)	pseudo F 检验	P 值
人工植被与天然植被	1	0.105	0.033	<0.05
人工植被类型间	4	0.829 5	0.001	<0.001
天然植被类型间	4	0.580	0.020	<0.05



图中左侧为属水平聚类树,上侧为样地聚类树,通过色块颜色梯度来展示样本中不同物种丰富度的变化情况,右侧为以不同颜色标记各目的归属门类。各样地含义见表 1。

图 2 不同植被类型土壤细菌群落优势属的热图

Fig. 2 The heatmap of dominant genus composition in soil microbial community among different vegetation types

2.4 土壤细菌群落功能分类

运用 PICRUST2 对土壤细菌群落 COG 功能预测(图 3)。结果表明,不同植被类型间的土壤细菌群落 COG 功能基因丰度存在不同程度的变异,其中,

氨基酸转运和代谢(10.22%~10.57%)、核糖体的结构和生物发生(7.16%~7.40%)、能源生产和转换(7.21%~7.58%)、细胞壁/膜/包膜生物发生(6.40%~6.78%)、碳水化合物运输与代谢

(5.71%~6.06%)、无机离子运输与代谢(5.75%~5.95%)以及未知功能(17.51%~18.15%)是相对丰度较高的功能类群(图 3)。不同植被类型土壤细菌

群落的 COG 功能组成结构的聚类情况与土壤细菌群落基于属水平的聚类情况(图 2)存在明显的相似性。

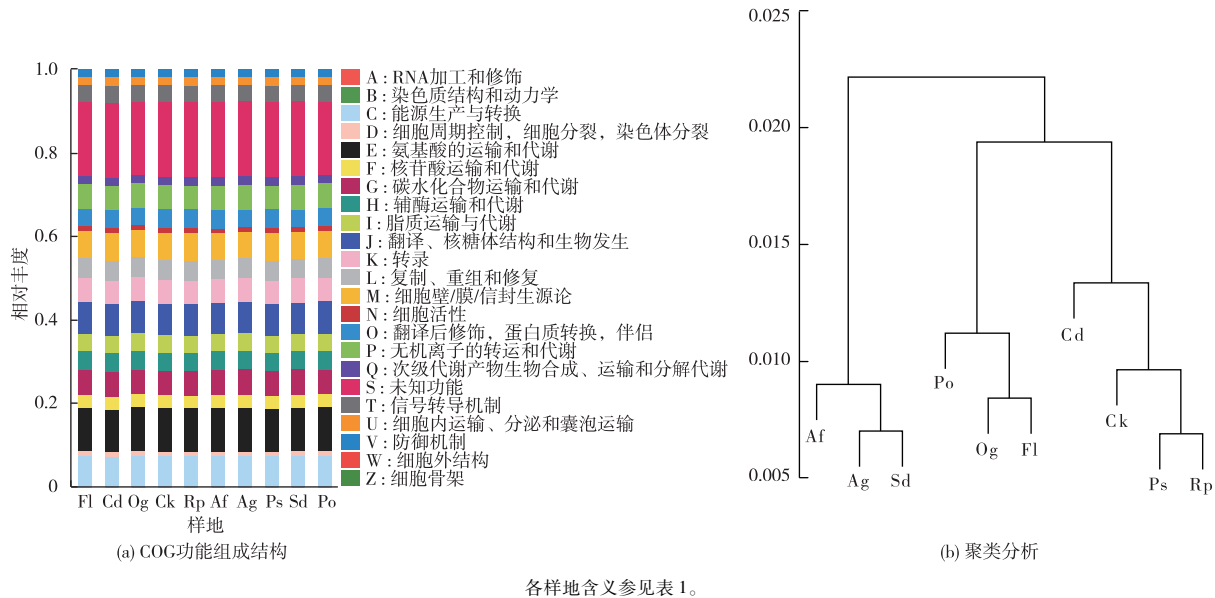


图 3 不同植被类型土壤细菌群落的同源蛋白簇 (COG) 功能组成结构和聚类分析

Fig. 3 Composition of COG functional groups and cluster analysis of soil bacterial community among different vegetation types

2.5 土壤细菌群落与环境因子关系

采用 Mantel test 分析对土壤细菌群落组成和功能与环境因子间的相关性进行检验(表 5),结果表明,环境因子与土壤细菌群落间存在极显著相关关系($P < 0.01$),这表明环境因子与土壤细菌群落间存

在密切关联。土壤细菌群落组成与功能基因、功能基因与环境因子间的相关关系则均未达显著水平,这可能是由于土壤细菌群落功能基因往往存在一定程度的“功能冗余”。

表 5 土壤细菌群落组成和功能与环境因子间相关性检验

Table 5 Mantel test for relationship between environmental factors and the composition and function of soil bacterial community

矩阵组	皮尔逊积矩相关系数		斯皮尔曼等级相关系数	
	矩阵统计系数	P 值	矩阵统计系数	P 值
微生物群落 & 环境因子	0.398	0.003 **	0.367	0.002 **
微生物群落 & 功能基因	0.017	0.422	0.075	0.240
功能基因 & 环境因子	-0.025	0.546	-0.009	0.511

** 表示 $P < 0.01$ 。

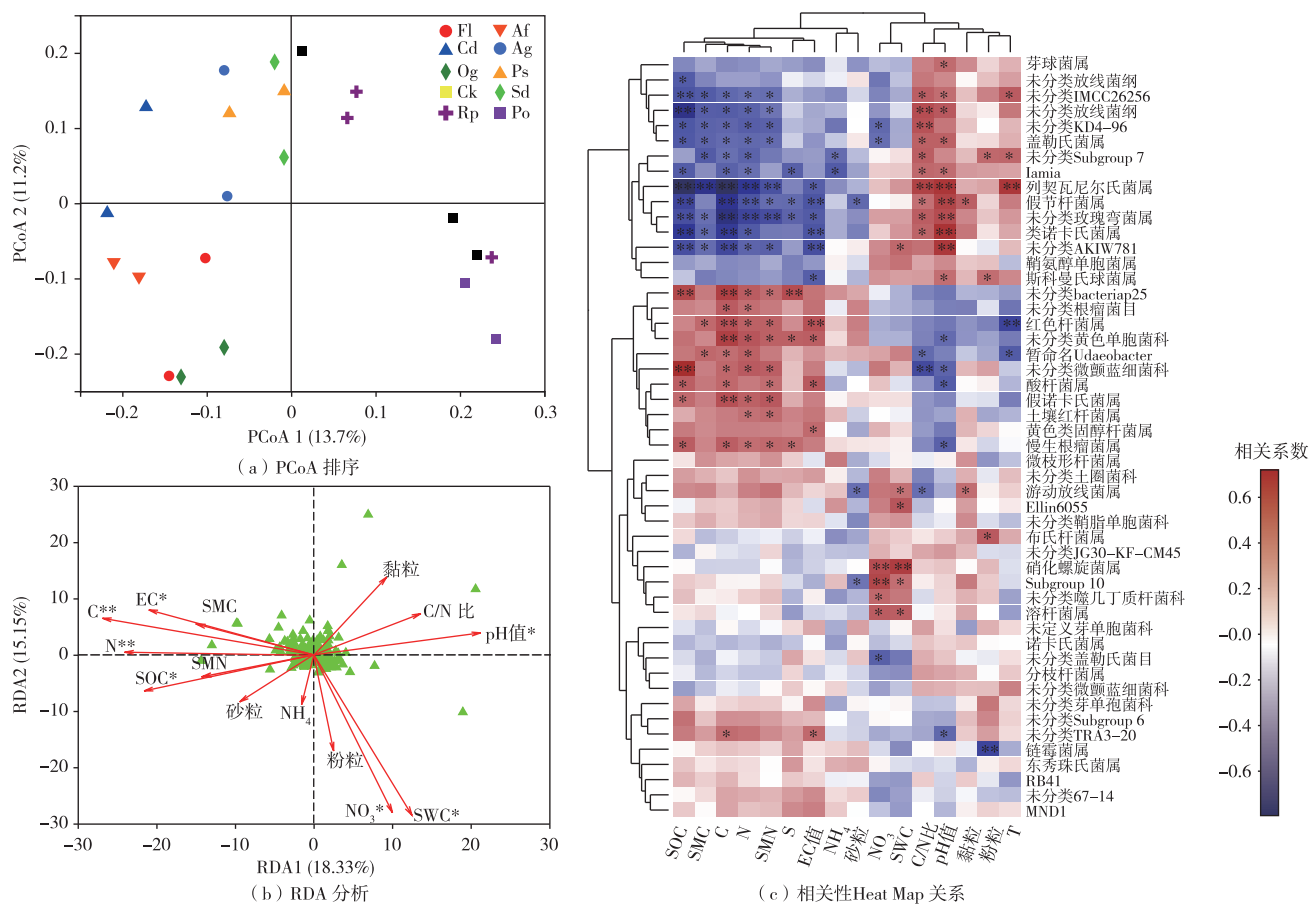
采用非主坐标轴 (PCoA) 分析了不同植被类型土壤细菌群落的 β 多样性特征(图 4),结果表明,不同植被类型土壤细菌群落间存在明显差异。为了进一步分析影响土壤细菌群落组成分布的环境因子,通过因子排序的决策曲线分析法(DCA)来判别不同环境因子对土壤细菌群落分布的作用。结果表明,“梯度长度 (Lengths of gradient)” = 2.56 (< 3),因此,排序分析模型选择 RDA 分析。RDA 分析结果显示,土壤细菌群落组成和结构与环境变量

间的相互关系 75.66% 可以被 RDA 前 2 轴所解释,其中第 1 轴解释了 18.33% 的细菌群落变异信息,经置换检验满足极显著相关($P < 0.01$),第 2 轴解释了 15.15% 的变异信息,但无显著相关性($P > 0.05$)。经 ANOVA. CCA (蒙特卡罗置换检验,迭代数为 999)对每个变量的重要性检验可知,土壤细菌群落受到环境因子 C 含量($P < 0.01$)、N 含量($P < 0.01$)、SOC 含量($P < 0.05$)、电导率(EC)值($P < 0.05$)、pH 值($P < 0.05$)、 NO_3 含量($P < 0.05$)和 SWC 含量($P <$

0.05)的影响达到显著水平。

基于属水平与环境因子相关性,土壤环境因子聚类后形成2个分支,其中一个分支包括SMN含量、N含量、C含量、SMC含量、SOC含量、S含量、EC值、NH₄含量和砂粒含量等土壤养分因素,另一个分支包括NO₃含量、土壤水分含量、C/N比、pH值、黏粒含量、粉粒含量和土壤温度等土壤理化综合因素,这种聚类较为客观地反映了不同土壤理化指标在土壤环境中的协同作用关系。土壤细菌群落的优势属与环境因子间的显著作用关系一定程度上反映该微生物属类群产生影响的关键环境因子,对于进一步揭示土壤细菌群落不同类群在土壤中的

主要生态功能提供了一定线索,如红色杆菌属(*Rubrobacter*)与SMN含量、TN含量、TC含量、SMC含量和EC值等环境因子间呈显著的正向相关关系,而与土壤温度呈极显著的负向相关关系;硝化螺菌属(*Nitrospira*)与NO₃含量和水分含量表现出极显著的正向相关关系;放线菌门的莱氏杆菌属(*Lechevalieria*)与C/N比、pH值和温度等土壤环境因子呈极显著的正向相关关系,而与SMN含量、TN含量、TC含量、SMC含量和SOC含量等土壤环境因子则呈极显著的负向相关关系,这与已有*Lechevalieria*属具有耐干旱和高盐环境的报道一致。



各样地含义参见表1。X轴和Y轴分别为环境因子和属水平,两者间的相关系数(r值)由不同颜色展示。

图中左侧为属水平聚类树,上侧为环境因子聚类树。***表示 $P < 0.001$, **表示 $P < 0.01$, *表示 $P < 0.05$ 。

图4 不同植被类型土壤细菌群落PCoA排序、影响环境因子分析(RDA)和相关性Heatmap关系

Fig. 4 PCoA ordering, RDA analysis, and correlation Heatmap of soil bacterial communities in different vegetation types

3 讨论

3.1 不同植被类型土壤细菌群落特征

以人工植被与自然植被各5种代表性类型为调查对象,其中坡耕地、淤地坝农田和果园是人为管理强度较大的农用地,土壤受到人为农田管理活动

(翻耕、除草、施肥、打药等)干扰较为频繁,代表着强度的人为干扰植被类型;淤地坝农田的土壤来源与坡耕地和果园的区别较大,淤地坝农田土壤来源于坡面径流冲刷下来的泥沙沉积物,来源组成复杂,同时由于淤地坝位于沟道,水分条件较坡面好。因此,淤地坝农田生境下土壤细菌群落不同于坡耕

地和果园土壤细菌群落,坡耕地和果园可能主要归因于人为干扰影响的土壤细菌群落,而淤地坝农田土壤微生物群落则体现出非生物环境因子影响的土壤细菌群落,且在该区域同等人为干扰(农事活动)的作用下,非生物环境因子(土壤性质、水分含量)可对土壤细菌群落有更加深刻的影响。柠条灌丛和刺槐林是黄土高原常见的人工水土保持植被类型,2种植被一般人工建植后就很少再有人工管理,后续主要经历近自然演替过程^[11]。但由于研究区域半干旱半湿润的气候,赋加相对贫瘠的土壤养分和水分条件,植被自然演替需要经历较长时间。

退耕地属植被次生演替的早期,优势种草本植物主要为菊科植物茵陈蒿(*A. capillaris*);铁杆蒿群落是退耕地演替过程中一个相对稳定的草本植物群落阶段^[5]。因此,2个群落同处在黄土丘陵区植被恢复演替的草本阶段,两者的土壤微生物类群相似性较高。杠柳和狼牙刺都属黄土丘陵区植被自然演替过程中常见的灌木树种,但对生境的选择存在一定差异,狼牙刺属豆科灌木,是黄土丘陵区土著种,常在干旱阳坡、半阳坡地区等干旱生境中形成灌木林^[19];杠柳属萝藦科一种落叶蔓生灌木,具有较宽的生态位,是研究区植被恢复演替过程中出现早、持续时间长的木本植物^[20]。同时,杠柳在黄土高原丘陵区刺槐林下也是常见次生自然灌木。因此,杠柳灌丛和刺槐林的土壤细菌群落更为相似,这也符合它们在自然环境中的分布情况。侧柏属柏科常绿乔木,具有喜光、耐干旱、耐瘠薄的生物学特性,是黄土丘陵区自然分布的乡土树种,代表研究区域经历长期自然恢复演替形成的一种顶级植被类型,其土壤细菌群落也不同于其他植被类型生境。

3.2 土壤微生物群落的结构与功能特征

变形菌门和放线菌门已作为土壤细菌群落中的优势类群被广泛报道^[2],特别是在干旱和半干旱生境优势度更大^[21],如黄土高原地区^[14,22],这可能与这两大类群物种丰富度、功能多样性以及胁迫环境适应能力强等方面密切相关^[23]。根瘤菌目为相对丰度最高的目水平类群,根瘤菌新的分类系统体系中包含了传统的“互接种族”和现代的“系统发育关系”鉴定类群,新根瘤菌的多样性不断得以丰富,目前根瘤菌目下不仅包含与豆科等宿主植物形成根瘤类群,也包含了土壤传播的根瘤菌^[24];而且这与研究选取植被类型样地中植物优势种多为豆科植物,伴生种中豆科植物也分布极为普遍有关^[25]。相对于革兰氏阴性(G^-)细菌具有更薄、更

易渗透的细胞壁结构,放线菌的许多成员则是革兰氏阳性(G^+)单性细菌,通常具有厚厚的肽聚糖细胞壁特征^[23],这是它们能够在多种胁迫环境存在的一种结构基础。放线菌门中物种组成极为丰富,它们具有不同生活方式,与各种高等生物的关联中扮演着各种角色^[23];而且很多类群具有耐旱、盐碱、高温、辐射等环境胁迫因子能力^[23];大部分菌属为世界广布种,如假诺卡氏菌属、红色杆菌属、链霉菌属、芽生球菌属、土壤红杆菌属、游动放线菌属、分枝杆菌属等,寻找新的放线菌物种可能会导致发现潜在的新的结构和有益的次生代谢产物而受到广泛关注^[26]。可见,针对该研究区域内放线菌资源,有必要加强进一步深入研究。

土壤微生物群落功能多样性是反映土壤微生物群落状态与功能的指标,指示不同生态环境下土壤微生物群落的生态特征,与土壤功能、植被发育、生态系统的可持续之间密切关联^[27-28]。不同植被类型土壤细菌群落的 COG 功能组成结构差异不明显,其中,未知功能和氨基酸转运和代谢是土壤细菌群落的优势功能类群,这与该区域土壤微生物群落代谢对氨基酸类利用的“偏好”特征报道相一致^[14,29],同时,大比例的未知功能基因类群的存在,表明有关该区域土壤微生物群落功能基因的描述有待深入研究。经土壤细菌群落组成与功能基因组成的相关性检验不存在显著性关联(表5)。因此,推测不同植被类型土壤细菌群落的 COG 功能可能存在一定程度“功能冗余”,这可能与黄土丘陵区相对残酷的自然胁迫环境和人为干扰环境有关。土壤细菌群落的“功能冗余”一方面可能是一种微生物群落维持机制(生态策略),这在应对外界环境变化与各种干扰过程中可起到重要缓冲作用^[30];另一方面,微生物群落功能预测的研究技术方法仍存在局限性,如目前仍有大量细菌物种不能实现分离培养,它们的生物学特性与生态功能尚不十分清楚^[30]。

3.3 土壤微生物与环境因子间的相互关系

不同植被类型不仅在调节生境小气候功能存在一定差异,而且通过植物源养分(凋落物、根系分泌物)的输入以及养分的分解、转化和积累等物质循环过程也存在不同,进而影响到土壤系统理化性质与微生物群落间协同演变过程^[2-4]。该研究中土壤细菌群落不同相对丰度优势属类群与环境因子间存在显著的相关关系,且不同类群与不同环境因子间相互关系存在明显差异,这可能与土壤不同环境因子对微生物具有不同程度的影响作用,进而与

微生物的生态位密切关联^[1]。已有研究报道不同植被群落的土壤理化因子间存在着显著差异,包括土壤水分、温度、有机质含量、铵态氮含量和硝态氮含量等^[6,13];大量研究表明土壤的非生物性质是土壤细菌和真菌的结构和组成的主要调节因子,如 pH 值和有机物含量^[31]。黄土丘陵区属于高原干旱半干旱气候条件,水分、紫外线、盐碱性、高温等环境胁迫因子对表层土壤生态系统影响剧烈。由于黄土丘陵区水土流失问题曾经较为严重,土壤养分条件相对贫瘠,特别是土壤生态系统中生命宏量元素碳与氮的质量情况将对微生物群落产生重要影响。该研究中土壤有机碳含量、全碳含量、全氮含量、电导率、pH 值、硝态氮含量和土壤水分含量是不同植被类型土壤细菌群落重要的影响因子,这与以往研究报道较为一致^[14,18,32]。

4 结论

黄土丘陵区植被类型对土壤细菌群落组成结构和功能具有重要的影响,土壤微生物群落特征表现出其对植被类型的优势种生物学特性、植被演替、土壤性质和人为管理方式等方面的综合响应。因此,植被类型是影响黄土丘陵区土壤细菌群落结构和功能重要的驱动因素。

致谢: 野外实验承蒙中国科学院安塞水土保持综合试验站的大力支持,在此表示诚挚的谢意!

参考文献:

- [1] WAN P, HE R R. Soil Microbial Community Characteristics under Different Vegetation Types at the National Nature Reserve of Xiaolongshan Mountains, Northwest China [J]. *Ecological Informatics*, 2020, 55: 101020.
- [2] DELGADO-BAQUERIZO M, OLIVERIO A M, BREWER T E, *et al.* A Global Atlas of the Dominant Bacteria Found in Soil [J]. *Science*, 2018, 359(6373): 320-325.
- [3] TIAN Q, TANIGUCHI T, SHI W Y, *et al.* Land-Use Types and Soil Chemical Properties Influence Soil Microbial Communities in the Semiarid Loess Plateau Region in China [J]. *Scientific Reports*, 2017, 7: 45289.
- [4] ZHANG C, LIU G B, XUE S, *et al.* Effect of Different Vegetation Types on the Rhizosphere Soil Microbial Community Structure in the Loess Plateau of China [J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2013, 12(11): 2103-2113.
- [5] JIAO J Y, ZHANG Z G, BAI W J, *et al.* Assessing the Ecological Success of Restoration by Afforestation on the Chinese Loess Plateau [J]. *Restoration Ecology*, 2012, 20(2): 240-249.
- [6] XU M, ZHANG J, LIU G B, *et al.* Soil Properties in Natural Grassland, Caragana Korshinskii Planted Shrubland, and Robinia Pseudacacia Planted Forest in Gullies on the Hilly Loess Plateau, China [J]. *CATENA*, 2014, 119: 116-124.
- [7] BARDGETT R D, VAN DER PUTTEN W H. Belowground Biodiversity and Ecosystem Functioning [J]. *Nature*, 2014, 515(7528): 505-511.
- [8] CHEN X D, DUNFIELD K E, FRASER T D, *et al.* Soil Biodiversity and Biogeochemical Function in Managed Ecosystems [J]. *Soil Research*, 2020, 58(1): 1.
- [9] SCHLOTTER M, NANNIPIERI P, SØRENSEN S J, *et al.* Microbial Indicators for Soil Quality [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2018, 54(1): 1-10.
- [10] BAHRAM M, HILDEBRAND F, FORSLUND S K, *et al.* Structure and Function of the Global Topsoil Microbiome [J]. *Nature*, 2018, 560(7717): 233-237.
- [11] 傅微, 吕一河, 傅伯杰, 等. 陕北黄土高原典型人类活动影响下景观生态风险评价 [J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(3): 290-299. [FU Wei, LÜ Yi-he, FU Bo-jie, *et al.* Landscape Ecological Risk Assessment under the Influence of Typical Human Activities in Loess Plateau, Northern Shaanxi [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(3): 290-299.]
- [12] 张健, 刘国彬. 黄土丘陵区不同植被恢复模式对沟谷地植物群落生物量和物种多样性的影响 [J]. *自然资源学报*, 2010, 25(2): 207-217. [ZHANG Jian, LIU Guo-bin. The Influence of Plant Community Biomass and Species Diversity of Different Vegetation Restoration Patterns in the Gully Area of the Hilly Loess Region [J]. *Journal of Natural Resources*, 2010, 25(2): 207-217.]
- [13] 徐明, 张健, 刘国彬, 等. 植被类型和降雨量对沟谷地土壤水分和温度空间分布的影响 [J]. *草地学报*, 2017, 25(3): 499-507. [XU Ming, ZHANG Jian, LIU Guo-bin, *et al.* Effects of Vegetation Types and Rainfall on Soil Water Content and Temperature in the Gully Areas [J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2017, 25(3): 499-507.]
- [14] 张超, 刘国彬, 薛莲, 等. 黄土丘陵区不同植被类型根际微生物群落功能多样性研究 [J]. *草地学报*, 2015, 23(4): 710-717. [ZHANG Chao, LIU Guo-bin, XUE Sha, *et al.* Functional Diversity of Rhizosphere Microbial Community of Different Vegetation Types in the Hilly-Gully Region of Loess Plateau [J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2015, 23(4): 710-717.]
- [15] 赵彤, 闫浩, 蒋跃利, 等. 黄土丘陵区植被类型对土壤微生物量碳氮磷的影响 [J]. *生态学报*, 2013, 33(18): 5615-5622. [ZHAO Tong, YAN Hao, JIANG Yue-li, *et al.* Effects of Vegetation Types on Soil Microbial Biomass C, N, P on the Loess Hilly Area [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(18): 5615-5622.]
- [16] 刘洋, 黄懿梅, 曾全超. 黄土高原不同植被类型下土壤细菌群落特征研究 [J]. *环境科学*, 2016, 37(10): 3931-3938. [LIU Yang, HUANG Yi-mei, ZENG Quan-chao. Soil Bacterial Communities under Different Vegetation Types in the Loess Plateau [J]. *Environmental Science*, 2016, 37(10): 3931-3938.]
- [17] 田琴, 牛春梅, 谷口武士, 等. 黄土丘陵区植被类型与土壤微生物区系及生物量的关系 [J]. *生态学报*, 2017, 37(20): 6847-6854. [TIAN Qin, NIU Chun-mei, TANIGUCHI Takeshi, *et al.* Relationship among Vegetation Types and Soil Microbial Biomass in the Loess Hilly Region of China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(20): 6847-6854.]

- [18] 王宝荣,杨佳佳,安韶山,等.黄土丘陵区植被与地形特征对土壤和土壤微生物生物量生态化学计量特征的影响[J].应用生态学报,2018,29(1):247-259.[WANG Bao-rong, YANG Jia-jia, AN Shao-shan, *et al.* Effects of Vegetation and Topography Features on Ecological Stoichiometry of Soil and Soil Microbial Biomass in the Hilly-Gully Region of the Loess Plateau, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(1): 247-259.]
- [19] 张健,刘国彬,许明祥,等.黄土丘陵区植被次生演替灌木初期的土壤养分特征[J].西北林学院学报,2009,24(1):53-57.[ZHANG Jian, LIU Guo-bin, XU Ming-xiang, *et al.* Soil Nutrients Characteristics in Shrub Appearance Stage of Vegetation Secondary Succession in the Hilly-Gullied Loess Region[J]. Journal of Northwest Forestry University, 2009, 24(1): 53-57.]
- [20] 安玉艳,梁宗锁,郝文芳.杠柳幼苗对不同强度干旱胁迫的生长与生理响应[J].生态学报,2011,31(3):716-725.[AN Yu-yan, LIANG Zong-suo, HAO Wen-fang. Growth and Physiological Responses of the *Periploca sepium* Bunge Seedlings to Drought Stress[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(3): 716-725.]
- [21] MOHAMMADIPANAH F, WINK J. Actinobacteria from Arid and Desert Habitats; Diversity and Biological Activity[J]. Frontiers in Microbiology, 2015, 6: 1541.
- [22] ZHANG C, LIU G B, XUE S, *et al.* Soil Bacterial Community Dynamics Reflect Changes in Plant Community and Soil Properties during the Secondary Succession of Abandoned Farmland in the Loess Plateau[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2016, 97: 40-49.
- [23] BARKA E A, VATSA P, SANCHEZ L, *et al.* Taxonomy, Physiology, and Natural Products of Actinobacteria [J]. Microbiology and Molecular Biology Reviews, 2016, 80(1): 1-43.
- [24] 刘璐,詹庆才,彭伟正.根瘤菌生物地理学的研究进展[J].微生物学报,2018,58(2):202-208.[LIU Lu, ZHAN Qing-cai, PENG Wei-zheng. Advances in Biogeography of Rhizobia[J]. Acta Microbiologica Sinica, 2018, 58(2): 202-208.]
- [25] GARRIDO-OTER R, NAKANO R T, DOMBROWSKI N, *et al.* Modular Traits of the Rhizobiales Root Microbiota and Their Evolutionary Relationship with Symbiotic Rhizobia[J]. Cell Host & Microbe, 2018, 24(1): 155-167.
- [26] THUMAR J T, DHULIA K, SINGH S P. Isolation and Partial Purification of an Antimicrobial Agent from *Halotolerant alkaliphilic Streptomyces aburaviensis* Strain Kut-8[J]. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 2010, 26(11): 2081-2087.
- [27] ESCALAS A, HALE L, VOORDECKERS J W, *et al.* Microbial Functional Diversity: From Concepts to Applications [J]. Ecology and Evolution, 2019, 9(20): 12000-12016.
- [28] WAGG C, BENDER S F, WIDMER F, *et al.* Soil Biodiversity and Soil Community Composition Determine Ecosystem Multifunctionality[J]. PNAS, 2014, 111(14): 5266-5270.
- [29] 朱世硕,夏彬,郝旺林,等.黄土区侵蚀坡面土壤微生物群落功能多样性研究[J].中国环境科学,2020,40(9):4099-4105.[ZHU Shi-shuo, XIA Bin, HAO Wang-lin, *et al.* Functional Diversity of Soil Microbial Community on Eroded Slope in the Loess Plateau Region[J]. China Environmental Science, 2020, 40(9): 4099-4105.]
- [30] LOUCA S, POLZ M F, MAZEL F, *et al.* Function and Functional Redundancy in Microbial Systems [J]. Nature Ecology & Evolution, 2018, 2(6): 936-943.
- [31] THAKUR M P, GEISEN S. Trophic Regulations of the Soil Microbiome[J]. Trends in Microbiology, 2019, 27(9): 771-780.
- [32] HUI N, JUMPPONEN A, FRANCINI G, *et al.* Soil Microbial Communities are Shaped by Vegetation Type and Park Age in Cities under Cold Climate [J]. Environmental Microbiology, 2017, 19(3): 1281-1295.

作者简介:张健(1980—),男,吉林梨树人,副教授,博士,主要从事生态环境效益评价与微生物生态学方面的研究。
E-mail: zhangjian12102@163.com

(责任编辑:陈昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0110

杨统一, 李静, 唐国腾, 等. 外源 Zn 对土壤抗生素抗性基因及细菌群落的诱导作用[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(2): 236-243.

YANG Tong-yi, LI Jing, TANG Guo-teng, et al. Induction of Antibiotic Resistance Genes and Bacterial Community in Soil by Exogenous Zn[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 236-243.

外源 Zn 对土壤抗生素抗性基因及细菌群落的诱导作用

杨统一¹①, 李静², 唐国腾¹, 杨芬¹, 唐玉斌¹ (1. 江苏科技大学环境与化学工程学院, 江苏 镇江 212100; 2. 镇江海关综合技术中心, 江苏 镇江 212003)

摘要: 采用高通量测序和实时定量 PCR 技术, 基于室内培养法研究不同 Zn 浓度对土壤氨基糖苷类抗生素抗性基因(antibiotic resistance genes, ARGs)、可移动遗传元件(mobile genetic elements, MGEs)及细菌群落的影响。结果表明, Zn 的浓度和处理时间对氨基糖苷类 ARGs 及 MGEs 影响不同。1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理 60 d 时, *acc*、*aacC1* 和整合子 *int11* 的相对丰度最高, 分别为对照的 4.1、9.7 和 3.7 倍; 800 mg · kg⁻¹ Zn 处理 60 d 时, *aac(6')-II* 的相对丰度最大, 为对照的 13.7 倍。Zn 处理显著提高了转座子 *Tp614* 的相对丰度, 100 mg · kg⁻¹ Zn 处理时最高, 为对照的 4.6 倍。Zn 处理降低了细菌群落的多样性指数, 提高了优势度指数, 说明 Zn 的毒性使敏感菌群消失, 抗性菌群增加。冗余分析表明 Zn 胁迫的时长对细菌群落结构的影响大于浓度; 胁迫时长相同时, 较低浓度的 Zn (100~400 mg · kg⁻¹) 与较高浓度的 Zn (800~1 000 mg · kg⁻¹) 处理的土壤细菌群落的结构差异明显; Zn 胁迫与 *Nocardioides*、*Adhaeribacter* 及 *Arthrobacter* 等的丰度负相关, 而与 *Flavisolibacter*、*Sphingomonas* 及 *Solirubrobacter* 的丰度正相关。网络共存分析显示, Zn 胁迫压力下, *acc*、*aac(6')-II*、*aacC1* 和 *int11*、*IS613* 连接数较高; *Steroidobacter* 与 *Tp614* 存在连接, 可能是 *Tp614* 的潜在宿主菌。研究表明, 高浓度 Zn 污染能加速土壤 ARGs 传播扩散, 即使低浓度的 Zn 长时间作用也能诱导部分 ARGs 和 MGEs, 提高水平转移的风险, 值得重点关注。

关键词: 土壤; 重金属; 氨基糖苷类抗生素; 可移动遗传元件; 水平基因转移

中图分类号: X503 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0236-08

Induction of Antibiotic Resistance Genes and Bacterial Community in Soil by Exogenous Zn. YANG Tong-yi¹①, LI Jing², TANG Guo-teng¹, YANG Fen¹, TANG Yu-bin¹ (1. School of Environmental and Chemical Engineering, Jiangsu University of Science and Technology, Zhenjiang 212100, China; 2. Integrated Technology Center of Zhenjiang Customs, Zhenjiang 212003, China)

Abstract: Using high throughput sequencing and real-time PCR techniques, the effects of added Zn on relative abundance of aminoglycoside antibiotic resistance genes (ARGs), mobile genetic elements (MGEs) and bacterial communities in soil were studied by indoor culture. The results show that Zn concentration and treatment time had different effects on aminoglycoside ARGs and MGEs. After treatment with 1 000 mg · kg⁻¹ Zn for 60 d, the relative abundances of *acc*, *aacC1* and integron *int11* were the highest, which were 4.1, 9.7 and 3.7 times as those of the control, respectively. When 800 mg · kg⁻¹ Zn was treated for 60 d, the relative abundance of *aac(6')-II* was the highest, which was 13.7 times as that of the control. The relative abundance of transposon *Tp614* was significantly increased only after 60 d of Zn treatment, and the highest relative abundance was obtained at 100 mg · kg⁻¹ Zn treatment, which was 4.6 times that of the control. Zn stress decreased the diversity index of bacterial community and increased the dominance index, indicating that Zn toxicity caused the disappearance of sensitive bacteria and the increase of resistant bacteria. Redundancy analysis show that the effect of Zn stress duration on bacterial community structure was greater than that of Zn concentration. When the treatment time was equal, the structure of soil bacterial community was significantly different between low concentration Zn (100-400 mg · kg⁻¹) and high concentration Zn (800-1 000 mg · kg⁻¹). Zn treatment was negatively correlated with *Nocardioides*, *Adhaeribacter* and *Arthrobacter*, and positively correlated with *Flavisolibacter*, *Sphingomonas* and *Solirubrobacter*. The network coexistence analysis show that *acc*, *aac(6')-II*, *aacC1* and *int11*, *IS613* had high connections under Zn stress; *Ste-*

收稿日期: 2021-02-25

基金项目: 国家自然科学基金(31400448); 镇江市现代农业项目(NY2019022)

① 通信作者 E-mail: tongyi@just.edu.cn

roidobacter was connected to *Tp614*, which may be the potential host of *Tp614*. The studies have shown that high concentration of Zn pollution can accelerate the spreading and diffusion of soil ARGs. Even if low concentration of Zn exists for a long time, some ARGs and MGEs can be induced, and the risk of horizontal transfer can also be increased, which is worthy of attention.

Key words: soil; heavy metal; aminoglycoside antibiotics; mobile genetic elements; horizontal gene transfer

抗生素抗性基因 (antibiotic resistance genes, ARGs) 的水平基因转移风险被世界卫生组织确定为 21 世纪卫生安全领域的主要挑战^[1], 其可通过禽畜粪肥、污泥农用及污水灌溉等方式大量进入农田土壤, 并可能传播至人类致病菌, 严重威胁公共安全^[2]。目前发现在临床和自然环境中减少抗生素的使用有时不能有效地控制 ARGs 在环境中的传播^[3], 表明环境中还存在其他因素驱动 ARGs 的传播扩散。

在重金属污染的土壤环境中, 细菌不仅具有重金属抗性, 而且通过共选择、间接选择等机制还可能激发抗生素抗性, 进而提高 ARGs 水平转移的风险^[4]。重金属污染作为一种长期、广泛的选择压力, 难以被降解, 使土壤中 ARGs 得以维持和增强^[5]。重金属 Zn 离子作为土壤中细菌生长所必需的微量元素, 当浓度较低时可以促进细菌的生长, 但是一旦超过一定的阈值就会对细菌有害, 降低生物多样性, 甚至杀死菌体^[6]。欧盟在 2010 年评估土壤 Zn 累积污染的影响时发现, 农田土壤生态系统在未来 10~50 a 内 Zn 浓度可能超过安全阈值^[7]。2014 年《土壤重金属污染公报》显示, 我国土壤 Zn 污染以轻微和轻度污染为主, 点位超标率为 0.9%。而农田土壤的 Zn 污染风险较高, 因为我国每年向土壤施用 6.18 亿 t 以上粪肥, 是土壤 Zn 污染的重要来源, 对农田土壤生态安全构成了巨大风险^[8]。研究发现, 施用粪肥的土壤 Zn、Cu 及 Pb 含量显著增加, 与 *sul1*、*sul2*、*tetG*、*tetW*、*ermF* 和 *ermB* 等 ARGs 呈显著正相关, 表明重金属参与 ARGs 共选择过程; 且与整合子 *intl1* 呈显著正相关, 揭示重金属可能诱导可移动遗传元件 (mobile genetic elements, MGEs) 参与土壤 ARGs 的扩散^[9]。

土壤中包括温度、含水量、重金属离子及 pH 值等多种因素共同影响细菌群落和 ARGs, 进而影响 ARGs 的产生和传播^[3,10]。目前土壤重金属对 ARGs 影响的研究中多存在其他干扰因素, 无法准确评估重金属的直接效应^[8,11], 且重金属 Zn 作为单一因素影响土壤 ARGs 的阈值、浓度效应及迁移转化规律未见报道, 阻碍了 Zn 在土壤环境中风险的准确评估。笔者基于室内培养实验, 采用 Miseq 高

通量测序分析和荧光定量 PCR 技术, 分析 Zn 对土壤中氨基糖苷类 ARGs 及 MGEs 相对丰度的影响, 研究 Zn 诱导 ARGs 与细菌群落的浓度效应, 以期为预测及治理土壤 ARGs 污染提供科学的基础数据。

1 材料与方法

1.1 Zn 处理土壤实验设计与取样

实验土壤来源于中国农业科学院蚕桑研究所试验站 (镇江) 的桑树苗圃, 为长江近代石灰性新冲积物母质发育的黄棕壤 (pH = 7.4)^[12], w (有机碳) 为 2.95 g kg⁻¹, w (总氮) 为 765.37 mg · kg⁻¹, w (总磷) 为 23.57 mg · kg⁻¹, 黏土、粉土和砂的含量比例为 42 : 36 : 22。土壤重金属含量由 ICP-OES 法测定 (Varian, 720-ES, 美国), Zn、Cr、Cd、Cu、Ni 及 Pb 的 w 分别为 91.48、64.7、2.36、30.75、32.3 及 38.37 mg · kg⁻¹。Zn 处理前将土壤风干过 2 mm 孔径筛, 搅拌使土壤均质化。根据调研农田土壤中广泛存在的 Zn 污染水平来设计 Zn 处理的浓度^[8,10]。提前准备 ZnSO₄ 母液, 处理土壤时按照处理浓度稀释。Zn 处理浓度分别为 0 (对照)、100、200、400、800 和 1 000 mg · kg⁻¹, 每处理装 150 g 干土, 3 个生物学重复。整个处理过程放置在培养箱中, 瓶口覆盖保鲜膜, 土壤含水量 (称重法) 保持在 30% 左右, 温度 25 °C, 光周期夜晚 (L) : 白天 (D) = 12 h : 12 h。处理 30 和 60 d 时取土样分析。土壤取样后置于 -20 °C 条件下保存。

1.2 MiSeq 测序及数据分析

土壤 DNA 的提取及高通量测序委托江苏中益金达分析检测有限公司 (中国宜兴) 进行。采用土壤提取试剂盒 Fast DNA SPIN Kit (MP Biomedicals, USA), 从 1 g 土壤混合样品 (3 个重复样混合) 中提取 DNA, 然后利用 w 为 1% 的琼脂糖凝胶电泳检测抽提的基因组 DNA。采用分光光度法 (NanoDrop ND-1000, Thermo Scientific, USA) 对提取的 DNA 定量。以 16S rRNA 基因 V1~V2 高变区为靶点, 利用引物 F: 5'-AGAGTTTGATYMTGGCTCAG-3'、R: 5'-TGCTGCCTCCCGTAGGAGT-3' 扩增。PCR 扩增在 25 μL 反应体系中进行, 该反应体系包含 1 μL 正向引物 (10 μmol · L⁻¹) 和 1 μL 反向引物 (10 μmol ·

L⁻¹)、12.5 μL 2 × EasyTaq PCR Super Mix (Transgene, 北京)、1 μL (10 ng · μL⁻¹) 模板 DNA 和 9.5 μL 超纯水。PCR 反应的程序为:94 °C 预变性 5 min, 94 °C 30 s、54 °C 30 s、72 °C 40 s 共 20 个循环, 最后 72 °C 延伸 10 min。

用 UCHIME 识别测序数据并去除非特异扩增及嵌合序列, 用 UPARSE 7.1 软件对相似性为 97% 的操作分类单元 (OTU) 进行聚类。根据序列最少的样本, 使用序列数标准对 OTU 数进行归一化, 用 Mothur v. 1.35.1 软件计算多样性指数^[13]。测序数据已提交至 NCBI 数据库, 登录号 NO. SRP117127。

1.3 qPCR 分析

根据前期 PCR 扩增结果, 选择 4 个氨基糖苷类

ARGs: *aac*、*aacCI*、*aacA/aphD* 和 *aac6'-II*, 3 个转座酶基因 (*tnpA*、*IS613* 和 *Tp614*) 和 1 个整合酶基因 *int11* (表 1)。使用 7300 型 qPCR 仪 (Applied Biosystems, USA) 执行以下程序:95 °C 预变性 5 min, 95 °C 15 s、60 °C 60 s、72 °C 40 s 共 40 个循环。反应体系为 20 μL, 包含 10 μL SYBR PremixEx TaqTM (大连 Takara), 0.6 μL 引物 (10 μmol · L⁻¹), 7.8 μL 去离子水, 1 μL 模板 DNA。同时检测无 DNA 模板的阴性对照。每个样品的扩增反应由 3 个重复组成, 根据熔解曲线计算每个靶基因的拷贝数, 并归一化为 16S rDNA 拷贝数^[8]。相对丰度为 ARGs/16S rDNA。

表 1 供试基因的实时定量 PCR 引物

Table 1 The qPCR primers for the tested genes

目标基因	引物序列 (5'-3')
<i>16S rRNA</i>	F:GGTTGCGCTCGTTGC R:ATGGYTGTCTCAGCTCGTG
<i>aac</i>	F:CCCTGCGTTGTGGCTATGT R:TTGGCCACGCCAATCC
<i>aacCI</i>	F:GGTCGTGAGTTCGGAGACGTA R:GCAAGTCCCGAGGTAATCG
<i>aacA/aphD</i>	F:AGAGCCTTGGGAAGATGAAGTTT R:TTGATCCATACCATAGACTATCTCATCA
<i>aac(6')-II</i>	F:CGACCCGACTCCGAACAA R:GCACGAATCCTGCCTTCTCA
<i>tnpA</i>	F:AATTGATGCGGACGGCTTAA R:TCACCAAAGTGTATGGAGCTGTT
<i>IS613</i>	F:AGGTTGCGACTCAATGCAACA R:TTCAGCACATACCGCCTTGAT
<i>Tp614</i>	F:GGAATCAACGGCATCCAGTT R:CATCCATGCGCTTTTGTCTCT
<i>int11</i>	F:TCGTGCGTCCCATACA R:GCTTGTCTACGGCCGTTTGA

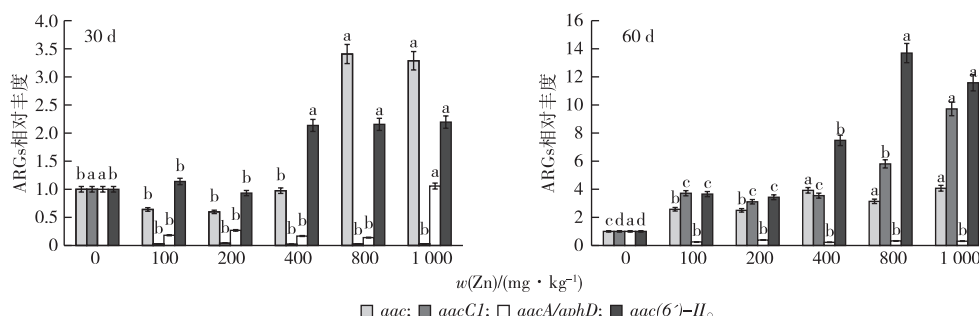
1.4 数据的统计分析

数据采用 Excel 2016 版及 Origin 9.3 等软件进行统计分析。在 Gephi 平台上使用 MGEs、ARGs 和细菌群落 (基于 OTU) 的相对丰度进行基于 Spearman 秩相关的网络分析; 冗余分析 (RDA) 采用 Canoco5 软件进行分析^[4]。

2 结果与分析

2.1 氨基糖苷类抗生素抗性基因对 Zn 胁迫的响应

qPCR 分析表明, 不同 Zn 浓度诱导氨基糖苷类 ARGs 相对丰度的差异显著 (图 1)。



同一组直方柱上方英文小写字母不同表示不同处理间 ARGs 差异显著 (P<0.05)。

图 1 Zn 处理对 ARGs 相对丰度的影响

Fig. 1 The effect of Zn treatments on relative abundance of ARGs

Zn 胁迫 60 d 比 30 d 时对 ARGs 的影响更大, 且对不同的基因影响程度不一样; 从浓度效应来

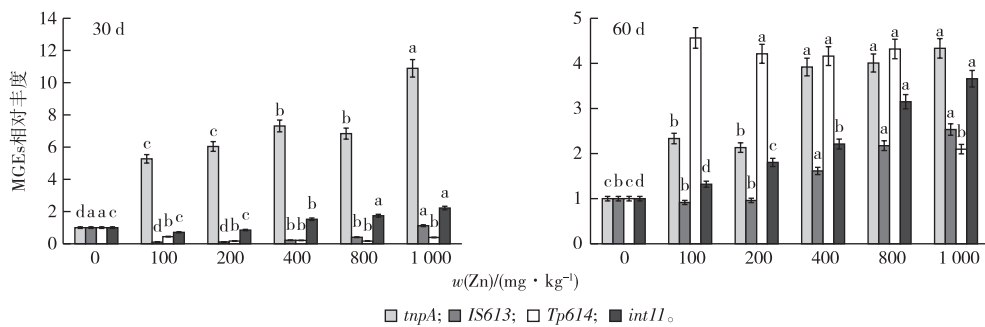
看, 高浓度的 Zn 对 ARGs 的影响更大, 且不同基因对 Zn 的响应浓度不同。从 Zn 离子对 *aac* 的影响来

看,处理 30 d 时 100、200 和 400 mg · kg⁻¹ Zn 对其没有显著影响,而 800 mg · kg⁻¹ 时提高到对照的 3.4 倍;处理 60 d 时,100 mg · kg⁻¹ Zn 处理是对照的 2.6 倍,1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理是对照的 4.1 倍。与对照相比,不同 Zn 离子处理 30 d 时 *aacC1* 都显著降低;处理 60 d 时 *aacC1* 显著高于对照,1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理时达到对照的 9.7 倍。与对照相比,100 和 200 mg · kg⁻¹ Zn 处理 30 d 时对 *aac(6')*-*II* 没有显著影响,而 400 mg · kg⁻¹ 时提高到 2.1 倍;100 mg · kg⁻¹ Zn 处理 60 d 时与对照也有显著差异,达到 3.7 倍;800 mg · kg⁻¹ Zn 处理时达到最大,为对照的 13.7 倍,而 1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理时下降为对照的 11.6 倍。与其他基因相对丰度大幅提高不同,Zn 处理使 *aacA/aphD* 基因的相对丰度不断下降,最低为对照的 0.14 倍。

2.2 可移动遗传元件对 Zn 胁迫的响应

使用 qPCR 检测所有样本中的 3 个 (*tnpA*、*IS613* 和 *Tp614*) 和 1 个整合酶基因 (*int11*) (图 2)。Zn 处

理 30 d 对 *tnpA* 相对丰度的影响显著高于 60 d;低浓度 Zn 也能显著提高其相对丰度,且 1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理时最高,为对照的 10.9 倍。与对照相比,处理 30 d 时 100、200、400 和 800 mg · kg⁻¹ Zn 处理时显著降低 *IS613* 的相对丰度,而 1 000 mg · kg⁻¹ 时提高到对照的 1.1 倍,差异不显著;60 d 时,100 和 200 mg · kg⁻¹ Zn 处理与对照没有显著差异,而 400、800 和 1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理显著高于对照。与对照相比,30 d 时所有 Zn 浓度处理显著降低 *Tp614* 的相对丰度;60 d 时所有 Zn 浓度处理都显著提高其相对丰度,最高达对照的 4.7 倍,但 1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理时降为对照的 2.1 倍。与对照相比,30 d 时 100 和 200 mg · kg⁻¹ Zn 处理有降低 *int11* 相对丰度的趋势,但差异不显著,而 400、800 和 1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理就显著提高了其相对丰度;60 d 时,200、400、800 和 1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理都显著高于对照,最大为对照的 3.7 倍。



同一组直方柱上方英文小写字母不同表示不同处理间 MGEs 差异显著 (P < 0.05)。

图 2 Zn 处理对 MGEs 相对丰度的影响

Fig. 2 The effect of Zn treatments on relative abundance of MGEs

2.3 Zn 胁迫对土壤细菌群落多样性的影响

为进一步了解土壤细菌受到的影响,利用 Illumina MiSeq 高通量测序对土壤样品中的细菌群落进

行分析。不同处理土壤样品的 OTU 从 4 109 到 5 984 不等(表 2)。

表 2 土壤中细菌多样性指数

Table 2 Bacteria diversity indices for each sample in soil

<i>w</i> (Zn)/ (mg · kg ⁻¹)	OTUs		Chao1 指数		Shannon 指数		ACE 指数		Simpson 指数		覆盖度	
	30 d	60 d	30 d	60 d	30 d	60 d	30 d	60 d	30 d	60 d	30 d	60 d
0	5 034	5 984	8 726	9 940	7.159 9	7.486 1	11 941	13 969	0.004 2	0.002 8	0.901 5	0.882 0
100	4 927	5 267	7 775	8 996	7.161 2	7.233 0	10 372	12 359	0.003 7	0.004 1	0.909 3	0.897 1
200	4 708	4 691	8 001	7 934	6.903 7	6.928 3	11 043	10 907	0.008 0	0.006 5	0.907 8	0.908 5
400	4 563	4 611	7 066	7 764	6.830 5	6.962 4	9 517	10 765	0.007 6	0.005 9	0.916 2	0.911 4
800	4 109	4 154	6 224	8 256	6.469 0	6.334 5	8 277	11 786	0.012 1	0.016 9	0.925 6	0.911 4
1 000	4 317	4 921	6 905	9 637	6.071 4	7.013 8	9 509	13 726	0.041 6	0.004 3	0.916 7	0.895 4

与对照相比,所有 Zn 处理样品的 OUT 数量均

呈下降趋势。反映 OTU α 多样性的丰富度 Chao1、

Shannon 和 ACE 指数均表明,Zn 胁迫土壤的细菌多样性总体呈下降趋势,尤其是 400 和 800 mg · kg⁻¹ Zn 处理与对照相比下降最多,但 Zn 处理的 Simpson 指数呈上升趋势,说明 Zn 处理导致土壤细菌群落生态状况恶化,细菌的多样性减少,少量抗性菌增加。但是 1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理 30 d 时 Chao1、ACE 和 Simpson 指数反而有增加的趋势,而 Shannon 指数继续降低;60 d 时,Chao1、ACE 和 Shannon 指数有增加的趋势。

2.4 Zn 胁迫对土壤细菌群落结构的影响

2.4.1 在门水平上的影响

Zn 胁迫对土壤细菌群落门水平影响的高通量测序结果(图 3)表明,在已鉴定的 26 个细菌门中,

在所有处理土壤样品中的主要菌群是变形菌门(Proteobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidetes)、放线菌门(Actinobacteria)、酸杆菌门(Acidobacteria)和芽单胞菌门(Gemmatimonadetes),其平均总相对丰度占比分别为 26.5%~45.1%、9.8%~19.7%、10.3%~15.9%、5.4%~13.4%和 3.1%~16.6%。其中变形菌门所占比例最大,Zn 处理大幅度提高了该门的占比,特别是高浓度处理(400~1 000 mg · kg⁻¹)时,最大提高了 12.8%。但 60 d 时,1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理比对照低 4.6%。Zn 处理对芽单胞菌门的影响表现为短期(30 d)呈下降趋势;随着处理时间的延长(60 d),1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理时增加了 1 倍。

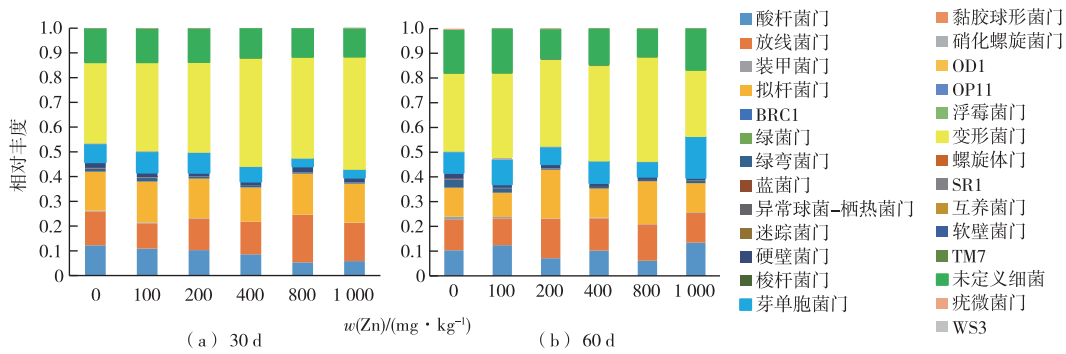


图 3 Zn 处理对土壤细菌群落门水平上的影响

Fig. 3 Bacterial communities at phylum level in all soil samples under Zn stress

2.4.2 在属水平上的影响

对 Zn 处理土壤细菌(属水平)的热图分析反映了 Zn 胁迫影响属水平的细菌群落结构差异性(图 4)。总体来看,在属水平上各样品细菌群落热图分为 2 个主要的簇。簇 1 主要是 Zn 处理浓度为 400~1 000 mg · kg⁻¹ 的样品聚类在一起;簇 2 是 Zn 处理浓度为 0~200 mg · kg⁻¹ 的样品聚类在一起。但 1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理 60 d 时,细菌群落结构与其他浓度处理的结构差异较大。30 d 时,芽单胞菌属(Gemmatimonas)的相对丰度随着处理浓度的增加逐渐降低;1 000 mg · kg⁻¹ Zn 处理 60 d 时提高了芽单胞菌属的相对丰度,为原来的 2 倍。所有样品中 *Flavisolibacter*、*Arthrobacter*、*Lysobacter* 属和 *Acidobacteria_Gp4*、*Acidobacteria_Gp6* 的相对丰度都超过 1%。此外,随着 Zn 浓度的增加,*Ohtaekwangia*、*Sphingomonas*、*Luteimonas*、*Micromonospora* 和 *Streptomyces* 属的相对丰度增加,表明这些属可能适应了高浓度 Zn 引起的胁迫压力。

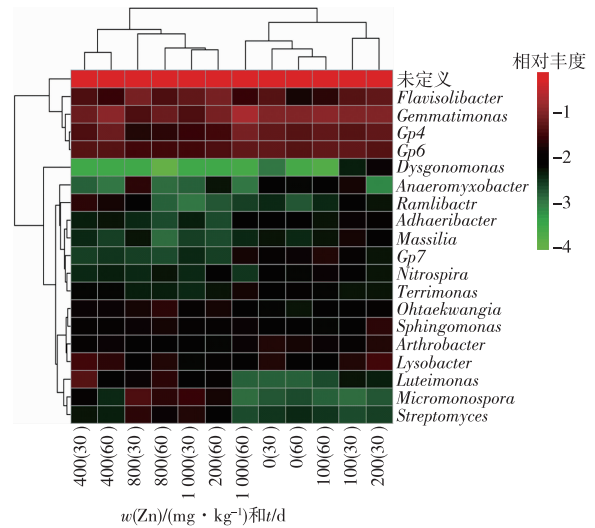


图 4 属水平上细菌群落相对丰度(>1%)热图分析

Fig. 4 Heat map analysis of the relative abundance of bacteria (>1%) at genus level

效。LI 等^[16]的研究表明,Cu 处理不仅增强了抗生素抗性,而且促进了抗性从堆肥肥料转移到农田土壤。HU 等^[4]通过高通量 qPCR 发现,Cu 污染 4~5 a 的土壤含有多耐药性抗性基因和内酰胺类 ARGs; Cu 污染程度显著影响 ARGs 的多样性和相对丰度,在中度污染(100~200 mg·kg⁻¹)的红土和重度污染(400~800 mg·kg⁻¹)的潮土中最高。对上海多个禽畜养殖场周边土壤的研究发现,土壤 Zn 含量与磺胺类 ARGs 的丰度具有显著的正相关性^[17]。该研究实验用的土壤来源于桑蚕研究所苗圃基地,重金属 Zn 的浓度为 91.48 mg·kg⁻¹,较高的 Zn 浓度可能来源于多年施用粪肥导致,但低于 GB 15618—2018《农用地土壤污染风险管控标准》中 Zn 浓度(250 mg·kg⁻¹)。土壤中不同的氨基糖苷类 ARGs 对 Zn 胁迫响应不同,Zn 胁迫对 *acc* 的影响存在一个阈值浓度,处理 30 d 时约为 891.48 mg·kg⁻¹;随着时间的延长,60 d 时即使低浓度(100 mg·kg⁻¹)Zn 处理,其相对丰度也能达到对照的 2.6 倍。*aacC1* 对 Zn 胁迫的响应比较特别,30 d 时不同浓度处理都有不同程度的下降,而 60 d 时又大幅度升高,最多时提高到对照的 13.7 倍。ZHU 等^[8]研究中国禽畜养殖场周边土壤时发现,氨基糖苷类抗性基因与重金属 Zn、Cu 具有很强的相关性。JI 等^[17]发现,施入猪粪的土壤中 *sul3*、*sulA* 与 Cu、Zn、Hg 之间存在显著相关性。

可移动遗传元件在土壤中广泛存在,包括质粒、插入序列、转座子及整合子等。ARGs 通常借助 MGEs 进行水平转移,在土壤细菌进化和适应特定环境压力的过程中扮演重要角色^[11,18]。作为整合子 I 类家族的一员,*intI1* 被认为是一种环境污染的敏感生物标记,来指示抗性基因的传播风险^[19-20]。BINH 等^[21]研究表明,随着猪粪中重金属含量的增加,氨基糖苷类抗性基因 *aadA* 与 *IntI1* 结合并提高其迁移率。ROSEWARNE 等^[14]的研究表明,*intI1* 的相对丰度与淡水沉积物中 Zn 的含量呈显著正相关。Zn 处理的浓度和时长对 *intI1* 的影响不同,随着处理时间的延长,*intI1* 的相对丰度有增加的趋势,最多为对照的 3.7 倍。然而,*intI1* 基因不能在细菌间调动和转移,它们通常与其他 MGEs 结合,如质粒、转座子和插入序列^[22]。网络共存分析显示 *intI1* 和 *aac*、*IS613* 连接,说明其可能结合在一起形成复合转座子,进而提高 *aac* 的可移动性。RDA 和网络分析还表明,*aacC1* 与转座子 *IS613*、*Tp614* 显著相关,且与 *Adhaeribacter* 具有显著的相关性,说明这些菌群可能携带这个抗性基因,传播风险较高。在

土壤中检测到的最丰富的转座酶基因就属于 IS6 家族,*IS613*、*Tp614* 是 IS6 家族的 2 种常见的转座子,通常与多种 ARGs 相关,如氯霉素、氨基糖苷和 β -内酰胺抗性基因,能协助 ARGs 发生水平转移扩散^[23]。

先前的宏基因组学和 qPCR 分析发现,ARGs 丰度及多样性与微生物结构和功能密切相关,表明细菌群落结构是 ARGs 的重要决定因素^[24-25]。变形菌门、拟杆菌门、放线菌门、酸杆菌门是土壤中最常见的细菌,其中放线菌和变形菌还具有产生多种抗生素的遗传潜力,含有多重 ARGs^[26]和具有较强的重金属耐受性^[4,27]。这与笔者的研究结果一致。研究还发现,在 Zn 胁迫下细菌多样性下降,抗性种属的相互关系比较复杂,这可能大大提高 ARGs 的迁移率,增加这些基因向其他细菌传播的风险。但随着 Zn 处理浓度的增加,多样性逐渐降低,到 800 mg·kg⁻¹ Zn 处理时 OUT 数和 Chao1 指数多样性达最低点,而 1 000 mg·kg⁻¹ Zn 处理时多样性增加了。一种解释是 Zn 可能对特定的敏感细菌有毒,导致细菌结构和多样性发生改变,随着抗性菌群适应了高浓度 Zn 胁迫的环境,种类和数量都有所提高。RDA 分析表明,Zn 胁迫提高了抗性菌群 *Flavisolibacter*、*Sphingomonas* 及 *Solirubrobacter* 的丰度,这些结果说明 Zn 胁迫下幸存的抗性菌群携带的抗性基因增加,这可能提高其抗生素抗性。

4 结论

基于室内培养实验,结合高通量测序和 qPCR 技术,评估了 Zn 作为单一因素驱动氨基糖苷类 ARGs 和细菌群落的动态变化,表明 30~60 d 的 Zn 处理土壤会显著影响氨基糖苷类 ARGs 及迁移潜力。尽管抗生素可能是驱动 ARGs 传播扩散的主要因素,但 Zn 诱导的氨基糖苷类 ARGs 相对丰度和多样性的变化可能也是一个重要的途径。低浓度 Zn 离子长时间胁迫也能提高部分 ARGs 的相对丰度,而且重金属还可以在土壤中累积,达到最小选择阈值并触发更多 ARGs 的增殖和扩散。重金属 Zn 充当直接的选择性压力,迫使土壤中抗生素抗性的扩散和传播,未来控制土壤 ARGs 的水平基因转移风险应充分考虑重金属污染的共选择作用。

参考文献:

- [1] FORSBERG K J, REYES A, WANG B, et al. The Shared Antibiotic Resistome of Soil Bacteria and Human Pathogens [J]. *Science*, 2012, 337(6098): 1107-1111.

- [2] SHARMA V K, JOHNSON N, CIZMAS L, *et al.* A Review of the Influence of Treatment Strategies on Antibiotic Resistant Bacteria and Antibiotic Resistance Genes [J]. *Chemosphere*, 2016, 150: 702-714.
- [3] ZHAO Z L, WANG J, HAN Y, *et al.* Nutrients, Heavy Metals and Microbial Communities Co-Driven Distribution of Antibiotic Resistance Genes in Adjacent Environment of Mariculture [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 220: 909-918.
- [4] HU H W, WANG J T, LI J, *et al.* Field-based Evidence for Copper Contamination Induced Changes of Antibiotic Resistance in Agricultural Soils [J]. *Environmental Microbiology*, 2016, 18 (11): 3896-3909.
- [5] HUANG X X, ZHU Y, JI H B. Distribution, Speciation, and Risk Assessment of Selected Metals in the Gold and Iron Mine Soils of the Catchment Area of Miyun Reservoir, Beijing, China [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185 (10): 8525-8545.
- [6] 张佳奇, 徐艳, 罗义, 等. 重金属协同选择环境细菌抗生素抗性及其机制研究进展 [J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35 (3): 409-418. [ZHANG Jia-qi, XU Yan, LUO Yi, *et al.* Co-selection Mechanisms of Bacterial Resistance to Heavy Metals and Antibiotics [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35 (3): 409-418.]
- [7] MONTEIRO SC, LOFTS S, BOXALL A B A. Pre-assessment of Environmental Impact of Zinc and Copper Used in Animal Nutrition [J]. *EFSA Supporting Publications*, 2010, 7 (9): 74E.
- [8] ZHU Y G, JOHNSON T A, SU J Q, *et al.* Diverse and Abundant Antibiotic Resistance Genes in Chinese Swine Farms [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110 (9): 3435-3440.
- [9] PENG S, FENG Y Z, WANG Y M, *et al.* Prevalence of Antibiotic Resistance Genes in Soils after Continually Applied with Different Manure for 30 Years [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 340: 16-25.
- [10] SEILER C, BERENDONK T U. Heavy Metal Driven Co-selection of Antibiotic Resistance in Soil and Water Bodies Impacted by Agriculture and Aquaculture [J]. *Front Microbiol*, 2012, 3: 399.
- [11] DI CESARE A, ECKERT E, CORNO G. Co-selection of Antibiotic and Heavy Metal Resistance in Freshwater Bacteria [J]. *Journal of Limnology*, 2016, 75 (Suppl. 2): 59-66. DOI: 10.4081/jlimnol.2016.1198.
- [12] 狄霖, 吴文军, 郁洁, 等. 镇江市补充耕地地力现状和提升建议 [J]. *浙江农业科学*, 2017, 58 (4): 652-655. [DI Lin, WU Wenjun, YU Jie, *et al.* Present Situation and Promotion Suggestion of Supplementary Arable Land in Zhenjiang [J]. *Journal of Zhejiang Agricultural Sciences*, 2017, 58 (4): 652-655.]
- [13] SCHLOSS P D, WESTCOTT S L, RYABIN T, *et al.* Introducing Mothur: Open-source, Platform-independent, Community-supported Software for Describing and Comparing Microbial Communities [J]. *Appl Environ Microbiol*, 2009, 75 (23): 7537-7541.
- [14] ROSEWARNE C P, PETTIGROVE V, STOKES H W, *et al.* Class 1 Integrons in Benthic Bacterial Communities: Abundance, Association with Tn402-Like Transposition Modules and Evidence for Coselection with Heavy-metal Resistance [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2010, 72 (1): 35-46.
- [15] SU J Q, WEI B, XU C Y, *et al.* Functional Metagenomic Characterization of Antibiotic Resistance Genes in Agricultural Soils from China [J]. *Environment International*, 2014, 65: 9-15.
- [16] LI Y X, LIU B, ZHANG X L, *et al.* Effects of Cu Exposure on Enzyme Activities and Selection for Microbial Tolerances during Swine-manure Composting [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 283: 512-518.
- [17] JI X L, SHEN Q H, LIU F, *et al.* Antibiotic Resistance Gene Abundances Associated with Antibiotics and Heavy Metals in Animal Manures and Agricultural Soils Adjacent to Feedlots in Shanghai; China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 235/236: 178-185.
- [18] KNAPP C W, CALLAN A C, AITKEN B, *et al.* Relationship between Antibiotic Resistance Genes and Metals in Residential Soil Samples from Western Australia [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24 (3): 2484-2494.
- [19] GILLINGS M R, GAZE W H, PRUDEN A, *et al.* Using the Class 1 Integron-integrase Gene as a Proxy for Anthropogenic Pollution [J]. *The ISME Journal*, 2015, 9 (6): 1269-1279.
- [20] RAVI A, AVERSHINA E, LUDVIGSEN J, *et al.* Integrons in the Intestinal Microbiota as Reservoirs for Transmission of Antibiotic Resistance Genes [J]. *Pathogens*, 2014, 3 (2): 238-248.
- [21] BINH C TT, HEUER H, KAUPENJOHANN M, *et al.* Diverse aadA Gene Cassettes on Class 1 Integrons Introduced into Soil via Spread Manure [J]. *Research in Microbiology*, 2009, 160 (6): 427-433.
- [22] WANG Q, LU Q, MAO D, *et al.* The Horizontal Transfer of Antibiotic Resistance Genes is Enhanced by Ionic Liquid with Different Structure of Varying Alkyl Chain Length [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2015, 6: 864.
- [23] STOKES H W, GILLINGS M R. Gene Flow, Mobile Genetic Elements and the Recruitment of Antibiotic Resistance Genes into Gram-negative Pathogens [J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2011, 35 (5): 790-819.
- [24] FORSBERG K J, PATEL S, GIBSON M K, *et al.* Bacterial Phylogeny Structures Soil Resistomes across Habitats [J]. *Nature*, 2014, 509 (7502): 612-616.
- [25] YANG T Y, LIU Y P, WANG X G, *et al.* Co-selection for Antibiotic Resistance Genes is Induced in a Soil Amended with Zinc [J]. *Soil Use and Management*, 2020, 36 (2): 328-337.
- [26] D' COSTA V M, MCGRANN K M, HUGHES D W, *et al.* Sampling the Antibiotic Resistome [J]. *Science*, 2006, 311 (5759): 374-377.
- [27] LI J, MA Y B, HU H W, *et al.* Field-Based Evidence for Consistent Responses of Bacterial Communities to Copper Contamination in Two Contrasting Agricultural Soils [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2015, 6: 31.

作者简介: 杨统一 (1980—), 男, 河南商丘人, 副教授, 博士, 主要从事环境抗生素抗性基因驱动机制研究。E-mail: tongyi@just.edu.cn

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0216

阚可聪, 孟爽, 张鸣, 等. 微塑料对中华绒螯蟹抗氧化酶系统的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(2): 244-250.

KAN Ke-cong, MENG Shuang, ZHANG Ming, et al. Effects of Microplastics on the Antioxidant Enzyme System of the Chinese Mitten Crab (*Eriocheir sinensis*) [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 244-250.

微塑料对中华绒螯蟹抗氧化酶系统的影响

阚可聪^{1,2}, 孟爽³, 张鸣⁴, 谷孝鸿², 訾鑫源², 曾庆飞^{2①} (1. 中国科学院大学, 北京 101408; 2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 江苏 南京 210008; 3. 南京市高淳区审计中心, 江苏 南京 211300; 4. 南京市高淳区水务局, 江苏 南京 211300)

摘要: 为了研究养殖环境中微塑料对生物生长代谢的影响, 选取中华绒螯蟹为对象, 研究不同粒径(5 和 50 μm)、不同质量浓度(0.1、1.0 和 10.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的微塑料在不同暴露时间(28、35 和 42 d)对幼蟹生长、肝胰腺中超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化氢酶(CAT)活性和丙二醛(MDA)含量的影响。结果表明, 微塑料暴露对中华绒螯蟹的成活率没有影响, 但随着暴露浓度的增加, 增重率有所下降。5 μm 微球添加组肝胰腺中 SOD 和 CAT 活性变化范围比 50 μm 微球添加组更大。在相同处理浓度下, 不同暴露时间对抗氧化系统的影响表现为处理中期诱导作用最显著。SOD 在暴露初期和后期均受到了不同程度的抑制, CAT 活性随着暴露时间呈先上升再下降的趋势, MDA 含量在暴露 28 d 达到最高, 之后增加趋势逐渐减弱。在相同暴露时间下, 暴露浓度越大, SOD 和 CAT 活性变幅越大。随着暴露时间的增加, SOD 和 CAT 活性随着暴露浓度的增加先上升再下降。上述结果表明, 低浓度微塑料短时间会对中华绒螯蟹产生氧化应激, 影响其肝胰腺抗氧化系统的活性, 但高浓度下会明显抑制肝胰腺中抗氧化酶的活力, 造成幼蟹体内氧化系统损伤。

关键词: 微塑料; 中华绒螯蟹; 肝胰腺; 氧化损伤

中图分类号: X82 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0244-07

Effects of Microplastics on the Antioxidant Enzyme System of the Chinese Mitten Crab (*Eriocheir sinensis*). KAN Ke-cong^{1,2}, MENG Shuang³, ZHANG Ming⁴, GU Xiao-hong², ZI Xin-yuan², ZENG Qing-fei^{2①} (1. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China; 2. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. Nanjing Gaochun District Audit Center, Nanjing 211300, China; 4. Gaochun District Water Authority Bureau, Nanjing 211300, China)

Abstract: To investigate the effects of microplastics on biological growth and metabolism in culture environment, Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) was selected to be exposed in different particle sizes (5 and 50 μm) and different concentrations (0.1, 1, and 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) of microplastics for 28, 35 and 42-day toxicity test. Survival and weight gain rates were recorded to evaluate the effect of microplastics on the growth of crabs. Superoxide dismutase (SOD), catalase (CAT) activities, and malondialdehyde (MDA) content in the hepatopancreas of the crabs were measured simultaneously to study the effects of microplastic on antioxidant enzyme activities. The results show that exposure in microplastics did not affect the survival rate of juvenile crabs, but there was a decreasing trend in the weight gain as the exposure concentration increased. The variation of SOD and CAT activities in the hepatopancreas of 5 μm groups was greater than that of 50 μm groups. Small-sized microplastics had a greater influence on the oxidative stress system than big-sized microplastics in *E. Sinensis*, but without significant regularity. At the same concentration, there was a significant effect in the middle stage of treatment. SOD and CAT activities were most induced in the 35 days of exposure. SOD activities were inhibited to different degrees in the early exposure, while CAT activities showed a trend of increasing first and then decreasing with the exposure time. With prolonged exposure time, the induction effect gradually weakened until the 42nd day. The content of MDA reached the highest level on the 28th day of exposure, then the increasing trend of MDA content gradually decreased. Un-

收稿日期: 2021-04-12

基金项目: 江苏省农业科技自主创新项目[CX(20)2026]; 国家自然科学基金(31972813); 高淳科研课题(YDCG-2021-005); 江苏省治太科研课题(TH2018303)

① 通信作者 E-mail: qfzeng@niglas.ac.cn

der the same exposure time, the effect of low concentration of microplastics was significant, while the high concentration of microplastics exposure produced some inhibitory effect. The results indicate that the low concentration of microplastics could cause oxidative stress to *E. Sinensis* for a short time and affect the activity of the antioxidant system in the hepatopancreas, while high concentration of microplastics for a long time could significantly inhibit the activity of various enzymes in the hepatopancreas, causing damage to the oxidative system in juvenile crabs.

Key words: microplastics; *Eriocheir sinensis*; hepatopancreas; oxidative damage

塑料废弃物在阳光辐射、生物侵蚀、潮汐和海浪冲刷等物理作用下会粉碎成细小的颗粒^[1],通常将尺寸小于5 mm的塑料碎屑定义为微塑料^[2]。我国长江中下游湖泊^[3]、三峡水库^[4]、黄海^[5]和城市内陆河流^[6]等地区水体和沉积物中都观察到了微塑料污染。微塑料体积较小,易被浮游动物、底栖生物等水生生物误食^[7-9],再通过生物积累与食物链传递等途径在水生生物体内富集。研究表明,生物体内的微塑料会对水生生物健康造成个体水平、组织水平、细胞水平甚至基因水平的损伤^[10-12]。总体上,关于微塑料对水生生物的毒性研究大多局限于鱼类^[13]、软体类^[14]和底栖生物类等,对甲壳类动物的影响研究较少。而且相关研究主要集中在对生理代谢的影响上,对肝胰腺抗氧化防御系统的影响研究较少,而抗氧化防御系统的变化可间接反映环境中氧化污染的存在,可作为环境污染胁迫的指标,因此有必要开展微塑料对甲壳类动物抗氧化系统的毒性效应研究,为进一步评估水产养殖环境微塑料的生态安全提供数据支撑。笔者生物体的抗氧化酶对污染物胁迫相当敏感,其活性变化可为污染物胁迫下的机体氧化应激提供敏感信息,因此,抗氧化酶被用作指示环境污染的早期预警,成为分子生态毒理学的生物标志物研究热点之一^[15]。超氧化物歧化酶(SOD)和过氧化氢酶(CAT)是生物体内活性氧防御系统的主要酶系统,活性氧自由基的清除可以减小胁迫条件下的氧化损伤。丙二醛(MDA)是膜脂氧化的主要产物之一,其含量高低可以反映细胞膜脂受活性氧伤害的程度。

以中华绒螯蟹为受试对象,研究不同浓度和不同粒径聚苯乙烯微塑料暴露下螃蟹生长发育、肝胰腺内SOD、CAT活性和MDA浓度的变化规律,探讨微塑料暴露对其肝胰腺氧化应激的影响,以期对环境微塑料对中华绒螯蟹的生态毒性机理研究和安全评估提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 实验动物及试剂

中华绒螯蟹来自江苏省淡水水产研究所提供

的一龄幼蟹,平均壳长为(27.17±0.94) mm,平均壳宽为(29.79±2.52) mm,平均质量为(13.03±1.21) g,实验用聚苯乙烯微球购自天津倍思乐色谱技术开发中心。

1.2 实验方法

1.2.1 实验设计

2020年2—3月,幼蟹经暂养2周后,挑选105只附肢健全、活力强、个体匀称的个体开展微塑料毒性暴露实验,连续42 d跟踪监测不同粒径和浓度的微塑料对中华绒螯蟹生长和肝胰腺抗氧化酶活性的影响。实验设计5和50 μm 2种微球粒径,0.1、1和10 mg·L⁻¹ 3种浓度和1组无微塑料添加的对照组,共7个处理,每个处理3个重复。每个处理的养殖水箱放置河蟹5只,养殖条件相同,光照周期为夜晚(L):白天(D)=14 h:10 h,曝气12 h·d⁻¹,换水周期为2 d,每天定时投喂河蟹专用配合饲料,投喂量为河蟹体重的2%。每个处理分别于暴露第28、35和42天随机取3~5只用于指标测定。

1.2.2 测定指标

取样河蟹称重后,解剖获得肝胰腺。按组织质量与 $w=0.9\%$ 的生理盐水体积之比为 $m:V=1:9$,4℃匀浆,以4 000 r·min⁻¹离心(离心半径为6.5 cm),取上清液备用(根据所测定物质对上清液稀释不同的倍数)。SOD、CAT活性和MDA含量均由南京建成生物工程研究所提供试剂盒,按照试剂盒说明操作。利用紫外分光法测出吸光值,根据公式计算出各样本的酶活性和MDA含量,U为活性单位,SOD反应体系中抑制率达到50%时所对应的酶量为1个活力单位;CAT反应体系中每毫克组织蛋白每秒钟分解1 μmol H₂O₂为1个活力单位。

1.3 数据分析

各组幼蟹的存活率和增重率计算公式如下:存活率=实验取样时幼蟹存活个数/实验初始幼蟹个数×100%,增重率=(实验取样时河蟹体重-实验开始时河蟹体重)/实验初始时河蟹体重×100%。

使用SPSS 24.0(SPSS Inc, Chicago, IL, USA)软件进行数据分析,在0.05的置信水平进行单因素方差分析(One-way ANOVA),检验不同浓度之间增重

率是否存在显著性差异;检验相同暴露时间和相同粒径下,微塑料添加组与对照组间是否存在显著性差异,再进行 LSD 多重比较,比较不同浓度组间是否存在显著性差异。所有图表均使用 Origin Pro 9.0 软件绘制。

2 结果与分析

2.1 微塑料暴露对中华绒螯蟹生长的影响

表 1 是不同浓度微塑料处理后中华绒螯蟹幼蟹的体重变化。微塑料暴露对幼蟹的成活率没有显著影响,但随着暴露浓度的升高,0.1、1 和 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 微塑料处理组的增重率呈下降趋势(图 1)。

2.2 微塑料暴露对氧化酶活性的影响

2.2.1 超氧化物歧化酶(SOD)活性的变化

图 2 为不同暴露时间和浓度下中华绒螯蟹肝胰腺组织中 SOD 活性的变化。暴露 28 d 时,SOD 活性呈现出随着微塑料的浓度升高而逐渐下降的趋势,最高浓度添加组较对照组显著下降($P < 0.05$)。在 5 μm 微球添加组,10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 暴露浓度组活性与 0.1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 组相比,受到了显著抑制($P < 0.05$);与对照组相比,50 μm 微球添加组也随暴露浓度的增加而下降,0.1、1 和 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理活性分别下降了 6.23%、26.21%和 38.49%。抑制作用比 5 μm 微

球添加组更强。暴露 35 d 时,与对照组相比,5 μm 微球添加组的 SOD 活性随暴露浓度的升高而增加,但增加速率随着暴露浓度的升高而减少,0.1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度组 SOD 活性上升了 23.64%,最为显著($P < 0.05$);50 μm 微球添加组活性在 1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度组达到最高,但各浓度组之间没有显著性差异。暴露 42 d 时,SOD 活性均受到了显著抑制($P < 0.05$),5 μm 微球添加组在 1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度下 SOD 活性下降最显著(29.56%, $P < 0.05$),50 μm 微球添加组在 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度下 SOD 活性最低。

表 1 不同浓度微塑料对中华绒螯蟹生长的影响

Table 1 Effects of different microplastics on the weight of *Eriocheir Sinensis*

粒径/ μm	时间/ d	不同浓度微塑料处理的幼蟹体重/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$			
		0	0.1	1	10
5	0	13.03±1.21	12.01±1.86	11.74±2.49	13.92±2.99
	28	13.86±1.78	12.44±1.43	12.04±0.61	14.52±1.66
	35	14.55±2.06	12.58±2.20	12.37±2.76	14.91±2.07
	42	14.82±0.87	12.76±2.59	12.27±2.09	14.02±3.64
50	0	13.03±1.21	12.77±1.99	11.28±3.36	13.20±2.85
	28	13.86±1.78	13.04±0.97	11.81±0.72	13.52±2.19
	35	14.55±2.60	12.99±1.67	12.23±2.37	13.55±2.14
	42	14.82±0.87	12.49±0.38	12.04±4.09	12.98±0.87

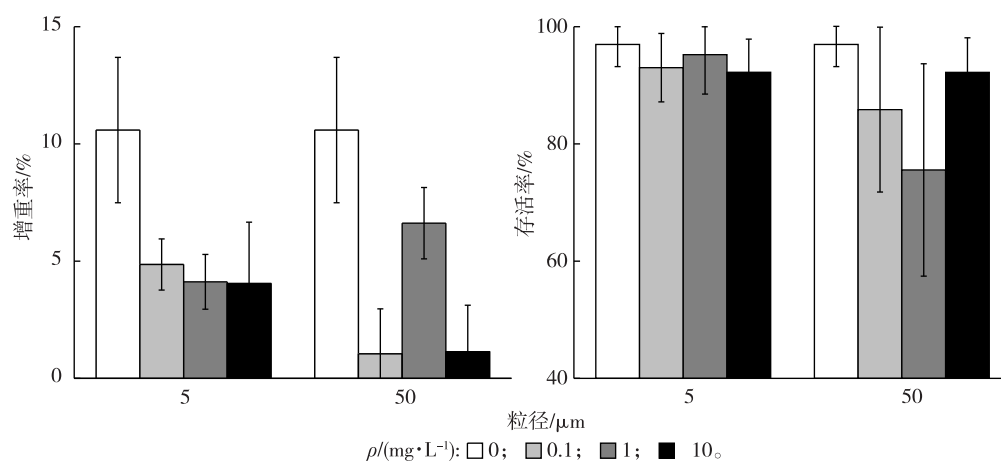


图 1 不同浓度微塑料对中华绒螯蟹增重率和存活率的影响

Fig. 1 Effects of different microplastics on weight growth rate and survival rate of *Eriocheir Sinensis*

2.2.2 过氧化氢酶(CAT)活性的变化

图 3 为不同暴露时间和浓度下中华绒螯蟹肝胰腺组织中 CAT 活性的变化。经微塑料暴露 28 和 35 d 后,添加组中华绒螯蟹肝胰腺组织的 CAT 活性呈现出诱导效应,5 μm 微球添加组诱导显著($P < 0.05$)。在 28 d 时,5 μm 微球添加组 0.1、1 和 10

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 剂量组较对照活性分别上升了 135.84%、212.82%和 226.36%,表现出显著的诱导效应($P < 0.05$);50 μm 微球添加组 CAT 活性随着浓度增大也呈现出上升趋势,但差异不显著($P > 0.05$);在 35 d 时,5 μm 微球添加组在 1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 剂量组 CAT 活性显著升高($P < 0.05$),上升了 206.81%;50 μm 微

球添加组活性较对照显著增加 ($P < 0.05$), 但最高浓度组的诱导效应显著低于中低浓度组 ($P < 0.05$)。经过 42 d 后, 中华绒螯蟹肝胰腺组织的 CAT 活性均受到了抑制, 5 μm 微球添加组在 0.1、1 和 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 暴露浓度下较对照组活性分别下降 40.14%、75.76%、4.99%。50 μm 微球添加组则分别下降 55.53%、63.61%、55.84%。

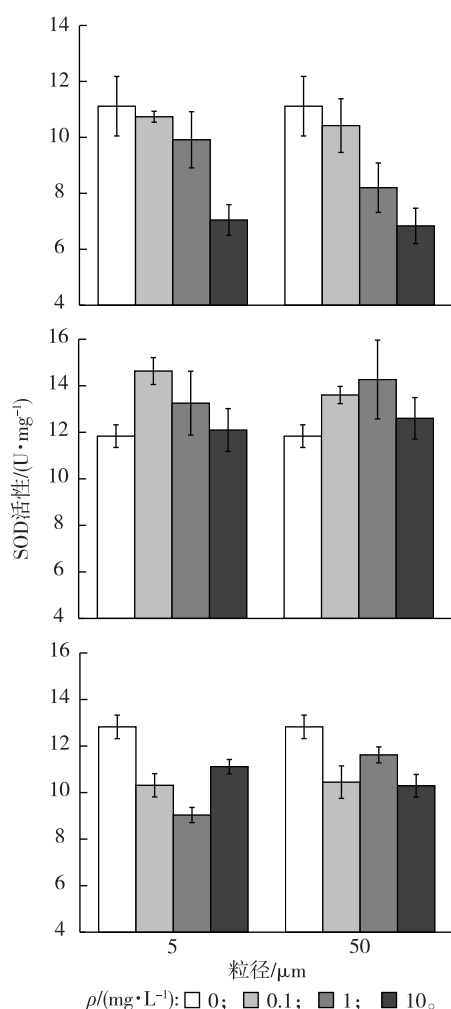


图2 微塑料对中华绒螯蟹肝胰腺 SOD 活性的影响
Fig. 2 Effect of microplastic on the SOD activity in the hepatopancreas of *Eriocheir Sinensis*

2.2.3 丙二醛(MDA)含量的变化

图4为在不同暴露时间和微塑料添加浓度下中华绒螯蟹肝胰腺组织中 MDA 含量的变化。28 d 时, 微塑料添加组 MDA 含量比对照组有不同程度的增加, 5 μm 微球添加组分别显著增加了 165.21%、232.50%、62.74% ($P < 0.05$); 50 μm 微球添加组 MDA 含量在 0.1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度组增加最多, 增加了 87.14%。35 d 时, 5 μm 微球添加组 MDA 含量随着微塑料浓度增大逐渐上升, 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度

组较对照组和 0.1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度组显著增加 ($P < 0.05$); 50 μm 微球添加组 MDA 含量呈先上升再下降的趋势, 1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度组比对照组显著增高 ($P < 0.05$)。暴露 42 d 的肝胰腺组织中, 5 和 50 μm 微球添加组 MDA 含量均随着浓度的增大先逐渐升高, 在最高浓度组又略微下降。整体来看, 与对照组相比, 微塑料添加组 MDA 含量在暴露 28 d 时达到最高, 之后随着暴露时间的增加逐渐降低。

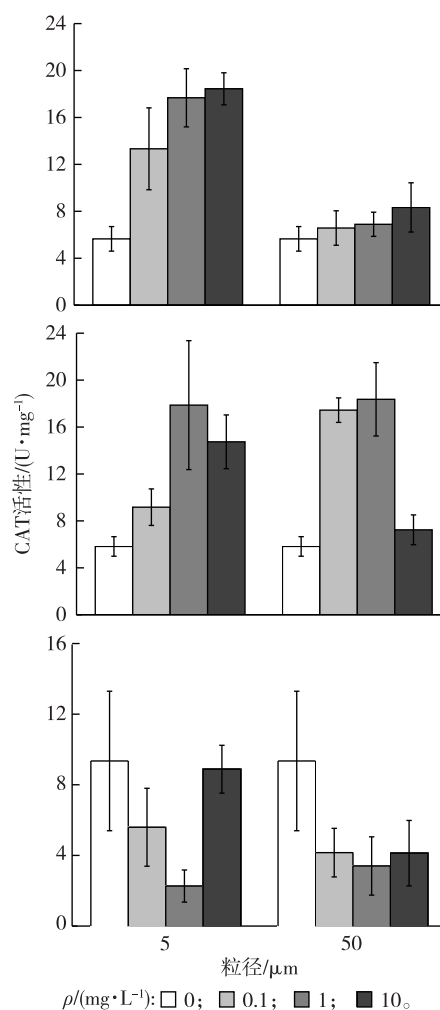


图3 微塑料对中华绒螯蟹肝胰腺 CAT 活性的影响
Fig. 3 Effect of microplastic on CAT activity in the hepatopancreas of *Eriocheir Sinensis*

3 讨论与结论

研究结果表明, 微塑料对中华绒螯蟹的存活没有显著影响 ($P > 0.05$), 与 WEBER 等^[16]对钩虾的研究结果相一致。但也有研究结果认为微塑料对绿藻、大型溞 (*D. magna*) 等生物具有一定的致死效应^[17], 表明微塑料对生物的存活具有一定的物种特异性, 这种差异性可能由于不同生物的耐受性造成

的,也有可能与个体大小有关。中华绒螯蟹的增重率随微塑料浓度的升高表现为下降趋势,且均在最高浓度组下降最为显著,可能是中华绒螯蟹在受到微塑料的胁迫后生长减缓所致。

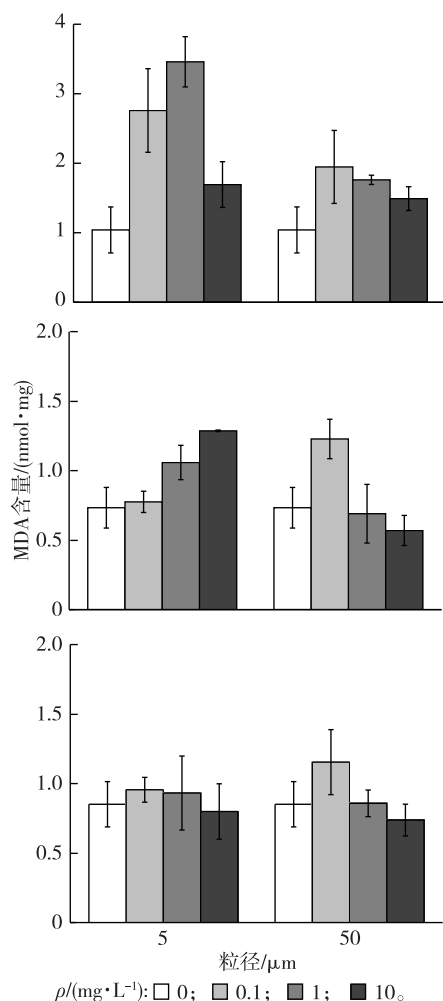


图 4 微塑料对中华绒螯蟹肝胰腺 MDA 含量的影响
Fig. 4 Effect of microplastic on the content of MDA in the hepatopancreas of *Eriocheir Sinensis*

正常情况下,生物体内产生的活性氧(ROS)与抗氧化应激酶之间始终保持动态平衡,但经污染胁迫后,就会产生氧化应激,抗氧化应激酶的活性也会因此发生改变^[18]。用抗氧化防御酶作为环境胁迫指标在鱼类和贝类中已有较多研究^[19-20],证实了氧化应激酶活性的变化与有毒物质的胁迫浓度和时间存在一定的关系^[21]。该研究结果也证实了微塑料会对中华绒螯蟹肝胰腺造成损伤,并引起活性氧物质积累,造成脂质过氧化损伤^[22]。针对 ROS 的有害性,具有保护作用的主要有抗氧化酶 SOD 和 CAT。

中华绒螯蟹肝胰腺中 SOD 活性在暴露的不同时

期呈现出不同的变化趋势。28 d 时,微塑料添加组 SOD 活性与对照组相比显著下降,可能是由于幼蟹在刚遇微塑料胁迫时产生了不适应性,尤其在高浓度微塑料暴露下,抑制更为显著($P < 0.05$)。35 d 时,SOD 活性较对照组活性显著增高($P < 0.05$),但随着微塑料浓度的增高,诱导作用逐渐减弱,低浓度组诱导作用最显著($P < 0.05$)。这一结果与王兰等^[23]将溪蟹暴露于 Cd^{2+} 中的结果一致,溪蟹肝胰腺中 SOD 活性随着浓度的升高呈现出先升高再降低的趋势,可能是幼蟹产生了一定的适应性,抗氧化系统受到了刺激,但随着浓度的增加,微塑料的胁迫加强,SOD 受到了损伤,活力下降。42 d 时,添加组 SOD 活性受到了显著抑制($P < 0.05$),随着浓度的升高呈现出先下降再缓慢上升的趋势,可能是机体逐渐适应了胁迫,活性得到恢复。低浓度的微塑料暴露下 SOD 活性升高,说明低浓度的微塑料对机体有轻微损伤,会引起机体抗氧化系统兴奋,抗氧化酶被激活而发挥作用;随着微塑料浓度升高,这种兴奋逐渐消失,SOD 活性逐渐下降,说明高浓度微塑料对肝胰腺抗氧化系统产生了损害。此外,在相同浓度添加组,幼蟹肝胰腺中 SOD 活性随暴露时间增长呈先升高后降低的变化趋势,在 35 d 时活性最强,诱导效应最显著,这与陈家长等^[24]将罗非鱼暴露在微囊藻毒素-LR 中得出的结果一致,SOD 活性最高值出现在暴露中期,粒径大小对肝胰腺中 SOD 活性的影响没有明显的差异规律。

生物体内的解毒过程是多种抗氧化防御酶共同作用的结果,CAT 是生物防御体系的关键酶之一,其活性的变化曲线可能是多阶段的。从整个暴露过程来看,5 μm 微球添加组在暴露初期的 CAT 活性与暴露浓度间存在明显的正相关,3 个剂量添加组均表现出诱导作用;但 42 d 后,添加组肝胰腺的 CAT 活性受到了明显抑制,对照组活性更高,这一结果与 CHENG 等^[25]将蚯蚓置于地膜塑料后 CAT 活性下降的结果一致。而在整个暴露过程中,50 μm 添加组 CAT 活性随着暴露时间的增长呈现先上升后下降的趋势。随着添加剂量的增大,受到的抑制作用越强。在暴露 35 d 时候,添加组的 CAT 活性得到了一定的恢复,活性升高。从图 3 可以看出,不同粒径对 CAT 活性的影响也不尽相同。在相同的暴露浓度下,暴露初期 5 μm 微塑料对 CAT 活性产生的促进作用比 50 μm 更强,这一现象可能是由于大颗粒微塑料仅存在于胃肠道中,并会在短时间内随着粪便排出体外。而小颗粒的微塑料被生物体摄入后会在其他部位积累,排出体外的过程更

缓慢。

通常 SOD 和 CAT 之间是利用相互协作的方式来共同维持活性氧的代谢平衡, SOD 先催化活性氧自由基分解为 O_2 和 H_2O_2 , CAT 将 H_2O_2 分解为氧气和水^[24], 降低活性氧对抗氧化系统的攻击。SOD 活性和 CAT 活性虽然变化曲线并不完全一致, 但也存在一定的剂量-效应关系。在暴露 35 d 时, 5 μm 添加组 SOD 活性表现先升高再降低的趋势, 而 CAT 活性表现出随着暴露时间的延长而持续降低的趋势, 这可能是暴露初期 SOD 活性较低时, H_2O_2 积累较少, 所以 CAT 表现出相应的活性; 但随着暴露时间的增长, SOD 活性上升, 产生 H_2O_2 积累, 抑制了 CAT 活性。50 μm 微球添加组 SOD 和 CAT 活性均呈先上升后下降的趋势, 与 LI 等^[26] 对鳊腹腔注射蓝藻粗提物后 SOD 和 CAT 活性的变化结果一致。

MDA 含量的高低可以间接反应污染物胁迫下生物体活性氧的生成量^[27]。在暴露 28 d 时幼蟹肝胰腺中 MDA 含量与对照组相比均有不同程度的增加。与李丽娟^[28] 发现的长期腹腔注射硒溶液对大鼠肝脏中 MDA 含量显著增高的结果一致。这表明螃蟹受到微塑料胁迫后代谢加快, 活性氧自由基增多。MDA 含量的增多意味着脂质氧化过程增强, 也意味着组织损伤也随之增强。但随着暴露时间的增长, MDA 含量的增加趋势逐渐减弱, 随着暴露浓度的增加, MDA 含量升高到一定程度后出现了小幅下降, 与黄小溪等^[30] 发现的暴露于香烟烟雾中 4、8、12 周后大鼠肝脏中 MDA 含量的变化结果一致, 原因可能是中华绒螯蟹逐渐适应外界刺激, 达到了氧化-抗氧化的动态平衡。此外还发现, 在暴露 28 d 时 5 μm 微球添加组 MDA 含量较 50 μm 组更高, 与涂焯楠等^[29] 将大型溞暴露于 4 种不同粒直聚苯乙烯微球后, 观察到较小尺寸的微球对大型溞危害更大的结果一致, 表明小尺寸微塑料暴露可能会对生物产生更大胁迫, 机体内产生更多的活性氧自由基, 产生更多的脂质过氧化产物。但随着暴露时间的增长, 2 种尺寸的微塑料添加组之间 MDA 含量差异逐渐减小。

综上所述, 微塑料暴露会对中华绒螯蟹产生氧化损伤。SOD 和 CAT 活性在暴露中期受到的诱导影响最大, SOD 在暴露初期和后期均受到了不同程度的抑制, CAT 活性随着暴露时间呈先上升后下降的趋势, MDA 含量在暴露初期上升明显, 到暴露后期变幅逐渐减小。随着暴露浓度的增加, MDA 含量升高到一定程度后出现了小幅下降, 短时间的微塑料暴露对抗氧化系统产生的影响随着暴露浓度的

增加而增大; 暴露中期最高浓度组的诱导作用最小; 暴露后期, 各个浓度添加组抗氧化系统均受到不同程度的抑制作用。不同尺寸的微塑料也会对肝胰腺中氧化应激系统产生不同影响。5 μm 微球组对肝胰腺氧化应激系统产生的影响比 50 μm 大, 但没有明显的规律性。养殖环境中的微塑料暴露会对中华绒螯蟹肝胰腺造成脂质过氧化等组织损伤, 抗氧化系统的酶活性也发生相应的改变, 以调节机体的正常功能。可见, SOD 和 CAT 这类抗氧化酶的活性可以作为监测微塑料对中华绒螯蟹毒性作用的指标, 也为进一步研究造成氧化应激酶变化的机制提供了基础数据。

参考文献:

- [1] MURPHY F, EWINS C, CARBONNIER F, *et al.* Wastewater Treatment Works (WWTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50 (11): 5800-5808.
- [2] THOMPSON R C, OLSEN Y, MITCHELL R P, *et al.* Lost at Sea: Where is all the Plastic? [J]. *Science*, 2004, 304 (5672): 838.
- [3] LI L, GENG S X, WU C X, *et al.* Microplastics Contamination in Different Trophic State Lakes along the Middle and Lower Reaches of Yangtze River Basin [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254: 112951.
- [4] ZHANG K, GONG W, LÜ J, *et al.* Accumulation of Floating Microplastics Behind the Three Gorges Dam [J]. *Environmental Pollution*, 2015, 204: 117-123.
- [5] 赵新月, 熊宽旭, 周倩, 等. 黄海桑沟湾潮滩塑料垃圾与微塑料组成和来源研究 [J]. *海洋环境科学*, 2020, 39 (4): 529-536. [ZHAO Xin-yue, XIONG Kuan-xu, ZHOU Qian, *et al.* Compositions and Sources of Plastic Debris and Microplastics in Different Sizes from the Sanggou Bay Beaches, Yellow Sea, China [J]. *Marine Environmental Science*, 2020, 39 (4): 529-536.]
- [6] WANG W, NDUNGU A W, LI Z, *et al.* Microplastics Pollution in Inland Freshwaters of China: A Case Study in Urban Surface Waters of Wuhan, China [J]. *Science of The Total Environment*, 2017, 575: 1369-1374.
- [7] 冉文, 滕佳, 刘永亮, 等. 环渤海潮间带长牡蛎微塑料富集特征研究 [J]. *海洋通报*, 2018, 37 (5): 583-590. [TIAN Yuan, TU Chen, ZHOU Qian, *et al.* The Temporal and Spatial Distribution and Surface Morphology of Atmospheric Microplastics around the Bohai Sea [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 37 (5): 583-590.]
- [8] SILVA-CAVALCANTI J S, SILVA J D B, DE FRANÇA E J, *et al.* Microplastics Ingestion by a Common Tropical Freshwater Fishing Resource [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 221: 218-226.
- [9] BAGHERI T, GHOLIZADEH M, ABARGHOU EI S, *et al.* Microplastics Distribution, Abundance and Composition in Sediment, Fishes and Benthic Organisms of the Gorgan Bay, Caspian Sea [J]. *Chemosphere*, 2020, 257: 127201.
- [10] COLE M, LINDEQUE P, FILEMAN E, *et al.* The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Ma-

- rine Copepod *Calanus helgolandicus*[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(2): 1130-1137.
- [11] YIN L Y, LIU H Y, CUI H W, *et al.* Impacts of Polystyrene Microplastics on the Behavior and Metabolism in a Marine Demersal Teleost, Black Rockfish (*Sebastes schlegelii*) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, 380: 120861.
- [12] MOHSEN M, WANG Q, ZHANG L B, *et al.* Microplastic Ingestion by the Farmed Sea Cucumber *Apostichopus japonicus* in China [J]. Environmental Pollution, 2019, 245: 1071-1078.
- [13] DING J N, ZHANG S S, RAZANAJATOVO R M, *et al.* Accumulation, Tissue Distribution, and Biochemical Effects of Polystyrene Microplastics in the Freshwater Fish Red Tilapia (*Oreochromis niloticus*) [J]. Environmental Pollution, 2018, 238: 1-9.
- [14] AVIO C G, GORBI S, MILAN M, *et al.* Pollutants Bioavailability and Toxicological Risk from Microplastics to Marine Mussels [J]. Environmental Pollution, 2015, 198: 211-222.
- [15] 刘海芳, 王凡. 水环境污染程度的分子生物标志物的研究进展 [J]. 安徽农业科学, 2007, 35(18): 5502-5503, 5506. [LIU Hai-fang, WANG Fan. Progress of Research on Molecular Biomarkers for Monitoring Contamination Level of Water System [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2007, 35(18): 5502-5503, 5506.]
- [16] WEBER A, SCHERER C, BRENNHOLT N, *et al.* PET Microplastics do not Negatively Affect the Survival, Development, Metabolism and Feeding Activity of the Freshwater Invertebrate *Gammarus pulex* [J]. Environmental Pollution, 2018, 234: 181-189.
- [17] NASSER F, LYNCH I. Secreted Protein Eco-Corona Mediates Uptake and Impacts of Polystyrene Nanoparticles on *Daphnia magna* [J]. Journal of Proteomics, 2016, 137: 45-51.
- [18] 王志刚, 胡影, 崔竞文. 邻苯二甲酸二甲酯对典型细菌生长和氧化应激酶系的影响 [J]. 生态毒理学报, 2015, 10(3): 297-303. [WANG Zhi-gang, HU Ying, CUI Jing-wen. Impact of Dimethyl Phthalate on the Activities of Oxidative Stress Enzymes and Growth of Typical Bacteria [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, 10(3): 297-303.]
- [19] 杨秉倬, 黄河. 微塑料对红鲫鱼幼鱼抗氧化酶系统的影响 [J]. 环境科学与技术, 2019, 42(12): 23-27. [YANG Bing-zhuo, HUANG He. Effect of Microplastics on Antioxidant Enzyme System in Juvenile Red Crucian Carp [J]. Environmental Science & Technology, 2019, 42(12): 23-27.]
- [20] LU Y F, ZHANG Y, DENG Y F, *et al.* Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(7): 4054-4060.
- [21] 袁圣武, 黄超, 季晓亚, 等. 环境污染物导致氧化应激的关键信号通路及其检测方法 [J]. 生态毒理学报, 2017, 12(1): 25-37. [YUAN Sheng-wu, HUANG Chao, JI Xiao-ya, *et al.* Main Signaling Pathways and Detection Methods of Oxidative Stress Caused by Environmental Pollutants [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2017, 12(1): 25-37.]
- [22] SCHIEBER M, CHANDEL N S. ROS Function in Redox Signaling and Oxidative Stress [J]. Current Biology, 2014, 24(10): 453-462.
- [23] 王兰, 李涌泉, 闫博, 等. Cd 对河南华溪蟹 (*Sinopotamon henanense*) 主要组织器官 SOD 和 POD 同工酶的影响 [J]. 应用与环境生物学报, 2007, 13(6): 823-829. [WANG Lan, LI Yong-quan, YAN Bo, *et al.* Effect of Cadmium on SOD and POD Isozyme in Tissues of Freshwater Crab (*Sinopotamon Henanense*) [J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 2007, 13(6): 823-829.]
- [24] 陈家长, 宋超, 胡庚东, 等. 微囊藻毒素-LR 对罗非鱼肝脏活性氧自由基含量及相关抗氧化酶活性的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(8): 1521-1525. [CHEN Jia-zhang, SONG Chao, HU Geng-dong, *et al.* Effects of Microcystin-LR on Antioxidant Enzymes and Reactive Oxygen Species in Tilapia Fish [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2011, 30(8): 1521-1525.]
- [25] CHENG Y L, ZHU L S, SONG W H, *et al.* Combined Effects of Mulch Film-Derived Microplastics and Atrazine on Oxidative Stress and Gene Expression in Earthworm (*Eisenia fetida*) [J]. Science of the Total Environment, 2020, 746: 141280.
- [26] LI L, XIE P, GUO L G. Antioxidant Response in Liver of the Phytoplanktivorous Bighead Carp (*Aristichthys nobilis*) Intraperitoneally-Injected with Extracted Microcystins [J]. Fish Physiology and Biochemistry, 2010, 36(2): 165-172.
- [27] NICZYPORUK J S. Phylogenetic and Geographic Analysis of Fowl Adenovirus Field Strains Isolated from Poultry in Poland [J]. Archives of Virology, 2016, 161(1): 33-42.
- [28] 李丽娟. 硒对氧化应激小白鼠肝脏酶活的影响 [J]. 山西农业大学学报(自然科学版), 2014, 34(3): 216-219. [LI Li-juan. The Effect of Selenium on Liver Enzyme Activities in the Oxidative Stress Mice [J]. Journal of Shanxi Agricultural University (Natural Science Edition), 2014, 34(3): 216-219.]
- [29] 涂焯楠, 凌海波, 吴辰熙, 等. 淡水浮游动物摄食微塑料过程及影响研究 [J]. 环境科学与技术, 2018, 41(11): 1-8. [TU Ye-nan, LING Hai-bo, WU Chen-xi, *et al.* Ingestion and Effects of Microplastics on Freshwater Zooplankton [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 41(11): 1-8.]
- [30] 黄小溪, 买提娜什·那吾塔依, 张静, 等. 香烟烟雾暴露对大鼠肝组织氧化应激损伤的研究 [J]. 职业与健康, 2020, 36(4): 465-469, 473. [HUANG Xiao-xi, MAITINASHI · Nawutayi, ZHANG Jing, *et al.* Study on Cigarette Smoke Exposure to Oxidative Stress Injury in Rat Liver [J]. Occupation and Health, 2020, 36(4): 465-469, 473.]

作者简介: 阚可聪 (1993—), 女, 江苏南京人, 硕士, 主要研究方向为湖泊生态学。E-mail: 673981318@qq.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0200

张洁馨, 陆星, 文华, 等. 湖北地区养殖河蟹 (*Eriocheir sinensis*) 组织中微塑料的赋存特征[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(2): 251-258.

ZHANG Jie-xin, LU Xing, WEN Hua, et al. Characteristics of Microplastics in the Tissues of Cultured River Crabs (*Eriocheir sinensis*) in Hubei[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 251-258.

湖北地区养殖河蟹 (*Eriocheir sinensis*) 组织中微塑料的赋存特征

张洁馨^{1,2}, 陆星¹, 文华¹, 伍刚¹, 甘金华¹, 彭婕¹, 喻亚丽¹, 毛涛¹, 周剑光¹, 刘婷¹, 张浪¹, 何力¹ (1. 中国水产科学研究院长江水产研究所, 湖北武汉 430223; 2. 武汉大学基础医学院, 湖北武汉 430071)

摘要: 微塑料在全球淡水中普遍存在。微塑料可经食物链传递、富集, 危及水产品质量安全乃至人类健康。目前微塑料研究多集中于海洋生态系统, 与人类活动联系最紧密、受人类活动影响最大的淡水生态系统研究还较少。为探究养殖河蟹 (*Eriocheir sinensis*) 体内微塑料污染情况, 采用化学消解结合拉曼光谱扫描方法对湖北省洪湖市与监利市 5 个养殖场的河蟹肌肉和肝胰腺组织、底层水、底层沉积物进行检测。结果表明, 肌肉组织及底层沉积物中未检出微塑料, 3 个养殖场的河蟹肝胰腺组织中含有微塑料 (平均丰度 1.22 g^{-1}), 1 个养殖场的底层水存在微塑料 (0.13 L^{-1})。所有检出微塑料的形状以碎片状为主 (74.28%), 其余为颗粒状; 化学组成有聚苯乙烯 (PS)、聚乙烯 (PE)、氟化乙烯丙烯共聚物 (Teflon FEP) 3 种; 根据颜色分为透明、白色、红色 3 类。检出微塑料的大小均为 $100 \sim 350 \mu\text{m}$ 。河蟹肝胰腺组织与底层水中检出微塑料外观相似, 但尺寸不同。研究结果提示底层水污染是养殖河蟹体内微塑料的可能来源。当前湖北河蟹养殖过程中的环境微塑料污染程度较低, 河蟹微塑料污染风险安全可控。

关键词: 养殖河蟹; 微塑料; 肝胰腺; 肌肉; 底层水; 沉积物

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0251-08

Characteristics of Microplastics in the Tissues of Cultured River Crabs (*Eriocheir sinensis*) in Hubei. ZHANG Jie-xin^{1,2}, LU Xing¹, WEN Hua¹, WU Gang¹, GAN Jin-hua¹, PENG Jie¹, YU Ya-li¹, MAO Tao¹, ZHOU Jian-guang¹, LIU Ting¹, ZHANG Lang¹, HE Li¹ (1. Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuhan 430223, China; 2. School of Basic Medical Sciences, Wuhan University, Wuhan 430071, China)

Abstract: Microplastics (MPs) are prevalent in fresh water all over the world. Previous studies have shown that MPs pollution in the freshwater environment of China is particularly severe. Once ingested by aquatic organisms, MPs can be transmitted through the food chain and accumulated in high trophic organisms, which indirectly endangers the quality and safety of aquatic products, and eventually may become a potential threat to human health. However, most of the researches on MPs have been focused on marine ecosystems, and less been conducted for freshwater ecosystems, while freshwater ecosystems are more closely linked to and affected by human activities. In order to investigate the extent of MPs contamination in farmed river crabs (*Eriocheir sinensis*), the muscle and hepatopancreas tissues of *Eriocheir sinensis*, bottom water and bottom sediment from five aquafarms in Jianli city and Honghu city, Hubei Province were examined by chemical digestion combined with Raman spectroscopy. The results show that MPs were not detected in the muscle tissue and bottom sediment, but were detected in the hepatopancreas tissue of three aquafarms (mean abundance 1.22 g^{-1}), and in the bottom water of one aquafarm (0.13 L^{-1}). The shape of all detected MPs was mainly fragmented (74.28%) and the rest were granular; the chemical composition was polystyrene (PS), polyethylene (PE), and fluorinated ethylene propylene copolymer (Teflon FEP). All the detected MPs were classified according to color as transparent, white, and red. The sizes of the

收稿日期: 2021-04-02

基金项目: 财政部和农业农村部: 国家现代农业产业技术体系; 中国水产科学研究院基本科研业务费专项 (2020TD74); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项 (2020JBF09)

① 通信作者 E-mail: heli28@sohu.com

detected MPs were all in the range of 100~350 μm . The appearance of the MPs detected in the hepatopancreas tissues of *Eriocheir sinensis* crabs was similar to that in the bottom water, but the sizes were different. The appearance characteristics and chemical composition of MPs are closely related to their sources, and physical and chemical characterization can help for the tracing of MPs. The results of this study suggest that bottom water pollution may be a possible source of MPs in *Eriocheir sinensis*. The current risk of environmental MPs contamination during river crab farming in Hubei is low, and the risk of MPs contamination in *Eriocheir sinensis* is controllable.

Key words: *Eriocheir sinensis*; MPs; hepatopancreas; muscles; bottom water; sediment

塑料污染与全球气候变化、海洋酸化、臭氧耗竭等并列成为全球性重大环境问题^[1]。根据国家海洋和大气管理局(NOAA)的定义,颗粒直径在 5 mm 以下的塑料被称为微塑料。微塑料来源广泛,包括初级微塑料和次级微塑料,前者是指在生产制造时被直接加工成为直径小于 5 mm 的微塑料颗粒,而后的微米级粒径源自大尺度塑料的碎片化。初级微塑料多见于日常清洁洗护用品,如洗面奶、牙膏等^[2]。

我国长江、珠江以及东南沿海诸河流域等淡水环境中的水体、沉积物等多种环境介质均有微塑料存在的报道^[3]。洞庭湖和洪湖水体中微塑料丰度分别为 900~2 800 和 1 250~4 650 m^{-3} ^[4]。太湖沉积物中微塑料丰度为 11~234.6 kg^{-1} ^[5],而黄河流域沉积物中微塑料丰度为 15~615 kg^{-1} (干重)^[6]。水体微塑料能通过摄食等多种途径对浮游生物、底栖生物和鱼类等水生生物的生长和繁殖产生不利影响。据报道,目前已有超过 40 种水生生物体内检出微塑料,被摄入体内的微塑料可以在不同组织间蓄积、迁移,导致行为能力、生长发育、代谢、生殖、氧化应激、免疫与炎症等方面的系列变化,诱发神经和基因毒性^[7-12]。

河蟹,学名中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*),因营养丰富、口感鲜美受到消费者青睐,已成为我国主要的养殖蟹类,近年来公众对河蟹食品安全的关注度也越来越高。洪湖和监利是华中地区河蟹养殖的主产区,占据湖北河蟹养殖面积的 80% 以上^[13]。以洪湖和监利不同养殖场的河蟹为研究对象,对其肌肉和肝胰腺组织中微塑料的含量及组成进行检测,结合养殖环境微塑料污染分析,研究结果可为养殖河蟹质量及环境安全评价提供参考,为水产品消费提供科学引导。

1 材料与方法

1.1 仪器、试剂及耗材

测试仪器包括显微共聚焦拉曼光谱仪(inVia, Renishaw, 英国)、体式显微镜(BME Leica, 瑞士)、密理博纯水仪(Milli-Q Advantage A10, 美国)、电热恒

温鼓风干燥箱(DHG-III, 中国)。氢氧化钾(分析纯)购自国药化学试剂有限公司,使用时配制成 w 为 9.09% 的水溶液。无水氯化钠(分析纯)购自武汉中利源生物科技有限公司,用于配制 NaCl 饱和溶液, w 为 63% 浓硝酸(分析纯)购自阿拉丁试剂(上海)有限公司。玻璃纤维素微孔滤膜(GF/C, 直径 47 mm, 孔径 1.2 μm , Whatman)。实验用水为自制 Milli-Q 超纯水。

1.2 样本采集

调查地点为湖北省洪湖市和监利市的 5 个养殖场,按序标记为 C1~C5。分别于 2020 年 8 月和 10 月对养殖河蟹进行采集,依次记为批次 I 和批次 II。具体采样步骤:每个养殖场随机选取大小一致的雌雄河蟹各 10 只。首先用吸水纸吸去体表水分,然后称重(精确到 0.01 g),测量并记录头胸甲长、额宽、体高、体质量等基本体征数据(表 1)。用超纯水清洗河蟹体表,迅速取其肝胰腺和肌肉组织。将每个养殖场采得的河蟹组织(肝胰腺/肌肉)混样随机分为 3 份,锡箔纸包被,-40 $^{\circ}\text{C}$ 条件下保存备用。

表 1 河蟹样本基本体征

Table 1 The basic characteristics of cultured river crabs

采样时间 (年-月)	样本 来源	头胸甲长/ cm	额宽/ cm	体高/ cm	体质量/ g
2020-08	C1	5.42±0.18	6.00±0.34	2.18±0.13	70.60±5.59
	C2	5.96±0.56	6.62±0.62	2.58±0.08	84.00±24.98
	C3	5.94±0.65	6.64±0.67	2.82±0.33	82.00±15.75
	C4	4.84±0.22	5.34±0.21	2.26±0.19	55.80±3.77
	C5	4.64±0.36	5.06±0.41	2.04±0.11	43.40±8.79
2020-10	C1	5.37±0.25	5.85±0.41	3.00±0.19	87.32±19.46
	C2	5.20±0.20	6.12±0.27	2.82±0.28	94.11±17.55
	C3	6.51±0.13	7.41±0.25	3.37±0.11	181.11±26.67
	C4	5.45±0.27	6.30±0.21	3.25±0.16	104.99±16.18
	C5	5.10±0.54	6.00±0.50	2.82±0.32	85.82±20.64

利用采水器对 5 个养殖场的底层水进行采集(图 1)。每个养殖场随机设置 3 个不同的取样位置,共采集 15 L 底层水样品,玻璃瓶密闭,4 $^{\circ}\text{C}$ 条件下保存备用^[14]。同时,利用底泥采集器对底层沉积物进行采集。每个养殖场随机选取 3 个不同的取样位置,共采集 1 kg 沉积物样品,玻璃培养皿密封,

-20 ℃条件下保存备用^[14]。

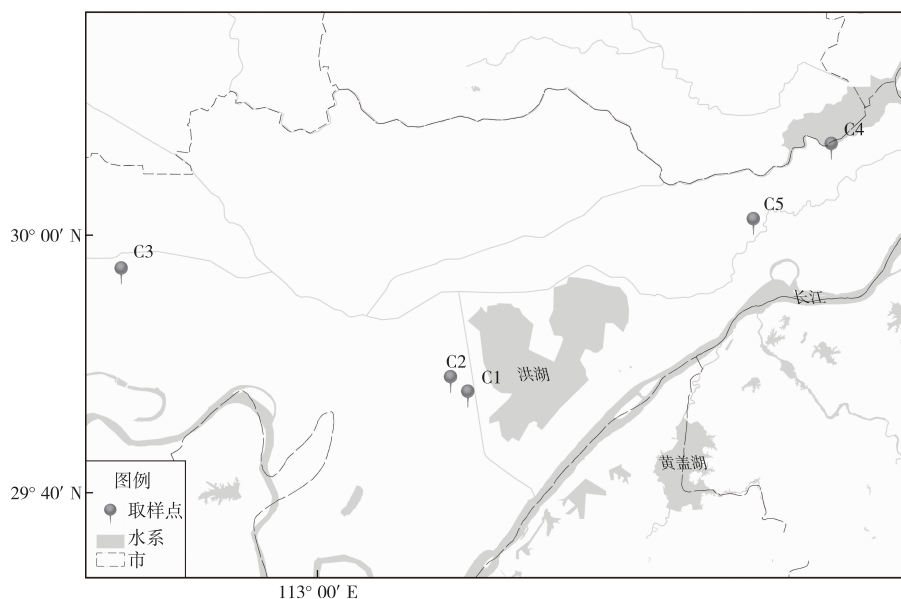


图1 采样点分布示意

Fig. 1 Sampling sites distribution

1.3 样品分析

利用真空冷冻干燥机对组织混样进行脱水,根据质量变化计算水分。采用碱解方法对河蟹肌肉与肝胰腺组织进行消解^[15],具体操作方法:将干燥的肝胰腺/肌肉组织粉碎,称取0.3 g冻干样品(对应鲜重为1 g),于 $w=9.09\%$ 的KOH溶液中消化48 h以上,每2 h振荡烧杯1次。当溶液中无明显块状组织残渣时终止消化,所得消化液经过玻璃纤维滤膜抽滤,滤膜60 ℃干燥过夜。滤膜使用前采取同样的干燥过夜处理,记录过滤前后质量变化,以计算样品消化效率,公式为

$$E = \frac{m_{\text{前}} + M - m_{\text{后}}}{M} \times 100\% \quad (1)$$

式(1)中, E 为消解效率, $\%$; $m_{\text{前}}$ 为过滤前滤膜干质量,g; $m_{\text{后}}$ 为过滤后滤膜与残留物干质量,g; M 为组织样品干重,g。每个混样检测重复3次,每个养殖场共产生9个平行结果。

采用抽滤消解法从底层水样品中分离微塑料:每个底层水样品通过孔径为1.2 μm 的玻璃纤维滤膜,用10 mL KOH溶液将膜上所有物质全部冲洗至小烧杯中,40 ℃消化48 h后加入36 mL $w=65\%$ 的 HNO_3 溶液、4 mL超纯水,50 ℃加热30 min,以80 ℃超纯水按1:2的比例稀释上述混合溶液。采用玻璃纤维滤膜对稀释后混合溶液进行抽滤,滤膜干

燥过夜。若水样杂质较多,分多次处理。

采用密度浮选法分离底层沉积物样品中的微塑料:取200 g(湿重)底层沉积物置于烧杯中,加2 L饱和NaCl溶液,玻璃棒充分搅拌,锡纸密封静置24 h,取上层液体及悬浮物。再次加入2 L饱和NaCl溶液浮选,重复3次,合并收集所有上层液体及悬浮物,采用与水样相同的处理方法对其进行消解。分5次对每个养殖场的1 kg底层沉积物样品进行浮选、消解,得到的所有滤饼统一在显微镜下观察。

采用目视法鉴别微塑料。干燥后的滤膜经体式显微镜观察,根据外观、硬度、强度、韧性等物理特征挑选疑似微塑料样本,置于干燥洁净的载玻片上。用共聚焦拉曼显微镜对拣出样本进行观察、扫描,将得到的拉曼光谱与标准拉曼光谱比对,记录微塑料颗粒个数、形状、颜色、尺寸信息。

1.4 质量保证及控制

实验用蟹体经超纯水冲洗干净后,立即取样。实验人员全程穿戴棉质实验服及无粉丁腈手套,一切实验用具均事先经超纯水、无水乙醇冲洗干净。实验样品及溶液均由锡箔纸包被保存。实验全程采用玻璃仪器,并设置空白对照。在采样及取样现场设置环境空白对照,排除环境污染干扰。对肌肉及肝胰腺组织的消化效率设定在96%以上、镜下无明显生物组织及可降解杂质残留。

2 结果与分析

2.1 丰度

生物组织微塑料丰度常以 g^{-1} 为单位^[14],表示每克生物组织(鲜重)中含有的微塑料颗粒数。然而由于混合体系中微塑料分布不均,不同检测平行之间偏差较大,故采用 9 g 检测平行检出的微塑料总数来表征相应采样养殖场河蟹微塑料污染程度,单位为 $(9 \text{ g})^{-1}$ 。同理,底层水丰度单位为 $(15 \text{ L})^{-1}$ 。底层沉积物丰度单位为 kg^{-1} ^[16]。

针对河蟹组织,选取肌肉和肝胰腺 2 个部位进行检测,分 2 个时间批次从 5 个采样点进行随机抽

样检测。2 个批次检测均显示,5 个养殖场河蟹肌肉样本中未检出微塑料(结果未显示)。而肝胰腺组织结果较为复杂:批次 I 的检测结果显示不同养殖场河蟹微塑料丰度大小顺序为: $\text{C4} > \text{C2} = \text{C3} > \text{C1} = \text{C5}$,其中 C1 和 C5 养殖场河蟹肝胰腺未检出微塑料(图 2)。批次 II 河蟹肝胰腺样本中仅 C2 养殖场检出微塑料。批次 I 中 C2、C3 和 C4 养殖场的养殖河蟹肝胰腺微塑料丰度分别为 6、6、9 $(9 \text{ g})^{-1}$,批次 II 中 C2 养殖场河蟹肝胰腺微塑料丰度为 12 $(9 \text{ g})^{-1}$ 。

对底层水样品检测发现,仅有 C4 养殖场底层水检出微塑料,丰度为 2 $(15 \text{ L})^{-1}$ 。而底层沉积物样品中未检出微塑料(结果未显示)。

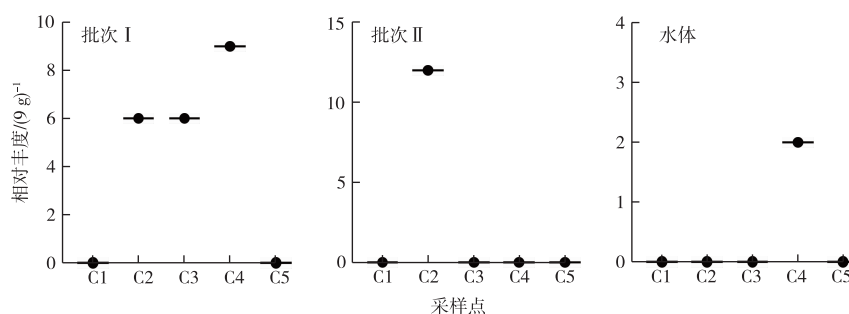


图 2 河蟹肝胰腺和水体 MPs 丰度

Fig. 2 Results of MPs abundance in hepatopancreas and water

2.2 微塑料污染特征

肝胰腺组织检测情况如下:5 个养殖场批次 I 45 个肝胰腺平行样品中共分离得到 270 个微塑料样颗粒,经拉曼光谱扫描确认为微塑料的仅有 21 个(7.78%),无机物粒子 135 个(50.00%),其余 114 个(42.22%)为未知非塑料物体。批次 II 45 个肝胰腺平行样品中共分离得到 660 个微塑料样颗粒,经拉曼光谱扫描确认为微塑料的有 12 个(1.82%),其余 648 个(98.18%)为未知非塑料物质。2 个批次检出微塑料的化学组成有 3 种:聚乙烯(PE)、聚苯乙烯(PS)、氟化乙烯丙烯共聚物(Teflon FEP),对比检出 PE 微塑料拉曼光谱与标准拉曼光谱,如图 3 所示。在形态方面,碎片(72.73%)为河蟹肝胰腺组织样品中检出微塑料的主要类型,其余为颗粒(27.27%)。在样品中暂未发现任何纤维或泡沫状微塑料。河蟹肝胰腺组织样品中所有检出微塑料共有透明(36.37%)、红色(36.36%)、白色(27.27%)3 种颜色,尺寸均为 100~300 μm (结果未显示)。

肌肉组织检测情况如下:源自 5 个养殖场 2 个批次抽检河蟹的 90 个肌肉组织平行样品中共分离得到微塑料样颗粒 279 个,经消解、过滤、干燥、镜

检、拉曼光谱扫描、比对等步骤检测,未发现存在微塑料(结果未显示)。

底层水样品检测情况如下:经过抽滤消解,从 5 个养殖场的 75 L 底层水中共分离得到 228 个疑似微塑料样本,其中 2 个疑似样本的共聚焦拉曼光谱的主要特征峰为 1 061、1 127、1 293、1 438、2 846、2 880 cm^{-1} ,符合 PE 类塑料拉曼光谱吸收峰的特征^[17],其余样本均排除为塑料的可能性(图 3)。2 个 PE 微塑料的尺寸分别为 336 $\mu\text{m} \times 319 \mu\text{m}$ 、217 $\mu\text{m} \times 345 \mu\text{m}$,外观分别显示为透明碎片和白色碎片(图 4)。

底层沉积物样品检测情况如下:采用密度浮选结合抽滤消解的方法,从 5 个养殖场的 5 kg 底层沉积物样品中共分离得到 140 个疑似微塑料样本,经共聚焦拉曼光谱仪扫描、比对,确认由底层沉积物分离的样本光谱均不符合塑料拉曼光谱特征(结果未显示)。

3 讨论

3.1 丰度

在环境介质及不同生物个体内,微塑料分布不

均,针对养殖区域内河蟹个体的检测差异较大。且取样过程中存在组织摘取不完全等不可避免因素,对养殖河蟹个体检测、量化的方法并不能反映养殖区域内河蟹个体及环境的真实污染水平。另外,在相同养殖条件下,中华绒螯蟹雌雄个体生长速度存在差异,若采用个数/质量的丰度单位进行描述,体型差异可能导致结果解读出现歧义。为避免上述

问题,在取样时特别选取体型接近性别群体平均水平的中华绒螯蟹若干(雌雄个体数目相等),分别随机抽样产生该研究被检中华绒螯蟹雌雄个体。后采用摘取混样、多次重复的检测方式,最大限度降低个体差异,以比较群体间微塑料污染水平,研究结果未对雌雄个体进行区分表述。

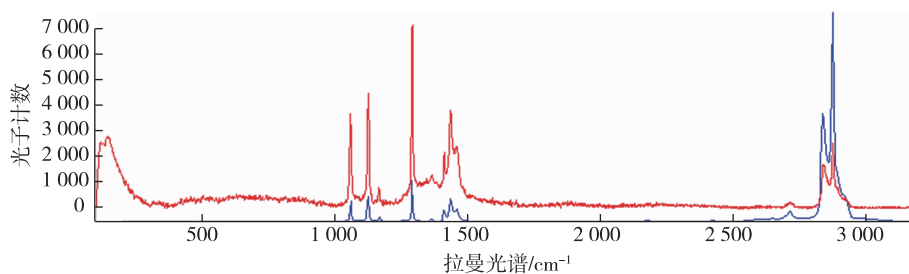
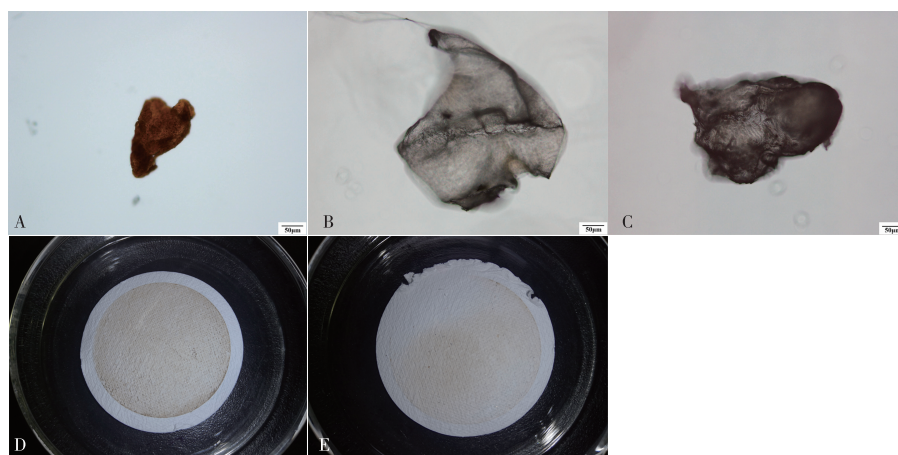


图3 检出微塑料拉曼光谱与标准拉曼光谱对比

Fig. 3 Comparison of the tested MPs and standard Raman spectrums



A—红色片状微塑料,B—透明片状微塑料,C—白色片状微塑料,D—消解前底层水滤饼,E—消解后底层水滤饼。

图4 检出微塑料及消解前后照片

Fig. 4 Electronic micrograph of the tested MPs and filter membranes before and after digestion

5个养殖场中有3处的养殖河蟹体内存在微塑料污染,其中C2养殖场2个批次的河蟹肝胰腺组织均有微塑料检出,C4养殖场在批次I河蟹肝胰腺组织中检出丰度最高,提示以上2个养殖场的养殖河蟹肝胰腺组织内微塑料污染高于其他养殖场。经统计换算,养殖河蟹肝胰腺组织内微塑料平均检出丰度为 1.22 g^{-1} ,与其他物种相比,污染水平总体较低^[18-21]。研究表明,舟山海域海岸环境中的海蟹体内微塑料平均丰度为 $(2.37\pm 0.41)\text{ g}^{-1}$ (湿重),陆源污染是海蟹污染的主要原因,说明海岸环境污染会对海蟹体内的微塑料赋存产生影响^[18]。在长江中下游的21个水域内,每个蛤蜊体内存在 $0.4\sim 5$

个微塑料,其赋存特征与其生活环境沉积物中微塑料的特征相似^[19]。综上所述,环境微塑料丰度可以在一定程度上影响相应区域内水生生物体内的微塑料丰度^[20-21]。

作为杂食性穴居或隐居甲壳类动物,中华绒螯蟹的生存环境介质主要包括底层水与底层沉积物。根据底层水检测结果,仅C4养殖场底层水中检出微塑料,该结果与养殖河蟹组织检测情况基本一致。根据单位统一换算,C4养殖场底层水微塑料检出丰度为 0.13 L^{-1} 。文献调研发现,该养殖场底层水微塑料污染在淡水生态系统中处于较低水平^[5]。各养殖场底层沉积物中均未检测到微塑料。对比

发现,本次抽检养殖场内底层沉积物微塑料丰度低于底层水,这与前人多项研究结论相似。太湖沉积物中微塑料丰度为 $11 \sim 234.6 \text{ kg}^{-1}$, 低于水体微塑料丰度 ($3.4 \times 10^3 \sim 25.8 \times 10^3 \text{ m}^{-3}$)^[5]。长江入海口水体微塑料丰度为 231 m^{-3} , 而沉积物中微塑料丰度仅 121 m^{-3} ^[22-23]。大部分微塑料最终都会在生物附着或重力作用下沉降于沉积物^[24], 但该研究抽检养殖场使用年限较短 (<10 a), 且不定期进行清塘, 沉积物中可检测尺寸范围内的微塑料未累积至检出丰度。另一方面, 本次采样水域功能区定位为人工水产养殖区, 有人员定期清理垃圾, 水体及沉积物微塑料检测均受到人类活动影响。

微塑料进入养殖河蟹体内的方式为误食摄入, 且塑料污染具有普遍性, 综合考虑上述情况, 饲料也是养殖河蟹微塑料污染的可能来源。据调研, 本次被检养殖场均采用商业化饵料, 然而由于养殖户改变养殖产品、频繁更换饵料等实际原因, 未能取得相应饵料样品, 饵料中微塑料污染情况有待今后进一步探讨。

综合河蟹组织、底层水、底层沉积物微塑料检出丰度, 仅 C4 养殖场底层水中检出微塑料。C2、C3 养殖场底层水样品中未检出微塑料, 但河蟹肝胰腺组织中检测到微塑料, 不定期的垃圾清理活动是其主要影响因素。

3.2 微塑料污染特征

外观形态差异是影响微塑料在生物体内蓄积、转移的重要因素^[18]。来自长江河口、东海和南海, 习性不同的鱼体内检出的微塑料和中等尺寸塑料的大小范围分别是 $0.04 \sim 5 \text{ mm}$ 和 $5.1 \sim 24.8 \text{ mm}$, <5 mm 的粒子占有所有检出塑料的七成以上 (76.3%), 纤维是主要的类型, 其次是碎片^[25]。与此类似, 本次抽检的 2 个批次河蟹肝胰腺组织中检出的微塑料以片状为主, 仅有少部分为颗粒状样本, 所有微塑料尺寸均为 $100 \sim 300 \mu\text{m}$, 颜色组成以透明和红色为主, 其次是白色。针对养殖环境, 仅 C4 养殖场底层水中检测到透明和白色片状微塑料, 大小为 $200 \sim 350 \mu\text{m}$ 。底层水及养殖河蟹肝胰腺组织内微塑料的外观特征具有颜色相近、尺寸不同的特点。该差异主要与河蟹对于食物样微塑料的选择性摄食及体内蓄积转移的尺寸限制有关。研究表明, 某些浮游鱼类倾向于选择与食物相似的微塑料^[26]。作为监测环境污染的指示物, 贻贝 (*Mytilus edulis*) 体内微塑料与水体微塑料在尺寸分布上也有所差异 ($P < 0.001$), 贻贝更易于摄入小尺寸的微塑料^[27]。实验室条件下扇贝 (*Placopecten*

magellanicus) 可对 $5, 10, 20 \mu\text{m}$ 的微塑料进行选择, 较大的粒子在扇贝胃中的保留时间更长^[28]。然而还需要更多的研究来确定不同粒径微塑料在生物体内的行为。

河蟹肝胰腺组织中检出微塑料的化学组成包括聚苯乙烯 (PS)、氟化乙烯丙烯共聚物 (Teflon FEP)、聚乙烯 (PE) 3 种常见塑料成分。养殖河蟹体内微塑料化学组成与其环境来源密切相关。来源于 C4 养殖场的河蟹肝胰腺组织中检出的微塑料化学组成均为 PE, 与底层水检出微塑料化学成分相同。根据已有研究, 我国淡水环境中微塑料的化学组成主要是 PE、聚丙烯 (PP) 以及 PS^[3], 原因与以上几种塑料在日常生活中的大量应用有关, 这也与该研究检出结果基本一致。而 Teflon FEP 是各种电线和电缆的常用材料, 该类型微塑料的检出符合养殖场水体环境调研情况。这进一步印证了人类活动、工业生产对于微塑料污染的重要影响^[29]。

由于体积微小、水生生物难以分辨, 微塑料常常成为食物网中滤食性、悬浮物和碎屑摄食者的误食目标^[30]。经文献调研, 在鱼类、海龟、海洋无脊椎动物及其他大型海洋动物的肠道中都检测到了微塑料^[31]。基于生物体对所处环境微塑料污染的敏感性, 某些特定的水生生物可被用作评价环境微塑料污染风险的指示生物, 如蛤蜊被选为淡水沉积物微塑料污染的指示生物^[19]。在淡水环境, 微塑料主要分布在水体及沉积物中。由于强风、降水等因素, 存在于各个环境介质中的微塑料可能不断迁移、扩散, 其分布也呈现出空间异质性的特点^[32]。然而关于微塑料分布的研究多基于表层水展开, 不同深度水体数据资料不完善, 制约了对微塑料迁移规律的探索。针对不同深度水体、不同介质, 微塑料污染风险评估同样应使用不同的指示生物。对养殖河蟹与所处底层水、底层沉积物的检测分析表明, 底层水与养殖河蟹肝胰腺组织内微塑料赋存有 关联一致的特点。养殖河蟹微塑料污染可在一定程度上预警相应养殖场的底层水微塑料污染状况。

目前, 水生生物体内的微塑料研究主要集中于消化系统。源自英吉利海峡 10 种海鱼的 504 个肠道样本中, 有 36.5% 的样本检出微塑料^[33]。此外, 研究也证实在淡水和近海生物肠道中存在大量微塑料^[34-35]。说明肠道作为重要的消化吸收器官, 是微塑料累积的主要部位。除此之外, 肌肉、皮肤、肝、鳃以及骨骼等组织也是微塑料可能的赋存场所^[36]。该研究检测结果与文献相一致: 肝胰腺微塑料整体赋存丰度大于肌肉, 而产生这种差异的原因

还有待深入研究。关于微塑料对水生生物的毒理研究表明,摄入微塑料将对个体存活、发育、行为、生殖、代谢、炎症反应、组织病变、基因表达等产生影响^[11,30]。微塑料生产过程中所使用的化学添加剂、从环境所吸附的重金属及持久性有机污染物更是水生生物安全健康的重要威胁^[37]。开展养殖水产品微塑料污染情况研究十分必要,然而迄今为止,关于养殖水域环境与水产品微塑料污染的研究报道仍然较少。

4 结论

研究表明,源自湖北省洪湖市和监利市5个养殖场的河蟹肌肉组织和底层沉积物中未检出微塑料。有3处养殖河蟹的肝胰腺组织内检测到微量微塑料(平均丰度 1.22 g^{-1}),其主要成分为聚乙烯、聚苯乙烯和氟化乙烯丙烯共聚物。C4养殖场底层水中检出透明和白色片状聚乙烯2种微塑料(丰度 0.13 L^{-1}),与养殖河蟹肝胰腺组织内的微塑料存在共性。以上研究结果表明,当前湖北河蟹养殖环境微塑料污染处于较低水平,河蟹微塑料污染风险安全可控。

参考文献:

- [1] MOORE C J. Synthetic Polymers in the Marine Environment: A Rapidly Increasing, Long-Term Threat [J]. *Environmental Research*, 2008, 108(2): 131-139.
- [2] 丁剑楠,张闪闪,邹华,等.淡水环境中微塑料的赋存、来源和生态毒理效应研究进展[J]. *生态环境学报*, 2017, 26(9): 1619-1626. [DING Jian-nan, ZHANG Shan-shan, ZOU Hua, et al. Occurrence, Source and Ecotoxicological Effect of Microplastics in Freshwater Environment [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2017, 26(9): 1619-1626.]
- [3] 包旭辉,闫振华,陆光华.我国淡水中微塑料的污染现状及生物效应研究[J]. *水资源保护*, 2019, 35(6): 115-123. [BAO Xu-hui, YAN Zhen-hua, LU Guang-hua. Study on Pollution Status and Biological Effect of Microplastics in Fresh Water of China [J]. *Water Resources Protection*, 2019, 35(6): 115-123.]
- [4] WANG W F, YUAN W K, CHEN Y L, et al. Microplastics in Surface Waters of Dongting Lake and Hong Lake, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633: 539-545.
- [5] SU L, XUE Y G, LI L Y, et al. Microplastics in Taihu Lake, China [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 216: 711-719.
- [6] 龚喜龙,张道勇,潘响亮.黄河沉积物微塑料污染和表征[J]. *干旱区研究*, 2020, 37(3): 790-798. [GONG Xi-long, ZHANG Dao-yong, PAN Xiang-liang. Pollution and Characterization of Microplastics in the Sediments of the Yellow River [J]. *Arid Zone Research*, 2020, 37(3): 790-798.]
- [7] AUTA H S, EMENIKE C U, FAUZIAH S H. Distribution and Importance of Microplastics in the Marine Environment: A Review of

- the Sources, Fate, Effects, and Potential Solutions [J]. *Environment International*, 2017, 102: 165-176.
- [8] YIN L Y, CHEN B J, XIA B, et al. Polystyrene Microplastics Alter the Behavior, Energy Reserve and Nutritional Composition of Marine Jacopever (*Sebastes schlegelii*) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 360: 97-105.
- [9] LÖNNSTEDT O M, EKLÖV P. Environmentally Relevant Concentrations of Microplastic Particles Influence Larval Fish Ecology [J]. *Science*, 2016, 352(6290): 1213-1216.
- [10] SUSSARELLU R, SUQUET M, THOMAS Y, et al. Oyster Reproduction is Affected by Exposure to Polystyrene Microplastics [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2016, 113(9): 2430-2435.
- [11] OLIVEIRA M, RIBEIRO A, HYLLAND K, et al. Single and Combined Effects of Microplastics and Pyrene on Juveniles (0 + Group) of the Common Goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae) [J]. *Ecological Indicators*, 2013, 34: 641-647.
- [12] JIN Y X, XIA J Z, PAN Z H, et al. Polystyrene Microplastics Induce Microbiota Dysbiosis and Inflammation in the Gut of Adult Zebrafish [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 235: 322-329.
- [13] 赵永锋.新冠肺炎疫情对河蟹养殖的影响分析及2020年河蟹行情预测[J]. *科学养鱼*, 2020(3): 20-23. [ZHAO Yong-feng. Analysis of the Influence of COVID-19 Epidemic Situation on River Crab Culture and Forecast of River Crab Market in 2020 [J]. *Scientific Fish Farming*, 2020(3): 20-23.]
- [14] 罗雅丹,林千惠,贾芳丽,等.青岛4个海水浴场微塑料的分布特征[J]. *环境科学*, 2019, 40(6): 2631-2638. [LUO Ya-dan, LIN Qian-hui, JIA Fang-li, et al. Distribution Characteristics of Microplastics in Qingdao Coastal Beaches [J]. *Environmental Science*, 2019, 40(6): 2631-2638.]
- [15] KARAMI A, GOLIESKARDI A, CHOO C K, et al. A High-Performance Protocol for Extraction of Microplastics in Fish [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 578: 485-494.
- [16] CLAESSENS M, MEESTER S D, LANDUYT L V, et al. Occurrence and Distribution of Microplastics in Marine Sediments along the Belgian Coast [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62(10): 2199-2204.
- [17] 董鸽,饶之帆,杨晓云,等.几种塑料的拉曼光谱检测[J]. *塑料工业*, 2011, 39(6): 67-70. [DONG Kun, RAO Zhi-fan, YANG Xiao-yun, et al. Determination of Several Plastic by Raman Spectroscopy [J]. *China Plastics Industry*, 2011, 39(6): 67-70.]
- [18] 王洪燕,赵泓睿,桂峰,等.舟山沿海水域海蟹体内微塑料污染特征[J]. *农村经济与科技*, 2019, 30(9): 66-68, 74. [WANG Hong-yan, ZHAO Hong-rui, GUI Feng, et al. Pollution Characteristics of Microplastics in Sea Crabs in Zhoushan Coastal Waters [J]. *Rural Economy and Science-Technology*, 2019, 30(9): 66-68, 74.]
- [19] SU L, CAI H, KOLANDHASAMY P, et al. Using the Asian Clam as an Indicator of Microplastic Pollution in Freshwater Ecosystems [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 234: 347-355.
- [20] 汤庆峰,李琴梅,魏晓晓,等.环境样品中微塑料分析技术研究进展[J]. *分析测试学报*, 2019, 38(8): 1009-1019. [TANG Qing-feng, LI Qin-mei, WEI Xiao-xiao, et al. Progress on Research

- of Analysis Techniques for Microplastics in Environmental Samples [J]. *Journal of Instrumental Analysis*, 2019, 38(8): 1009-1019.]
- [21] 于萍. 微塑料对中华绒螯蟹毒性效应的初步研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2019. [YU Ping. Preliminary Study on the Toxic Effect of Microplastics on *Eriocheir Sinensis* [D]. Shanghai: East China Normal University, 2019.]
- [22] XU P, PENG G Y, SU L, *et al.* Microplastic Risk Assessment in Surface Waters: A Case Study in the Changjiang Estuary, China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 133: 647-654.
- [23] PENG G Y, ZHU B S, YANG D Q, *et al.* Microplastics in Sediments of the Changjiang Estuary, China [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 225: 283-290.
- [24] 张润, 吴玲玲, 王萌. 水体中微塑料的分布与丰度[J]. *应用化工*, 2020, 49(2): 488-492. [ZHANG Run, WU Ling-ling, WANG Meng. Distribution and Abundance of Microplastics in Aquatic Environment [J]. *Applied Chemical Industry*, 2020, 49(2): 488-492.]
- [25] KHALIDA J. Characteristics of Microplastics in Fish from Coastal and Fresh Waters of China [D]. Shanghai: East China Normal University, 2018.
- [26] 韩旭. 微塑料在斑马鱼不同组织中的生物累积[D]. 大连: 大连海事大学, 2020. [HAN Xu. Bioaccumulation of Microplastics in Different Tissues of Zebrafish [D]. Dalian: Dalian Maritime University, 2020.]
- [27] 曲晓芸. 我国沿海贻贝与水体中微塑料的污染特征及其相关性研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2018. [QU Xiao-yun. The Properties and the Relationship of Microplastic Pollution in Mussels and that in Their Living Water in China [D]. Shanghai: East China Normal University, 2018.]
- [28] BRILLANT M G S, MACDONALD B A. Postingestive Selection in the Sea Scallop, *Placopecten magellanicus* (Gmelin): The Role of Particle Size and Density [J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2000, 253(2): 211-227.
- [29] 杨舒琰, 刘丽丽, 李金惠. 加强废塑料回收, 减少环境污染[J]. *世界环境*, 2018(5): 23-25. [YANG Shu-yan, LIU Li-li, LI Jin-hui. Strengthen Waste Plastic Recycling and Reduce Environmental Pollution [J]. *World Environment*, 2018(5): 23-25.]
- [30] WRIGHT S L, THOMPSON R C, GALLOWAY T S. The Physical Impacts of Microplastics on Marine Organisms: A Review [J]. *Environmental Pollution*, 2013, 178: 483-492.
- [31] LUSHER A. Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects [J]. *Marine Anthropogenic Litter*, 2015; DOI: 10.1007/978-3-319-16510-3_10.
- [32] RODRIGUES M O, ABRANTES N, GONÇALVES F J M, *et al.* Spatial and Temporal Distribution of Microplastics in Water and Sediments of a Freshwater System (Antuã River, Portugal) [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633: 1549-1559.
- [33] LUSHER A L, MCHUGH M, THOMPSON R C. Occurrence of Microplastics in the Gastrointestinal Tract of Pelagic and Demersal Fish from the English Channel [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 67(1/2): 94-99.
- [34] BELLAS J, MARTÍNEZ-ARMENTAL J, MARTÍNEZ-CÁMARA A, *et al.* Ingestion of Microplastics by Demersal Fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean Coasts [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 109(1): 55-60.
- [35] SANCHEZ W, BENDER C, PORCHER J M. Wild Gudgeons (Gobio Gobio) from French Rivers are Contaminated by Microplastics: Preliminary Study and First Evidence [J]. *Environmental Research*, 2014, 128: 98-100.
- [36] ABBASI S, SOLTANI N, KESHAVARZI B, *et al.* Microplastics in Different Tissues of Fish and Prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf [J]. *Chemosphere*, 2018, 205: 80-87.
- [37] 徐擎擎, 张翥, 邹亚丹, 等. 微塑料与有机污染物的相互作用研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2018, 13(1): 40-49. [XU Qing-qing, ZHANG Ge, ZOU Ya-dan, *et al.* Interactions between Microplastics and Organic Pollutants: Current Status and Knowledge Gaps [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2018, 13(1): 40-49.]

作者简介: 张洁馨(1996—), 女, 山东济南人, 研究方向为遗传学。E-mail: jxz0210@163.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0437

徐超,郑瑞文,武斌.黄河下游2种自然湿地脱氮效能及其影响因素研究[J].生态与农村环境学报,2022,38(2):259-265.

XU Chao,ZHENG Rui-wen,WU Bin.The Denitrification Efficiency of Two Types of Natural Wetlands in the Downstream of Yellow River and the Influencing Factors[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2022,38(2):259-265.

黄河下游2种自然湿地脱氮效能及其影响因素研究

徐超¹, 郑瑞文², 武斌¹ (1. 济南市清源水务集团有限公司, 山东 济南 250010; 2. 山东建筑大学市政与环境工程学院, 山东 济南 250010)

摘要: 为研究季节性因素和不同类型自然湿地对硝酸盐去除效率的影响,2019—2020年通过构建一级水动力学模型,分季节评估鹊山水库人工强化湿地和生态促进湿地2种湿地的脱氮效能和影响因素。结果表明:(1)从全年估计,人工强化湿地硝酸盐面积去除速率常数(k)为 $(0.285 \pm 0.170) \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$,高于生态促进湿地 $[(0.144 \pm 0.143) \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}]$ 。(2)非汛期黄河水硝酸盐浓度 $[(3.86 \pm 0.61) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}]$ 较汛期 $[(2.52 \pm 0.66) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}]$ 显著升高。汛期2种湿地 k 均显著高于非汛期($P < 0.01$)。(3)非汛期温度(T)和溶解氧(DO)浓度显著影响自然湿地的性能($P < 0.05$),但在汛期只有溶解氧促进了硝酸盐去除($P < 0.05$)。人工强化湿地采用分区交替混合种植的设计,具有较高的植物种群密度和多样性,可以提高脱氮效能。黄河下游硝酸盐浓度和湿地效能具有较强的季节性,汛期的脱氮效能较高。在 $4 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 的引水量下,2种湿地作为缓冲区可以持续有效地去除硝酸盐。

关键词: 黄河; 自然湿地; 硝酸盐; 季节; 人工强化自然湿地; 生态促进自然湿地

中图分类号: X524 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0259-07

The Denitrification Efficiency of Two Types of Natural Wetlands in the Downstream of Yellow River and the Influencing Factors. XU Chao¹, ZHENG Rui-wen², WU Bin¹ (1. Jinan Qingyuan Water Affairs Group Co. Ltd., Jinan 250010, China; 2. School of Municipal & Environmental Engineering, Shandong Jianzhu University, Jinan 250010, China)

Abstract: For understanding the influence of different seasons and different types of natural wetlands on the efficiency of denitrification and the influencing factors, a first-order hydrodynamic model was constructed and an evaluation was made seasonally during 2019–2020 on the denitrification efficiency of two types of wetlands (i.e., artificially-enhanced natural wetland and ecologically-enhanced natural wetland) in Queshan reservoir. The results show that: The denitrification rate constant (k) of the artificially-enhanced natural wetland $[(0.285 \pm 0.170) \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}]$ was higher than that of the ecologically-enhanced natural wetland $[(0.144 \pm 0.143) \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}]$ throughout the year. The concentration of nitrate in the Yellow River in non-flood season $[(3.86 \pm 0.61) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}]$ was significantly higher than that in flood season $[(2.52 \pm 0.66) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}]$. For both of the two types of wetlands, the denitrification rate constant k in flood season was significantly higher than that in non-flood season ($P < 0.01$). In non-flood season, temperature and dissolved oxygen also had significant impact on the performance of natural wetlands ($P < 0.05$). However, in flood season, only dissolved oxygen contributed to the denitrification ($P < 0.05$). As revealed in the results, by adopting alternatively mixed planting design in zones, the diversity and density of vegetation in artificially-enhanced natural wetland were increased, leading to higher denitrification efficiency. In the downstream of Yellow River, the concentration of nitrate and the denitrification efficiency of wetland have strong seasonal characteristics and the denitrification efficiency in flood season is relatively high. When the water diversion amount is $4 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, the two types of wetlands can serve as buffer zones to support continuous and effective denitrification.

Key words: Yellow River; natural wetland; nitrate; season; artificially-enhanced natural wetland; ecologically-enhanced natural wetland

过度施用氮肥来增加农作物产量,使得硝酸盐以溶解氮的形式被排放到农田灌溉回流中,成为黄河水体氮的主要来源之一^[1-6]。硝酸盐是黄河水中

收稿日期: 2021-07-14

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07404-003); 山东省重点研发计划(2018GSF117014)

主要的氮形态,占总氮含量的90%以上,是导致黄河下游水总氮浓度超GB 3838—2002《地表水环境质量标准》Ⅲ类水的主要因素^[7-10]。

有学者建议在黄河流域恢复自然湿地功能,以改善面源污染^[11-14]。对比离子交换法、活性污泥法、生物膜法等脱氮方法,自然湿地具有流量大、成本低、易管理的优点。规划建设河流和湿地可以有效控制面源污染、调蓄水资源以及为水生和非水生物种开发栖息地,重新设计湿地系统并评估其效能可以为改善黄河水质提供理论数据和应用实践。

湿地效能主要取决于土地性质和具体的进水特点。由于植物吸收和反硝化作用是生物过程,田野等^[15]认为季节性对硝酸盐去除具有显著影响。有文献指出,温度对氮转化具有显著影响^[16-17]。也有研究表明,溶解氧(DO)对湿地脱氮效能具有显著影响^[18-19]。如果利用湿地来缓冲面源排放,就需要增加湿地的水力停留时间、植被密度和多样性等,常规自然湿地不能完全满足要求。在这些情况下,强化自然湿地成为另一种可行的解决方案。强化自然湿地可以增加水力停留时间(HRT)、植物种群密度和多样性,从而有效去除污染物。

“十一五”期间鹊山水库自然湿地强化工程建设了人工强化湿地和生态促进湿地(图1)。该研究的目的是:(1)评估2种湿地的脱氮效能,验证连续大流量引水状况下2种湿地脱氮效能的持续有效性;(2)分别探讨黄河汛期(7—10月)和非汛期(11月—翌年6月)湿地脱氮效能的季节性特征和影响因素,以期为类似湿地的研究提供理论数据,并创建一个可广泛适用于不同农业、水文和季节性条件的模型。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域

研究区域位于黄河下游鹊山水库泥沙条渠,总面积约为187 hm²,进水为黄河水,设计流量为5~15 m³·s⁻¹,水力停留时间为2~3 d。该区域气候干

旱,年均降水量约673 mm^[20-21]。2011年中国城市规划设计院在该区域建设了1个人工强化湿地和2个生态促进湿地(图1)。2012年黄河水通过1号泵站分别引入到2种湿地中,净化后通过暗渠引入鹊山水库,总日均引水量约4×10⁵ m³。

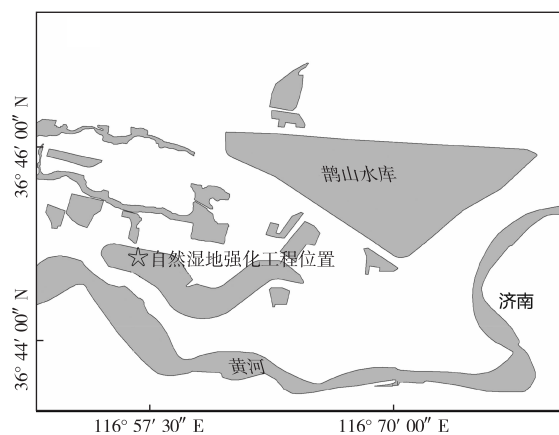


图1 湿地位置示意

Fig. 1 Schematic map of wetland location

1.2 湿地的设计和建设

1.2.1 人工强化湿地

人工强化湿地是在自然湿地基础上,进一步利用现有河道和和低洼地进行改造,并拓植新的水生植物,强化湿地功能。由防渗黏土构成堤坝,与生态促进湿地分开,湿地类型主要为表面流湿地和深水塘湿地,具体设计和建设见表1和图2,湿地前段设置沉沙池,容积为2×10⁴ m³,基质为黄河水沉积土壤。在经过植物群落调查和实地高程勘测后,重新划分不同分区,筛选出15种具有水质净化优势的本地水生植物,通过深度翻耕等方式分区交替种植各种植物,保证适宜的种植密度,营造其生长境域,通过散布石笼消能使支流均匀引入各个分区,出水口修建拦水坝控制水位(0.5~2.0 m),增加水力停留时间(表2)。

表1 人工强化湿地和生态促进湿地的对比

Table 1 Comparison of artificial enhanced wetland and ecological enhanced wetland

湿地类型	湿地设计	物种丰富度	种群密度/ (株·m ⁻²)	湿地面积/ hm ²	流量/ (m ³ ·d ⁻¹)
人工强化湿地	植物分区交替种植,水流通过石笼消能分别引入各个分区	15种本土水生植物	汛期:54 非汛期:36	18.3	2.2×10 ⁵
生态促进湿地	基本保持自然湿地原生状态,原生目标植物自由生长,水流漫流通过	4种原生目标植物	汛期:44 非汛期:24	16.4	1.8×10 ⁵

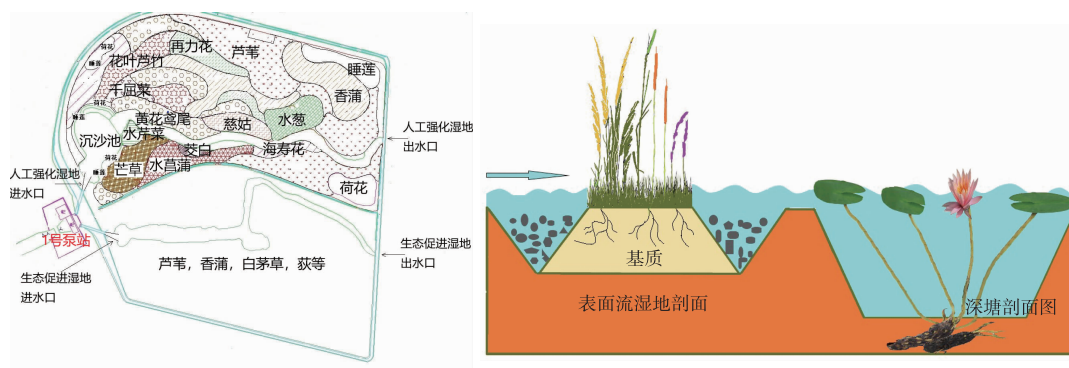


图 2 人工强化湿地设计

Fig. 2 Design of artificial enhanced wetland

1.2.2 生态促进湿地

生态促进湿地基本保持黄河下游自然湿地形态,在建设前长满芦苇 (*Phragmites australis*) 和香蒲 (*Typha orientalis*),通过清淤和拓荒改善植物生长境域,促进 4 种原生目标植物生长(图 2)。其植物种群密度(表 1)和多样性较人工强化湿地差。

1.3 采样频率和分析方法

2019—2020 年每月在 2 种湿地的进水口和出水口采样 2~4 次,汛期共采样 22 次,非汛期共采样 52 次。湿地流量通过 1 号泵站(图 2)进出水口流量计进行测量。硝酸盐浓度采用 HJ/T 84—2016《水质 无机阴离子的测定 离子色谱法》测定^[22]。

1.4 水动力学模型建立

一级水动力学模型多应用于人工湿地污染物的去除效率计算^[23-29],对比百分比去除率计算方法,它增加了水力负荷(HLR, R_{HL})的计算,可以更加合理准确地描述湿地污染物的去除效率。

$$C_{out}/C_{in} = \exp(-k/R_{HL}), \quad (1)$$

$$R_{HL} = Q/A。 \quad (2)$$

式(1)~(2)中, C_{in} 和 C_{out} 分别为进水和出水的硝酸盐浓度, $mg \cdot L^{-1}$; k 为硝酸盐去除速率常数, $m \cdot$

d^{-1} ,是湿地污染物去除速率的量化表示方式,以处理负荷与处理效率的直接关系来表示; R_{HL} 为水力负荷, $m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$; Q 为流量, $m^3 \cdot d^{-1}$; A 为湿地面积, m^2 。

1.5 统计分析

采用 Excel 2016 和 SPSS 23.0 软件进行数据整理和方差分析,通过皮尔逊线性相关系数建立 k 和水质参数的关系,采用 ArcGIS 10.5 和 Origin 2019b 软件作图。

2 结果与分析

2.1 湿地硝酸盐趋势与季节性

监测数据(图 3)显示,汛期湿地进水平均 $\rho(NO_3^-)$ 为 $(2.52 \pm 0.66) mg \cdot L^{-1}$,生态促进湿地出水中 $\rho(NO_3^-)$ $[(1.93 \pm 0.70) mg \cdot L^{-1}]$ 显著高于人工强化湿地 $[(1.63 \pm 0.61) mg \cdot L^{-1}, P < 0.01]$ 。非汛期湿地进水平均 $\rho(NO_3^-)$ 为 $(3.86 \pm 0.61) mg \cdot L^{-1}$,生态促进湿地出水平均 $\rho(NO_3^-)$ $[(3.63 \pm 0.57) mg \cdot L^{-1}]$ 显著高于人工强化湿地 $[(3.27 \pm 0.48) mg \cdot L^{-1}, P < 0.01]$ (表 2)。

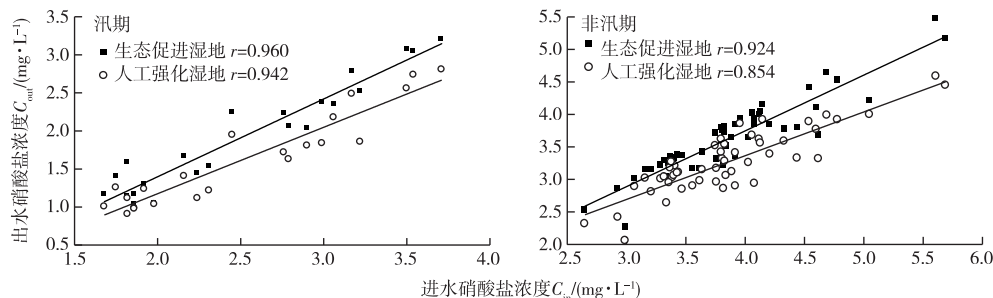


图 3 汛期和非汛期 2 种湿地硝酸盐浓度变化

Fig. 3 Changes of nitrate concentration in two wetlands during flood season and non-flood season

表 2 2 种湿地在不同时期的主要指标统计均值

Table 2 Statistical mean of the main indicators in different periods about the two kinds of wetlands

湿地类型	季节	$C_{in}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$C_{out}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$T_{in}/$ $^{\circ}\text{C}$	$\rho(\text{DO}_{in})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	HLR/ ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	HRT/ d	$k/$ ($\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$)
人工强化湿地	汛期	2.52±0.66 ^{Ba}	1.63±0.61 ^{Bb}	22.65±4.52 ^{Aa}	7.78±0.88 ^{Ba}	1.30 ^{Aa}	2.0 ^{Ba}	0.468±0.152 ^{Aa}
	非汛期	3.86±0.61 ^{Aa}	3.27±0.48 ^{Ab}	11.24±7.03 ^{Ba}	9.56±1.57 ^{Aa}	1.10 ^{Ba}	3.0 ^{Aa}	0.205±0.107 ^{Ba}
生态促进湿地	汛期	2.52±0.66 ^{Ba}	1.93±0.70 ^{Ba}	22.65±4.52 ^{Aa}	7.78±0.88 ^{Ba}	1.25 ^{Ab}	2.0 ^{Ba}	0.298±0.152 ^{Ab}
	非汛期	3.86±0.61 ^{Aa}	3.63±0.57 ^{Aa}	11.24±7.03 ^{Ba}	9.56±1.57 ^{Aa}	0.95 ^{Bb}	2.5 ^{Ab}	0.078±0.079 ^{Bb}

C_{in} 和 C_{out} 分别为进水和出水的硝酸盐浓度, T_{in} 为进水温度, HLR 为水力负荷, HRT 为水力停留时间, k 为硝酸盐去除速率常数; 数据为平均值±标准误差; 同一列数据后英文大写字母不同表示同种湿地不同季节间差异显著 ($P < 0.05$), 英文小写字母不同表示相同季节不同湿地间差异显著 ($P < 0.05$)。

汛期人工强化湿地和生态促进湿地的 HLR 分别为 1.30 和 1.25 $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ ($P < 0.05$), 非汛期分别为 1.10 和 0.95 $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ ($P < 0.05$)。人工强化湿地和生态促进湿地的 HRT 仅在非汛期有显著差异 ($P < 0.05$)。汛期和非汛期 T 和 $\rho(\text{DO})$ 在 2 种湿地中均没有显著性差异。同一种湿地进水和出水 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 、 T 、 $\rho(\text{DO})$ 、HLR、HRT、种群密度、 k 值在汛期和非汛期之间均存在显著差异 ($P < 0.05$)。

2.2 动力学模型与相关系数

从全年估计湿地的硝酸盐去除速率常数 (k), 人工强化湿地为 (0.285±0.170) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$, 生态促进湿地为 (0.144±0.143) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ 。表 2 表明, 汛期人工强化湿地 k 为 (0.468±0.152) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$, 生态促进湿地为 (0.298±0.152) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ 。非汛期人工强化湿地 k 为 (0.205±0.107) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$, 生态促进湿地为 (0.078±0.079) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

由 Pearson 相关矩阵 (表 3) 显示, 进水 T 与 k 之间呈显著正相关 ($P < 0.05$), 汛期 k 和进水 $\rho(\text{DO})$ 呈显著正相关关系 ($P < 0.05$), 非汛期进水 $\rho(\text{DO})$ 与 k 之间呈显著负相关关系 ($P < 0.05$)。进水 $\rho(\text{DO})$ 与 T 之间呈极显著负相关关系 ($P < 0.01$)。全年 2 种湿地进水 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 与 k 呈极显著负相关关系 ($P < 0.01$)。非汛期 k 与进水 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 呈显著正相关关系 ($P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 湿地硝酸盐浓度对硝酸盐去除速率常数 (k) 的影响

汛期人工强化湿地 k 为 (0.468±0.152) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$, 生态促进湿地为 (0.298±0.152) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ 。非汛期人工强化湿地为 (0.205±0.107) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$, 生态促进湿地为 (0.078±0.079) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$, 与其他学者研究结果^[30-31]相似。黄河流域的季节性和农业生产活动影响了进水 NO_3^- 浓度, 导致进水 NO_3^- 浓度在汛期和非汛期差异显著。汛期黄河径流量增大, 导致

NO_3^- 被稀释, 浓度降低。非汛期黄河径流量减少, 农业灌溉回流携带大量的氮肥从黄河上游进入黄河, 导致下游 NO_3^- 浓度升高。

有研究表明, 进水 NO_3^- 浓度与 k 呈正相关, 当进水浓度过高时才会抑制湿地性能^[32-33]。但笔者的监测数据显示, 进水和出水 NO_3^- 浓度与 k 呈负相关性 (表 3、图 4), 可能是因为监测点的黄河水进水 NO_3^- 浓度具有较明显的季节性, 汛期 NO_3^- 浓度较非汛期低 (图 5), 而汛期 k 值较非汛期高, 导致两者呈显著负相关。这个结果表明, 季节性因素不仅影响了流域的 NO_3^- 浓度, 也影响了湿地效能。

表 3 2 种湿地硝酸盐去除率常数 (k) 与主要指标的 Pearson 相关关系

Table 3 Pearson correlation between main indexes of the two wetlands

湿地类型	季节	进水硝酸盐浓度 (C_{in})	进水温度 (T)	进水 $\rho(\text{DO})$	种群密度
人工强化湿地	汛期	-0.563 **	0.071	0.233 *	0.922 **
	非汛期	0.335 *	0.528 **	-0.313 *	0.625 **
	全年	-0.639 **	0.712 **	-0.411 *	0.919 **
生态促进湿地	汛期	-0.588 **	0.197 *	0.126 *	0.799 **
	非汛期	0.196 *	0.463 *	-0.269 *	0.639 **
	全年	-0.710 **	0.659 **	-0.371 *	0.888 **

* 表示 $P < 0.05$, ** 表示 $P < 0.01$ 。

3.2 湿地形态对硝酸盐去除速率常数 (k) 的影响

k 还与湿地形态特征有关, 从全年估计, 人工强化湿地的 k 为 (0.285±0.170) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$, 生态促进湿地为 (0.144±0.143) $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ 。湿地对硝酸盐的去除主要通过植物吸收和微生物反硝化作用^[34-35], 人工强化湿地有较高的植物种群密度和多样性, 湿地中大型挺水植物和浮水植物枯萎可以释放大量有机碳, 浮水植物可以为反硝化细菌提供表面附着, 增加水流有效交换, 另外人工强化湿地根据水深分区交替种植不同植物, 这种混合种植的设计有利于提高 NO_3^- 的去除率 (表 2、图 1~2)。同时可能与

HRT 有关,监测数据表明非汛期人工强化湿地 HRT 高于生态促进湿地(表 2),人工强化湿地的设计可以使水流分散,通畅地进入不同分区,增加了水力停留时间,使植物吸收和反硝化作用充分进行。

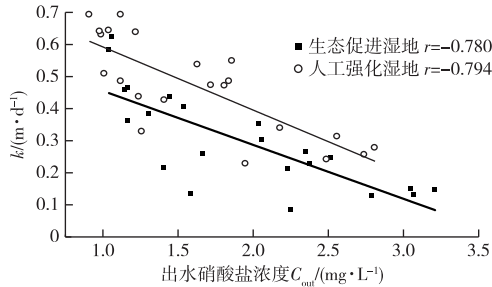


图4 汛期出水硝酸盐浓度(C_{out})对硝酸盐去除速率常数(k)的影响

Fig. 4 Effect of effluent nitrate concentration on nitrate removal rate constant (k) during flood season

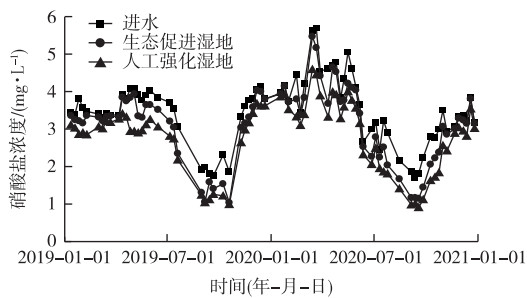


图5 硝酸盐浓度的季节变化趋势

Fig. 5 Seasonal variation trend of nitrate concentration

植物种群密度监测数据同样显示湿地形态对 k 的影响。植物种群密度与 k 有极显著正相关关系 ($P < 0.01$, 表 3), 汛期更高的温度增加了植物种群密度(表 2), 植物吸收增加有助于 NO_3^- 去除, 植物种群密度高对去除污染物有积极的影响, 在这样的情况下, 需要改善非汛期的湿地效能。

3.3 湿地温度 (T) 和 DO 浓度对硝酸盐去除速率常数 (k) 的影响

有些学者提出脱氮与 T 和 $\rho(\text{DO})$ 之间具有显著相关性^[36-38]。笔者的监测数据(表 3)显示, k 和 $\rho(\text{DO})$ 之间的相关性可能取决于季节。这个差异可能与 $\rho(\text{DO})$ 对微生物的反硝化作用影响有关。汛期 $\rho(\text{DO})$ 较非汛期低, 且变化幅度小, 植物种群密度较高, 植物吸收对 k 的贡献高, 汛期反硝化作用脱氮效能的占比可能比植物吸收低, 体现在进水 $\rho(\text{DO})$ 与 k 呈正相关关系上(表 3)。但在非汛期, 植物对硝酸盐吸收较汛期弱, 微生物对脱氮效能贡

献占比升高, 尤其是冬季冰封季节, 湿地仍能保持一定脱氮效率, 很可能与微生物反硝化作用有关。 k 和进水 $\rho(\text{DO})$ ($P < 0.05$) 之间呈显著负相关关系(表 3), 微生物的反硝化作用受 $\rho(\text{DO})$ 影响显著。在此期间, 也显示进水 T 与 k 之间存在显著正相关关系 ($P < 0.05$, 表 3、图 6), 同时进水 $\rho(\text{DO})$ 与 T 呈负相关。监测数据(表 2)显示, 非汛期温度较低, $\rho(\text{DO})$ 较高, 而汛期的强光照、高温和低 $\rho(\text{DO})$ 可以提高 NO_3^- 去除率。

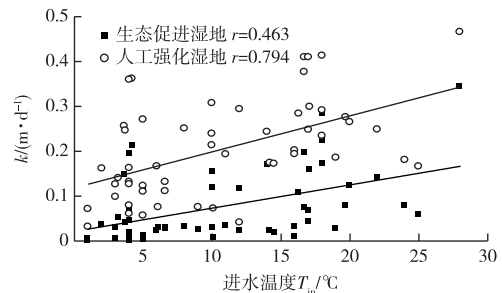


图6 非汛期进水温度(T)对硝酸盐去除速率常数(k)影响

Fig. 6 Influence of influent temperature on nitrate removal rate constant (k) during non-flood season

k 和 $\rho(\text{DO})$ 的相关性在 2 个季节之间存在差异的另一种可能原因是: 汛期湿地持续保持适宜植物的生长温度和有利于微生物反硝化作用的高温和低 $\rho(\text{DO})$, T 和 $\rho(\text{DO})$ 变化幅度较小, 与 k 相关关系较弱(表 3)。非汛期的湿地水流量会大幅减少或保持干燥, T 和 $\rho(\text{DO})$ 将是影响脱氮效能的关键因素。

4 结论

(1) 人工强化湿地的脱氮效能非汛期和汛期都高于生态促进湿地, 这表明人工强化湿地分区交替混合种植的设计具有较高的物种丰富度和种群密度, 可能更利于硝酸盐的去除。

(2) 湿地脱氮效能具有较强的季节性, 2 种湿地在汛期硝酸盐去除速率常数均显著高于非汛期。季节性因素, 如进水 NO_3^- 浓度、温度、DO 浓度等, 对这两种湿地都起着重要作用。在汛期, 高温和低 DO 浓度可以提高 NO_3^- 去除率。在非汛期, 温度是影响湿地脱氮效能的主导因素。

(3) 黄河下游硝酸盐浓度具有较强的季节性, 在非汛期湿地平均硝酸盐浓度较汛期显著升高。季节性因素不仅影响了流域的 NO_3^- 浓度, 也影响了湿地效能。

(4) 经过多年连续运行证明,在约 $4 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 引水量下,人工强化湿地硝酸盐去除速率常数年均达到 $(0.285 \pm 0.170) \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$,生态促进湿地为 $(0.144 \pm 0.143) \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$,2 种类型湿地都可以作为面源污染物的缓冲区。然而它们的短期效能还需要完善,并需将设计和恢复湿地与农业活动和经济建设等结合起来,以期改善黄河下游水质和实现其他目标。

参考文献:

- [1] 陶园,徐静,任贺靖,等.黄河流域农业面源污染时空变化及因素分析[J].农业工程学报,2021,37(4):257-264.[TAO Yuan, XU Jing, REN He-jing, *et al.* Spatio-temporal Evolution of Agricultural Non-Point Source Pollution and Its Influencing Factors in the Yellow River Basin[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2021, 37(4): 257-264.]
- [2] 张鑫,张妍,毕直磊,等.中国地表水硝酸盐分布及其来源分析[J].环境科学,2020,41(4):1594-1606.[ZHANG Xin, ZHANG Yan, BI Zhi-lei, *et al.* Distribution and Source Analysis of Nitrate in Surface Waters of China[J]. Environmental Science, 2020, 41(4): 1594-1606.]
- [3] 王希欢,杨芳,马文娟,等.乌梁素海硝酸盐来源的季节性变化[J].环境科学研究,2021,34(5):1091-1098.[WANG Xi-huan, YANG Fang, MA Wen-juan, *et al.* Seasonal Variation of Nitrate Sources in Wuliangsu Lake[J]. Research of Environmental Sciences, 2021, 34(5): 1091-1098.]
- [4] 刘烁,程慧波,牛鹤瑞,等.甘肃省地表饮用水源水质特征研究[J].干旱区资源与环境,2021,35(7):107-115.[LIU Shuo, CHENG Hui-bo, NIU He-rui, *et al.* Distribution Characteristics of Surface Drinking Water Sources in Gansu Province[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2021, 35(7): 107-115.]
- [5] SOTO D X, KOEHLER G, WASSENAAR L I, *et al.* Spatio-Temporal Variation of Nitrate Sources to Lake Winnipeg Using N and O Isotope ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$) Analyses[J]. Science of the Total Environment, 2019, 647: 486-493.
- [6] LIU S S, WU F C, FENG W Y, *et al.* Using Dual Isotopes and a Bayesian Isotope Mixing Model to Evaluate Sources of Nitrate of Tai Lake, China[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2018, 25(32): 32631-32639.
- [7] 冷佩芳,李发东,古丛珂,等.基于集成分析的环渤海地区河流硝酸盐污染解析[J].环境科学学报,2018,38(4):1537-1548.[LENG Pei-fang, LI Fa-dong, GU Cong-ke, *et al.* River Nitrate Pollution in the Bohai Rim Region Based on the Integrated Analysis[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38(4): 1537-1548.]
- [8] LIU T, WANG F, MICHALSKI G, *et al.* Using ^{15}N , ^{17}O , and ^{18}O to Determine Nitrate Sources in the Yellow River, China[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(23): 13412-13421.
- [9] JI X L, XIE R T, HAO Y, *et al.* Quantitative Identification of Nitrate Pollution Sources and Uncertainty Analysis Based on Dual Isotope Approach in an Agricultural Watershed[J]. Environmental Pollution, 2017, 229: 586-594.
- [10] BOYLE E. Nitrogen Pollution Knows No Bounds[J]. Science, 2017, 356(6339): 700-701.
- [11] GOLDEN H E, RAJIB A, LANE C R, *et al.* Non-Flood plain Wetlands Affect Watershed Nutrient Dynamics; A Critical Review[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(13): 7203-7214.
- [12] 段四喜,杨泽,李艳兰,等.洱海流域农业面源污染研究进展[J].生态与农村环境学报,2021,37(3):279-286.[DUAN Si-xi, YANG Ze, LI Yan-lan, *et al.* Progress of Agricultural Non-Point Source Pollution in Erhai Lake Basin: A Review[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(3): 279-286.]
- [13] 刘峰.黄河三角洲湿地水生态系统污染、退化与湿地修复的初步研究[D].青岛:中国海洋大学,2015.[LIU Feng. Preliminary Study of Pollution, Degradation and Remediation in Aquatic Ecosystem of Yellow River Delta Wetland[D]. Tsingtao: Ocean University of China, 2015.]
- [14] 邓正苗,谢永宏,陈心胜,等.洞庭湖流域湿地生态修复技术与模式[J].农业现代化研究,2018,39(6):994-1008.[DENG Zheng-miao, XIE Yong-hong, CHEN Xin-sheng, *et al.* Wetland Ecological Restoration Techniques and Models in Dongting Lake Basin[J]. Research of Agricultural Modernization, 2018, 39(6): 994-1008.]
- [15] 田野,冯启源,唐明方,等.基于生态系统评价的山水林田湖草生态保护与修复体系构建研究:以乌梁素海流域为例[J].生态学报,2019,39(23):8826-8836.[TIAN Ye, FENG Qi-yuan, TANG Ming-fang, *et al.* Ecological Protection and Restoration of Forest, Wetland, Grassland and Cropland Based on the Perspective of Ecosystem Assessment: A Case Study in Wuliangsu Lake Watershed[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(23): 8826-8836.]
- [16] 尹晓雪,徐圣君,郑效旭,等.低温条件下人工湿地中微生物脱氮的强化措施[J].湿地科学,2020,18(4):482-487.[YIN Xiao-xue, XU Sheng-jun, ZHENG Xiao-xu, *et al.* Enhanced Measures of Microbial Nitrogen Removal in Constructed Wetlands under Low Temperature[J]. Wetland Science, 2020, 18(4): 482-487.]
- [17] 张俊朋,陆轶峰,国晓春,等.表面流湿地去除洱海缓冲带低污染水氮模拟研究[J].环境工程技术学报,2018,8(5):488-494.[ZHANG Jun-peng, LU Yi-feng, GUO Xiao-chun, *et al.* Nitrogen Removal of Simulated Low-Polluted Water of Lake Erhai Buffer Zone by Surface-Flow Wetland[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2018, 8(5): 488-494.]
- [18] 汪健,李怀正,甄葆崇,等.间歇曝气对垂直潜流人工湿地脱氮效果的影响[J].环境科学,2016,37(3):980-987.[WANG Jian, LI Huai-zheng, ZHEN Bao-chong, *et al.* Effect of Intermittent Aeration on Nitrogen Removal Efficiency in Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland[J]. Environmental Science, 2016, 37(3): 980-987.]
- [19] ZAPATER-PEREYRA M, GASHUGI E, ROUSSEAU D P L, *et al.* Effect of Aeration on Pollutants Removal, Biofilm Activity and Protozoan Abundance in Conventional and Hybrid Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands[J]. Environmental Technology, 2014, 35(16): 2086-2094.
- [20] 张克峰,马波,张大龙.山东省降水量、潜在蒸散量与湿润指数的时空分布[J].灌溉排水学报,2020,39(9):116-125.

- [ZHANG Ke-feng, MA Bo, ZHANG Da-long. Spatio-Temporal Variation in Precipitation, Potential Evapotranspiration, Humidity Index in Shandong Province [J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2020, 39(9): 116-125.]
- [21] 祁晓凡, 王雨山, 杨丽芝, 等. 近50年济南岩溶泉域地下水位对降水响应的时滞差异[J]. *中国岩溶*, 2016, 35(4): 384-393. [QI Xiao-fan, WANG Yu-shan, YANG Li-zhi, *et al.* Time Lags Variance of Groundwater Level Response to Precipitation of Jinan Karst Spring Watershed in Recent 50 Years [J]. *Carsologica Sinica*, 2016, 35(4): 384-393.]
- [22] HJ/T 84—2001, 水质 无机阴离子的测定 离子色谱法[S].
- [23] FIA F R L, MATOS A T, FIA R, *et al.* Kinetics and Removal Efficiency of Nitrogen in Constructed Wetlands Cultivated with Different Plant Species for Treating Swine Wastewater Applied at Different Rates[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2021, 232(1): 1-17.
- [24] SAEED T, MIAH M J, KHAN T. Intensified Constructed Wetlands for the Treatment of Municipal Wastewater: Experimental Investigation and Kinetic Modelling [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2021, 28(24): 30908-30928.
- [25] FERREIRA A G, BORGES A C, ROSA A P. Comparison of First-Order Kinetic Models for Sewage Treatment in Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands [J]. *Environmental Technology*, 2021, 42(28): 4511-4518.
- [26] NOCETTI E, MAINE M A, HADAD H R, *et al.* Selection of Macrophytes and Substrates to Be Used in Horizontal Subsurface Flow Wetlands for the Treatment of a Cheese Factory Wastewater [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 745: 141100.
- [27] KUMAR M, SINGH R. Assessment of Pollutant Removal Processes and Kinetic Modelling in Vertical Flow Constructed Wetlands at Elevated Pollutant Loading [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(18): 18421-18433.
- [28] ZHAO X H, HU Y S, ZHAO Y Q, *et al.* Achieving an Extraordinary High Organic and Hydraulic Loadings with Good Performance via an Alternative Operation Strategy in a Multi-Stage Constructed Wetland System [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2018, 25(12): 11841-11853.
- [29] 崔丽娟, 张岩, 赵欣胜, 等. 基于一级动力学模型的潜流湿地污染物去除研究[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(10): 1697-1704. [CUI Li-juan, ZHANG Yan, ZHAO Xin-sheng, *et al.* Pollutants Removal in Subsurface Constructed Wetland Based on the First-Order Kinetic Model [J]. *China Environmental Science*, 2011, 31(10): 1697-1704.]
- [30] CHANG J J, WU S Q, DAI Y R, *et al.* Nitrogen Removal from Nitrate-Laden Wastewater by Integrated Vertical-Flow Constructed Wetland Systems [J]. *Ecological Engineering*, 2013, 58: 192-201.
- [31] KARPUCZU M E, STRINGFELLOW W T. Kinetics of Nitrate Removal in Wetlands Receiving Agricultural Drainage [J]. *Ecological Engineering*, 2012, 42: 295-303.
- [32] 王海燕, 赵远哲, 王文富, 等. 人工湿地脱氮影响因素及强化措施研究进展[J]. *环境工程技术学报*, 2020, 10(4): 585-597. [WANG Hai-yan, ZHAO Yuan-zhe, WANG Wen-fu, *et al.* A Review of Influencing Factors and Enhanced Measures for Nitrogen Removal of Constructed Wetlands [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2020, 10(4): 585-597.]
- [33] 王昞晨, 程方奎, 汪思宇, 等. 人工湿地植物对氮素去除影响机制的研究进展[J]. *净水技术*, 2021, 40(6): 21-27. [WANG Yun-chen, CHENG Fang-kui, WANG Si-yu, *et al.* Research Advances in Influencing Mechanism of Constructed Wetland Plants on Nitrogen Removal [J]. *Water Purification Technology*, 2021, 40(6): 21-27.]
- [34] 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.]
- [35] 吴国平, 高孟宁, 唐骏, 等. 自然生物膜对面源污水中氮磷去除的研究进展[J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(7): 817-825. [WU Guo-ping, GAO Meng-ning, TANG Jun, *et al.* Progress of Researches on Nitrogen and Phosphorus Removal by Periphytic Biofilm from Non-Point Source Wastewater [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(7): 817-825.]
- [36] NI Q J, WANG T, LIAO J L, *et al.* Operational Performances and Enzymatic Activities for Eutrophic Water Treatment by Vertical-Flow and Horizontal-Flow Constructed Wetlands [J]. *Water*, 2020, 12(7): 2007.
- [37] TAO W D. Microbial Removal and Plant Uptake of Nitrogen in Constructed Wetlands: Mesocosm Tests on Influencing Factors [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2018, 25(36): 36425-36437.
- [38] ALMEIDA A, CARVALHO F, IMAGINÁRIO M J, *et al.* Nitrate Removal in Vertical Flow Constructed Wetland Planted with *Vetiveria zizanioides*: Effect of Hydraulic Load [J]. *Ecological Engineering*, 2017, 99: 535-542.

作者简介: 徐超(1987—), 男, 山东德州人, 工程师, 硕士, 主要研究方向为水环境监测与治理。E-mail: xuchao567@126.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0114

王晨,王振旗,张敏,等.稻秸干式厌氧发酵气-肥联产潜力研究[J].生态与农村环境学报,2022,38(2):266-272.

WANG Chen, WANG Zhen-qi, ZHANG Min, et al. Study on the Potential of Rice Straw Dry Anaerobic Fermentation with Biogas and Fertilizer[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(2): 266-272.

稻秸干式厌氧发酵气-肥联产潜力研究

王晨^{1,2}, 王振旗², 张敏², 沈根祥^{1,2①}, 张心良², 钱晓雍², 高宗源^{1,2} (1. 华东理工大学资源与环境工程学院, 上海 200237; 2. 上海市环境科学研究院国家环境保护新型污染物环境健康影响评价重点实验室, 上海 200233)

摘要: 针对水源区稻秸长期还田引发的农业生产问题和环境风险,以及本地有机肥供应短缺问题,采用一体化不锈钢发酵罐,通过观测猪粪添加条件下稻秸干式厌氧发酵(含固率为20%)的产气特征和沼渣特性,探讨了高C/N比下稻秸气-肥联产潜力。结果显示,当反应体系C/N比升至50(C3组)时,日产气量最高为4.7 L·d⁻¹,w(甲烷)达50%以上所需时间为12 d,单位干物质产气量为294 L·kg⁻¹,仅比C/N比为30的最优组(C6组)下降了11.2%,说明稻秸干式厌氧发酵系统运行C/N比上限可设置为50;此外,稻秸干式厌氧发酵处理后C/N比为30~50的处理组(C3~C6)中纤维素可大幅降解,虽脱水沼渣总养分含量仅有2.25%~3.71%,但有机质含量、pH值和重金属含量均符合我国农业行业中NY/T 525—2021《有机肥料》标准要求,具备高品质有机肥料产品的生产潜力;经模拟工程测算,处理12 t·d⁻¹的秸秆年收益可达78.16万元,较现行的直接还田利用模式经济收益显著提高,说明水源区稻秸干式厌氧发酵气-肥联产具有可行性。

关键词: 水源区; 水稻秸秆; 共消化; 干式厌氧发酵; 制肥潜力

中图分类号: X713 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)02-0266-07

Study on the Potential of Rice Straw Dry Anaerobic Fermentation with Biogas and Fertilizer. WANG Chen^{1,2}, WANG Zhen-qi², ZHANG Min², SHEN Gen-xiang^{1,2①}, ZHANG Xin-liang², QIAN Xiao-yong², GAO Zong-yuan^{1,2} (1. School of Resources and Environmental Engineering, East China University of Science and Technology, Shanghai 200237, China; 2. State Environmental Protection Key Laboratory of Environmental Health Impact Assessment of Emerging Contaminants, Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, China)

Abstract: To solve the long existing obstacles of following season growth and other environmental risks caused by rice straw returning to the field, as well as the issue of local organic fertilizer supply deficit in water resource area, a series of batch tests on an integrated stainless-steel anaerobic digester (with total solids of 20%) were conducted. The characteristics of both biogas and residue production from the studied dry anaerobic digestion (AD) system with limited pig manure (PM) input (as nitrogen source) were investigated, to explore the biogas and digestate productivity from AD systems with high C/N ratio. Results show that the maximum gas yield was 4.7 L·d⁻¹ when C/N ratio reached 50:1 (group C3). On the 12th day, the methane content in C3 group reached to 50% and biogas yield reached to 294 L·kg⁻¹, which were only 11.2% lower than the optimal group C6 (with C/N of 30:1). It indicates that the upper limit of feedstock C/N ratio in dry AD system could be set at 50:1. Moreover, the cellulose in C3~C6 (with C/N ratio of 50:1~30:1) could also be significantly degraded after digestion processes. The total nutrient in the dehydrated digestate of different treatments (C3~C6) was only around 2.25% to 3.71%, but other criteria such as organic matter content, pH value and heavy metal contents could all meet the organic fertilizer standards NY/T 525-2021 in agricultural industry, thus could be processed to high-quality organic fertilizer products. Based on engineering process simulation, when rice straw was processed at a rate of 12 t·d⁻¹, the annual profit of the studied system was 781 600 yuan, which is significantly higher than the profit of direct returning of straw to field. Therefore, it's considered both economically and environmentally feasible to apply biogas and fertilizer co-production from rice straw-based dry AD in water resource area.

Key words: water resource area; rice straw; co-digestion; dry anaerobic digestion; fertilizer potential

收稿日期: 2021-02-26

基金项目: 上海市科委“科技创新行动计划”项目(19DZ1204801); 上海市重大环保科研项目(沪环科[2015]第8号,沪环科[2020]第10号)

① 通信作者 E-mail: shengx@saes.sh.cn

作为农业生产和农产品消费大国,我国秸秆类农业废弃物年产生量近9亿t,其中水稻秸秆约2亿t,占秸秆总产生量的23%^[1]。当前,我国推行的稻秸处理利用方式主要为直接还田,但该种方式容易引起农业生产问题,如虫害草害发生、后茬作物易倒伏、土壤氮素消耗等。同时,因在水稻插秧前的泡田期需要多次换排水,易引发地表水污染风险,而农田在长期淹水状态下,还会造成CH₄、N₂O等温室气体排放^[2-3]。作为有机类废弃物处理的有效途径,干式厌氧发酵技术具有原料利用范围广、运行有机负荷高等优点,能够将生物质废弃物转化为清洁能源及可增值的沼渣,且不会产生二次污染,已在高含固率有机废弃物处理领域得到应用^[4-5],引起了国内外学者对干式厌氧发酵在稻秸离田高值开发利用方面的重视。

水稻秸秆C/N比约为50~70,远高于有机废弃物厌氧发酵工艺所需的最佳范围^[6]。单独厌氧发酵时系统产气效率低下,通常需要投加畜禽粪便、尿素等有机氮源以及氯化铵、硝酸钾等无机氮源^[7],尤其是畜禽粪便已被广泛用于与秸秆的共发酵^[8]。大量研究表明,秸秆与畜禽粪便共发酵的C/N比为20~30时系统产气率明显提高,提高率可达80%~110%^[9-11]。但是,在我国南方大部分水源水库区形成了以种植业为主的单一农业产业模式,因无规模化畜禽场分布致使畜禽粪便可得性差,且因绿色有机农业发展需要外购大量有机肥,未形成本地化农业循环经济体系。为此,探索高C/N比条件下的稻秸干式厌氧发酵产气特征及制肥潜力,为该涉水源保护地区寻找一种污染风险小、经济高效的农业废弃物秸秆资源化处置与利用新途径,对

促进水源保护区稻秸离田资源化利用技术体系构建和示范工程应用具有重要意义。

笔者根据长三角水源保护区内散户猪粪的有限供应特征,采用一体化不锈钢发酵罐装置,通过不同猪粪添加量下与稻秸共发酵的批次试验,考察了高C/N比条件下稻秸干式厌氧发酵处理的产气特征和沼渣性质,对稻秸潜在清洁能源利用和沼渣肥料开发的可行性进行分析,以期掌握在猪粪有限供应条件下的稻秸干式厌氧发酵气-肥联产潜力以及处理系统运行的经济性。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于长三角一体化示范区内的青浦现代农业园区(30°59'~31°16' N, 120°53'~121°17' E),地处黄浦江上游水源保护缓冲区内。园区规划总面积17 km²,秸秆类废弃物产生量约4 500 t·a⁻¹,总量占比约47%,历年处理方式均为直接还田,由此引发的农业生产问题和环境风险问题已逐渐凸显,亟需因地制宜寻找一种污染少、经济高效的农业废弃物资源化处置与利用新途径。

1.2 试验材料

作为主发酵原料,于2019年12月分2次采集水稻秸秆,自然风干后揉搓破碎并切割,使粒径≤3 cm,抽真空后密闭备用;综合分析研究区域可利用的氮源,选择猪粪作为氮源添加物。猪粪取自区域生猪散养户,分装在密闭塑料盒内,并在4℃条件下保存;选用上海某奶牛场厌氧发酵池排出的新鲜沼液作为接种物,于试验前1~2 d采集备用。试验材料的物理化学性质如表1所示。

表1 试验材料的理化性质

Table 1 Physical and chemical characteristics of raw materials

实验材料	w(TS)/ %	w(VS)/ %	w(纤维素)/ %	w(半纤维素)/ %	pH 值	w(C)/ %	w(H)/ %	w(O)/ %	w(N)/ %
水稻秸秆	86.8	97.3	41.5	30.2		42.1	5.9	48.6	0.6
猪粪	22.7	86.6			6.8	42.8	7.5	26.7	4.8
接种物	4.0	86.0			7.2				

TS为总固体;VS为挥发性固体。

1.3 试验装置

采用王振旗等^[12]研发的4组全自动不锈钢发酵装置开展稻秸干式厌氧发酵试验,单组罐体容积5 L,搅拌机座与罐体通过4组法兰机械密封来保持反应过程的厌氧环境。发酵罐配机械搅拌系统、水浴循环加热系统、沼气实时流量监控系统、料液pH值和温度在线监控系统,并配备全自动监测控制系

统,运行操作和数据读取均可实现数据界面可视化,通过数据线连接至上位机系统,实现了实时监控和数据存储。

1.4 试验设计

如表2所示,研究共设7个处理(C1~C7)和对照(CK),每个处理组设2个平行,若平行组试验结果有明显差异,则重做2个平行,直到总产气量误差

在5%以内。考虑到区域内散户猪粪的有限供应,设置各处理组 C/N 比为 30 : 1~60 : 1,接种物按照发酵物总质量的 5% 添加,发酵周期为 40 d。试验前各取 300 g 稻秸,用自来水浸泡 7 d 后捞出沥干至无水落下,然后将各组发酵物料 TS 调节至 20%,若辅料不足,用去离子水代替调节发酵物料;夹套水

浴温度控制在 35 ℃ 左右,每 12 h 搅拌翻动物料 30 min,转速为 20 r · min⁻¹,以达到传质均匀的目的。CK 组由于无猪粪添加,按照 20% 的接种比例(接种物量/原料总量)添加 250 mL 沼液接种物,替代相同体积的去离子水;去离子水总添加量包括秸秆浸泡所吸收的水分量。

表 2 不同 C/N 比下的厌氧发酵试验设计

Table 2 Experimental design of anaerobic digestion under different C/N ratios

处理	稻秸湿重/ g	猪粪湿重/ g	沼液接种量/ mL	去离子水/ mL	总干物质/ g	稻秸与猪粪 干重比	C/N 比
CK	300	0	250	765	260	1 : 0	68
C1	300	25	16	1 020	266	46 : 1	60
C2	300	50	18	1 030	272	23 : 1	55
C3	300	75	19	1 015	277	15 : 1	50
C4	300	150	23	1 020	294	8 : 1	40
C5	300	225	26	1 030	311	5 : 1	34
C6	300	300	30	1 040	329	4 : 1	30
C7	0	300	15	40	68	0 : 1	9

1.5 监测指标及分析方法

TS 含量在 (105±5) ℃ 烘箱中烘干至恒重测定, VS 含量在 550~600 ℃ 马弗炉中灼烧至恒重测定^[13];纤维素、半纤维素含量采用酸碱醇醚-分光光度法测定^[14];C、N 含量分别采用重铬酸钾-稀释热法和半微量开氏法测定;H 含量通过元素分析仪 (Thermo Electron SPA 公司,美国)测定,O 含量则根据 C+N+O+H=99.5% (以 VS 计) 计算^[15];甲烷含量使用便携式甲烷测定仪 (型号 GASTiger 2000, 深圳市万安迪科技有限公司) 测定,并用 NYT 1700—2009《沼气中甲烷和二氧化碳的测定 气相色谱法》标准方法验证;沼渣中有机质以及 N、P、K 等的含量根据 NY/T 525—2021《有机肥料》测定;沼渣中重金属含量则根据 GB 5009.11—2014《食品安全国家标

准 食品中多元素的测定》测定。

1.6 理论产气潜力

水稻秸秆的理论产气潜力用于评估有机物完全降解时的最大沼气产量,可以通过 Buswell 公式,并通过其元素组成计算 CH₄ 和 CO₂ 产量,从而得到理论产气潜力^[16];稻秸和猪粪的理论产气参数分别按照 782.13 和 846.60 L · kg⁻¹ 计。

2 结果与讨论

2.1 产气特征分析

2.1.1 产气量的日变化规律

不同猪粪添加量处理组日产气量变化如图 1 所示。

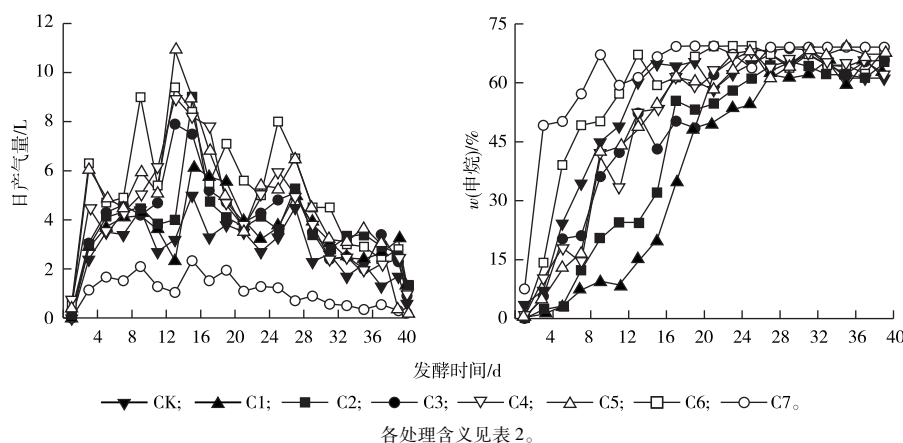


图 1 不同处理组日产气量和甲烷含量变化

Fig. 1 Changes in daily gas production and methane contents of different treatments

整个发酵过程中,各处理组均出现了2~4个产气高峰,尤其是C/N比接近于最优范围(20~30)的C5和C6处理最为明显,而C7处理未出现明显的产气高峰,说明C/N比是影响厌氧消化的关键因素。C5和C6处理第1次产气高峰分别出现在第9天和12天,这与物料中易降解有机物早期的快速降解密切相关,可导致发酵系统的pH值迅速下降^[17];C5和C6处理在发酵中期产气高峰则分别出现在第14天和25天,峰值最高可达 $6.6 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

随着发酵物料C/N比的升高,产气高峰有所延迟,C3和C4处理均在第13天到达产气峰值,分别为 4.7 和 $5.0 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$,约为C6处理产气峰值的76%和71%,且均于第16天左右进入了稳定产气阶段;CK处理中未出现明显的产气高峰,C1及C2处理与其变化趋势相近,40d时日产气量平均值最高仅为 $2.0 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$;纯猪粪组C7处理产气量低下,仅维持了26d的产气时间;因此,在以稻秸为主的干式厌氧发酵系统中,高C/N比处理中C3和C4处理日产气量与C6处理差异不明显。

2.1.2 甲烷含量的日变化规律

不同C/N下各处理组 φ (甲烷)均呈先快速升高后逐渐稳定的趋势。由图1可知,试验启动时CK处理接种沼液量较其他处理高, φ (甲烷)在前10d快速上升并于第10天达到55%,这与张望等^[18]的研究结果一致,高浓度固体发酵前期以产酸作用为主,甲烷含量在中后期达到基本稳定状态^[19];C6处理 φ (甲烷)在第9天达到了50%,最高可达70%,C3、C4和C5处理均于第12天达到了50%以上,比

C6处理晚3d;而猪粪添加比例较低的C1和C2处理木质纤维素水解所需时间更长,分别在第17和第21天达到了50%以上,比C6处理晚8~12d。结果表明,各处理组均能满足沼气工程正常运行时 φ (甲烷)含量高于50%的要求,且C3、C4和C5处理沼气质量与C6处理差异较小。

2.1.3 累积产气量对比分析

各处理组总产气量见表3。在以稻秸为主的干式厌氧发酵系统内,产气潜力随着猪粪的添加量而明显上升,C6处理单位干物质产气量为 $327 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$,分别比C1、C2、C3、C4组提高15.9%、12.2%、11.2%和7.2%;C7处理单位干物质产气量亦为 $327 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$,但40d总产气量仅为22.2L,显著低于其他处理组,不足C6处理总产气量的20%,说明沼气贡献主要来自于水稻秸秆。而C3处理单位干物质产气量为 $294 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$,与杨立等^[20]提出的秸秆TS产气潜力一般在 $300 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以上相比仅降低了2%,说明高C/N比下稻秸干式厌氧发酵具有可行性。

C3~C6处理总产气量占理论产气量的37.4%~41.2%,较CK提高了8.8~12.6个百分点,说明高C/N比条件下有限猪粪量的添加可提高稻秸的生物转化效率^[21]。C5和C6处理总产气量分别为97.5和107.6L,均于第27天达到了总产气量的80%,与C3和C4处理仅相差1d。达到总产气量80%的时间越短,则经济成本也越低^[22],可见C3和C4处理综合处理效益接近于C5和C6处理。

表3 不同处理组的产气情况

Table 3 Biogas production in different treatment groups

处理	总产气量/ L	单位干物质产气量/ ($\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$)	理论产气量/ L	占理论产气量 比例/%	达80%总产气 量的时间/d
CK	58.1	223	203.5	28.6	28
C1	73.1	275	208.3	35.1	30
C2	78.1	287	213.1	36.7	29
C3	81.5	294	217.9	37.4	28
C4	89.2	303	232.3	38.4	26
C5	97.5	314	246.7	39.5	27
C6	107.6	327	261.1	41.2	27
C7	20.8	327	57.6	36.1	24

各处理含义见表2。

根据各处理组在40d内沼气产量和甲烷含量的分析,C3~C6处理均可满足工程应用的需求。但考虑到涉水源区内的猪粪可得性差,难以采用目前主导的混合发酵工艺,秸秆单发酵处理对象也以表面蜡质层较薄的玉米秸秆为主^[23-24],故可根据氮源

供应情况,将50作为干式厌氧发酵物料C/N比的运行上限。据此测算,每 1 hm^2 水稻田秸秆处理约需2头猪的粪便,按照目前长三角区域内生猪散养密度^[25],总体上可满足以稻秸为主的干发酵系统正常运行的氮源需求。

2.2 沼渣理化性质分析

2.2.1 有机组分降解情况

各处理组沼渣纤维素和半纤维素含量如表 4 所示。C1 和 C2 处理纤维素降解率较 CK 处理分别提高 3.10 和 7.70 百分点,半纤维素降解率最高仅提高了 2.68 百分点,而 C3~C6 处理纤维素和半纤维素降解率分别提高了 4.49~9.30 和 5.28~10.30 百分点,这与添加猪粪以促进稻秸有机质分解产沼密切相关。同时,难降解物质(木质素和腐殖酸类)含量升高,从而提高了消化底物的生物稳定性和腐殖

化程度^[26],说明 C3~C6 处理厌氧消化后的沼渣可作为良好的肥料制备原料。

另外,C3~C6 处理有机物降解率无明显变化规律,尤其是 C4 处理纤维素和半纤维素的降解率分别为 13.09% 和 11.35%,与 C6 处理仅相差 0.88~1.46 百分点,可见有机组分的降解率随 C/N 比升高出现下降的趋势不明显,说明高 C/N 比条件下发酵底物水解产生的挥发性脂肪酸并未完全转化为沼气,C/N 比升高对有机组分降解的影响小于对产气效率的影响^[27]。

表 4 不同处理组纤维素和半纤维素降解情况

Table 4 Degradation of cellulose and hemi-cellulose in different treatment groups

处理组	w(纤维素)/%	纤维素降解率/%	w(半纤维素)/%	半纤维素降解率/%
CK	39.98±0.73	3.79±0.02	29.35±0.48	2.51±0.02
C1	38.65±0.08	6.89±0.00	29.74±0.21	1.68±0.01
C2	36.76±0.40	11.49±0.01	28.63±0.32	5.19±0.01
C3	37.76±0.17	9.10±0.02	27.85±0.88	7.79±0.05
C4	36.07±0.64	13.09±0.00	26.84±0.33	11.35±0.01
C5	38.07±0.19	8.28±0.00	26.37±0.55	12.39±0.02
C6	36.45±0.77	12.21±0.02	26.30±0.10	12.81±0.00

各处理含义见表 2。

2.2.2 养分组成含量分析

稻秸沼渣养分及有机质(OM)含量变化规律见图 2,各处理组中 N、P、K 含量在 2.25%~3.71% 之间。

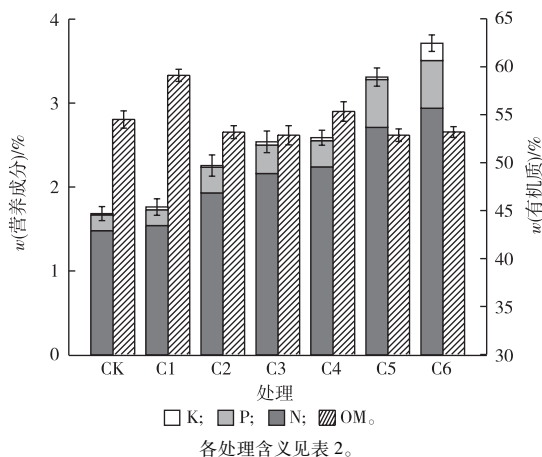


图 2 不同处理组中沼渣养分和有机质含量变化情况

Fig. 2 The change of nutrient content and organic matter content in biogas residue under different carbon-nitrogen ratios

由图 2 可知,各组沼渣中养分含量呈现出与产气一致的变化趋势,产气最优组 C6 处理总养分含量亦最高,为 3.71%,这与大量有机质被微生物分

解转化为沼气,营养元素的相对含量有所增加有关。王菲等^[28]利用牛粪与秸秆共发酵(C/N 比为 30),沼渣总养分含量可达 8.55%,这可能与其 40% 的接种沼液量有关。

在以稻秸为主的厌氧发酵系统内,总养分含量偏低限制了秸秆沼渣的制肥潜力,但 C3~C6 处理发酵后的沼渣中有机质含量为 52.86%~55.33%,pH 值为 5.5~6.3,均达到了 NY/T 525—2021 的标准限值要求,且稻秸厌氧发酵过程可通过有机物的矿化促进养分释放,进而提高植物利用率^[29]。为进一步提升稻秸沼渣的利用价值,可通过添加豆饼和尿素态氮源,调节物料 C/N 比为 25~30 后进行高温好氧堆肥,并在成品有机肥中添加一定量微生物菌剂,开发形成一系列高附加值肥料产品。

2.2.3 肥料安全性分析

不同处理组沼渣中重金属含量如表 5 所示。As、Hg、Pb 等含量均远低于 NY/T 525—2021 标准中重金属含量限值,具有肥料生产潜力。同时,稻秸沼渣作为堆肥原料,可通过好氧堆肥进一步减少稻秸原料中留存的虫卵,降低杂草种子发芽率等,说明稻秸沼渣制备有机肥料具有安全性方面的优势,可有效解决稻秸直接还田造成的次年病虫害问题。

表5 沼渣中重金属含量对比分析

Table 5 Comparative analysis of heavy metal contents in biogas residue

重金属	沼渣含量/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	NY/T 525—2021 中含量 标准/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
总砷(As)	3.89±0.09	15
总汞(Hg)	0.09±0.01	2
总铅(Pb)	5.89±0.40	50
总镉(Cd)	0.40±0.03	3
总铬(Cr)	21.33±3.06	150

2.3 系统经济性分析

按照园区稻秸年产生量,以处理规模 $12 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$ 的干式厌氧发酵气-肥联产工程测算经济效益,投入和产出情况见表6。采用稻秸离田厌氧发酵处理(C/N比为50),年总收益可达78.16万元,较现行的直接还田利用模式经济收益显著提高;而稻秸直接还田后分解过程中会消耗土壤中的氮素,次年需要追加氮肥,进而增加了投入成本^[30]。因此,在涉水源区内采用干式厌氧发酵技术开展气-肥联产的工程应用,从技术可行性和经济可行性来说,不仅可以拓宽农业废弃物的处理新途径,更可提供稳定的有机肥料来源,有利于区域农业生态循环系统的重构。

表6 沼气工程和直接还田年成本及收益对比估算表

Table 6 Estimated table of annual cost and benefit between the biogas project and direct returning of rice straw to the field

成本及收益	气肥联产工程 ¹⁾ /万元	机械化还田/万元
秸秆储运及破碎	52.56	11.73
氮源(肥)消耗	10.95	1.46
肥料制作	8.76	
沼气发电	84.73	
折合肥料	65.70	12.51
净利润	78.16	-0.68

1)气肥联产工程中,沼气发电气耗率按照 $0.7 \text{ m}^3 \cdot (\text{kW} \cdot \text{h})^{-1}$ 计算,不考虑秸秆综合利用有关政府补贴。

3 结论

(1)在以稻秸为主的干法厌氧发酵系统中,沼气和产量和质量随猪粪添加比例的减少而下降的趋势明显,在稻秸和猪粪的干重比为15时,40 d 累积产气量为81.50 L,甲烷含量在21 d 后稳定在51%~66%之间,28 d 累积产气量可达到总产气量的80%,与最优组C6 差异不明显,而C/N比高于50时产气效率则会显著降低,因此可将50 可作为水源区稻秸干式厌氧发酵系统C/N比的运行上限。

(2)稻秸经干法厌氧发酵处理后,C3~C6 处理中纤维素和半纤维素降解率分别达8.28%~13.09%和5.19%~12.81%,提高了沼渣的腐熟度和生物稳定性;尽管各处理组沼渣总养分含量仅为2.25%~3.71%,但有机质含量达52.86%~55.33%,pH值为5.5~6.1,且重金属含量远低于有机肥标准限值,可进一步通过添加豆饼和尿素态氮源进行高温好氧堆肥,并通过添加微生物菌剂等开发高附加值肥料产品。

(3)根据稻秸干式厌氧发酵气-肥联产工程经济效益测算分析,在C/N比为50条件下处理系统年收益可达78.16万元,较现行的直接还田利用模式,不仅显著提高了经济收益,更有助于涉水源区生态农业循环体系的重构,稻秸气-肥联产在经济和技术上具有可行性。但由于实际工程运行过程中影响因素复杂,制约稻秸气-肥联产效果的其他参数有待于进一步深入研究。

参考文献:

- [1] 严铠,刘仲妮,成鹏远,等.中国农业废弃物资源化利用现状及展望[J].农业展望,2019,15(7):62-65.[YAN Kai,LIU Zhong-ni,CHENG Peng-yuan,et al.Status Quo of Agricultural Waste Resource Utilization in China and its Prospects[J].Agricultural Outlook,2019,15(7):62-65.]
- [2] SUN M,XU X,WANG C,et al.Environmental Burdens of the Comprehensive Utilization of Straw:Wheat Straw Utilization from a Life-cycle Perspective [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 259:120702.
- [3] 李欣,周知骞,谭祜琦.农业废弃物资源化利用现状及对策分析:以秸秆、稻壳、畜禽粪便为例[J].现代农业研究,2020,26(5):125-126.[LI Xin,ZHOU Zhi-jian,TAN Yi-qi.Utilization Status and Countermeasures of Agricultural Waste Resource: Taking Straw,Rice Husk and Animal Manure as Examples [J]. Modern Agriculture Research,2020,26(5):125-126.
- [4] CHU X Q,WU G X,WANG J Q,et al.Dry Co-digestion of Sewage Sludge and Rice Straw under Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Conditions[J].Environmental Science and Pollution Research, 2015,22(24):20143-20153.
- [5] MOMAYEZ F,KARIMI K,TAHERZADEH M J.Energy Recovery from Industrial Crop Wastes by Dry Anaerobic Digestion:A Review [J].Industrial Crops and Products,2019,129:673-687.
- [6] LI Y,LI L H,SUN Y,et al.Bioaugmentation Strategy for Enhancing Anaerobic Digestion of High C/N Ratio Feedstock with Methanogenic Enrichment Culture[J].Bioresource Technology,2018,261:188-195.
- [7] 李玉春,陈广银,常志州,等.碳氮比对稻秸厌氧发酵过程的影响[J].中国沼气,2012,30(4):25-29.[LI Yu-chun,CHEN Guang-yin,CHANG Zhi-zhou,et al.Effect of C/N on Anaerobic Digestion of Rice Straw[J].China Biogas,2012,30(4):25-29.]
- [8] JUGAL S M,VENKATESWARA R P.Synergistic Effect in Anaero-

- bic Co-Digestion of Rice Straw and Dairy Manure—a Batch Kinetic Study[J]. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 2019, 41(17): 2145–2156.
- [9] GONG H, LIU M, LI K, *et al.* Optimizing Dry Anaerobic Digestion at Pilot Scale for Start-up Strategy and Long-Term Operation; Organic Loading Rate, Temperature and Co-Digestion[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 316: 123828.
- [10] ABOULENIEN F, NAMBA Y, NISHIO N, *et al.* Dry Co-Digestion of Poultry Manure with Agriculture Wastes [J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2016, 178(5): 932–946.
- [11] FENG J Y, LI Y Q, ZHANG E L, *et al.* Solid-State Co-Digestion of NaOH-Pretreated Corn Straw and Chicken Manure under Mesophilic Condition[J]. *Waste and Biomass Valorization*, 2018, 9(6): 1027–1035.
- [12] 王振旗, 张敏, 沈根祥, 等. 不同黄贮预处理对水稻秸秆干法厌氧发酵特性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(4): 894–901. [WANG Zhen-qi, ZHANG Min, SHEN Gen-xiang, *et al.* Effects of Different Yellow-Storage Pretreatments on the Dry Anaerobic Digestion Characteristics of Rice Straw[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(4): 894–901.]
- [13] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 120.
- [14] 薛惠琴, 杭怡琼, 陈谊. 稻草秸秆中木质素、纤维素测定方法的研讨[J]. *上海畜牧兽医通讯*, 2001(2): 15. [XUE Hui-qin, HANG Yi-qiong, CHEN Yi. Study on the Determination Method of Lignin and Cellulose in Rice Straw[J]. *Shanghai Journal of Animal Husbandry and Veterinary Medicine*, 2001(2): 15.]
- [15] MACIAS-CORRAL M, SAMANI Z, HANSON A, *et al.* Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste and Agricultural Waste and the Effect of Co-digestion with Dairy Cow Manure [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(17): 8288–8293.
- [16] LI D, LIU S C, MI L, *et al.* Effects of Feedstock Ratio and Organic Loading Rate on the Anaerobic Mesophilic Co-digestion of Rice Straw and Pig Manure [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 187: 120–127.
- [17] HOU T T, ZHAO J M, LEI Z F, *et al.* Synergistic Effects of Rice Straw and Rice Bran on Enhanced Methane Production and Process Stability of Anaerobic Digestion of Food Waste [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 314: 123775.
- [18] 张望, 李秀金, 庞云芝, 等. 稻草中温干式厌氧发酵产甲烷的中试研究[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(5): 2075–2079. [ZHANG Wang, LI Xiu-jin, PANG Yun-zhi, *et al.* A Pilot Study on Mesophilic Dry Anaerobic Digestion of Rice Straw[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(5): 2075–2079.]
- [19] ZHANG W M, YU C X, WANG X J, *et al.* Increased Abundance of Nitrogen Transforming Bacteria by Higher C/N Ratio Reduces the Total Losses of N and C in Chicken Manure and Corn Stover Mix Composting[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 297: 122410.
- [20] 杨立, 张婷, 王永泽, 等. 不同秸秆厌氧发酵产沼气效果的比较[J]. *可再生能源*, 2008, 26(5): 46–48. [YANG Li, ZHANG Ting, WANG Yong-ze, *et al.* Comparison on the Biogas Production Effect of Different Stalks Anaerobic Fermentation[J]. *Renewable Energy Resources*, 2008, 26(5): 46–48.]
- [21] LIU T, ZHOU X Q, LI Z F, *et al.* Effects of Liquid Digestate Pre-treatment on Biogas Production for Anaerobic Digestion of Wheat Straw[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 280: 345–351.
- [22] 冯晶, 刘国华, 马继涛, 等. 规模化沼气工程集成技术及工程运行效果研究[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(增刊1): 81–85. [FENG Jing, LIU Guo-hua, MA Ji-tao, *et al.* Study on Integrated Technology of Large Scale Straw Biogas and Plant and its Operation Effect[J]. *Transaction of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2018, 34(Suppl. 1): 81–85.]
- [23] YANG G X, LI Y, ZHEN F, *et al.* Biochemical Methane Potential Prediction for Mixed Feedstocks of Straw and Manure in Anaerobic Co-digestion[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 326: 124745.
- [24] 李勇德, 郑桂永. 浅谈兰山区“长三角”畜产品供应基地建设[J]. *山东畜牧兽医*, 2020, 41(12): 48–49.
- [25] 秦凯, 陈芳清, 张行, 等. 碳氮比对模拟水稻秸秆田间厌氧发酵系统甲烷生产和秸秆降解的影响[J]. *生物资源*, 2020, 42(3): 342–348. [QIN Kai, CHEN Fang-qing, ZHANG Hang, *et al.* Effects of Carbon Nitrogen Ratio on Methane Production and Straw Degradation in a Simulated Field Anaerobic Fermentation System of Rice Straw[J]. *Biotic Resources*, 2020, 42(3): 342–348.]
- [26] ZHU Q H, LI X G, LI G W, *et al.* Enhanced Bioenergy Production in Rural Areas; Synthetic Urine as a Pre-Treatment for Dry Anaerobic Fermentation of Wheat Straw [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 260: 121164.
- [27] 兰时乐, 曹杏芝, 戴小阳, 等. 鸡粪与油菜秸秆高温堆肥中营养元素变化的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(3): 564–569. [LAN Shi-le, CAO Xing-zhi, DAI Xiao-yang, *et al.* The Changes of Nutrition Elements during the Composting Chicken Manure and Rape Straw under Higher Temperature [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(3): 564–569.]
- [28] 王菲, 王顺利, 刘克锋, 等. 不同碳氮比对牛粪秸秆干法厌氧发酵产气及肥效的影响[J]. *北京农学院学报*, 2015, 30(3): 62–66. [WANG Fei, WANG Shun-li, LIU Ke-feng, *et al.* Effect of Different Carbon-Nitrogen Ratios on the Biogas Production and Fertilizer Efficiency of Cow Manure and Straw through Dry Anaerobic Fermentation [J]. *Journal of Beijing University of Agriculture*, 2015, 30(3): 62–66.]
- [29] GUILAYN F, ROUEZ M, CREST M, *et al.* Valorization of Digestates from Urban or Centralized Biogas Plants; A Critical Review[J]. *Reviews in Environmental Science and Bio-Technology*, 2020, 19(2): 419–462.
- [30] 周运来, 张振华, 范如芹, 等. 小麦秸秆不同还田方式下土壤微生物碳代谢多样性特征[J]. *生态与农村环境学报*, 2017, 33(10): 913–920. [ZHOU Yun-lai, ZHANG Zhen-hua, FAN Ru-qin, *et al.* Carbon Metabolism Diversity Characteristics of Soil Microbe Affected by Wheat Straw Incorporation Pattern[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2017, 33(10): 913–920.]

作者简介: 王晨(1999—), 女, 安徽淮北人, 主要研究方向为农业废弃物处理利用。E-mail: wang19892966@163.com

(责任编辑: 陈 昕)

Contents

Farmers' Adaptation Strategies to Climate Risk: A Review
 WANG Guo-ping, HE Si-yuan, MIN Qing-wen, JIAO Wen-jun, LIU Mou-cheng, YANG Lun (137)

Analysis of Spatial Differentiation and Influencing Factors of Surface Thermal Field in Kashgar City Based on Geographic Detector ZHAO He-miao, ALIMUJIANG Kasimu (147)

Ecological Health Assessment on Upstream Watershed of Miyun Reservoir (Beijing Section) Using Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) WANG Xu, WANG Heng-jia, WANG Yong-gang, WANG Qi-lin, LI Ya-cui (157)

Distribution Characteristics and Pollution Evaluation of Heavy Metals in Water Environment of Taiyangshan Wetland in Ningxia ZHAO Zeng-feng, FENG Na, QIU Xiao-cong, SUN Xu-yang, WANG Shi-qiang, OUYANG Hong (168)

Identifying the Source of Soil Heavy Metal Pollution in Regional Agricultural Area Based on Multiple Methods HAN Cun-liang, LUO Bing-sheng, CHANG Chun-ying, DENG Yi-rong, XIONG Jian, WANG Jun, LI Zhao-hui (176)

Geographic Distribution and Source Apportionment of Heavy Metals in Soils and Vegetables in Urban Fringe SU Hui-yue, LIU Jiang-chuan, WANG Lu, LI Bo, YU Huan, CHEN Zhi-kui, HU Yue-ming (184)

Diversity and Biogeographical Analysis of Lycophytes and Ferns in Jiangsu Province, China SHA Sha, ZHANG Guang-fu, SHAO Li-yuan (194)

Species Composition and Population Dynamics of Amphibian Species Diversity in Leigongshan, Guizhou LIU Jing, WEI Gang, HE Yu-xiao, LI Shi-ze, XU Ning, XU Hai-gen (201)

A Survey of Mammal and Bird Diversity Using Camera-trapping in Liupanshan National Nature Reserve in Ningxia ZENG Jing-yuan, HU Jie, SONG Jing-shu, WAN Ya-qiong, GUO Zhi-hong, SONG Sen, LI Jia-qi (209)

Analysis of Ecosystem Structure and Function Changes in Xiamen Bay in the Past 10 Years Based on Ecopath Model ZHANG Xin-yan, CHEN Bin, DING Shao-xiong, YU Wei-wei, DU Jian-guo (217)

Characteristic of Soil Bacterial Community Diversity among Different Vegetation Types in the Loess Hilly Region ZHANG Jian, XU Ming (225)

Induction of Antibiotic Resistance Genes and Bacterial Community in Soil by Exogenous Zn YANG Tong-yi, LI Jing, TANG Guo-teng, YANG Fen, TANG Yu-bin (236)

Effects of Microplastics on the Antioxidant Enzyme System of the Chinese Mitten Crab (*Eriocheir sinensis*) KAN Ke-cong, MENG Shuang, ZHANG Ming, GU Xiao-hong, ZI Xin-yuan, ZENG Qing-fei (244)

Characteristics of Microplastics in the Tissues of Cultured River Crabs (*Eriocheir sinensis*) in Hubei ZHANG Jie-xin, LU Xing, WEN Hua, WU Gang, GAN Jin-hua, PENG Jie, YU Ya-li, MAO Tao, ZHOU Jian-guang, LIU Ting, ZHANG Lang, HE Li (251)

The Denitrification Efficiency of Two Types of Natural Wetlands in the Downstream of Yellow River and the Influencing Factors XU Chao, ZHENG Rui-wen, WU Bin (259)

Study on the Potential of Rice Straw Dry Anaerobic Fermentation with Biogas and Fertilizer WANG Chen, WANG Zhen-qi, ZHANG Min, SHEN Gen-xiang, ZHANG Xin-liang, QIAN Xiao-yong, GAO Zong-yuan (266)

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 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 仇荣亮 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38卷 第2期 (总第206期) 2022年2月25日出版

JOURNAL OF ECOLOGY AND RURAL ENVIRONMENT

(Monthly, Founded in February 1985)

Vol. 38 No. 2 Feb. 25, 2022

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



9 771673 483223

02