

中文核心期刊

ISSN 1673-4831

生态与农村环境学报

Journal of Ecology and Rural Environment

第36卷 第3期 Vol. 36 No. 3



主办单位：生态环境部南京环境科学研究所

2020. 3

目次

□ 专论与综述

腐殖质改良植物修复重金属污染土壤的研究进展 胡梦凌 曾和平 董达诚 罗昱 王锦 (273)

□ 研究报告

区域环境与发展

造林对区域森林生态系统碳储量和固碳速率的影响 冯源 肖文发 朱建华 李奇 (281)
锡林郭勒盟风沙源治理区防风固沙功能变化评估 张彪 王爽 (291)
基于兴趣点 (POI) 挖掘的重庆主城区农家乐空间分布特征 李嘉欣 谢德体 王三 阎建忠 (300)
基于多模型优选的区域土壤重金属含量空间预测方法研究 黄赵麟 丁懿 王君楠 贾振毅 曾菁菁 周生路 (308)
农户绿色生产技术采纳行为决策:政策激励还是价值认同? 余威震 罗小锋 唐林 黄炎忠 (318)
我国农药使用量增长的驱动因素分解:基于种植结构调整的视角 仇相玮 胡继连 (325)

自然保护与生态

遵义市 4 种主要自然保护地空间分布特征及其影响因素研究 樊涵 王晓娟 杨朝辉 王丞 张明明 (334)
湖北省兴山县大型子囊菌物种多样性研究 王睿 张鲜 高扬 陈双林 闫淑珍 (342)
大金山岛常绿阔叶林和落叶阔叶林中小型土壤动物群落特征
..... 罗鼎晖 李翔 骆蓓菁 许治山 妥彬 阎恩荣 由文辉 (349)
抗虫-耐除草剂转基因玉米种植对根际土壤细菌和真菌群落的影响
..... 洪鑫 韩成 孔帆 周丰武 吴少松 钟文辉 刘标 (358)
转 *EPSPS+PAT* 基因大豆向非转基因大豆的基因漂移研究 刘标 薛堃 刘来盘 沈文静 郭慧 (367)
基于最小数据集的生草覆盖对吉县苹果园土壤肥力质量的影响评价 杨丽扬 张永清 田静 王思琦 (374)

污染控制与修复

鼎湖山天然针阔叶混交林优势树种对大气 SO₂ 的气孔吸收特征
..... 邓永红 王立景 黄健强 孟泽 刘世忠 OTIENO Dennis 李跃林 (382)
滇池湖滨湿地不同挺水植物区沉积物细菌群落结构特征
..... 寄博华 李玮 常军军 李璇 司光正 何芳 陈金全 (390)
Cr⁶⁺ 暴露对红树蚬卵巢中氧化应激和生殖基因表达的影响 程遂 逯峰 黄勃 郭云鹏 (399)

□ 研究方法

超高效液相色谱-四级杆/静电场轨道阱高分辨质谱技术非靶向筛查涪陵地区有机污染物
..... 许惠 汪贞 古文 周林军 范德玲 张志 刘济宁 (406)

* * * * *

录用定稿网络首发启事 (280)
公民生态环境行为规范(试行) (341)

本期执行编辑:李祥敏

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0165

胡梦凌, 曾和平, 董达诚, 等. 腐殖质改良植物修复重金属污染土壤的研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 273–280.

HU Meng-ling, ZENG He-ping, DONG Da-cheng, *et al.* Humic Substances Amendments for Improving Phytoremediation of Heavy Metal Polluted Soils: A Review[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 273–280.

腐殖质改良植物修复重金属污染土壤的研究进展

胡梦凌, 曾和平^①, 董达诚, 罗 昱, 王 锦 (昆明理工大学环境科学与工程学院, 云南 昆明 650000)

摘要: 腐殖质(HS)是土壤有机质的重要组成部分,广泛应用于土壤改良。通过文献调研,在综述 HS 对土壤重金属的作用及其机制基础上,分析了 HS 在植物修复重金属污染土壤领域的应用潜力。已有研究表明:(1)大分子胡敏素(HM)和胡敏酸(HA)可钝化重金属离子,降低重金属对植物的毒害作用,小分子富里酸(FA)则可促进重金属从植物地下部向地上部迁移;(2)除受土壤理化性质影响外,HS 与重金属离子的结合主要受 HS 的 pH、溶液离子强度、分子量大小和活性官能团数量等条件影响;(3)叶面喷施 HS 可以抑制重金属向植物体内运输,保护光合系统不受重金属危害;土壤添加低浓度 HS 可以促进重金属转运,高浓度 HS 则会对植物产生负面效应;(4)根据 HS 与重金属作用下的生态毒理学效应、土柱淋溶效果和植物生长发育评估结果,认为 HS 不会产生次生环境风险。因此,HS 可以作为重金属污染土壤植物修复的环境友好型促进剂,扩大重金属污染土壤植物修复的应用范围。

关键词: 腐殖质; 重金属; 土壤污染; 植物修复; 应用潜力

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0273-08

Humic Substances Amendments for Improving Phytoremediation of Heavy Metal Polluted Soils: A Review. HU Meng-ling, ZENG He-ping^①, DONG Da-cheng, LUO Yu, WANG Jin (Faculty of Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650000, China)

Abstract: Humic substances (HS) is widely used in agriculture and soil improvement as an important component of soil organic matter. Based on summarizing the effect and mechanism of HS on heavy metals in soil, the potential of phytoremediation of heavy metal pollution in soil was analyzed by literature investigation: (1) Macromolecule humin (HM) and humic acid (HA) could passivate heavy metal ions and reduce the toxicity of heavy metals to crops. However, smaller molecular-weight fulvic acid (FA) could promote the migration of heavy metals from the underground part to the upper part of the plant. (2) In addition to the physical and chemical properties of soil, the binding of HS with metal ions was mainly influenced by the ionic strength, molecular weight and the quantity of active functional groups and the pH of HS. (3) There are two methods of adding HS: foliar spraying and soil addition. Foliar spraying can inhibit the transport of heavy metals into plants and protect the photosynthetic system from heavy metals. Adding low concentration of HS in soil can promote the transport of heavy metals, but high concentration will have a negative effect on plants. (4) According to the ecotoxicological effects of the interaction of HS and heavy metals, the leaching effects of soil column and the growth development of plants, the secondary environmental risk caused by HS could be evaluated. Therefore, HS can be used as an environmental friendly phytoremediation enhancer to expand the application of phytoremediation in heavy metal contaminated soils.

Key words: humic substance; heavy metal; polluted soil; phytoremediation; application potential

随着现代工业的发展,采矿、电镀、冶炼、肥料、杀虫剂、皮革、造纸和电子行业等将大量重金属和石油烃释放到自然生态系统中,严重破坏了生物有机体的正常生理功能^[1-2]。2005 年 4 月至 2013 年 12 月首次全国土壤污染状况调查结果表明,耕地土壤点位超标率较高,主要重金属污染物为砷(As)、铅(Pb)、镉(Cd)、铜(Cu)、汞(Hg)、镍(Ni);主要有机污染物为多环芳烃(PAHs)和滴滴涕(DDT)^[3]。

2016 年 5 月 28 日国务院颁布实施《土壤污染防治行动计划》^[4],迫切需要进行土壤重金属污染治理。

农田重金属污染土壤修复技术主要有物理修复、化学修复、生物修复、农业生态和联合修复^[5]。

收稿日期: 2019-03-18

基金项目: 国家自然科学基金(41461061)

① 通信作者 E-mail: dabatou@126.com

重金属污染土壤修复需要注意在修复过程中保护土壤质量、生态系统和人类健康安全^[6]。生物修复中的植物修复 (phytoremediation) 因不破坏土壤结构, 不引起二次污染, 修复成本低, 具有植被恢复功能等优点, 被认为是一种极具发展前景的污染土壤修复技术。但生物修复也存在一定局限性, 超富集植物 (hyperaccumulator) 种植在中、高含量重金属土壤中会受毒害作用而导致植株地上部生物量小、生长缓慢等问题^[7-8]。而且地区、气候、降雨量和土壤污染程度等因素都会影响植物存活率和富集率, 严重限制植物修复的推广应用。开发在改良重金属污染土壤质量的同时又能提高超富集植物对重金属的富集能力的技术具有现实意义。这就需要解决在利用植物修复中、重度污染土壤时, 既要确保修复植物的存活率又能提高植物对重金属的富集能力, 以便拓宽植物修复的应用范围。因此, 寻找可以降低土壤重金属毒性并且能促进植物生长的辅助试剂是提高植物修复重金属污染土壤的关键。

腐殖质 (humic substances, HS) 作为自然界土壤和水体中广泛存在的稳定的高分子聚合物, 是由动植物残体通过一系列物理、化学和微生物分解合成而形成, 具有复杂结构并包含羧基、醇羟基等多种活性官能团, 对土壤中重金属的形态转化和迁移能力以及生物可利用性具有重要影响^[9-11]。HS 同时也是土壤肥力的一项重要指标, 利用 HS 改良土

壤, 可降低土壤重金属毒性, 促进植物生长, 有助于植物修复的实际应用。但将 HS 与植物修复联合应用于重金属污染土壤治理的研究尚处于实验阶段。因此, 笔者综合前人研究结果, 探讨 HS 应用于植物修复重金属污染土壤的作用机制和可行性, 以期 HS 在重金属污染土壤植物修复中的应用提供依据。

1 HS 与重金属结合的作用及其机制

1.1 HS 对重金属单一结合作用

根据在不同 pH 条件下的溶解性, HS 可分为胡敏素 (humins, HM)、胡敏酸 (humic acid, HA) 和富里酸 (fulvic acid, FA)^[12]。HS 主要由 C、N、O、H 和 S 组成, 包含很多羧基、羟基、羰基和胺基等官能团 (图 1^[13]), 其中以羧基和酚羟基最为重要。许多络合物常由这 2 种功能基组配。HS 络合 (螯合) 金属离子的形式主要分为 2 种: (1) 共价结合, 每个附加原子捐赠 1 个相关电子; (2) 协调结合, 即每个金属原子从非金属那里接收 1 对电子^[14]。羧基有强酸性和弱酸性的区别, 一般认为强酸性羧基形成的络合物最稳定。当 pH 值为 5.0 时, 有 80% 的 Fe^{3+} 和 52% 的 Cu^{2+} 为强酸性羧基和酚羟基形成的络合物^[15]。HA 的羧基和酚羟基主要形成金属-腐植酸配合物^[16]。许多研究^[17]表明, FA 比 HA 具有更高的金属结合能力, 这主要是因为 FA 拥有较多的活性基团。

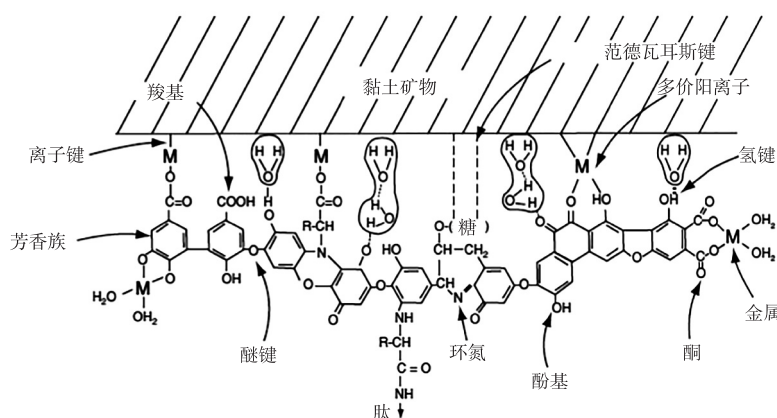


图 1 黏土表面腐殖质与金属结合模型^[13]

Fig. 1 The structure of HS and bind of metal on clay surface

在污染严重的土壤中, 分别有 98%、82% 和 96% 的有机结合态 Cd、Pb 和 Zn 存在于 FA 中。HA 在 Zn 污染土壤中施用比在 Cd 污染土壤中施用更能降低重金属元素对植物的毒害。而在 Zn 和 Cd 复合污染土壤中施用 HA 可能会增加 Cd 的危害, 而减少

Zn 的危害^[18]。腐植酸一般指大分子 HA, 分子质量范围为 50~100 kDa 之间。而 FA 分子质量较小, 一般为 0.500~2 kDa^[19]。施用大分子腐殖质 (HA 和 HM) 比小分子腐殖质 (FA) 更能降低重金属植物有效性。HA 可与重金属络 (螯) 合形成不溶于水的大

分子络(螯)合物,起到钝化作用。而 FA 则可与重金属络合形成水溶性络合物,增强重金属活性,提高重金属迁移能力。

HS 与重金属结合的官能团主要为羧基和酚羟基, HABIBUL 等^[20]通过同步荧光、紫外可见吸收光谱结合光谱斜率和二维相关分析探讨了 Pb^{2+} 与 HA 相互作用过程,证明羧基和酚羟基是 HA 与 Pb^{2+} 结合的主要位点,相关性分析显示羧基结合 Pb^{2+} 的能力要大于酚羟基(图 2^[20])。

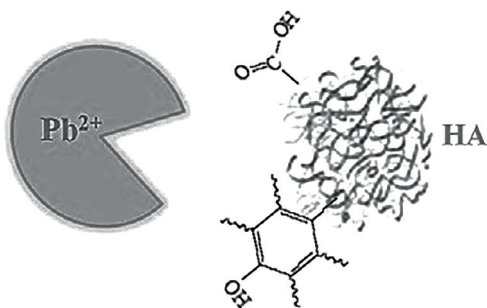


图 2 Pb^{2+} 与 HA 官能团结合示意^[20]

Fig. 2 Pb^{2+} binding with the groups of HA

1.2 HS 与其他修复剂协同作用

HA 和 HM 能起到钝化重金属的效果,HA 与其他修复剂协同使用可以提高对重金属的钝化效果,减小重金属对植物的毒害。有研究^[21]表明,HA、过磷酸钙和粉煤灰 3 种钝化剂复配处理能促进污染土壤中 Pb 和 Cd 由活性高的弱酸提取态向活性低的残渣态转化,从而有效降低 Pb 和 Cd 的可迁移性和毒性。也有研究^[22]利用生物质炭和腐植酸类物质钝化猪粪堆肥过程中产生的重金属 Cu、Pb、Zn 和 Cd,其中添加以花生壳、玉米秸秆和木屑制成的生物质炭以及嘉博文腐植酸对重金属的钝化能力较好,且嘉博文腐植酸处理对 Zn 的钝化效果较好。而由于 FA 分子质量小,酸性基团多,与重金属络合后形成可溶性金属络合物,提高重金属迁移性,可作为淋洗剂。毕冬雪等^[11]通过以富里酸钾为主的水溶性腐殖酸钾为淋洗剂活化土壤中 Cd,发现腐殖酸钾去除土壤 Cd 的效率随淋洗剂浓度增加而增加,当 $\rho(\text{腐殖酸钾}) = 10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,其对砂质土壤单次淋洗 Cd 去除率高达 38.1%。

1.3 影响 HS 与金属离子结合作用因素

HS 对结合的金属离子最大螯合量与 HS 酸性功能基含量直接相关,影响 HS 结合金属阳离子数量的因素包括 HS 溶液的 pH 值、离子强度、分子质量和功能基含量^[18]。

1.3.1 pH 对 HS 结合重金属的影响

pH 是决定土壤重金属去除效率的一个重要因素,影响土壤重金属的吸附-解吸行为^[23]。李光林等^[24]通过吸附-解吸实验发现,在酸性条件($\text{pH} < 6.5$)下,HA 溶液 pH 越高,HA 对 Cd 的吸附速度越快,吸附量越大,解吸越困难;随着 pH 降低,HA 结合 Cd 的解吸速度越快,解吸总量越大。酸性条件下,与土壤胶体结合的金属离子容易被淋洗剂溶解,导致金属从稳定组分中释放解吸出来。ZHANG 等^[25]用芝麻秸秆堆肥提取的 HS 淋洗河道底泥,底泥 Cd 和 Ni 去除率随 pH 值的增加呈明显下降趋势。当 pH 值为 3 时,Cd 去除率最高。这是由于(1)重金属在土壤颗粒表面的吸附随着 pH 值的降低而减弱,高 pH 有利于土壤提供更多的负电荷,从而增加其对金属离子的吸附位点^[26-27];(2)在高 pH 体系中, Cd^{2+} 和 Pb^{2+} 等金属离子易形成稳定的氢氧化物并沉淀,降低了其在土壤中解吸迁移能力^[28]。

1.3.2 其他因素对 HS 结合重金属的影响

影响 HS 与金属离子结合的因素还有离子强度、HS 活性官能团含量和 HS 分子质量^[18]。离子强度增加会抑制分子官能团的离解,胶粒间斥力减小而聚集性增加,HS 胶粒聚集,位阻效应变大^[29]。杨毅等^[30]分别采用商用腐植酸和天然腐植酸与 Cd^{2+} 结合发现,离子强度增加对腐植酸与 Cd^{2+} 结合有抑制作用。 Cd^{2+} 与腐植酸官能团结合难度增强,导致腐植酸与 Cd^{2+} 的表现结合容量逐渐减小。活性基团含量和吸附能力呈正相关,活性官能团数量越多,可以吸附更多金属离子。HS 与金属的结合能力随其分子质量的增加而减小,且分子质量小的 FA 比分子质量大的 HM 拥有更多的金属键合点位,可以吸附更多金属离子。FA 与 Hg^{2+} 的相互反应可以使 Hg 在水体和土壤中溶解性剧增,移动性加强,并且能使土壤矿物结合态或沉积物中 Hg 转化为腐植酸结合 $\text{Hg}^{[31]}$;相反,HA 可作为金属阳离子的集聚点,促进 Hg 在沉积物和土壤中的富集。

2 HS 诱导在植物修复中的应用潜力

2.1 植物修复改良措施

由于很多超富集植物生物量较低,生长周期长,对环境敏感,易受外界气候、土壤影响,致使植物修复效率较低,推广应用受到限制。针对植物修复的影响因素,利用改良技术提高植物修复效率的相关研究已在国内外展开,改良方式主要为化学诱导、接种菌株强化和基因技术^[32]。其中化学诱导是植物修复中最活跃、最快捷的技术,越来越受到广

泛重视。化学诱导技术主要通过添加螯合剂活化土壤中重金属,使其转化为可溶态,更利于被植物吸收。常用的螯合剂包括乙二胺四乙酸(EDTA)、二乙基三胺五乙酸(DTPA)、乙二醇双(2-氨基乙基醚)四乙酸(EGTA)、柠檬酸和草酸等。JIANG 等^[33]在自配的 Pb 污染土壤中种植竹子并添加 EDTA,随着 EDTA 浓度升高,土壤中可还原态和残渣态 Pb 含量下降,而弱酸提取态 Pb 含量增加。EDTA 能促进土壤中 Pb 溶解,使竹子吸收并迁移 Pb 到植株各部位。螯合剂诱导为化学手段,可以很快促进植物对重金属的富集,不过很多螯合剂无法被土壤微生物降解,容易造成二次污染或损伤植物组织。也有研究使用乙二胺二琥珀酸三钠(EDDS)和聚天冬氨酸(PASP)等可生物降解螯合剂作为改良剂。ATTINTI 等^[34]将香根草种植在野外人造板上,分别在生长 3 和 13 个月后施用 EDDS,发现使用 EDDS 不仅能提高 Pb 在土壤中的溶解度,而且能提高香根草根系对 Pb 的吸收,促进 Pb 从植株根系向地上部的转移。在第 1 次和第 2 次施用 EDDS 后,香根草茎中 Pb 平均浓度分别提高 53% 和 203%,根部分别提高 73% 和 84%。LINGUA 等^[35]采用盆栽试验对比了将 EDTA 和 EDDS 以质量比 3:2 混合以及单独添加 PASP 对银白杨(*Populus alba*)吸收 Cu 和 Zn 的影响,发现 EDTA 和 EDDS 混合使用会促进 Cu 在叶片中积累而抑制 Zn,添加 PASP 能显著促使 Cu 在植物根部积累和稳定。

虽然 EDTA、EDDS 和 PASP 等化学螯合剂可以促使土壤中金属溶出并向植物体内迁移,但其通常不能被土壤微生物降解,会造成土壤的二次污染,且会对植物组织产生一定损伤。而可生物降解螯合剂一般价格较贵,不适合农田大规模应用。所以选择环境友好、价格低廉的诱导剂显得尤为重要。HS 来源广泛,可以从农业废弃物和市政污泥中提取。作为化学诱导剂,HS 对促进植物修复重金属污染土壤具有明显优势,除对环境无害外,HS 还能改善土壤的物理、化学和生物特性^[36]。HS 可以为植物生长提供养分,促进植物生长,提高生物量,增加超富集植物对重金属的吸收。因此,作为自然界广泛存在的大分子有机弱酸,HS 可以作为合成螯合剂的替代品提高植物对土壤重金属的萃取量。

2.2 HS 对植物生长的影响

HS 是土壤有机质的主要组成部分,其质量约占土壤有机质总质量的 85%~90%^[37]。HS 可以将细小的矿物土壤颗粒粘结成更大的团粒以增加和保持土壤孔隙度^[38],同时对植物菌根的形成有重要作

用^[39]。大部分植物根系会与土壤真菌形成共生关系,土壤有机质可以促进真菌菌丝生长加快,并且有机质含量与菌丝、孢囊和总定殖率呈正相关。丛枝菌根的发育可以促使植物获得更多生长所需的营养物质^[40]。所以在土壤中适当添加 HS 可以改善土壤质量,还可以促进植物生长。与未添加 HA 相比,当 HA 用量为 $2\text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,油菜生物量增加 35.3%~70.6%^[41]。HS 不仅可以提高植物生物量,还可以促进植物对营养物质的吸收。袁天佑等^[42]利用田间定位试验,研究 HA 与无机肥料配施对夏玉米产量、氮素吸收及氮肥利用率的影响,发现施用 HA 可以有效改善夏玉米农艺性状,提高夏玉米产量,促进植株对氮素的累积,提高氮肥利用率。李军等^[43]将不同比例 HA 加入尿素中,发现与仅施普通尿素处理相比,添加 HA 的处理均可显著提高玉米地上部生物量和籽粒产量,分别提高 5.5%~13.8% 和 6.3%~17.3%,且随 HA 添加量的增加而提高。

HS 可以促进植物根系发育和优化叶片气孔行为,从而使植物在一定温度、光照和 CO_2 浓度条件下维持相对较高的光合同化能力。张佩^[44]在铅锌尾矿土壤上种植香根草,添加经腐化后 $w(\text{HS})=20\%$ 的 5 kg 桔梗和枯草,与未添加 HS 处理相比,HS 处理香根草根系长度由 22 cm 提高到 51 cm。同时,未添加 HS 的香根草生长受重金属抑制,添加 HS 后植物株高、分蘖数、叶片大小、根长、地上部干重和根系干重呈现增加趋势。不仅如此,HS 调节气孔行为(改善气孔器数量、大小和分布),提高导度和蒸腾速率^[45]。HS 在促进植物蒸腾和光合作用的同时为植物补充了其生长所需养分,对植株生物量提高和根系发育都有一定促进作用。

2.3 HS 对植物吸收重金属的影响

2.3.1 HS 影响重金属积累部位

HS 中 FA 分子质量较小,活性基团多,其与重金属结合后形成易溶于水的络合物,能提高重金属活性和迁移性。FA 不仅可以促进植物对重金属的吸收,还可以促进重金属从植株地下部向地上部迁移。孙磊^[46]研究发现当 FA 浓度增加到一定量时,Cd 主要富集在茎、叶和果实中,而 As 主要富集在玉米棒中,其吸收过程分为 2 个阶段:(1)FA 与重金属高效结合,并跨越细胞壁被植物吸收,重金属在根部积累减少;(2)随着 FA 浓度增加,玉米中 As 和 Cd 含量均呈上升趋势。HS 不仅可以促进作物对重金属的吸收,还可以促进超富集植物吸收的重金属由地下部向地上部迁移,这在添加 HS 后香根草对

铅锌尾矿中重金属抗性试验中表现得尤为突出。香根草主要为地下部富集重金属,但添加 HS 后香根草富集和吸附特点发生明显变化,更多的重金属向香根草地上部分迁移^[44]。HS 具有亲水性(hydrophilicity)和疏水性(hydrophobicity)^[47],疏水性与亲水性的比值(HB/HL)可用于表征 HS 对根系发育的影响。HS 的 HB/HL 值越大,添加后其促进植物根系发育的效果就越好。PITTARELLO 等^[48]研究发现在 Cd 胁迫下,添加 HS 可以缓解 Cd 对红树林(亮叶白骨壤)种子的毒害,与未添加 HS 处理对比,添加含碳量 2、4 和 8 mmol · L⁻¹ 的 HS 处理都可显著促进亮叶白骨壤根长和根面积。HS 对植物吸收和积累金属的影响包括直接作用和间接作用,HS 可络合(螯合)阳离子从而间接改变其在营养液中的浓度,也可直接影响植物膜渗透性或干扰活性离子吸收载体和机制。

2.3.2 HS 不同施加方式影响重金属吸收

HS 能促进植物根系生长、养分吸收,以及植物对环境胁迫的耐受性^[49]。不同添加方式会影响植物吸收重金属效果,添加方式主要可分为叶面喷施和土壤添加。在 Cd 污染土壤中种植莴苣(*Lactuca sativa*),使用 0.5 g · L⁻¹ 的 FA 进行叶面喷施,结果表明 FA 能明显减轻 Cd 对莴苣幼苗的毒害作用,可以缓解 Cd 胁迫引起的植物生长抑制、光合色素减少、光合机构破坏和活性氧积累等问题。叶面喷施 FA 可提高莴苣对 Cd 的去除能力,抑制植株吸收 Cd 的同时,也抑制了营养元素向地上部转运,从而保护光合器官,保障植物正常生长^[50]。而在土壤中直接添加 HS,小分子质量的 FA 可促进土壤中金属溶解并向植物地上部转运。BANDIERA 等^[51]在富含 Cu、Cr、Co、Mn 和 Zn 且有机质含量较低的基质中种植饲料萝卜(*Raphanus sativus* L. var. *oleiformis* Pers.),将 0.1 和 1 g · kg⁻¹ HA 按基质混合添加、基质表层添加和叶面喷施 3 种方式添加以研究 HA 对植物吸收重金属的影响,发现基质添加低浓度(0.1 g · kg⁻¹)HA 对萝卜茎叶生长有促进作用并且增加植物对重金属的转移量;而高浓度(1 g · kg⁻¹)HA 对植株有毒害作用,但对叶面喷施 0.1 g · L⁻¹ HA 可缓解高浓度添加带来的负面效应。当植物重金属含量较高时,HS 会影响植物对氮的吸收以及叶片光合色素完好性,叶面喷施和土壤添加 HS 对植物吸收重金属会产生不同效应。叶面喷施 HS 可以抑制重金属向植物地上部转移并保护光合系统;而土壤中添加 HS,低浓度条件下可以促进植物对重金属的转运并且缓解重金属对植物的毒害,高浓度条件

下则会对植物产生负面效应。因此,在有机质含量较低的贫瘠土壤中直接添加低浓度 HS 更有利于植物修复应用,提高超富集植物对重金属的富集。

3 HS 对土壤修复应用潜力

3.1 HS 与重金属生态毒理学效应

HS 不仅存在于土壤中,也存在于河流、湖泊水体和沉积物中。通过生态毒理学实验研究 HS 与重金属对生物的毒性效应,发现 HS 会影响藻类对重金属的富集。KOVÁČIK 等^[52]研究四尾栅藻(*Scenedesmus quadricauda*)在重金属中暴露 24 h,其对重金属的积累和毒性由弱到强为 Ni、Cd、Pb 和 Hg。与未添加 HA 相比,在含有 HA 培养基中四尾栅藻重金属累积量明显增加。当 $\rho(\text{HA}) = 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, Cd 和 Ni 分别累积 46% 和 50%, 当 $\rho(\text{HA}) = 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, Ni 和 Pb 分别累积 81% 和 15%, 但 Hg 累积量没有变化。不同分子质量 HS 对重金属毒性影响不同,重金属种类不同也会导致差异。WATANABE 等^[53]通过毒性试验研究不同分子质量 HS 分别与 As 和钴(Co)作用后对模糊网纹蚤(*Ceriodaphnia dubia*)毒性的影响,通过网纹蚤的存活率、生殖率和死亡率发现大分子 HS 与 As 共同作用可以降低 As 毒性,与之相反,随着 HS 分子质量的增大,Co 毒性呈增强趋势。这说明 HS 对生物重金属积累和毒性有一定影响,同时不同种类重金属与不同分子质量 HS 产生的毒性效应不同。

3.2 HS 应用的环境风险分析

应用 HS 和植物联合修复重金属污染土壤不仅可以降低重金属对植物的毒害,还可以促进植物生长,且不会造成环境二次污染。在土壤中添加 HS 溶液时可以采用土柱淋溶实验进行浸出风险评估,评价诱导剂对植物修复造成的次生环境风险。LUO 等^[54]利用细胞分裂素辅助 EDTA 进行植物修复并评价修复过程中的生态风险,在 14 d 的实验中共使用 10 990 mL 溶液,未种植植物的处理溶液浸出量很大,而种植植物的处理浸出量明显降低。这说明植物可以通过根系吸收和叶片蒸腾等方式阻止土壤溶液向下移动。细胞分裂素与 EDTA 共用的处理浸出量比单独使用细胞分裂素的处理少,这是因为 EDTA 可对植物组织产生一定损伤,减少植物对水分的吸收。CHEN 等^[55]通过土柱淋溶实验也得到相似结果,EDTA 能使植物叶片黄化并对幼苗产生毒害,会增加重金属进入地下水的风险。但使用 HS 作为促进剂则不会出现以上情况,这是因为 HS 作为土壤有机质重要组成,不仅可以为植物生长提供

营养,还能促进植物根系发育和幼苗生长。植物根系发育良好,可以提高根系对土壤溶液持水性,溶液会逐渐被植物吸收,不会下渗污染地下水。所以HS应用于植物修复重金属污染土壤时不会造成次生环境风险。

4 存在的问题与研究展望

HS来源广泛,可以利用畜禽粪便、农业废弃物和厨余垃圾等进行堆肥提取。这不仅可以缓解垃圾处理问题,还可以使废弃物得到充分资源化利用。不同来源的HS可能会对重金属钝化或活化效果产生巨大影响。在利用植物修复重金属污染土壤时,选择FA含量高的HS,可更有效地促进重金属向植物体内迁移。而低水平重金属污染农田则可利用HM和HA钝化,直接降低重金属活性,减少农作物吸收。目前,根据实际需求选择钝化或活化重金属的HS组分以达到土壤修复目的显得尤为重要,将HS与植物修复联合应用还需根据选用的修复植物特性确定相关参数。

在重金属污染土壤中施用HS对改善土壤肥力和缓解重金属对植物毒害的效果较好,具有操作安全、无二次污染、不破坏土壤理化性能等优点。该技术既可用于农田重金属污染土壤修复,也可用于污染场地修复,极具开发潜力。目前就HS组分对重金属吸附-解吸行为和重金属形态变化影响的研究较多,未来还需关注HS组分对土壤理化性质及土壤生物的影响。土壤理化性质在修复前后的变化,不同来源HS对修复效果的影响,以及对土壤动物、微生物等土壤生物学指标的影响,为HS作为重金属污染土壤修复剂的实际应用奠定理论依据。

参考文献:

- [1] TAIWO A M, GBADEBO A M, OYEDEPO J A, *et al.* Bioremediation of Industrially Contaminated Soil Using Compost and Plant Technology [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 304:166-172.
- [2] ARIVALAGAN P, SINGARAJ D, HARIDASS V, *et al.* Removal of Cadmium From Aqueous Solution by Batch Studies Using *Bacillus cereus* [J]. *Ecological Engineering*, 2014, 71:728-735.
- [3] 环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报[J].中国环保产业,2014,36(5):10-11.
- [4] 李发生.土壤污染防治行动计划[J].环境保护,2016,44(24):12-13.
- [5] 樊霆,叶文玲,陈海燕,等.农田土壤重金属污染状况及修复技术研究[J].生态环境学报,2013,22(10):1727-1736.[FAN Ting, YE Wen-ling, CHEN Hai-yan, *et al.* Review on Contamination and Remediation Technology of Heavy Metal in Agricultural Soil[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, 22(10):1727-1736.]
- [6] TÖRÖK B, DRANSFIELD T. Green Chemistry: An Inclusive Approach [M]. Amsterdam, Netherlands: Elsevier Inc., 2018:7.
- [7] 徐良将,张明礼,杨浩.土壤重金属镉污染的生物修复技术研究进展[J].南京师大学报(自然科学版),2011,34(1):102-106.[XU Liang-jiang, ZHANG Ming-li, YANG Hao. Research Progress of Bioremediation Technology of Cadmium Polluted Soil[J]. *Journal of Nanjing Normal University (Natural Science Edition)*, 2011, 34(1):102-106.]
- [8] 王庆海,却晓娥.治理环境污染的绿色植物修复技术[J].中国生态农业学报,2013,21(2):261-266.[WANG Qing-hai, QUE Xiao-e. Phytoremediation: A Green Approach to Environmental Clean-up[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2013, 21(2):261-266.]
- [9] BROWN S, CHRISTENSEN B, LOMBI E, *et al.* An Inter-laboratory Study to Test the Ability of Amendments to Reduce the Availability of Cd, Pb, and Zn *in situ* [J]. *Environmental Pollution*, 2005, 138(1):34-45.
- [10] 马明广,周敏,蒋煜峰,等.不溶性腐殖酸对重金属离子的吸附研究[J].安全与环境学报,2006,6(3):68-71.[MA Ming-guang, ZHOU Min, JIANG Yu-feng, *et al.* Study on Adsorption of Heavy Metal Ions Onto Insolubilized Humic Acid [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2006, 6(3):68-71.]
- [11] 毕冬雪,邓亚娟,孟凡德,等.腐殖质纳米颗粒对镉污染土壤的修复[J].环境工程学报,2018,12(5):1295-1302.[BI Dong-xue, DENG Ya-juan, MENG Fan-de, *et al.* Humic Nanoparticles for Remediation of Cd-contaminated Soils [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2018, 12(5):1295-1302.]
- [12] LI C, GAO S, ZHANG J, *et al.* Moisture Effect on Soil Humus Characteristics in a Laboratory Incubation Experiment [J]. *Soil and Water Research*, 2016, 11(1):37-43.
- [13] AIKEN G R, MCKNIGHT D M, WERSHAW R L, *et al.* Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation and Characterization [M]. New York, USA: Wiley, 1985:1-692.
- [14] SANNINO F, SPACCINI R, SAVY D, *et al.* Remediation of Highly Contaminated Soils From an Industrial Site by Employing a Combined Treatment With Exogenous Humic Substances and Oxidative Biomimetic Catalysis [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 261:55-62.
- [15] 袁可能.土壤化学[M].北京:农业出版社,1990:114-117.
- [16] SPARK K M, WELLS J D, JOHNSON B B. The Interaction of a Humic Acid With Heavy Metals [J]. *Soil Research*, 1997, 35(1):89.
- [17] BORŮVKA L, DRÁBEK O. Heavy Metal Distribution Between Fractions of Humic Substances in Heavily Polluted Soils [J]. *Plant, Soil and Environment*, 2011, 50(8):339-345.
- [18] 李光林.腐殖酸与几种重金属离子的相互作用及影响因素研究[D].重庆:西南农业大学,2002.
- [19] KULIKOWSKA D, GUSIATIN Z M, BUŁKOWSKA K, *et al.* Humic Substances From Sewage Sludge Compost as Washing Agent Effectively Remove Cu and Cd From Soil [J]. *Chemosphere*, 2015, 136:42-49.
- [20] HABIBUL N, CHEN W. Structural Response of Humic Acid Upon

- Binding With Lead; A Spectroscopic Insight [J]. Science of the Total Environment, 2018, 643: 479-485.
- [21] 赵庆圆, 李小明, 杨麒, 等. 磷酸盐、腐殖酸与粉煤灰联合钝化处理模拟铅镉污染土壤[J]. 环境科学, 2018, 39(1): 389-398. [ZHAO Qing-yuan, LI Xiao-ming, YANG Qi, *et al.* Passivation of Simulated Pb- and Cd-Contaminated Soil by Applying Combined Treatment of Phosphate, Humic Acid, and Fly Ash [J]. Environmental Science, 2018, 39(1): 389-398.]
- [22] 侯月卿, 赵立欣, 孟海波, 等. 生物炭和腐植酸类对猪粪堆肥重金属的钝化效果[J]. 农业工程学报, 2014, 30(11): 205-215. [HOU Yue-qing, ZHAO Li-xin, MENG Hai-bo, *et al.* Passivating Effect of Biochar and Humic Acid Materials on Heavy Metals During Composting of Pig Manure [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2014, 30(11): 205-215.]
- [23] 符娟林, 章明奎, 黄昌勇. 长三角和珠三角农业土壤对 Pb、Cu、Cd 的吸附解吸特性[J]. 生态与农村环境学报, 2006, 22(2): 59-64. [FU Juan-lin, ZHANG Ming-kui, HUANG Chang-yong. Lead, Copper, and Cadmium Adsorption-desorption Behaviors of Agricultural Soil of Changjiang and Zhujiang Deltas [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2006, 22(2): 59-64.]
- [24] 李光林, 魏世强, 青长乐, 等. 镉在腐植酸上的吸附与解吸特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(1): 34-37. [LI Guang-lin, WEI Shi-qiang, QING Chang-le, *et al.* Characteristics of Adsorption and Desorption of Cadmium on Humic Acids [J]. Journal of Agro-environmental Science, 2003, 22(1): 34-37.]
- [25] ZHANG S Y, WEN J, HU Y, *et al.* Humic Substances From Green Waste Compost: An Effective Washing Agent for Heavy Metal (Cd, Ni) Removal From Contaminated Sediments [J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, 366: 210-218.
- [26] BERNAL M P, MCGRATH S P. Effects of pH and Heavy Metal Concentrations in Solution Culture on the Proton Release, Growth and Elemental Composition of *Alyssum murale* and *Raphanus sativus* L. [J]. Plant and Soil, 1994, 166(1): 83-92.
- [27] 张立超, 包先明, 余福波, 等. 腐殖质在蛭石上的吸附特性[J]. 生态与农村环境学报, 2014, 30(3): 381-387. [ZHANG Li-chao, BAO Xian-ming, YU Fu-bo, *et al.* Mechanisms of Humus Adsorption on Vermiculite [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2014, 30(3): 381-387.]
- [28] HASHIMOTO Y, MATSUFURU H, TAKAOKA M, *et al.* Impacts of Chemical Amendment and Plant Growth on Lead Speciation and Enzyme Activities in a Shooting Range Soil: An X-ray Absorption Fine Structure Investigation [J]. Journal of Environment Quality, 2009, 38(4): 1420.
- [29] 杨毅, 兰亚琼, 金鹏康, 等. 水环境中腐殖酸的电荷特性与聚集特性[J]. 环境工程学报, 2014, 8(4): 1539-1542. [YANG Yi, LAN Ya-qiong, JIN Peng-kang, *et al.* Charged Characteristics and Aggregation Properties of Humic Acid in Water Environment [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, 8(4): 1539-1542.]
- [30] 杨毅, 兰亚琼, 金鹏康, 等. 腐殖酸与 Cd^{2+} 的结合特性及其影响因素[J]. 环境化学, 2017, 36(6): 1198-1203. [YANG Yi, LAN Ya-qiong, JIN Peng-kang, *et al.* Characteristic and Influential Factors of Humic Acid Complexed With Cd^{2+} [J]. Environmental Chemistry, 2017, 36(6): 1198-1203.]
- [31] KLAUS K, ZECH W. Natural Organic Matter Sorption on Different Mineral Surfaces Studied by DRIFT Spectroscopy [J]. Sciences of Soils, 1997, 2: 71-74.
- [32] 黄理龙. 腐殖酸与羟基磷灰石对植物修复重金属污染底泥影响的研究[D]. 济南: 山东建筑大学, 2016. [HUANG Li-long. Research on Phytoremediation for Heavy Metals Contaminated Sediment With Humic Acid and Hydroxyapatite [D]. Jinan: Shandong Jianzhu University, 2016.]
- [33] JIANG M Y, LIU S L, LI Y F, *et al.* EDTA-facilitated Toxic Tolerance, Absorption and Translocation and Phytoremediation of Lead by Dwarf Bamboos [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 170: 502-512.
- [34] ATTINTI R, BARRETT K R, DATTA R, *et al.* Ethylenediaminedisuccinic Acid (EDDS) Enhances Phytoextraction of Lead by Vetiver Grass From Contaminated Residential Soils in a Panel Study in the Field [J]. Environmental Pollution, 2017, 225: 524-533.
- [35] LINGUA G, TODESCHINI V, GRIMALDI M, *et al.* Polyaspartate, a Biodegradable Chelant That Improves the Phytoremediation Potential of Poplar in a Highly Metal-contaminated Agricultural Soil [J]. Journal of Environmental Management, 2014, 132: 9-15.
- [36] MENG F D, YUAN G D, WEI J, *et al.* Humic Substances as a Washing Agent for Cd-contaminated Soils [J]. Chemosphere, 2017, 181: 461-467.
- [37] 张辉. 土壤环境学[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006: 55-56.
- [38] TISDALL J M, OADES J M. Organic Matter and Water-stable Aggregates in Soils [J]. European Journal of Soil Science, 1982, 33(2): 141-163.
- [39] LODHI A, TAHIR S, IQBAL Z, *et al.* Characterization of Commercial Humic Acid Samples and Their Impact on Growth of Fungi and Plants [J]. Soil and Environment, 2013, 32(1): 63-70.
- [40] 王庆. 葛藤根区 AM 真菌生态学研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2006. [WANG Qing. Study on the Ecology of Arbuscular Mycorrhizal Fungi From the Rhizosphere of Puerraria [D]. Yangling: Northwest A & F University, 2006.]
- [41] 李丽君, 张强, 白光洁, 等. 3 种改良剂对油菜生物量及其吸收重金属的影响[J]. 水土保持学报, 2012, 26(5): 154-159. [LI Li-jun, ZHANG Qiang, BAI Guang-jie, *et al.* Effect of Three Amendments on Cole Yield and Cole's Absorbing Heavy Metals [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2012, 26(5): 154-159.]
- [42] 袁天佑, 王俊忠, 冀建华, 等. 施用腐植酸对夏玉米产量、氮素吸收及氮肥利用率的影响[J]. 核农学报, 2017, 31(4): 794-802. [YUAN Tian-you, WANG Jun-zhong, JI Hua-jian, *et al.* Effects of Application Humic Acid on Yield, Nitrogen Absorption and Nitrogen Use Efficiency of Summer Maize [J]. Acta Agriculturae Nucleatae Sinica, 2017, 31(4): 794-802.]
- [43] 李军, 袁亮, 赵秉强, 等. 腐植酸尿素对玉米生长及肥料氮利用的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(2): 524-530. [LI Jun, YUAN Liang, ZHAO Bing-qiang, *et al.* Effect of Urea Containing Humic Acid on Maize Growth and ^{15}N Utilization [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2017, 23(2): 524-530.]
- [44] 张佩. 香根草对土壤中 Pb、Zn 和 Cd 形态、迁移影响及对铅锌

- 矿尾矿的修复[D].桂林:广西师范大学,2008.[ZHANG Pei. Effect of Vetiver on Remediation of Pb,Zn and Cd Toxicity in a Soil and Phytoremediation Lead and Zinc Mining [D]. Guilin: Guangxi Normal University,2008.]
- [45] 张敬敏,邢尚军,桑茂鹏,等.不同水分下腐殖酸对杨树生理生化特性和生长的影响[J].水土保持学报,2010(6):200-203.[ZHANG Jing-min,XING Shang-jun,SANG Mao-peng,*et al.*Effect of Humic Acid on Poplar Physiology and Biochemistry Properties and Growth Under Different Water Level[J].Journal of Soil and Water Conservation,2010(6):200-203.]
- [46] 孙磊.土壤重金属污染的植物修复研究[D].长春:吉林大学,2009.[SUN Lei. Study on Phytoremediation of Heavy Metal Pollution in Soil[D].Changchun:Jilin University,2009.]
- [47] MAO X H,JIANG R,XIAO W,*et al.*Use of Surfactants for the Remediation of Contaminated Soils: A Review [J]. Journal of Hazardous Materials,2015,285:419-435.
- [48] PITTARELLO M,BUSATO J G,CARLETTI P,*et al.*Effects of Different Humic Substances Concentrations on Root Anatomy and Cd Accumulation in Seedlings of *Avicennia germinans* (Black Mangrove)[J].Marine Pollution Bulletin,2018,130:113-122.
- [49] CANELLAS L P,OLIVARES F L,AGUIAR N O,*et al.*Humic and Fulvic Acids as Biostimulants in Horticulture[J].Scientia Horticulturae,2015,196:15-27.
- [50] WANG Y M,YANG R X,ZHENG J Y,*et al.*Exogenous Foliar Application of Fulvic Acid Alleviate Cadmium Toxicity in Lettuce (*Lactuca sativa* L.)[J].Ecotoxicology and Environmental Safety,2019,167:10-19.
- [51] BANDIERA M,MOSCA G,VAMERALI T. Humic Acids Affect Root Characteristics of Fodder Radish (*Raphanus sativus* L. var. *oleiformis* Pers.) in Metal-polluted Wastes[J].Desalination,2009,246(1/2/3):78-91.
- [52] KOVÁČIK J,BUJDOŠ M,BABULA P.Impact of Humic Acid on the Accumulation of Metals by Microalgae[J].Environmental Science and Pollution Research,2018,25(11):10792-10798.
- [53] WATANABE C H,MONTEIRO A S C,GONTIJO E S J,*et al.*Toxicity Assessment of Arsenic and Cobalt in the Presence of Aquatic Humic Substances of Different Molecular Sizes[J].Ecotoxicology and Environmental Safety,2017,139:1-8.
- [54] LUO J,CAI L M,QI S H,*et al.*Improvement Effects of Cytokinin on EDTA Assisted Phytoremediation and the Associated Environmental Risks[J].Chemosphere,2017,185:386-393.
- [55] CHEN Y H,SHEN Z G,LI X D. The Use of Vetiver Grass (*Vetiveria zizanioides*) in the Phytoremediation of Soils Contaminated With Heavy Metals[J].Applied Geochemistry,2004,19(10):1553-1565.
- 作者简介:胡梦凌(1992—),女,贵州贵阳人,硕士生,主要研究方向为水土保持和土壤修复。E-mail: 503924811@qq.com
- (责任编辑:王昌群)

录用定稿网络首发启事

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

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

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

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

本刊编辑部
2020年3月18日

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0254

冯源, 肖文发, 朱建华, 等. 造林对区域森林生态系统碳储量和固碳速率的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 281–290.

FENG Yuan, XIAO Wen-fa, ZHU Jian-hua, et al. Impacts of Afforestation on the Carbon Stocks and Carbon Sequestration Rates of Regional Forest Ecosystems[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 281–290.

造林对区域森林生态系统碳储量和固碳速率的影响

冯源^{1,2}, 肖文发^{1,2①}, 朱建华^{1,2}, 李奇^{1,2} (1. 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所/国家林业和草原局森林生态环境重点实验室, 北京 100091; 2. 南京林业大学南方现代林业协同创新中心, 江苏 南京 210037)

摘要: 量化连年造林对提升区域森林生态系统固碳能力的贡献, 对于了解区域碳循环和应对气候变化具有重要意义。基于县域造林统计数据和森林资源规划设计调查数据, 应用区域尺度森林碳收支模型(CBM-CFS3)设置造林情景与未造林情景(BS), 评估和预测了2009—2030年造林对湖北省兴山县森林生态系统碳储量和固碳速率的影响。结果表明, 模拟期间造林情景下兴山县森林生态系统碳储量和固碳速率平均值分别为16 540.55 Gg和208.04 Gg·a⁻¹, 比BS情景对应值高472.85 Gg(2.94%)和16.01 Gg·a⁻¹(8.34%)。在新造林生态系统中, 生物量碳库和死亡有机质碳库的碳储量占比分别为19.11%和80.89%, 这2个碳库的固碳速率分别占新造林生态系统固碳速率的94.15%和5.85%。造林使马尾松林和落叶阔叶林生态系统碳储量平均值分别增加237.23和235.63 Gg, 使两者固碳速率分别增加6.44和9.57 Gg·a⁻¹。通过调整兴山县林龄结构, 造林提高了森林生态系统碳储量和固碳速率。未来可适当增加落叶阔叶林造林面积, 加强抚育管理, 以增强该区域森林碳汇功能, 促使森林资源持续发展。

关键词: 造林; 灰色模型; CBM-CFS3模型; 固碳

中图分类号: [S719]; S718.55 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0281-10

Impacts of Afforestation on the Carbon Stocks and Carbon Sequestration Rates of Regional Forest Ecosystems.

FENG Yuan^{1,2}, XIAO Wen-fa^{1,2①}, ZHU Jian-hua^{1,2}, LI Qi^{1,2} (1. Research Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry/ Key Laboratory of Forest Ecology and Environment, National Forestry and Grassland Administration, Beijing 100091, China; 2. Co-innovation Center for Sustainable Forestry in Southern China, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China)

Abstract: It is crucial to improve our understanding of regional carbon cycling and climate change mitigation by quantifying the contribution of afforestation to regional carbon sequestration. Based on forest resource planning and design data as well as afforestation information from Xingshan County, Hubei, this study applied a regional-scale forest carbon budget model (CBM-CFS3) to simulate and evaluate the impact of afforestation on the carbon stocks and carbon sequestration rates of forest ecosystems in this region from 2009 to 2030 in both afforestation and non-afforestation scenarios. Results show that the average carbon stock and annual carbon sequestration rate of forest ecosystems in this region would be 16 540.55 Gg and 208.04 Gg·a⁻¹ under afforestation, respectively, representing values that are 472.85 Gg (2.94%) and 16.01 Gg·a⁻¹ (8.34%) higher than those under BS scenario, respectively. The proportion of carbon stocks in biomass and dead organic matter accounted for 19.11% and 80.89%, respectively; therefore, these two carbon pools contributed 94.15% and 5.85% to the carbon sequestration rate in afforested areas, respectively. Afforestation increased the average carbon stocks of both *Pinus massoniana* forests and deciduous broad-leaved forests by 237.23 and 235.63 Gg, respectively. This enhanced the carbon sequestration rates of these two forest ecosystems by 6.44 and 9.57 Gg·a⁻¹, respectively. Afforestation improved forest carbon stocks and carbon sequestration rates by changing the forest age structures in this region. Clearly, planting more deciduous broad-leaved forests and improving forest management will enhance the forest carbon sequestration capability and promote sustainable development of forest resources.

Key words: afforestation; gray model; CBM-CFS3 model; carbon sequestration

收稿日期: 2019-04-15

基金项目: 国家公益性行业(气象)科研专项(GYHY201406035); “十三五”国家重点研发计划(2016YFD0600200)

① 通信作者 E-mail: xiaowenf@caf.ac.cn

作为陆地生态系统的主要碳库,森林通过光合作用将大气 CO_2 固定在植被及死亡有机质中,在维持全球碳平衡和减缓气候变化方面发挥着关键作用^[1-2]。造林是最常见的营林措施,可有效扩大森林面积,促进森林对大气 CO_2 的吸收,抵消化石燃烧碳释放,减缓气候变化并极具成本优势,受到了国际社会的认可与关注^[3-4]。

自 20 世纪 70 年代以来,我国持续开展了大规模植树造林活动,第八次森林资源清查结果显示我国人工林保存面积为 $6.9 \times 10^7 \text{ hm}^2$,居世界首位,甚至对整个亚洲地区森林面积的增长亦有重要影响^[5]。目前,对造林后的人工林已开展了许多研究,FANG 等^[6]估算 1970—2000 年造林使东亚 5 国生物量碳储量(以 C 计)年均增加 $66.9 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$;刘博杰等^[7]估算退耕还林工程年均固碳量为 $18.0 \sim 18.50 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$;DENG 等^[8]预测退耕还林的固碳潜力可抵消中国每年碳排放的 3%~5%;ZHANG 等^[9]和罗云建等^[10]分别对黄土高原和山西关帝山地区的研究得出相似结论,即造林 30~35 a 后人工林碳储量明显增加并高于原有生态系统碳储量。已有人工林碳储量研究多采用空间替代时间的方法^[9-11],以不同林龄的林分构建时间序列,通过样地调查、异速生长方程或林龄-碳密度经验方程估算其碳储量^[12],以此反映造林后森林碳储量动态。该方法计算简便快捷,但存在 2 个方面的明显不足:(1)通常只关注生物量碳库的碳储量动态,忽略了枯落物、死木及土壤有机质等碳库,不能量化生态系统整体的碳动态^[13-14];(2)无法估算每年不断增加的新造林碳动态,也难以区分新造林对原有森林固碳能力的影响^[15]。因此,必须将生态系统视为统一整体进行研究,而造林如何影响区域尺度森林生态系统碳储量和固碳速率以及新造林和原有森林的固碳能力随时间呈现怎样的变化是反映区域森林生态系统对气候变化减缓作用的关键。

鉴于此,笔者应用加拿大碳计量模型(CBM-CFS3)和森林资源规划设计调查数据,量化并预测 2009—2030 年造林对湖北省兴山县森林生态系统碳储量的影响,对比新造林和原有森林固碳速率的变化,以期准确评估造林情景下森林固碳潜力的发展趋势,了解森林碳吸收的增长模式,寻求最佳森林管理措施,并为重大生态工程政策提供反馈信息。

1 研究方法

1.1 研究区概况

兴山县隶属湖北省宜昌市($110^\circ 25' \sim 111^\circ 06'$

$E, 31^\circ 04' \sim 31^\circ 34' N$),位于秦巴山区、长江西陵峡以北,面积为 $2\,327 \text{ km}^2$ 。县境东西距为 66 km,南北宽为 54 km,东与宜昌市、保康县相接,西与巴东县毗邻,南与秭归县接壤,北靠神农架林区。兴山县辖 2 乡 6 镇 114 个村(社区),常住人口为 16.88 万人。兴山县居于巴山余脉、巫山与荆山山脉之间,山脉自东向西伸展,地势东西北三面高,南面低。最高点海拔为 2 426.9 m,最低点海拔为 109.5 m;地貌由山沟河谷低山区、岩溶剥蚀中山区和缓坡平坦高山区组成。兴山县属于亚热带大陆性季风气候区,年平均气温为 15.3°C ,年平均降水量为 900~1 200 mm,雨量充沛,但时空分布差异较大,年均日照时数为 1 682.8 h,而且由于地形高低悬殊,气候垂直差异大。

由湖北省最近一次森林资源规划设计调查得到 2009 年兴山县森林面积为 $1.62 \times 10^5 \text{ hm}^2$,蓄积量为 $9.55 \times 10^6 \text{ m}^3$,主要包括马尾松(*Pinus massoniana*)林、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)林、柏木(*Cupressus funebris*)林、温性松林、落叶阔叶林、常绿阔叶林、针叶混交林和针阔混交林 8 种森林类型。其中,以栓皮栎(*Quercus variabilis*)和麻栎(*Quercus acutissima*)为主的落叶阔叶林面积为 $7.74 \times 10^4 \text{ hm}^2$,占兴山县森林总面积的 47.89%,是兴山县最主要的森林类型;另外,马尾松林面积为 $2.33 \times 10^4 \text{ hm}^2$,占比为 14.39%,是兴山县第 3 大森林类型(图 1)。森林资源规划设计调查显示兴山县适宜造林的土地面积为 $2.94 \times 10^4 \text{ hm}^2$ (包括宜林荒山荒地、其他宜林地、疏林地、无立木林地和除国家特别规定灌木林地外的灌木林地等),具有充足的造林空间。

1.2 CBM-CFS3 模型介绍

CBM-CFS3 模型由加拿大林务局开发,是以年为步长的森林生态系统碳收支模型^[16-17],可估算土地利用变化(如造林和毁林)对森林生态系统碳储量的影响。CBM-CFS3 模型中森林生态系统由生物量碳库和死亡有机质(dead organic matter, DOM)碳库组成,DOM 碳库包含枯落物、死木和土壤有机质 3 个子碳库。该模型基于蓄积生长曲线和蓄积-生物量方程将森林资源数据转化为生物量碳储量和年增长量,再根据每年枯落比例和分解比例估算枯落物和死木的碳储量动态。森林土壤碳动态由林分演替循环至准平衡状态后估算得到,而非森林地块则需输入耕层土壤有机质碳密度作为初始值^[18]。CBM-CFS3 模型所需的蓄积生长方程和蓄积-生物量转化参数来自付甜^[19]对三峡库区相同森林类型

的研究成果,而所需的经修改后的生物量周转和 DOM 分解参数^[20-22]见表 1。

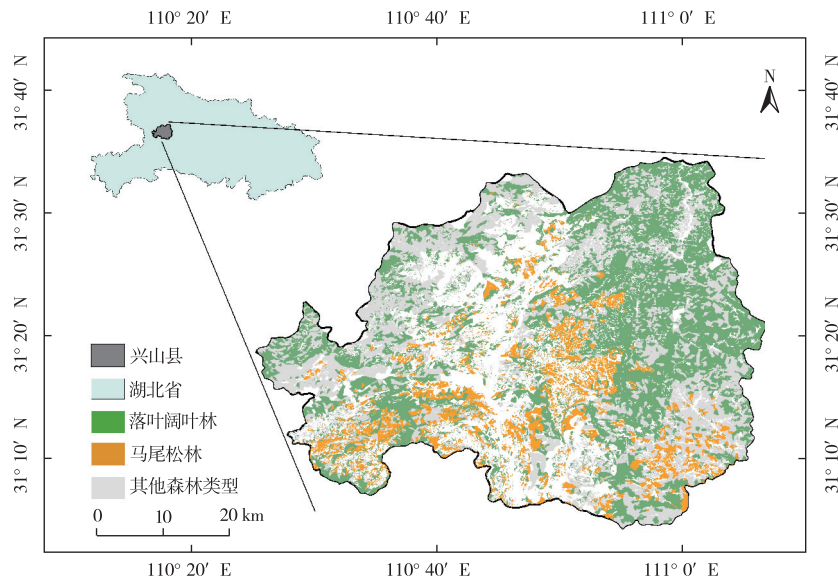


图 1 兴山县森林分布示意
Fig. 1 Distribution of forests in Xingshan County

表 1 CBM-CFS3 模型参数修正结果
Table 1 Modified parameters of CBM-CFS3 model

% · a ⁻¹				
参数	碳库	默认参数	修正参数	来源文献
A	树干	0.45~0.67	1.94	[20]
	树枝	75.00	60.61	[20]
	树叶	95.00	33.56	[20]
	树根	2.00	1.79	[20]
B	地上特快库	0.360 0	0.430 0	[21]
	地上快速库	0.143 5	0.190 0	[22]
	地上慢速库	0.015 0	0.020 0	[22]
	地下特快库	0.500 0	0.400 0	[22]
	地下快速库	0.143 5	0.210 0	[22]
	地下慢速库	0.003 3	0	[22]

A 为生物量周转比率; B 为死亡有机质 (DOM) 分解速率。

1.3 造林情景假设

CBM-CFS3 模型根据年度造林面积、造林树种及对应的蓄积生长曲线估算造林对森林碳动态的影响。造林数据来源于 2009—2016 年《湖北农村统计年鉴》^[23]和宜昌市各年度造林验收合格面积。由于兴山县未涉及飞播造林,同时 CBM-CFS3 模型研究对象仅限于森林生态系统(对应森林资源规划调查有林地中的乔木林),因此不考虑针对非森林地类(无林地、疏林地和灌木林地等)的封山(沙)育林措施,仅考虑人工造林的影响。

由于年鉴和统计资料均未详细记录造林树种和地块信息,因而需要查阅文献进行补充。天然林保护工程和退耕还林工程的造林模式表明,兴山县

所造森林类型多为以马尾松为主的针叶林及以刺槐(*Robinia pseudoacacia*)、栎类、杜仲(*Eucommia ulmoides*)等为主的落叶阔叶林^[24],^{[25]210-212};林种多为生态林和兼用林,造林保存率高达 100%^[24]。据此假设兴山县所造森林类型为马尾松林和落叶阔叶林这两大类且所有新造林均能发展成为乔木林,根据肖文发等^[25]统计的兴山县多年造林面积得到马尾松林和落叶阔叶林每年造林面积的相对比例为 1.13 : 1,设置造林密度分别为 1 500 和 2 000 株 · hm⁻²。

造林统计数据显示 2009—2016 年兴山县累计造林 6 193 hm²(图 2),在此基础上应用灰色模型 GM(1,1)对未来造林面积进行预测,以期反映 2009—2030 年时段内造林事件对区域森林碳储量的影响。灰色模型能够基于历史时间序列的造林面积以一阶线性微分方程解逼近新的时间序列下造林面积,计算便捷且预测精度高^[26],计算公式为

$$x^{(0)}(k) + az^{(1)}(k) = b, \tag{1}$$

$$\frac{dx^{(1)}}{dt} + ax^{(1)} = b. \tag{2}$$

式(1)~(2)中, $x^{(0)}$ 为原有观测数据序列; $x^{(0)}(k)$ 为灰导数; $z^{(1)}(k)$ 为白化背景值; a 为发展系数; b 为灰作用量; $x^{(1)}$ 为预测数据序列; t 为时间步长。

计算得到灰色模型 a 值为 -0.04, b 值为 701.96,相对模拟误差为 0.22,精度满足区域尺度对未来造林面积预测的需求。预测 2017 年以后兴

山县每年造林面积将逐渐增大,2030 年年造林面积将达到 $1\,634\text{ hm}^2$ (图 2)。将 2009—2030 年兴山县实际造林及未来预测结果作为造林情景 (afforestation scenario), 其累积造林面积为 $2.40 \times 10^4\text{ hm}^2$ 。造林导致的土地利用类型变化将使非森林土壤有机质转变为森林土壤碳库组分, 使新造林生态系统中土壤有机质碳储量迅速增加。由于非森林地块土壤碳密度需要用户自行输入以完成 CBM-CFS3 模型初始化, 根据中国耕层土壤碳密度^[18]和研究区土壤类型得到兴山县非森林土壤碳密度 (以 C 计) 平均值为 $36.51\text{ Mg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。模拟期间兴山县每年森林土壤碳储量由于土地利用变化而增长 $14.61 \sim 59.65\text{ Gg}$ (图 2)。

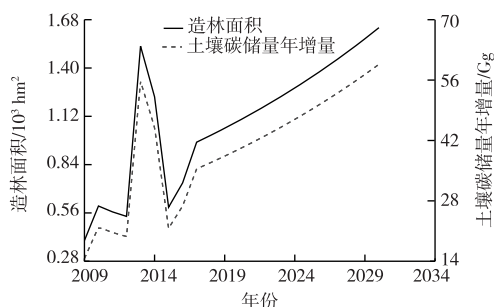


图 2 造林情景下兴山县造林面积及土地利用变化导致的土壤碳储量增长

Fig. 2 Afforestation area of Xingshan County and annual increment of soil carbon stock caused by land use change in afforestation scenario

另外, 设置 2009—2030 年无任何造林活动的情景作为基线 (baseline, BS), 即造林面积为 0、整个模拟期间森林面积始终为 $1.62 \times 10^5\text{ hm}^2$, 以对比造林对兴山县森林生态系统碳储量和固碳速率的影响。造林情景和 BS 情景的关系示意图 3。

1.4 生态系统固碳速率的估算

以兴山县森林资源规划设计调查作为主要数据来源, 将各种森林类型面积、起源和林龄等信息整理输入 CBM-CFS3 模型。分别估算造林情景和 BS 情景下兴山县新造林、所造森林类型整体以及县域森林整体的生态系统碳储量和碳密度 [式 (3)], 并以单位时间内森林生态系统碳储量变化量作为固碳速率 [式 (4)]。

$$D_{C,i,t} = \frac{C_{\text{bio},i,t} + C_{\text{DOM},i,t}}{A_{i,t}}, \quad (3)$$

$$\Delta R_{C,i} = \frac{C_{i,t_1} - C_{i,t_2}}{t_1 - t_2}. \quad (4)$$

式 (3) ~ (4) 中, $D_{C,i,t}$ 为森林类型 i 生态系统碳密度, $\text{Mg} \cdot \text{hm}^{-2}$; $C_{\text{bio},i,t}$ 为森林 i 生物量碳储量, Mg ; $C_{\text{DOM},i,t}$ 为森林 i 的 DOM 碳储量, Mg ; $A_{i,t}$ 为森林 i 在 t 时刻的面积, hm^2 ; $\Delta R_{C,i}$ 为森林生态系统 i 的固碳速率 (以 C 计), $\text{Mg} \cdot \text{a}^{-1}$; C_{i,t_1} 和 C_{i,t_2} 分别为森林生态系统 i 在 t_1 、 t_2 时刻的碳储量, Mg 。当以年为时间步长时, 固碳速率即表示森林生态系统碳储量年际变化量。

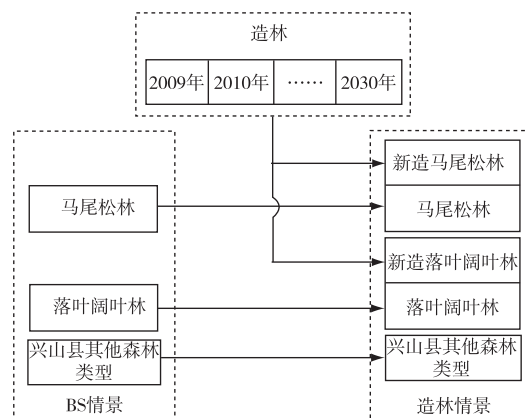


图 3 造林情景和 BS 情景的关系示意

Fig. 3 Sketch map of the relationship between the afforestation scenario and the BS scenario

2 结果与分析

2.1 兴山县森林林龄结构的变化

2009 年兴山县森林以中龄林为主, 林龄介于 25~45 a 间的森林面积比例高达 80.22% (图 4); 林龄在 0~20、50 a 及以上的森林面积较小, 分别占全县森林总面积的 11.77% 和 8.01%。2030 年造林情景下兴山县森林幼龄林面积明显高于 BS 情景, 林龄低于 30 a 的森林面积占 13.13%; 而 BS 情景下 30 a 以下的森林面积仅占 0.20%, 大部分森林处于 45~80 a 的林龄阶段, 占 85.85%。

2.2 新造林生态系统碳储量和固碳速率动态

兴山县新造林生态系统碳储量由 2009 年的 14.98 Gg 逐渐增加至 2030 年的 $1\,159.25\text{ Gg}$ (图 5), 模拟期间平均值为 472.85 Gg , 其中, 生物量碳储量和 DOM 碳储量分别占 19.11% 和 80.89%。新造林 DOM 碳储量由土地利用变化导致的碳增量 (图 2) 和 DOM 碳储量年增量 (图 5) 组成。造林导致每年土地利用变化增加的碳储量为 $14.61 \sim 59.65\text{ Gg}$, 新造马尾松林和新造落叶阔叶林分别占 53.00% 和 47.00%。模拟期间新造林 DOM 碳储量

年增量变化范围为 0.01~803.38 Gg,其中,新造马尾松林和新造落叶阔叶林 DOM 碳储量年增量变化范围分别为 0~414.31 和 0.01~389.07 Gg。

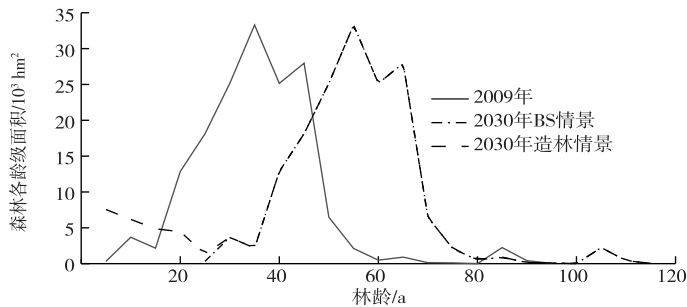


图 4 2009—2030 年兴山县森林林龄结构变化

Fig. 4 Changes of age structure of forests in Xingshan County during 2009 to 2030

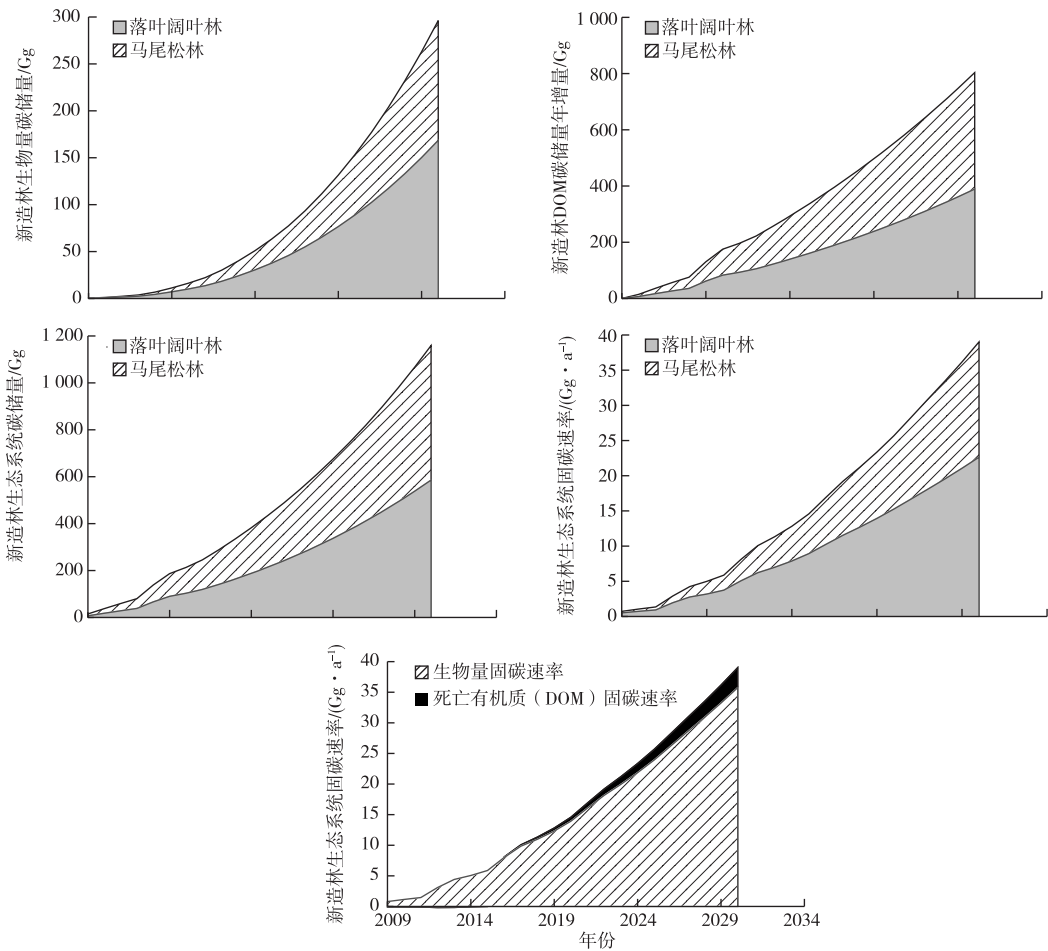


图 5 2009—2030 年造林情景下兴山县新造林生态系统碳储量和固碳速率动态

Fig. 5 Dynamics of carbon stock and carbon sequestration rate of new plantation in Xingshan County under afforestation scenario during 2009 to 2030

2009—2030 年兴山县新造林中马尾松林和落叶阔叶林生态系统碳储量和固碳速率均逐渐增大。对比模拟期间各指标年平均值可知,新造马尾松林生物量碳储量(37.92 Gg)低于新造落叶阔叶林

(52.44 Gg),但新造马尾松林 DOM 碳储量年增量平均值(178.15 Gg)稍高于后者(164.43 Gg),最终使两者生态系统碳储量相近,平均值分别为 237.23 和 235.63 Gg;但新造马尾松林生态系统固碳速率

低于新造落叶阔叶林,平均值分别为 6.44 和 9.57 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

兴山县新造林生态系统固碳速率由 0.73 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ 逐渐增长为 39.02 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$,模拟期间平均值为 16.01 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。其中,生物量固碳速率逐渐增加,贡献了生态系统总固碳速率的 94.15%;DOM 碳库固碳速率表现为先降低而到 2015 年后略有增高,占比仅为 5.85%。模拟期间生物量和 DOM 固碳速率平均值分别为 15.07 和 0.94 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$,对应的单位面积固碳速率平均值分别为 1.37 和 0.04 $\text{Mg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

2.3 造林对所造森林类型生态系统碳动态的影响

造林情景下兴山县落叶阔叶林和马尾松林生态系统碳储量和固碳速率均高于 BS 情景(图 6),其

差异随着模拟时间增长而逐渐增大,而且马尾松林表现尤为明显。造林情景下兴山县马尾松林生态系统固碳速率始终快速增长,模拟期间平均值为 31.73 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$,比固碳速率呈先增长后趋于平稳的 BS 情景高 6.44 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$;但由于造林增大了森林面积,使造林情景下马尾松林单位面积固碳速率 ($1.06 \text{ Mg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) 低于 BS 情景 ($1.09 \text{ Mg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) (表 2)。造林使模拟后期兴山县落叶阔叶林固碳速率逐渐减小的趋势得以缓和。造林情景下落叶阔叶林固碳速率平均值为 127.61 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$,比 BS 情景高 9.57 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$;两者单位面积固碳速率基本相同,分别为 1.54 和 1.52 $\text{Mg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

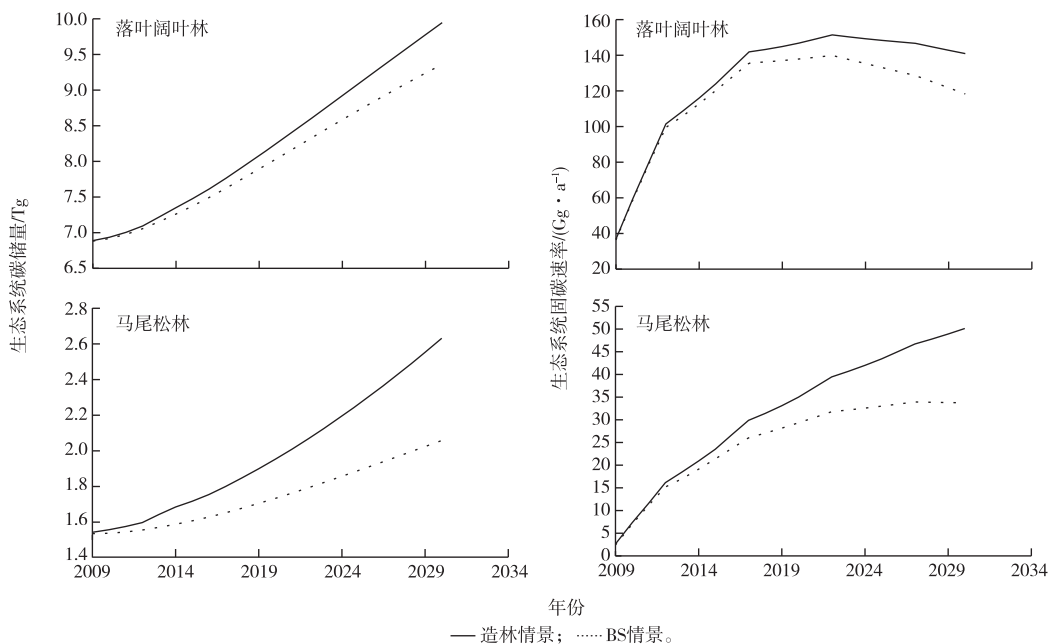


图 6 2009—2030 年造林对所造森林类型碳储量和固碳速率的影响
Fig. 6 Impacts of afforestation on carbon stocks and sequestration rates of forest types involved

表 2 两种情景下兴山县森林生态系统碳密度和固碳速率

Table 2 The carbon densities and carbon sequestration rates of forest ecosystems of both scenarios in Xingshan County

情景	生态系统	面积/ 10^4 hm^2			碳密度/ $(\text{Mg} \cdot \text{hm}^{-2})$				固碳速率平均值/ $(\text{Mg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1})$
		2009 年	2020 年	2030 年	2009 年	2020 年	2030 年	平均值	
BS 情景	落叶阔叶林	7.74	7.74	7.74	88.89	103.74	120.90	103.45	1.52
	马尾松林	2.33	2.33	2.33	66.00	74.53	88.48	75.08	1.09
	兴山县森林总体	16.17	16.17	16.17	87.28	99.91	112.29	99.39	1.19
造林情景	新造落叶阔叶林	0.02	0.48	1.13	37.85	44.16	51.81	44.04	1.85
	新造马尾松林	0.02	0.55	1.27	37.05	40.20	45.00	40.29	1.01
	新造林总体	0.04	1.03	2.40	37.43	42.06	49.35	42.06	1.41
	落叶阔叶林总体	7.76	8.22	8.87	88.76	100.22	112.10	99.72	1.54
	马尾松林总体	2.35	2.88	3.60	65.74	67.99	73.09	68.28	1.06
	兴山县森林总体	16.21	17.20	18.57	87.16	96.44	103.99	95.77	1.20

2.4 造林对兴山县森林生态系统碳动态的影响

造林增大了兴山县森林生态系统碳储量和固碳速率。2009 年造林情景中新造林生态系统碳储量相当于 BS 情景下兴山县森林生态系统总碳储量的 0.11%,而在 2030 年这个比例则增至 6.39%(图 7)。模拟期间造林情景下兴山县森林生态系统碳储量和固碳速率平均值分别为 16 540.55 Gg 和

208.04 Gg · a⁻¹,比 BS 情景下对应值分别高 2.94%和 8.34%。但由于造林使兴山县森林面积持续增大,导致 2009—2030 年造林情景下兴山县所有森林生态系统碳密度平均值(95.77 Mg · hm⁻²,表 2)低于 BS 情景(99.39 Mg · hm⁻²,表 2)。单位面积固碳速率在造林情景和 BS 情景下基本相同,模拟期间平均值分别为 1.20 和 1.19 Mg · hm⁻² · a⁻¹(表 2)。

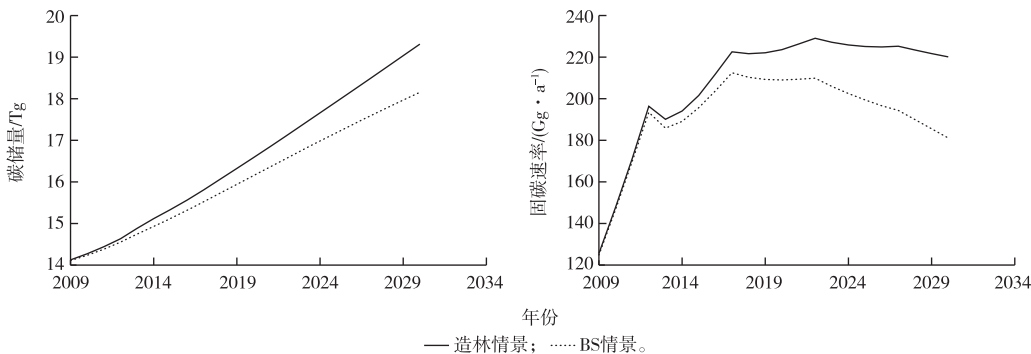


图 7 2009—2030 年造林对兴山县森林生态系统碳储量和固碳速率的影响
Fig. 7 Impacts of afforestation on the carbon stock and carbon sequestration of forest ecosystem in Xingshan County during 2009 to 2030

3 讨论

基于森林资源规划设计调查数据和 CBM-CFS3 模型,评估和预测 2009—2030 年造林对兴山县森林

生态系统碳储量的影响。笔者估算模拟期间 BS 情景下兴山县森林生态系统碳密度平均值为 99.39 Mg · hm⁻²(表 3^[6,19,27-30]),与三峡库区森林生态系统碳密度相近^[19,27],表明笔者研究模拟结果较合理。

表 3 CBM-CFS3 估算结果与相关文献结果对比

Table 3 Comparison of the CBM-CFS3 estimation with the literature results

地点	研究对象	生态系统碳密度/ (Mg · hm ⁻²)	生物量固碳速率/ (Mg · hm ⁻² · a ⁻¹)	生态系统固碳速率/ (Mg · hm ⁻² · a ⁻¹)	来源文献
兴山县	新造林总体	42.06	1.37	1.41	该研究
兴山县	BS 情景森林总体 ¹⁾	99.39	1.34	1.19	该研究
三峡库区	森林总体 ¹⁾	107.35	—	—	[19]
三峡库区	森林总体 ¹⁾	117.68	—	—	[27]
河北省北部	针叶林及阔叶林	—	0.07~1.87	—	[28]
江西省吉安市	马尾松林	—	1.01~3.18	—	[29]
江西省	马尾松林	—	—	2.02	[30]
江西省	杉木林	—	—	1.90	[30]
江西省	湿地松林	—	—	2.04	[30]
中国	所有人工林类型	—	0.14	—	[6]
东亚 5 国 ²⁾	所有人工林类型	—	0.23	—	[6]

1) BS 情景下森林总体与文献[19,27]中三峡库区森林总体所包含的森林类型相同,共有马尾松林、柏木林、杉木林、温性松林、落叶阔叶林、常绿阔叶林、针阔混交林和针叶混交林 8 种森林类型; 2) 包含蒙古、中国、朝鲜、韩国和日本。

由于已有研究多关注植被部分,因而取笔者研究结果中生物量碳库固碳速率与之进行对比。验证结果表明兴山县森林生物量固碳速率平均值为 1.34~1.37 Mg · hm⁻² · a⁻¹,符合前人研究结果(0.07~3.18 Mg · hm⁻² · a⁻¹)^[28-29]并且高于中国及

东亚森林生物量固碳速率平均值(0.14~0.23 Mg · hm⁻² · a⁻¹)^[6],说明兴山县森林与其所在气候区森林整体的固碳能力相符,而且其固碳能力略强于中国森林的平均水平。人工造林是固碳能力最强的造林方式^[3]。模拟期间兴山县新造林生态系统固

碳速率为 $1.41 \text{ Mg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (表 2), 略低于江西省主要针叶人工林生态系统固碳速率 ($1.90 \sim 2.04 \text{ Mg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)^[30]。除兴山县与江西省针叶人工林立地环境不同以外, 后者采用了野外调查和室内分析法。研究方法的不同也是导致结果差异的主要原因。

我国《造林技术规程》中对造林的定义与《联合国气候变化框架公约》(United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) 中对造林(再造林)的定义稍有差异, 后者更强调造林引起的土地利用变化, 并对变化时间做出限制: 指在至少过去 50 a 内不曾有森林土地转化为有林地, 再造林(第 1 承诺期)指在 1989 年 12 月 31 日及之前无林地转化为有林地的活动^[31]。笔者在我国造林定义的基础上遵循 UNFCCC 造林(再造林)对土地利用变化的规定, 即认为所有造林均发生于非森林地块, 但未严格区分土地利用变化的发生时间, 而且笔者并未考虑毁林、林地流转或其他自然及人为干扰(如采伐和病虫害等)可能引起的土地利用转化。《兴山县土地总体利用规划(2006—2020)》预计 2020 年林地面积为 $1.88 \times 10^5 \text{ hm}^2$; 且基于规划中 2010—2020 年各地类面积动态推算出 2030 年林地面积为 $1.90 \times 10^5 \text{ hm}^2$ 。笔者研究预测造林情景下兴山县 2020 和 2030 年林地面积分别为 1.720×10^5 和 $1.857 \times 10^5 \text{ hm}^2$ (表 2), 符合该规划对各地类面积的控制; 而且所预测的累积造林面积 ($2.40 \times 10^4 \text{ hm}^2$, 表 2) 低于总宜林面积 ($2.94 \times 10^4 \text{ hm}^2$), 即模拟结束时兴山县仍具有造林潜力。总体而言, 笔者应用的灰色模型及造林假设是合理可行的, 但未来造林情景受经济、政策及人为等多种因素影响, 仍需进行长期的监测和记录。

笔者使用的 CBM-CFS3 模型可对生态系统整体碳储量进行估算; 而且该模型是非空间模型, 在目前缺乏详细空间信息的情况下也能根据造林年度统计数据从森林类型和行政区 2 种尺度上估算造林对森林固碳能力的影响。土壤有机质碳库是陆地生态系统的重要碳库^[32]。造林后原有非森林土壤碳转变为森林土壤碳, 作为研究对象的一部分被纳入森林生态系统中, 将会造成新造林土壤有机质碳库、DOM 碳库以及整个生态系统碳储量迅速增加。相比之下, 新造林生态系统碳储量的年际变化量(即生态系统固碳速率)去除了森林面积变化引起的土壤碳储量增加, 更能反映新造林真实的固碳能力。新造林生物量固碳速率 ($1.37 \text{ Mg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) 明显高于 DOM 碳库 ($0.04 \text{ Mg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), 这

与前人研究结论^[10]一致。兴山县新造林 DOM 固碳速率在 2016 年之前为负值, 说明造林后至少 7 a 内土壤碳库表现为碳排放, 之后才发挥固碳功能, 这与王艳芳等^[13]对退耕还林工程中人工林土壤固碳动态特征的研究结果相吻合。

由于现有造林记录所含信息较少, 笔者依据文献资料所设置的造林情景主要包含以下 3 点不确定性, 可能高估了新造林的固碳速率: (1) 新造林初期可能并未达到森林标准, 应属于未成林造林地, 但笔者视其为幼龄森林, 未考虑其成林时间及两者地类差别; (2) 受自然条件、当地农户种植习惯和经济发展需求的影响, 实际造林树种中包含柑橘 (*Citrus reticulata*)、板栗 (*Castanea mollissima*)、胡桃 (*Juglans regia*) 等经济林树种以及杉木、柏木等针叶树种, 笔者将其统一归入落叶阔叶林和马尾松林; (3) 实际造林成活率可能难以达到陈光羽等^[24]提及的兴山县天保工程造林成熟率 (100%)。有数据显示考虑实际存活率的固碳潜力值仅相当于理想状态下的 52%^[15]。此外, 未考虑 2009 年兴山县未成林造林地 (1.223 hm^2) 在模拟期间的成林情况, 可能造成兴山县森林生态系统碳储量的低估。CBM-CFS3 模型的输入数据、模型算法及参数也会影响模拟结果的准确程度。笔者研究局限性体现在 CBM-CFS3 模型的计量对象为森林生态系统, 目前尚无法估算非森林地块植被和土壤碳动态, 因此暂未考虑非森林地块转化为森林过程中的碳储量变化。未来可进行更加详细的区域碳核算, 进一步评估土地利用变化造成的碳收支。

森林生长与气候密切相关^[33]。邱琳等^[34]认为新疆西伯利亚落叶松 (*Larix sibirica*) 固碳速率与温度和降水呈现正相关关系, 因此气候变化很可能会引起森林固碳速率的变化。而 CBM-CFS3 模拟结果反映的是研究区长期气候条件下的森林碳动态, 无法估算短期气候波动对森林固碳的影响。未来需要深入研究森林生长动态与气候关系, 改进模型算法并调整输入参数, 使其更好地反映森林固碳速率对气候变化的响应。

造林通过调整林龄结构增加森林碳储量, 对兴山县森林生态系统具有重要影响。笔者研究结果显示 2009—2030 年新造落叶阔叶林的生态系统固碳速率 ($1.85 \text{ Mg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) 高于马尾松林 ($1.01 \text{ Mg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), 今后可适当增加落叶阔叶林如刺槐、板栗和杜仲等树种的造林力度, 不仅能使兴山县森林生态系统固碳速率由下降趋势转变为平稳趋势, 也有助于提高当地居民收入^{[25]210-212}; 同时还

需要遵循适地适树原则并加强抚育管理。另外,在现有造林统计工作的基础上,还需建立长期监测和调查体系,完善造林作业设计的归档及记录,规范对造林树种、种植时间、造林方式及密度、发生位置等详细信息的记录,为全面掌握和准确评估森林资源的动态变化以及合理规划森林经营措施提供数据支持,并为区域尺度生态工程建设提供管理依据。

4 结论

该研究采用 CBM-CFS3 模型评估并预测了 2009—2030 年造林对兴山县森林生态系统碳储量和固碳速率的影响。模拟期间 BS 情景下兴山县森林生态系统碳储量和固碳速率平均值分别为 16 067.70 Gg 和 192.03 Gg · a⁻¹。2009—2030 年造林情景下累积造林面积为 2.40 × 10⁴ hm²。模拟期间造林使兴山县森林生态系统碳储量和固碳速率平均值分别增加 472.85 Gg 和 16.01 Gg · a⁻¹,其中,生物量碳库和 DOM 碳库碳储量占比分别为 19.11% 和 80.89%,两者固碳速率占比分别为 94.15% 和 5.85%。造林使马尾松林生态系统和落叶阔叶林生态系统碳储量分别增长 237.23 和 235.63 Gg,使两者固碳速率增长 6.44 和 9.57 Gg · a⁻¹。通过调整兴山县森林林龄结构,造林提高了森林生态系统碳储量和固碳速率。

参考文献:

- [1] PAN Y D, BIRDSEY R A, PHILLIPS O L, *et al.* The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests [J]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2013, 44: 593–622.
- [2] SEIDL R, THOM D, KAUTZ M, *et al.* Forest Disturbances Under Climate Change [J]. *Nature Climate Change*, 2017, 7 (6): 395–402.
- [3] 黄麟, 邵全琴, 刘纪远. 江西省人工造林碳蓄积的时空过程[J]. *生态学报*, 2015, 35(7): 2105–2118. [HUANG Lin, SHAO Quan-qin, LIU Ji-yuan. The Spatial and Temporal Patterns of Carbon Sequestration by Forestation in Jiangxi Province [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(7): 2105–2118.]
- [4] BONAN G B, DONEY S C. Climate, Ecosystems, and Planetary Futures: The Challenge to Predict Life in Earth System Models [J]. *Science*, 2018, 359 (6375): eaam8328. DOI: 10.1126/science.aam8328.
- [5] Food and Agriculture Organization of the United Nations. Global Forest Resources Assessment 2015 [R/OL]. Rome: FAO, 2015: 17–38. [2019-04-09]. <http://www.fao.org/3/a-i4793c.pdf>.
- [6] FANG J Y, GUO Z D, HU H F, *et al.* Forest Biomass Carbon Sinks in East Asia, With Special Reference to the Relative Contributions of Forest Expansion and Forest Growth [J]. *Global Change Biology*, 2014, 20(6): 2019–2030.
- [7] 刘博杰, 张路, 逯非, 等. 中国退耕还林工程温室气体排放与净固碳量 [J]. *应用生态学报*, 2016, 27(6): 1693–1707. [LIU Bo-jie, ZHANG Lu, LU Fei, *et al.* Greenhouse Gas Emissions and Net Carbon Sequestration of “Grain for Green” Program in China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(6): 1693–1707.]
- [8] DENG L, LIUS G, KIM D G, *et al.* Past and Future Carbon Sequestration Benefits of China's Grain for Green Program [J]. *Global Environmental Change*, 2017, 47: 13–20.
- [9] ZHANG G Q, ZHANG P, CAO Y. Ecosystem Carbon and Nitrogen Storage Following Farmland Afforestation With Black Locust (*Robinia pseudoacacia*) on the Loess Plateau, China [J]. *Journal of Forestry Research*, 2018, 29(3): 761–771.
- [10] 罗云建, 张小全, 朱建华, 等. 关帝山林区退化灌木林转变为华北落叶松林对生态系统碳储量的影响 [J]. *生态学报*, 2018, 38(23): 8354–8362. [LUO Yun-jian, ZHANG Xiao-quan, ZHU Jian-hua, *et al.* Changes in Ecosystem Carbon Storage Following Conversion of Degraded Shrubland to Larch (*Larix principis-rupprechtii* Mayr.) in the Guandi Mountain Forest Region, Northern China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(23): 8354–8362.]
- [11] 贾松伟. 长江流域森林植被碳储量分布特征及动态变化 [J]. *生态与农村环境学报*, 2018, 34(11): 997–1002. [JIA Song-wei. Carbon Storage Distribution and Its Dynamic Changes of Forest Vegetation in Yangtze River Basin Based on Continuous Forest Resources Inventory [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34(11): 997–1002.]
- [12] 任继勤, 夏景阳. 基于碳密度-林龄关系的黑龙江省森林碳汇潜力预测 [J]. *环境科学研究*, 2017, 30(4): 552–558. [REN Ji-qin, XIA Jing-yang. Prediction of Forest Carbon Sink Potential in Heilongjiang Province: The Carbon Density-age Relationship-Based Approach [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2017, 30(4): 552–558.]
- [13] 王艳芳, 刘领, 邓蕾, 等. 采伐对豫西退耕还林工程固碳的影响 [J]. *生态学报*, 2016, 36(5): 1400–1408. [WANG Yan-fang, LIU Ling, DENG Lei, *et al.* Evaluation of Carbon Storage and the Carbon Sequestration Potential Under Cutting and No-cutting Scenarios for the Grain for Green Project in Western Henan, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(5): 1400–1408.]
- [14] PANG X Y, HUANG J S, ZHAO Q X, *et al.* Ecosystem Carbon Stock Across a Chronosequence of Spruce Plantations Established on Cutovers of a High-elevation Region [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17(9): 2239–2249.
- [15] 廖亮林, 周蕾, 王绍强, 等. 2005—2013 年中国新增造林植被生物量碳库固碳潜力分析 [J]. *地理学报*, 2016, 71(11): 1939–1947. [LIAO Liang-lin, ZHOU Lei, WANG Shao-qiang, *et al.* Carbon Sequestration Potential of Biomass Carbon Pool for New Afforestation in China During 2005–2013 [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2016, 71(11): 1939–1947.]
- [16] KURZ W A, DYMOND C C, WHITE T M, *et al.* CBM-CFS3: A Model of Carbon-dynamics in Forestry and Land-use Change Implementing IPCC Standards [J]. *Ecological Modelling*, 2009, 220(4): 480–504.
- [17] KULL S J, RAMPLEY G J, MORKEN S, *et al.* Operational-scale Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector (CBM-CFS3)

- Version 1.2; User's Guide [M]. Alberta, Canada; Northern Forestry Centre, 2016: 1-18.
- [18] 许泉, 芮雯奕, 何航, 等. 不同利用方式下中国农田土壤有机碳密度特征及区域差异 [J]. 中国农业科学, 2006, 39(12): 2505-2510. [XU Quan, RUI Wen-yi, HE Hang, *et al.* Characteristics and Regional Differences of Soil Organic Carbon Density in Farmland Under Different Land Use Patterns in China [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2006, 39(12): 2505-2510.]
- [19] 付甜. 基于 CBM-CFS3 模型的三峡库区主要森林生态系统碳计量 [D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2013. [FU Tian. Carbon Estimation of Main Forest Ecosystem in Three Gorges Reservoir Area Using CBM - CFS3 [D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2013.]
- [20] 周涛, 史培军, 贾根锁, 等. 中国森林生态系统碳周转时间的空间格局 [J]. 中国科学: 地球科学, 2010, 40(5): 632-644. [ZHOU Tao, SHI Pei-jun, JIA Gen-suo, *et al.* Spatial Patterns of Ecosystem Carbon Residence Time in Chinese Forests [J]. *Scientia Sinica (Terrae)*, 2010, 40(5): 632-644.]
- [21] 黄锦学, 黄李梅, 林智超, 等. 中国森林凋落物分解速率影响因素分析 [J]. 亚热带资源与环境学报, 2010, 5(3): 56-63. [HUANG Jin-xue, HUANG Li-mei, LIN Zhi-chao, *et al.* Controlling Factors of Litter Decomposition Rate in China's Forests [J]. *Journal of Subtropical Resources and Environment*, 2010, 5(3): 56-63.]
- [22] SMYTH C E, TROFYMOW J A, KURZ W A, *et al.* Decreasing Uncertainty in CBM-CFS3 Estimates of Forest Soil Carbon Sources and Sinks Through Use of Long-term Data From the Canadian Intersite Decomposition Experiment [M]. Victoria, BC: Pacific Forestry Centre, 2010: 3-9.
- [23] 《湖北农村统计年鉴》编辑委员会. 湖北农村统计年鉴: 2009—2016 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2009—2016.
- [24] 陈光羽, 彭洪林. 兴山县天保工程资源监测及实施对策探讨 [J]. 湖北林业科技, 2006, 35(6): 49-52. [CHEN Guang-yu, PENG Hong-lin. Discussion on Resource Monitoring and Implementation Countermeasure of Natural Forest Protection Program in Xingshan County [J]. *Hubei Forestry Science and Technology*, 2006, 35(6): 49-52.]
- [25] 肖文发, 黄志霖, 唐万鹏. 长江三峡库区退耕还林工程生态效益监测与评价 [M]. 北京: 科学出版社, 2012. [XIAO Wen-fa, HUANG Zhi-lin, TANG Wan-peng. Monitoring and Evaluation of Ecological Benefits of National Land Conversion Program in Three Gorges Reservoir Area [M]. Beijing: Science Press, 2012.]
- [26] 黎孔清, 陈俭军, 马豆豆. 基于 STIRPAT 和 GM(1,1) 模型的湖南省农地投入碳排放增长机理及趋势预测 [J]. 长江流域资源与环境, 2018, 27(2): 345-352. [LI Kong-qing, CHEN Jian-jun, MA Dou-dou. Growth Mechanism and Trend Forecast of Carbon Emission From Farmland Inputs in Hunan Province Based on Stirpat and GM (1,1) Model [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2018, 27(2): 345-352.]
- [27] 邢乐杰. 三峡库区森林生态系统有机碳储量研究 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2008. [XING Le-jie. Study on Organic Carbon Storage of Forest Ecosystem in Three Gorges Reservoir Area [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2008.]
- [28] 张滨, 张丽娜, 刘秀萍, 等. 河北省北部森林植被碳储量和固碳速率研究 [J]. 中国生态农业学报, 2016, 24(3): 392-402. [ZHANG Bin, ZHANG Li-na, LIU Xiu-ping, *et al.* Vegetation Carbon Storage and Carbon Sequestration Rates in Northern Hebei Province [J]. *Chinese Journal of Eco-agriculture*, 2016, 24(3): 392-402.]
- [29] 潘鹏, 欧阳勋志, 甘文峰. 不同方法估算马尾松天然林植被固碳潜力的比较 [J]. 东北林业大学学报, 2015, 43(1): 32-35. [PAN Peng, OUYANG Xun-zhi, GAN Wen-feng. Methods in Estimating Carbon Sequestration Potential of *Pinus massoniana* Nature Forest Vegetation [J]. *Journal of Northeast Forestry University*, 2015, 43(1): 32-35.]
- [30] 陈丹凤. 江西省三种典型人工林固碳现状及其潜力 [D]. 南昌: 江西农业大学, 2016: 21-24. [CHEN Dan-feng. The Carbon Sequestration Status and Potention of Three Typical Plantations in Jiangxi Province [D]. Nanchang: Jiangxi Agricultural University, 2016: 21-24.]
- [31] 张小全, 侯振宏. 森林、造林、再造林和毁林的定义与碳计量问题 [J]. 林业科学, 2003, 39(2): 145-152. [ZHANG Xiao-quan, HOU Zhen-hong. Definitions of Afforestation, Reforestation and Deforestation in Relations to Carbon Accounting [J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2003, 39(2): 145-152.]
- [32] TENG M J, ZENG L X, XIAO W F, *et al.* Spatial Variability of Soil Organic Carbon in Three Gorges Reservoir Area, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599/600: 1308-1316.
- [33] MITCHARD E T A. The Tropical Forest Carbon Cycle and Climate Change [J]. *Nature*, 2018, 559(7715): 527-534.
- [34] 邱琳, 郑江华, 王蕾, 等. 新疆西伯利亚落叶松固碳速率时空分异研究 [J]. 生态学报, 2018, 38(19): 6953-6963. [QIU Lin, ZHENG Jiang-hua, WANG Lei, *et al.* Spatiotemporal Variation in the Carbon Sequestration Rate of *Larix sibirica* in Xinjiang [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(19): 6953-6963.]
- 作者简介: 冯源 (1990—), 女, 河南许昌人, 博士生, 研究方向为生态系统管理及其服务功能变化。E-mail: flyh0901@163.com

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0325

张彪,王爽.锡林郭勒盟风沙源治理区防风固沙功能变化评估[J].生态与农村环境学报,2020,36(3):291–299.

ZHANG Biao, WANG Shuang. Dynamic Changes of the Sand-fixing Service in the Sandstorm Source Control Region of Xilin Gol League[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 291–299.

锡林郭勒盟风沙源治理区防风固沙功能变化评估

张彪^{1,2①}, 王爽^{1,2} (1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049)

摘要: 监测评估生态工程区的生态功能变化是实施推进生态治理修复工程的重要参考。基于修正风蚀方程(RWEQ)与GIS技术,评估分析了风沙源治理工程区内锡林郭勒盟的防风固沙功能动态变化,并重点探讨了降水量和植被覆盖度对防风固沙功能的影响。结果表明:2000—2015年锡林郭勒盟年均防风固沙量为14.56亿t,单位面积防风固沙约为 $74.78\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$,且分别以7.1%和6.3%的年均速率波动增加。整体来看,锡林郭勒盟防风固沙功能由东南向西北及东北方向递减,主要原因是东北部潜在风蚀风险较低。相比2000年,2015年锡林郭勒盟有32.63%的地区防风固沙能力升高,51.82%的地区稳定,另有15.55%的地区防风固沙能力下降。此外,锡林郭勒盟防风固沙功能变化与降水量和植被覆盖度变化均呈显著相关。因此,风沙源治理工程区防风固沙功能的提升应综合考虑气候变化、生态工程和人类活动的影响。

关键词: 防风固沙; 风蚀; 时空变化; 植被覆盖度; 降水量; 锡林郭勒盟

中图分类号: X826 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0291-09

Dynamic Changes of the Sand-fixing Service in the Sandstorm Source Control Region of Xilin Gol League. ZHANG Biao^{1,2①}, WANG Shuang^{1,2} (1. Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 2. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Resulting from natural processes or induced by human activities, desertification is an important global ecological and environmental challenge. China has recently initiated a series of ecological restoration programs at national and regional scales. However, regular monitoring and assessment of related ecosystem services in the ecological engineering areas can also provide fundamental references for the implementations of desertification control measures. This study estimated the dynamic changes of sand-fixing service in Xilin Gol League, which is located in Inner Mongolia Autonomous Region, in the north-western part of an extensive sandstorm source control project region, and represents 44% of the total project area. The RWEQ model was applied, and the influences of rainfall and vegetation coverage on sand-fixing capacity were analyzed. The results indicate that the average annual amount of sand-fixing service reached 1.456 billion tons of sand during the period of 2000–2015, with an average sand-fixing capacity of $74.78\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$. These values annually increased by 7.1% and 6.3%, respectively. In addition, the sand-fixing service in Xilin Gol League showed a gradually decreasing trend from southeast to northwest and northeast, mainly due to the lower wind erosion risk in the northeastern part. Compared with 2000, approximately 32.63% of the Xilin Gol League area presented an improvement in the sand-fixing service in 2015, also, the degradation area and unchanged area of sand-fixing service occupied 15.55% and 51.82%, respectively. Furthermore, the change of sand-fixing service significantly correlated with vegetation coverage and rainfall in Xilin Gol League. The results reveal that the integrated influences of climate change, ecological engineering and human activities on sand-fixing service should receive more attention, and additional effective control measures on wind erosion in the weak improvement regions should be adopted.

Key words: sand-fixing; wind erosion; spatial-temporal change; vegetation coverage; rainfall; Xilin Gol League

土地沙化是全球面临的重大生态环境问题,其与地形、土壤、植被、气候和人类活动等因素有关^[1–2]。近年来我国土地退化态势较严重。根据

收稿日期: 2019–05–08

基金项目: 国家重点研发计划(2016YFC0503403)

① 通信作者 E-mail: zhangbiao@igsnrr.ac.cn

2015 年发布的《中国荒漠化和沙化状况公报》,截至 2014 年,我国仍有荒漠化土地 261.16 万 km^2 和沙化土地 172.12 万 km^2 。为遏制土地沙化趋势,我国部署实施了退耕还林还草、三北防护林体系、天然林保护和京津风沙源治理等重大生态建设工程。由于生态建设工程工期长,地域广,加上生态系统恢复漫长复杂,及时监测、评估工程区生态状况及功能变化尤为重要^[3]。京津风沙源治理工程是为遏制北京及周边地区土地沙化趋势、改善京津地区大气环境质量而实施的一项重大生态工程,建设范围西起内蒙古达尔罕茂明安联合旗,东至河北省平泉县,南至山西省代县,北至内蒙古东乌珠穆沁旗,涉及国土面积 45.8 万 km^2 。自 2000 年京津风沙源治理工程实施以来,工程区植被恢复与土壤风蚀趋势受到重点关注。李庆旭等^[3]基于 MOD13Q1 数据测算 2000—2015 年京津风沙源区植被覆盖度变化范围在 35%~45%之间,且以年均 0.4%速率波动增加。石莎等^[4]利用传统生态学方法对京津风沙源治理工程区 2001—2005 年植被恢复效果进行野外调查,发现植被覆盖度整体上升。严恩萍等^[5]采用 MODIS02B 数据源分析了重点治理区(涉及山西和内蒙古共 48 个县域)植被覆盖变化特征,表明 2000—2012 年治理区植被覆盖总体呈上升趋势。卫洁等^[6]利用 MODIS 数据监测发现,2000—2014 年京津风沙源区 84.51%的地区植被覆盖呈增加趋势。生态工程区植被状况变化必然引起区域防风固沙功能的相应变化。高尚玉等^[7]调查评估发现,2005 年京津风沙源区土壤风蚀量比 2001 年减少 1.96 亿 t。吴丹等^[8]综合评估表明,2000—2010 年京津风沙源治理工程区土壤风蚀以微度和轻度为主,且风蚀量总体呈下降态势。迟文峰等^[9]以遥感手段监测发现,1990—2015 年间工程区土壤风蚀模数整体下降,且在生态工程实施后改善趋势明显。1990—2015 年内蒙古 49.23%的区域土壤风蚀强度下降,但仍有 7.11%的区域风蚀强度增加^[10]。然而,相比于工程区植被覆盖状况的监测,区域防风固沙功能的动态变化研究仍相对薄弱。

锡林郭勒盟位于京津风沙源治理工程区西北部,是工程区内面积最大的地级行政区。锡林郭勒盟中部是东西长约 400 km 的浑善达克沙地,其西缘为固定、半固定沙丘广布的嘎亥额勒苏沙地,其生态治理效果成为评估京津风沙源治理工程成效的关键。巩国丽等^[11]运用修正风蚀方程(RWEQ)评估发现,20 世纪 90 年代以来锡林郭勒盟土壤风蚀强度总体减弱。丁文广等^[12]利用 Landsat 卫星影像

分析发现,1975—2014 年锡林郭勒盟沙漠化面积先增后减,沙漠化重心先东移后西返。王艳琦等^[13]采用 Landsat-8 OLI 遥感影像分析认为,2000—2015 年锡林郭勒盟沙漠化程度总体呈现逆转趋势。此外,浑善达克沙漠化防治生态功能区的防风固沙功能受到关注^[14]。但是,以往研究侧重锡林郭勒盟土壤风蚀状况的变化趋势及驱动力分析,而对区域防风固沙功能的动态变化及其空间差异揭示不足。

随着京津风沙源治理二期工程(2013—2022 年)的实施,分区施策与精准修复已成为生态治理工程的重要内容^[15]。为此,以锡林郭勒盟为例,采用 REWQ 模型与 GIS 空间分析技术,评估分析 2000—2015 年锡林郭勒盟防风固沙功能的时空变化及其区域差异,并探讨植被覆盖度和降水量对区域防风固沙功能的影响,可为风沙源治理工程的分区施策治理与成效监测评估提供参考依据。

1 研究区概况

锡林郭勒盟位于京津风沙源治理工程区西北部、内蒙古中部(图 1),是典型农牧交错地区,也是北京和华北地区的重要生态屏障^[16]。锡林郭勒盟土地总面积为 202 580 km^2 ,现辖 9 旗(东乌珠穆沁旗、西乌珠穆沁旗、阿巴嘎旗、锡林浩特市、苏尼特左旗、苏尼特右旗、正蓝旗、正镶白旗、镶黄旗、太仆寺旗)、2 市(锡林浩特市、二连浩特市)和 1 县(多伦县)。

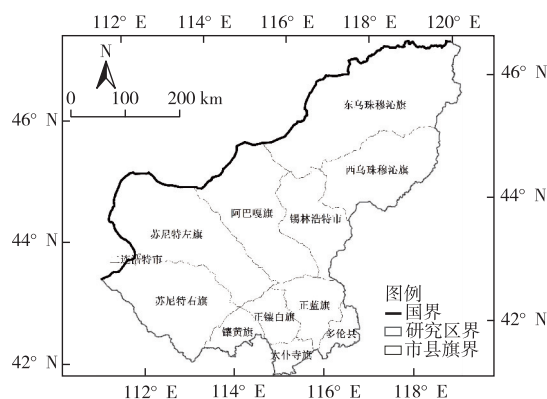


图 1 锡林郭勒盟位置与组成

Fig. 1 Location and districts of Xilin Gol League

锡林郭勒盟地形平坦开阔,地势自西南向东北方向倾斜。海拔高度处于 800~1 800 m 之间^[16],海拔最高处位于太仆寺旗东部,最低处位于东乌珠穆沁旗和西乌珠穆沁旗。锡林郭勒盟气候属于中温带干旱、半干旱大陆性季风气候区,年均气温为 1~2 $^{\circ}\text{C}$,年平均降水量为 200~350 mm,且集中在 6—8

月^[17]。锡林郭勒盟主导风向为西北风,全年大风日数达 50~80 d,其中 3—5 月大风日数占全年的 40%~50%^[18]。锡林郭勒盟地带性植被为草原,其面积约占草地总面积的 71.88%,类型包括典型草原、草甸草原和荒漠草原 3 大亚型^[19]。据锡林郭勒盟 2018 年统计年鉴,2017 年末全盟常住人口为 105.16 万人,自然增长率为 4.1%。其中,城镇常住人口为 68.49 万人,占总人口比例为 65.13%;农村牧区常住人口为 36.67 万人,占总人口比例为 34.87%^[20]。

2 材料与方法

2.1 RWEQ 模型的构建

土壤风蚀是风力作用导致表土物质脱离原空间位置的过程^[21]。风蚀模型是评估土壤风蚀状况的主要技术手段,并已发展演化出通用风蚀方程(WEQ)、德克萨斯侵蚀分析模型(TEAM)和风蚀预报系统(WEPS)等多种模型^[22]。其中,修正风蚀方程(RWEQ)综合反映了气候、植被、土壤性质和地表粗糙度等自然因素的影响,已被广泛应用于我国土壤风蚀状况评估^[9-11,14]。防风固沙功能是在地表无植被状况下土壤风蚀量与植被覆盖条件下土壤风蚀量的差值^[10,23],采用 RWEQ 模型^[22]定量评估锡林郭勒盟潜在风蚀量($L_{s,p}$)与实际风蚀量($L_{s,r}$),以两者之差来表示区域防风固沙量(SRQ, Q_{SR})与平均固沙能力(SRA, A_{SR})。具体计算公式为

$$Q_{p,max} = 109.8 \times (F_W \times F_E \times F_{SC} \times K'), \quad (1)$$

$$p_s = 150.71 \times (F_W \times F_E \times F_{SC} \times K')^{-0.3711}, \quad (2)$$

$$L_{s,r} = \frac{2z}{r_s^2} \times Q_{r,max} \times e^{-(z/r_s)^2}, \quad (3)$$

$$Q_{r,max} = 109.8 \times (F_W \times F_E \times F_{SC} \times K' \times C), \quad (4)$$

$$r_s = 150.71 \times (F_W \times F_E \times F_{SC} \times K' \times C)^{-0.3711}, \quad (5)$$

$$L_{s,p} = \frac{2z}{p_s^2} \times Q_{p,max} \times e^{-(z/p_s)^2}, \quad (6)$$

$$Q_{SR} = 10 \times (L_{s,p} - L_{s,r}) \times A, \quad (7)$$

$$A_{SR} = Q_{SR}/A. \quad (8)$$

式(1)~(8)中, $L_{s,p}$ 为潜在风蚀量, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$; $Q_{p,max}$ 为潜在风力最大输沙能力, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-1}$; r_s 为潜在关键地块长度,m; $L_{s,r}$ 为实际风蚀量, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$; $Q_{r,max}$ 为实际风力最大输沙能力, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-1}$; p_s 为实际关键地块长度,m; z 为下风向距离,取 50 m; F_W 为气象因子,

$\text{kg} \cdot \text{m}^{-1}$; F_E 和 F_{SC} 分别为土壤可蚀性因子和土壤结皮因子; K' 和 C 分别为土壤糙度因子与植被因子; Q_{SR} 为研究区防风固沙量, $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$; A 为研究区面积, hm^2 ; A_{SR} 为防风固沙能力, $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

2.2 RWEQ 模型参数处理

(1) 气象因子(WF)

自然条件下土壤风蚀受风速、温度、降雨、太阳辐射和降雪等气象因素影响,气象因子为各类气象因素对风蚀的综合影响,计算公式为

$$F_W = f_W \times (\rho/g) \times S_W \times S_D, \quad (9)$$

$$f_W = u_2 \times (u_2 - u_1)^2 \times N_d. \quad (10)$$

式(9)~(10)中, f_W 为风力因子, $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-3}$; ρ 为空气密度,当气温为 20℃时为 $1.205 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$; g 为重力加速度,取 $9.8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$; S_W 和 S_D 分别为土壤湿度因子和雪盖因子,计算方法参照文献[9-11]; u_1 为起沙风速,参照以往研究^[11,16,22]取 $5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$; u_2 为气象站月均风速, $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$; N_d 为各月风速大于 $5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 的时间,d。

(2) 土壤可蚀性因子(EF)和结皮因子(SCF)

土壤可蚀性受土壤颗粒粒径以及有机质、黏土和碳酸钙等物质含量的影响,表层坚硬结皮也能有效防止风蚀的发生^[23]。因此,可从土壤理化条件判别土壤可蚀性因子,而土壤结皮因子可反映一定土壤理化条件下土壤结皮抵抗风蚀的能力^[22],其计算公式分别为

$$F_E = [29.09 + 0.31w_{sa} + 0.17w_{si} + 0.33(w_{sa}/w_{cl}) - 2.59w_{OM} - 0.95w_{CaCO_3}]/100, \quad (11)$$

$$F_{SC} = 1/(1 + 0.0066w_{cl}^2 + 0.021w_{OM}^2). \quad (12)$$

式(11)~(12)中, w_{sa} 为土壤粗砂质量分数,%; w_{si} 为土壤粉砂质量分数,%; w_{cl} 为土壤黏粒质量分数,%; w_{OM} 为土壤有机质质量分数,%; w_{CaCO_3} 为碳酸钙质量分数,%。

(3) 植被覆盖因子(C)

地表植被不仅增加地表糙度而增大起沙风速,且对土壤颗粒移动有一定阻碍作用,因此对土壤风蚀具有重要抑制作用^[23]。植被覆盖因子代表植被条件对风蚀的抑制程度,计算公式为

$$C = e^{-0.0483C_s}, \quad (13)$$

$$C_s = (I_{NDV} - I_{NDV,min})/(I_{NDV,max} - I_{NDV,min}). \quad (14)$$

式(13)~(14)中, C_s 为植被覆盖度,%; $I_{NDV,max}$ 与 $I_{NDV,min}$ 分别为归一化植被指数(NDVI, I_{NDV})最大值和最小值。

(4) 地表糙度因子 (K')

坡度、坡向等地形因子可影响植被生长状况,对风蚀过程也存在显著影响。地表糙度指农田因耕作产生块状土以及土垄存在而对土壤风蚀产生的影响^[23],包括随机糙度 (C_r) 和土垄糙度 (K_r)。由于区域尺度评估中耕作产生的随机糙度难以获取,采用 smith-carson 方程计算土垄造成的地形起伏度来替代^[24],计算公式为

$$K_r = 0.2(\Delta H)^2/L, \quad (15)$$

$$K' = e^{(1.86K_r - 2.41K_r^{0.934} - 0.127C_r)}. \quad (16)$$

式(15)~(16)中, K_r 为土垄糙度,cm; C_r 为随机糙度,取0; K' 为地表糙度因子,cm; L 为地势起伏参数; ΔH 为距离 L 范围内海拔高度差,cm。

2.3 数据来源

气象数据来源于中国气象科学数据共享服务网 (<http://cdc.cma.gov.cn/>),在锡林郭勒盟辖区分布有10个气象站,选取2000—2015年共16a气象观测数据,采用月均风速、降水、气温和日照时数等数据插值得到风力因子和土壤湿度因子。雪盖因子利用中国西部环境与生态科学数据中心 (<http://westdc.westgis.ac.cn/>) 的中国雪深长时间序列数据集计算。土壤数据来源于中国西部环境与生态科学数据中心提供的1:100万土壤图及所附的土壤属性表和空间数据,并分别采用锡林郭勒盟不同土壤类型的相应物质含量估算可蚀性因子与结皮因子。NDVI数据来自美国地球资源观测系统数据中心的MOD13Q1产品,该数据已经过几何精纠正、辐射校正和大气校正等预处理,时空分辨率分别为16d和250m。对该数据集去除噪声干扰后,利用MRT投影转换工具进行投影和格式转换批处理,并采用最大值合成法获得2000—2015年NDVI数据。为保证不同精度数据的一致性,以上参数因子均重采样为100m×100m的栅格单元参与模型计算。

3 结果与分析

3.1 防风固沙功能年际变化特征

评估结果表明,2000—2015年锡林郭勒盟年均防风固沙量为12.39亿~16.3亿t,并分别于2001和2006年达到最低值和最高值,多年防风固沙量平均为14.56亿t。评估期内,锡林郭勒盟年均防风固沙量波动增加趋势显著(图2),平均年增速为0.071亿t,年均变化率为7.1%。

锡林郭勒盟防风固沙能力2000—2015年在67.13~81.86 $t \cdot hm^{-2}$ 之间变动,多年平均值为74.78 $t \cdot hm^{-2}$ 。且随着评估年份的变化,锡林郭勒

盟防风固沙能力以平均每年6.3%的变化率波动增加,直观表现为区域土壤风蚀强度的整体下降(图3)。但区域防风固沙能力增加幅度稍低于防风固沙量,主要原因是防风固沙量受到防风固沙能力与区域面积的双重影响。

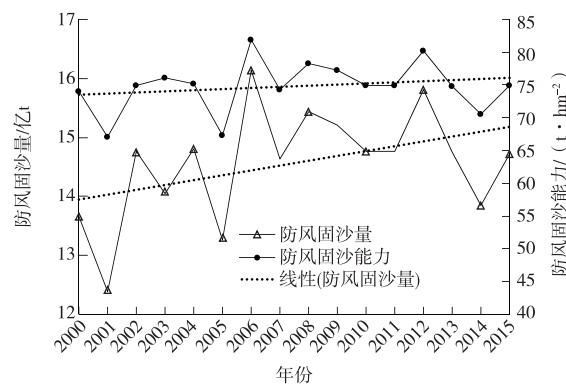


图2 2000—2015年锡林郭勒盟防风固沙功能变化

Fig. 2 Changes of sand-fixing service in the Xilin Gol League from 2000 to 2015

3.2 防风固沙功能空间差异特征

为揭示锡林郭勒盟防风固沙功能空间差异,依据全盟固沙能力值域及风力侵蚀强度分级^[25]设置相应防风固沙功能分级标准(表1)。

结果表明,锡林郭勒盟东南部防风固沙能力最强,年均防风固沙超过120 $t \cdot hm^{-2}$,主要包括正蓝旗、正镶白旗、苏尼特左旗东南部等地区,其面积占锡林郭勒盟总面积的9.91%。防风固沙能力较高区面积最大,占全盟面积的53.81%,集中分布在苏尼特右旗、阿巴嘎旗以及苏尼特左旗西北部等区域,多年平均防风固沙能力介于60~120 $t \cdot hm^{-2}$ 之间。防风固沙能力一般区的空间分布零散,其面积约占锡林郭勒盟总面积的22.45%,年均防风固沙能力为20~60 $t \cdot hm^{-2}$ 。另外,锡林郭勒盟分布有8.53%的防风固沙能力较低区,主要位于东乌珠穆沁旗、西乌珠穆沁旗、太仆寺旗、多伦县和镶黄旗以及锡林浩特市等,年均防风固沙能力处于5~20 $t \cdot hm^{-2}$ 之间。而防风固沙能力低值区的年均防风固沙能力不足5 $t \cdot hm^{-2}$,其面积约占锡林郭勒盟总面积的5.30%,零散分布于阿巴嘎旗和苏尼特左旗西北部、正镶白旗东南部、太仆寺旗中部以及苏尼特右旗西部等地区。因此,锡林郭勒盟防风固沙功能整体呈现由东南向西北与东北方向递减的空间分布特征(图4),主要原因是东北部地区风力侵蚀潜在风险较小,实际存在的植被防风固沙能力较低。

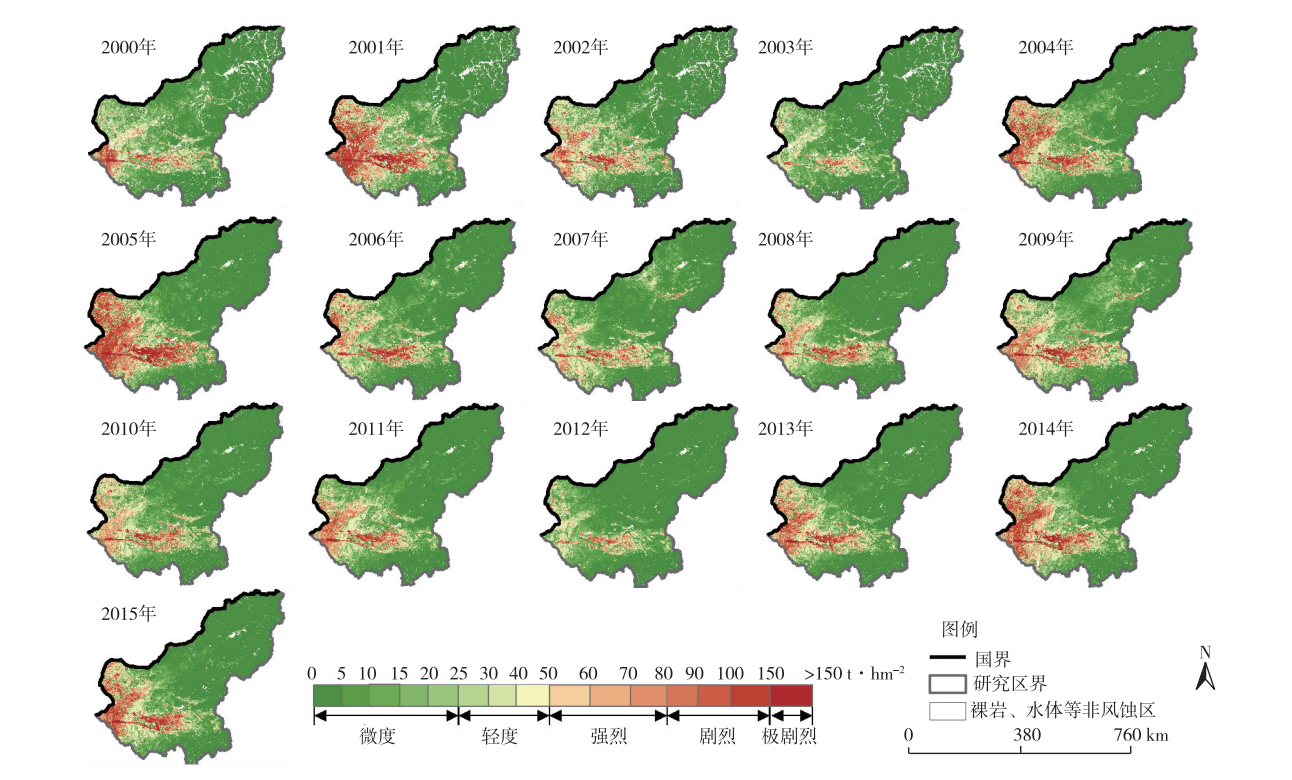


图 3 2000—2015 年锡林郭勒盟土壤风蚀强度空间分布

Fig. 3 Wind erosion intensity in the Xilin Gol League from 2000 to 2015

表 1 2000—2015 年锡林郭勒盟防风固沙能力变化

Table 1 Changes of sand-fixing capacity in the Xilin Gol League from 2000 to 2015

防风固沙能力分区	固沙能力(A_{SR})分级依据/ ($t \cdot hm^{-2}$)	分区面积 占比/%	防风固沙能力变化分区	变化值(Δ)分级依据/ ($t \cdot hm^{-2}$)	变化区面积 占比/%
高值区	$A_{SR} \geq 120$	9. 91	明显增加区	$\Delta \geq 20$	3. 72
较高区	$60 \leq A_{SR} < 120$	53. 81	一般增加区	$5 \leq \Delta < 20$	28. 91
一般区	$20 \leq A_{SR} < 60$	22. 45	无变化区	$-5 \leq \Delta < 5$	51. 82
较低区	$5 \leq A_{SR} < 20$	8. 53	一般降低区	$-20 \leq \Delta < -5$	9. 16
低值区	$A_{SR} < 5$	5. 30	明显降低区	$\Delta < -20$	6. 39

3.3 防风固沙功能区域变化特征

从防风固沙功能变化区域来看,2000—2015 年锡林郭勒盟有 32.63% 的区域防风固沙能力增高(表 1)。其中,正蓝旗、太仆寺旗和西乌珠穆沁旗等防风固沙功能明显提升,单位面积防风固沙增加量超过 $20 t \cdot hm^{-2}$,其面积占锡林郭勒盟总面积的 3.72%;阿巴嘎旗、正镶白旗、苏尼特左旗东南部、东乌珠穆沁旗和多伦县西南部防风固沙能力有所增加,增高幅度介于 $5 \sim 20 t \cdot hm^{-2}$ 之间,其面积约占锡林郭勒盟总面积的 28.91%。相比 2000 年,2015 年锡林郭勒盟有 15.55% 的地域防风固沙功能下降。其中,苏尼特右旗东部和苏尼特左旗西北部防风固沙能力明显降低,其面积占锡林郭勒盟总面积的 6.39%,单位面积防风固沙能力降低幅度超过 20

$t \cdot hm^{-2}$;东乌珠穆沁旗中部防风固沙能力变化为一般降低水平,其面积约占锡林郭勒盟总面积的 9.16%。其余 51.82% 的地区防风固沙功能无明显变化,主要分布在东乌珠穆沁旗、阿巴嘎旗和多伦县东南部、锡林浩特市和镶黄旗等(图 5)。可见,2000—2015 年锡林郭勒盟防风固沙功能较稳定,而东南部和中北部地区防风固沙能力明显提升,西部地区防风固沙能力有明显下降现象,需要重点加以关注。

3.4 防风固沙功能影响因素分析

区域防风固沙功能不仅受到植被覆盖状况影响,同时受降水量、土壤、地形和风力等其他因素影响。统计结果表明,2000—2015 年锡林郭勒盟植被覆盖度变动在 40.12% ~ 59.05% 之间,且以每年

0.32%的平均增速波动增加(图6)。利用SPSS软件进行Kendall非参数相关性检验,结果发现植被覆盖度对区域防风固沙能力的提升具有显著正面影响(Sig为0.034, $r=0.531$)。2000—2015年锡林郭勒盟降水量变动在196.01~389.44 mm之间,多年平均值为264.51 mm。然而,评估期间锡林郭勒盟降水量整体以 $4.94\text{ mm}\cdot(15\text{ a})^{-1}$ 的增速波动增加,且与防风固沙能力变化趋势呈现较好的一致性(图7)。经相关性检验,降水量与防风固沙能力也

存在显著正相关(Sig为0.037, $r=0.551$),说明该区域降水量对防风固沙能力的变化产生了积极影响。从防风固沙能力变化较大年份来看,2005年降水量与植被覆盖度比2004年均明显降低,造成防风固沙功能显著下降;2012年降水量与植被覆盖度大幅增加,明显提高了防风固沙能力。因此,近年来降水量变化和生态工程建设均对区域防风固沙功能具有明显影响。

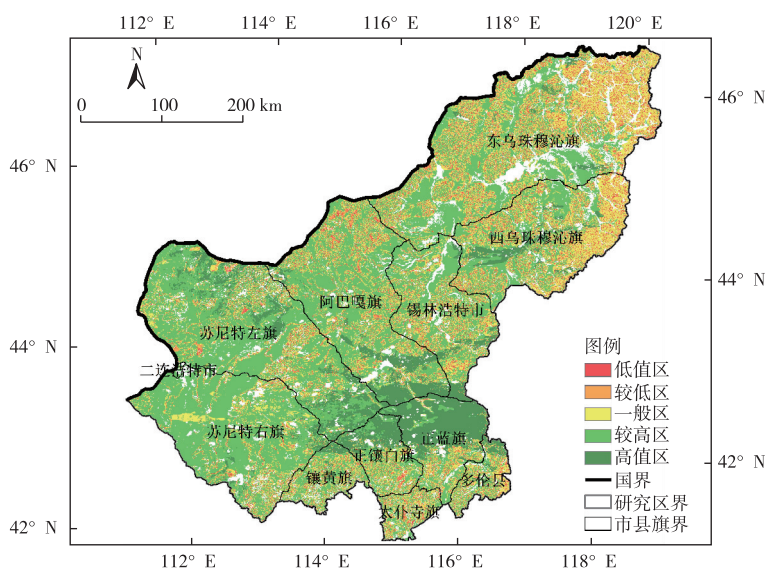


图4 锡林郭勒盟多年平均防风固沙能力空间分布

Fig. 4 Averaged sand-fixing capacity in the Xilin Gol League

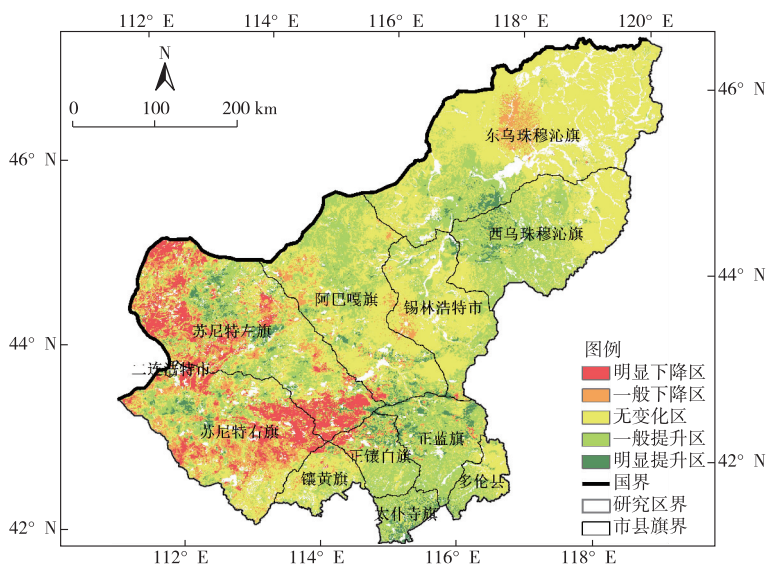


图5 2000—2015年锡林郭勒盟防风固沙能力变化区

Fig. 5 Areas with changed sand-fixing capacity in the Xilin Gol League from 2000 to 2015

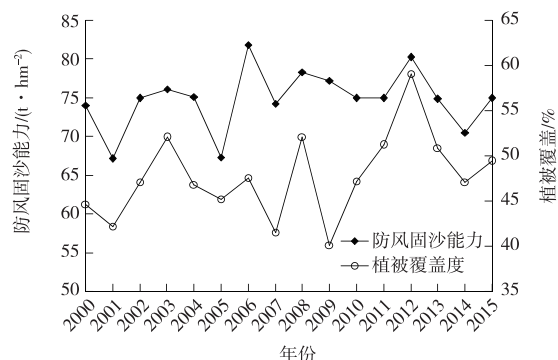


图6 2000—2015年锡林郭勒盟防风固沙能力与植被覆盖变化

Fig. 6 Changes of vegetation coverage and sand-fixing capacity in the Xilin Gol League from 2000 to 2015

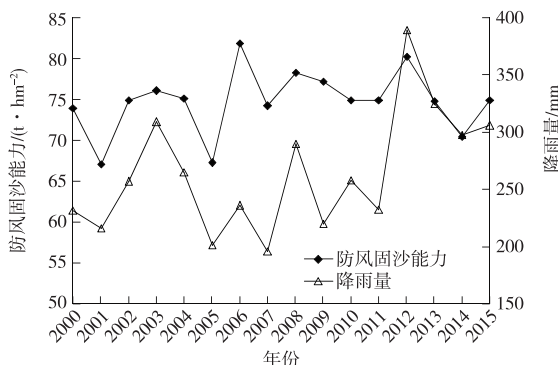


图7 2000—2015年锡林郭勒盟防风固沙能力与降水量变化

Fig. 7 Changes of rainfall and sand-fixing capacity in the Xilin Gol League from 2000 to 2015

4 讨论

基于锡林郭勒盟的植被、土壤及气象数据,采用修正风蚀方程(RWEQ)和GIS空间分析技术,测算评估了2000—2015年锡林郭勒盟防风固沙功能变化及其区域差异。笔者研究发现,锡林郭勒盟多年平均防风固沙能力为 $74.48 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,稍高于巩国丽等^[16]测算1990—2010年内蒙古典型草原区防风固沙能力 $50 \sim 70 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的结果,原因是两项研究评估阶段不同,且近年来该区域防风固沙功能明显增加。笔者研究中防风固沙能力值高于江凌等^[23]估算的2000—2010年内蒙古生态系统年均防风固沙能力为 $48.80 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的结论,这主要是因为锡林郭勒盟位于内蒙古风沙治理关键地带,是发挥防风固沙功能的重要区域。此外,笔者研究发现锡林郭勒盟防风固沙能力空间变化特征与巩国丽等^[16]、王艳琦等^[13]研究结果一致,植被覆盖度变化与李庆旭等^[3]、邵艳莹等^[26]研究结果一致。不过,佟斯琴

等^[27]、孙斌等^[28]认为,1980—2010年间内蒙古降水量呈现波动下降趋势,而笔者研究发现锡林郭勒盟降水量在2000—2015年呈现波动增加趋势,原因在于评估时间段与研究区域的不同。

土壤风蚀强度易受地形、土壤、植被、气候和人类活动的综合影响^[1-2]。其中,气候因素主要表现为风速、降水和温度等方面的影响^[10,29],降水在直接影响土壤湿度和粘附能力的同时,间接调节植被生长状况进而影响风蚀^[30]。植被覆盖度通过减缓风速和减少沉积物可有效保护表层土壤^[31],因此笔者研究选取降水量和植被覆盖度对研究区防风功能的影响进行分析。结果表明,锡林郭勒盟防风固沙功能的变化,不仅受到风沙源治理工程措施的影响,而且与风力、气温等气象条件有关,这与ZHANG等^[31]对内蒙古土壤风蚀动态的影响因素研究结果相一致。因此未来研究应重点关注防风固沙功能与工程措施以及气象要素波动的关系解析。

PI等^[32]应用REWQ经验模型对比分析了中国和美国干旱半干旱地区的防风固沙能力,结果表明作为农田风蚀模型的RWEQ具有一定误差,笔者将其应用于以草原为主的研究区也存在一定局限性。因此,虽然RWEQ模型方便定量评估土壤侵蚀模数,但其计算参数均来源于美国大平原的统计值,属于缺乏一定理论与物理过程基础的经验模型^[33],且具有很强地域性,具体应用该模型时要对计算参数进行修正。巩国丽等^[34]对RWEQ中土壤结皮和可蚀性因子进行改进,并将其应用到我国北方风沙土区。不过,迟文峰等^[35]利用内蒙古高原¹³⁷Cs示踪技术监测成果检验RWEQ模型反演结果发现具有较好拟合性($R^2=0.83, P<0.01$)。笔者研究在综合考虑与借鉴前人对公式与参数修正结果的基础上,为满足模型对数据空间和时间分辨率的要求,对部分输入参数进行了插值处理,可能导致评估结果存在一定程度的误差。此外,RWEQ模型在风蚀因子分类与相互影响方面存在不足,以至于风蚀影响因子仅是特定区域的经验表达,不具有普适性的风蚀动力学理论基础^[21]。因此,构建并应用具有理论基础与广泛适用性的土壤风蚀模型更能准确反映区域防风固沙功能变化状况。

5 结论

研究表明,2000—2015年锡林郭勒盟防风固沙功能明显提升,年均防风固沙量为14.56亿t,防风固沙能力达 $74.78 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,且整体呈现由东南向西北与东北方向递减趋势。相比2000年,2015年锡

林郭勒盟东南部防风固沙能力增加明显,全盟有 32.63% 的区域防风固沙能力增高,51.82% 的区域防风固沙能力稳定,另有西部地区 15.55% 的区域防风固沙能力降低,是区域防风固沙功能需要重点关注区域。此外,锡林郭勒盟防风固沙功能变化与植被覆盖度和降水量变化呈显著相关,说明近年来降水变化和生态工程建设均对区域生态功能的提升有积极作用。风沙源治理工程的推进实施应综合考虑气候变化、生态工程和人类活动的复合影响,利用发挥气候变化带来的正面效应,注重生态工程布局建设的区域适宜性,并对生态系统进行科学的保护与修复。

参考文献:

- [1] SYMEONAKIS E, KARATHANASIS N, KOUKOULAS S, *et al.* Monitoring Sensitivity to Land Degradation and Desertification With the Environmentally Sensitive Area Index: The Case of Lesbos Island[J]. *Land Degradation & Development*, 2016, 27(6): 1562–1573.
- [2] KARAMESOUTI M, PANAGOS P, KOSMAS C. Model-based Spatio-temporal Analysis of Land Desertification Risk in Greece[J]. *Catena*, 2018, 167: 266–275.
- [3] 李庆旭, 张彪, 王爽, 等. 京津风沙源区 2000—2015 年植被覆盖状况的区域差异研究[J]. *地学前缘*, 2018, 25(5): 298–304. [LI Qing-xu, ZHANG Biao, WANG Shuang, *et al.* Regional Differences of Vegetation Cover in the Beijing–Tianjin Sandstorm Source Region From 2000 to 2015 [J]. *Geosciences Frontiers*, 2018, 25(5): 298–304.]
- [4] 石莎, 邹学勇, 张春来, 等. 京津风沙源治理工程区植被恢复效果调查[J]. *中国水土保持科学*, 2009, 7(2): 86–92. [SHI Sha, ZOU Xue-yong, ZHANG Chun-lai, *et al.* Investigation of Vegetation Restoration in the Area of Beijing and Tianjin Sandstorm Source Control Project[J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2009, 7(2): 86–92.]
- [5] 严恩萍, 林辉, 党永峰, 等. 2000—2012 年京津风沙源治理区植被覆盖时空演变特征[J]. *生态学报*, 2014, 34(17): 5007–5020. [YAN En-ping, LIN Hui, DANG Yong-feng, *et al.* The Spatio-temporal Changes of Vegetation Cover in Beijing – Tianjin Sandstorm Source Control Region During 2000 – 2012 [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(17): 5007–5020.]
- [6] 卫洁, 雷添杰, 孔冬梅, 等. 基于遥感的京津风沙源区植被覆盖变化监测[J]. *山西大学学报(自然科学版)*, 2019, 42(1): 242–252. [WEI Jie, LEI Tian-jie, KONG Dong-mei, *et al.* Vegetation Dynamics Based on Remote Sensing in Beijing–Tianjin Sandstorm Source Region[J]. *Journal of Shanxi University (Natural Science Edition)*, 2019, 42(1): 242–252.]
- [7] 高尚玉, 张春来, 邹学勇. 京津风沙源治理工程效益[M]. 北京: 科学出版社, 2008: 51–53. [GAO Shang-yu, ZHANG Chun-lai, ZOU Xue-yong. *Benefits of Beijing–Tianjin Sand Source Control Engineering*[M]. Beijing: Science Press, 2008: 51–53.]
- [8] 吴丹, 巩国丽, 邵全琴, 等. 京津风沙源治理工程生态效应评估[J]. *干旱区资源与环境*, 2016, 30(11): 117–123. [WU Dan, GONG Guo-li, SHAO Quan-qin, *et al.* Ecological Effects Assessment of Beijing and Tianjin Sandstorm Source Control Project[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2016, 30(11): 117–123.]
- [9] 迟文峰, 匡文慧, 贾静, 等. 京津风沙源治理工程区 LUCC 及土壤风蚀强度动态遥感监测研究[J]. *遥感技术与应用*, 2018, 33(5): 965–974. [CHI Wen-feng, KUANG Wen-hui, JIA Jing, *et al.* Study on Dynamic Remote Sensing Monitoring of LUCC and Soil-wind Erosion Intensity in the Beijing–Tianjin Sandstorm Source Control Project Region[J]. *Remote Sensing Technology and Application*, 2018, 33(5): 965–974.]
- [10] DU H Q, WANG T, XUE X. Potential Wind Erosion Rate Response to Climate and Land-use Changes in the Watershed of the Ningxia–Inner Mongolia Reach of the Yellow River, China, 1986–2013[J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2017, 42(13): 1923–1937.
- [11] 巩国丽, 刘纪远, 邵全琴. 基于 RWEQ 的 20 世纪 90 年代以来内蒙古锡林郭勒盟土壤风蚀研究[J]. *地理科学进展*, 2014, 33(6): 825–834. [GONG Guo-li, LIU Ji-yuan, SHAO Quan-qin. Wind Erosion in Xilingol League, Inner Mongolia Since the 1990s Using the Revised Wind Erosion Equation[J]. *Progress in Geography*, 2014, 33(6): 825–834.]
- [12] 丁文广, 赵晨, 陈利珍, 等. 1975—2014 年锡林郭勒盟沙漠化时空演变分析[J]. *兰州大学学报(自然科学版)*, 2017, 53(1): 60–67. [DING Wen-guang, ZHAO Chen, CHEN Li-zhen, *et al.* Spatial-temporal Evolution of Desertification in Xilinguole League During 1975 – 2014 [J]. *Journal of Lanzhou University (Natural Sciences)*, 2017, 53(1): 60–67.]
- [13] 王艳琦, 银山, 郭恩亮, 等. 基于 landsat-8 OLI 影像的沙漠化动态分析: 以锡林郭勒盟为例[J]. *内蒙古农业大学学报(自然科学版)*, 2018, 39(5): 58–63. [WANG Yan-qi, YIN Shan, GUO En-liang, *et al.* Desertification Dynamic Analysis Based on Landsat-8 Oli Image: Take Xilin Gol League as an Example [J]. *Journal of Inner Mongolia Agricultural University (Natural Science Edition)*, 2018, 39(5): 58–63.]
- [14] 申陆, 田美荣, 高吉喜, 等. 浑善达克沙漠化防治生态功能区防风固沙功能的时空变化及驱动力[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(1): 73–82. [SHEN Lu, TIAN Mei-rong, GAO Ji-xi, *et al.* Spatio-temporal Change of Sand-fixing Function and Its Driving Forces in Desertification Control Ecological Function Area of Hunshandake, China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(1): 73–82.]
- [15] 京津风沙源治理工程二期规划思路研究项目组. 京津风沙源治理工程二期规划思路研究[M]. 北京: 中国林业出版社, 2013: 1–188.
- [16] 巩国丽, 刘纪远, 邵全琴. 草地覆盖度变化对生态系统防风固沙服务的影响分析: 以内蒙古典型草原区为例[J]. *地球信息科学学报*, 2014, 16(3): 426–434. [GONG Guo-li, LIU Ji-yuan, SHAO Quan-qin. Effects of Vegetation Coverage Change on Soil Conservation Service of Typical Steppe in Inner Mongolia [J]. *Journal of Geo-information Science*, 2014, 16(3): 426–434.]
- [17] 徐广才, 康慕谊, Marc Metzger, 等. 锡林郭勒盟生态脆弱性[J]. *生态学报*, 2012, 32(5): 1643–1653. [XU Guang-cai, KANG Mu-

- yi, MARC Metzger, *et al.* Ecological Vulnerability Research for Xilingol League, Northern China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(5): 1643–1653.]
- [18] 曹立国, 刘普幸, 张克新, 等. 锡林郭勒盟草地对气候变化的响应及其空间差异分析[J]. *干旱区研究*, 2011, 28(5): 789–794. [CAO Li-guo, LIU Pu-xing, ZHANG Ke-xin, *et al.* Analysis on Response of Grasslands to Climate Change and Its Spatial Difference in Xilingol League [J]. *Arid Zone Research*, 2011, 28(5): 789–794.]
- [19] 孙小龙, 刘朋涛, 李平. 近三十年来锡林郭勒草原植被 NDVI 指数动态分析[J]. *中国草地学报*, 2014, 36(6): 23–28. [SUN Xiao-long, LIU Peng-tao, LI Ping. The Dynamic State of the NDVI Index in Xilingol Grassland During 1981–2010 [J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2014, 36(6): 23–28.]
- [20] 张俊文. 锡林郭勒盟牧区城镇化发展模式研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古师范大学, 2019. [ZHANG Jun-wen. Research on the Development Model of Urbanization in Xilingol League Pastoral Area [D]. Hohhot: Inner Mongolia Normal University, 2019.]
- [21] 邹学勇, 张春来, 程宏, 等. 土壤风蚀模型中的影响因子分类与表达[J]. *地球科学进展*, 2014, 29(8): 875–889. [ZOU Xue-yong, ZHANG Chun-lai, CHENG Hong, *et al.* Classification and Representation of Factors Affecting Soil Wind Erosion in a Model [J]. *Advances in Earth Science*, 2014, 29(8): 875–889.]
- [22] FRYREAR D W, BILBRO J D, SALEH A, *et al.* RWEQ: Improved Wind Erosion Technology[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 55(2): 183–189.
- [23] 江凌, 肖赓, 饶恩明, 等. 内蒙古土地利用变化对生态系统防风固沙功能的影响[J]. *生态学报*, 2016, 36(12): 3734–3747. [JIANG Ling, XIAO Yi, RAO En-ming, *et al.* Effects of Land Use and Cover Change (LUCC) on Ecosystem Sand Fixing Service in Inner Mongolia [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(12): 3734–3747.]
- [24] 李军, 游松财, 黄敬峰. 基于 GIS 的中国陆地表面粗糙度长度的空间分布[J]. *上海交通大学学报(农业科学版)*, 2006, 24(2): 185–189. [LI Jun, YOU Song-cai, HUANG Jing-feng. Spatial Distribution of Ground Roughness Length Based on GIS in China[J]. *Journal of Shanghai Jiao Tong University (Agricultural Science)*, 2006, 24(2): 185–189.]
- [25] BILBRO J D, FRYREAR D W. Wind Erosion Losses as Related to Plant Silhouette and Soil Cover[J]. *Agronomy Journal*, 1994, 86(3): 550.
- [26] 邵艳莹, 吴秀芹, 张宇清, 等. 内蒙古地区植被覆盖变化及其对水热条件的响应[J]. *北京林业大学学报*, 2018, 40(4): 33–42. [SHAO Yan-ying, WU Xiu-qin, ZHANG Yu-qing, *et al.* Response of Vegetation Coverage to Hydro-thermal Change in Inner Mongolia of Northern China[J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2018, 40(4): 33–42.]
- [27] 佟斯琴, 刘桂香, 武娜. 1961—2010 年锡林郭勒盟气温和降水时空变化特征[J]. *水土保持通报*, 2016, 36(5): 340–345, 351. [TONG Si-qin, LIU Gui-xiang, WU Na. Temporal-spatial Changes of Temperature and Precipitation in Xilingol League From 1961 to 2010[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2016, 36(5): 340–345, 351.]
- [28] 孙斌, 高志海, 王红岩, 等. 近 30 年京津风沙源区气候干湿变化分析[J]. *干旱区资源与环境*, 2014, 28(11): 164–170. [SUN Bin, GAO Zhi-hai, WANG Hong-yan, *et al.* Dry/Wet Variation of Beijing-Tianjin Dust and Sandstorm Source Region During 1981–2010[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2014, 28(11): 164–170.]
- [29] ZHAO Y Y, WU J G, HE C Y, *et al.* Linking Wind Erosion to Ecosystem Services in Drylands: A Landscape Ecological Approach [J]. *Landscape Ecology*, 2017, 32(12): 2399–2417.
- [30] ZHANG H Y, FAN J W, CAO W, *et al.* Response of Wind Erosion Dynamics to Climate Change and Human Activity in Inner Mongolia, China During 1990 to 2015[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 639: 1038–1050.
- [31] ZHANG Z H, HUISINGH D. Combating Desertification in China: Monitoring, Control, Management and Revegetation [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 182: 765–775.
- [32] PI H W, SHARRATT B, FENG G, *et al.* Evaluation of Two Empirical Wind Erosion Models in Arid and Semi-arid Regions of China and the USA [J]. *Environmental Modelling & Software*, 2017, 91: 28–46.
- [33] 董治宝, 高尚玉, 董光荣. 土壤风蚀预报研究述评[J]. *中国沙漠*, 1999, 19(4): 312–317. [DONG Zhi-bao, GAO Shang-yu, DONG Guang-rong. A Review of Wind Erosion Prediction Research [J]. *Journal of Desert Research*, 1999, 19(4): 312–317.]
- [34] 巩固丽, 黄麟. RWEQ 模型中土壤结皮和可蚀性因子的改进和应用[J]. *水土保持通报*, 2018, 38(2): 271–274, 280. [GONG Guo-li, HUANG Lin. Improvement and Application of Soil Crust and Erodibility Factors in RWEQ Model [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2018, 38(2): 271–274, 280.]
- [35] 迟文峰, 白文科, 刘正佳, 等. 基于 RWEQ 模型的内蒙古高原土壤风蚀研究[J]. *生态环境学报*, 2018, 27(6): 1024–1033. [CHI Wen-feng, BAI Wen-ke, LIU Zheng-jia, *et al.* Wind Erosion in Inner Mongolia Plateau Using the Revised Wind Erosion Equation [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(6): 1024–1033.]

作者简介: 张彪(1980—), 男, 山东郓城人, 副研究员, 博士, 主要从事城市与区域生态学研究。E-mail: zhangbiao@igsnr.ac.cn

(责任编辑: 王昌群)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0209

李嘉欣, 谢德体, 王三, 等. 基于兴趣点 (POI) 挖掘的重庆主城区农家乐空间分布特征[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 300–307.

LI Jia-xin, XIE De-ti, WANG San, et al. Spatial Distribution of Rural Tourism Destination in Central Chongqing Based on Point of Interest (POI) Mining [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 300–307.

基于兴趣点 (POI) 挖掘的重庆主城区农家乐空间分布特征

李嘉欣^①, 谢德体^①, 王 三, 阎建忠 (西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

摘要: 发展乡村旅游是实现乡村振兴战略的重要抓手之一。为了解重庆主城区农家乐的空间分布特征, 以期对其进行布局优化, 以从百度地图上抓取的 564 个农家乐兴趣点 (POI) 为研究对象, 运用 GIS 空间分析技术和数理统计方法, 从分布类型、均衡性和空间格局角度定量研究重庆主城区农家乐空间分布特征。结果表明, 重庆主城区农家乐分布类型为凝聚型, 地区分布不均衡, 空间格局为“多中心集群分布”型, 存在“U”型农家乐核心密度圈, 基本形成集中连片的带状空间格局, 以北碚区和南岸区为高密度聚集中心点。农家乐空间分布主要影响因素为地形地势、植被覆盖、交通条件、旅游资源、客源市场和经济密度。

关键词: 农家乐; 乡村旅游; 空间分布; 重庆主城区; 乡村振兴战略

中图分类号: X24; F592.7 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0300-08

Spatial Distribution of Rural Tourism Destination in Central Chongqing Based on Point of Interest (POI) Mining. LI Jia-xin, XIE De-ti^①, WANG San, YAN Jian-zhong (College of Resource and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China)

Abstract: Developing rural tourism is one of the most important grips for realizing the rural revitalization strategy. In order to understand the spatial distribution characteristics of agritainment resorts in central Chongqing, and to optimize its spatial development pattern, 564 agritainment points of interest (POI) captured from Baidu map were taken as the research objects. The the distribution characteristics of agritainment resorts in central Chongqing were analysed from distribution type, equilibrium of spatial distribution and spatial pattern, by means of GIS spatial analysis technology and mathematical statistics analysis methods. The results show that the distribution type of agritainment resorts in central Chongqing is cohesive; the regional distribution is not balanced and is uneven; the spatial pattern is “multi-center cluster distribution” type, and there forms a “U-shaped” agritainment core density circle, which basically forms a strip-like spatial pattern with concentrated and contiguous pieces. The Beibei and Nanan Districts are high-density gathering centers. The main influencing factors of its spatial distribution are topography, vegetation cover, traffic conditions, tourism resources, tourist market and economic density.

Key words: agritainment resort; rural tourism; spatial distribution; central Chongqing; rural revitalization strategy

研究旅游地空间布局对于推动地方旅游经济发展具有重要指导意义, 因此旅游资源空间分布特征一直是学术界研究热点^[1]。乡村旅游是以农业为基础, 以旅游为目的, 以服务为手段, 以城市居民为目标, 第一产业与第三产业相结合的新型产业^[2]。随着乡村振兴战略的提出, 学术界日益关注乡村旅游地空间分布, 研究对象主要为乡村旅游示范单元、休闲农业示范点和星级乡村旅游景点等, 如胡美娟等^[3]将江苏省乡村旅游景点划分为 5 类, 运用地理学方法对其空间格局及多尺度特征进行研究; 王震等^[4]以杭州市乡村旅游地为样本, 研究其空间分布类型、分布均衡性、通达度和路网紧密

度等。

国内部分学者以农家乐为考察乡村旅游发展的对象和依据^[5], 试图从地理学角度来探究其空间格局。自 1990 年代初, 农家乐在城市郊区兴起, 被公认为乡村旅游发展初级阶段的代表, 承载着加快推进乡村旅游供给侧结构性改革, 实施好振兴乡村旅游的使命^[5]。虽然目前对农家乐旅游的概念、分类、发展趋势和游客满意度等已经形成了大量研究

收稿日期: 2019-04-02

基金项目: 国家自然科学基金 (41671291)

① 通信作者 E-mail: xdt@swu.edu.cn

成果,但其空间表征的研究鲜见报道,并且研究数据获取途径单一,研究方法相似。静态角度上,黄芸玛等^[6]、余瑞林等^[7]运用基尼系数、地理集中度指数、点-轴理论和最邻近点指数法等方法,揭示了省级尺度农家乐的凝聚型分布特征;动态角度上,李秀寨等^[8]从时间和空间这2个维度探究了楚雄市农家乐旅游发展特征;此外,夏赞才等^[5]、龙飞等^[9]还对星级休闲农庄或民宿等不同形式乡村旅游地的空间表征进行系统阐释。随着大数据获取技术的飞速发展,基于空间位置的兴趣点(point of interest, POI)数据较传统方法获取的数据更具有时效性和精确性,其在地理现象研究中已得到初步应用^[10-12]。在休闲旅游方面,徐冬等^[10]基于休闲旅游POI数据探究了南京市城市休闲旅游空间特征,响应了“大数据”与旅游现象研究融合的呼声。利用大数据对地理现象进行研究可以提高研究精度,并且具有相当强的时效性,但POI方法尚未应用到探索乡村旅游地空间分布上。

2000年以来,重庆市将休闲旅游业视为经济发展的重要抓手,先后出台了一系列规划政策和主题活动引导其健康发展。在各级政府通力合作下,重庆市休闲农业及乡村旅游业呈现出从郊区到山区、从分散到集聚、从景区到乡村的良好发展态势。笔者以重庆市主城区为研究区域,选取从2018年百度地图抓取的农家乐POI共564个,从中微观尺度探究重庆主城区农家乐空间分布特征及影响因素,以期在乡村振兴战略背景下更好地发挥重庆主城区以城带乡的重要作用,尽早实现城乡统一协调发展,为重庆乡村旅游地空间布局的优化提供理论参考及现实依据。

1 研究区概况

重庆市位于中国内陆西南部、长江上游、四川盆地东南部,地貌以丘陵、山地为主,地形起伏有致,立体感非常强,有“山城”之称,年平均气温在18℃左右,属亚热带季风性湿润气候区。研究区包括重庆市渝中区、渝北区、巴南区、大渡口区、北碚区、江北区、九龙坡区、沙坪坝区和南岸区9个行政区,总面积为5 467.34 km²,是全市政治、经济发展中心(图1)。研究区平均海拔为772 m,属于典型山地丘陵区,坐落有缙云山、中梁山、铜锣山和明月山共4条大型山脉(简称四山),长江贯穿其中。随着乡村振兴战略全面实施和众多乡村旅游系列活动的举办,重庆市乡村旅游业日渐红火。根据重庆市农委专家统计,2018年国庆节假期,包括农家

乐在内的乡村旅游收入在15亿元以上,并且其中绝大多数收入都由农家乐创造,这说明农家乐在某种意义上是乡村旅游的支点及根基。在相关政策不断促进下,重庆市主城区凭借其优越的地理位置逐渐成为全市乡村旅游资源中转站,其中农家乐的发展需求使得主城片区带动了周围区县乡村旅游业的发展,因此建设集一、三产业为一体的农家乐成为打破城乡二元体制,实现城乡均衡发展的重要手段。

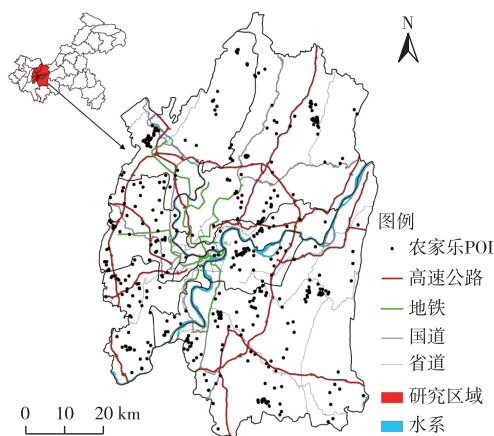


图1 研究区位置示意

Fig. 1 Location map of the study area

2 材料与方法

2.1 数据来源及处理

在大尺度地理现象研究中可以将地理要素抽象为空间上的点,笔者应用点模式分析方法进行研究。研究数据来源于2018年9月采用网络爬虫抓取的重庆市主城区农家乐POI数据(基于百度地图),得到的主要信息有各POI的经纬度、名称和类型等。对POI数据进行坐标纠偏、筛选、去重和实地调研验证后,选取规模较大、影响范围较广的农家乐POI共564个,在Google Earth中精准定位其地理坐标,运用ArcGIS 10.2软件将其坐标数字化,并将其与重庆市主城区行政区划图结合成矢量图形(图1)。

2.2 研究方法

2.2.1 最邻近指数法(R)

通常点状要素的空间分布类型有均匀、随机和集聚3种^[13]。笔者采用最邻近点指数来判断重庆主城区农家乐的空间分布类型,最邻近点指数的计算公式为

$$R = \bar{r}_1 / \bar{r}_E, \quad (1)$$

$$\bar{r}_E = 1/2\sqrt{n/A}。 \quad (2)$$

式(1)~(2)中, R 为最邻近点指数; $\bar{r}_E$ 为理论最邻近距离,km; $\bar{r}_1$ 为平均实际最邻近距离,km; A 为研究区总面积,km²; n 为研究点个数。当 $R>1$ 时,点要素空间分布类型为均匀型;当 $R=1$ 时,点要素空间分布类型为随机型;当 $R<1$ 时,点要素空间分布类型为凝聚性,且点要素凝聚程度随 R 的减小而增高。

2.2.2 变异系数法(C_V)

变异系数(C_V)是Voronoi多边形面积的标准差与平均值的比值,可以衡量地理现象在空间上的相对变化程度^[14]。Voronoi多边形采用ArcGIS 10.2软件生成。根据建议值,当 $C_V \leq 33\%$ 时,点集趋向于均匀分布;当 $33\% < C_V < 64\%$ 时,点集趋向于随机分布;当 $C_V \geq 64\%$ 时,点集趋向于集群分布^[15]。

2.2.3 洛伦兹曲线

洛伦兹曲线是用来反映资源分配集中度的累计频率曲线,曲线与绝对平均线之间距离越大,点要素在研究区的分布越不均衡,分布越集中。笔者采用洛伦兹曲线衡量重庆主城区农家乐空间分布的集中化程度,洛伦兹曲线的绘制方法如下:以各区农家乐数量从大到小的位序为横坐标,以各区农家乐占主城区农家乐累计比例为纵坐标,描绘曲线。

2.2.4 基尼系数(G)

基尼系数可用于测度各种意义下的资源分配均衡度,用来对比农家乐在不同区域分布的差异,进而找出其地域分布变化规律^[13]。与基尼系数对应的系数为分布均匀度 C ,用来衡量农家乐空间分布是否均匀。正常情况下,基尼系数 G 介于0~1之间,某空间要素基尼系数越大,其集中程度越高,分布均匀度越低。基尼系数在各值段范围内的意义分别为 $G<0.2$,表示高度均衡; G 介于0.2~0.3之间,表示比较均衡; G 介于>0.3~0.4之间,表示相对合理; G 介于>0.4~0.5之间,表示差距较大; $G>0.5$,表示差距悬殊^[16]。基尼系数及分布均匀度的计算公式为

$$G = \frac{-\sum_{i=1}^N P_i \ln P_i}{\ln N}, \quad (3)$$

$$C = 1 - G。 \quad (4)$$

式(3)~(4)中, P_i 为各分区占比,%; N 为分区数。

2.2.5 核密度分析

基尼系数和最邻近指数都是从数理分析角度描述地理要素在统计意义上的集中程度,不能真实

反映其实际空间分布特征。核密度分析方法可以直观简明地反映地理要素的实际空间分布规律^[7],在探究旅游地空间分布方面应用广泛。笔者选取Rosenblatt-Parzen核密度分析法探究重庆主城区农家乐的空间分布密度特征,其计算公式^[7]为

$$f_n(x) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n k\left(\frac{x - X_i}{h}\right)。 \quad (5)$$

式(5)中, k 为核函数; h 为带宽,即搜索半径; $x - X_i$ 为估值点 x 到事件 X_i 处的距离; n 为研究样点总数。核密度估算采用ArcGIS 10.2软件中Kernel Density工具。

2.2.6 地理联系率

点状要素之间存在密切型、不密切型和两者之间的中间状态3种空间关系^[17]。地理联系率可以反映两个经济要素在地理分布上的联系情况,其计算公式为

$$L = 100 - \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n |S_i - P_i|。 \quad (6)$$

式(6)中, L 为地理联系率; S_i 和 P_i 分别为2个点状要素占研究区内同类要素的百分比。 L 值越大,两个点状要素之间的地理联系越密切; L 值越小,两个点状要素之间的地理联系越不密切。 $0 \leq L \leq 25$ 、 $25 < L \leq 50$ 、 $50 < L \leq 75$ 和 $75 < L \leq 100$ 分别表示两个点状要素之间高度不一致、比较不一致、比较一致和高度一致^[18]。

3 结果与分析

3.1 重庆主城区农家乐空间分布类型

根据最邻近指数计算结果,重庆主城区农家乐POI的理论最邻近距离 $\bar{r}_E = 1.50$ km;实际最邻近距离 $\bar{r}_1 = 0.83$ km,最邻近指数 $R = 0.55 < 1$,考察结果可信度已通过 Z 值检验。由此可知,重庆主城区农家乐空间分布类型为凝聚型。

由于最邻近指数在测定点要素空间分布类型时的界定标准存在一定争论^[19],故采用变异系数法进一步检验以上结果。利用ArcGIS 10.2软件生成重庆主城区POI的普通Voronoi多边形(图2),并计算各多边形面积的变异系数,最终得到 $C_V \approx 260\% > 64\%$,验证了其空间集群分布态势,与最邻近指数结果一致。

3.2 重庆主城区农家乐空间分布均衡性

3.2.1 洛伦兹曲线

首先统计各行政区农家乐数量及比例,并按比例从高到低排序(表1),得到重庆主城区农家乐洛伦兹曲线(略)。

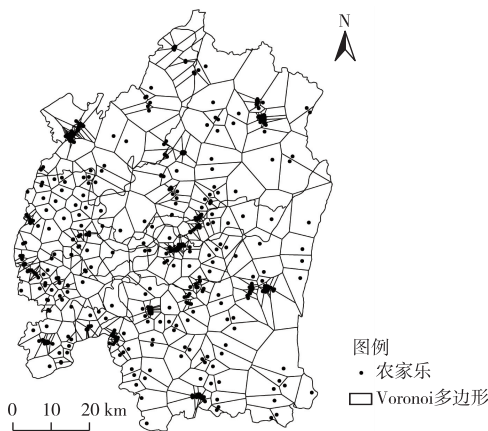


图2 重庆主城区农家乐 Voronoi 图

Fig. 2 Voronoi diagram distribution of agritainment resorts in central Chongqing

表1 重庆主城区农家乐分布数量及比例

Table 1 The number and proportion of agritainment resorts in central Chongqing

排序	地区	农家乐数量/个	占比/%	累计比例/%	绝对平均比例/%
1	巴南区	152	26.95	26.95	11.11
2	北碚区	105	18.62	45.57	22.22
3	渝北区	99	17.55	63.12	33.33
4	南岸区	68	12.06	75.18	44.44
5	沙坪坝区	62	10.99	86.17	55.55
6	九龙坡区	49	8.69	94.86	66.66
7	江北区	17	3.01	97.87	77.77
8	大渡口区	10	1.77	99.65	88.88
9	渝中区	2	0.35	100.00	100.00

从统计数据来看,农家乐在重庆各主城区的分布数量差异显著,在数量上呈现明显非均衡分布特征。其中,农家乐分布数量最多的为巴南区,数量最少的为渝中区。描绘出的洛伦兹曲线与绝对平均线之间距离较大,表明重庆主城区农家乐整体空间分布较为集中。其中,巴南区、北碚区、渝北区和南岸区4区的农家乐数量占据主城9区农家乐总数的75%。这可能是因为传统农家乐的空间布局更倾向于资源依托,客流量大小决定了农家乐存亡^[20],而巴南区的圣灯山风景区、北碚区的缙云山风景区、南岸区的南山风景区等规模较大的著名景区对当地农家乐的经营情况产生了极大影响,这些地区分布着充满“山城”特色的核心吸引景点,凭借得天独厚的旅游资源成为主城区农家乐集聚发展最为显著的区域。

3.2.2 重庆主城区农家乐基尼系数

通过计算主城区农家乐分布数量的基尼系数,从而判断其在各区域分布的均衡程度,其中研究分

区 $N=9$ 。计算得知 $G=0.855\ 1$, $C=0.144\ 9$ 。根据建议值^[20],当 $0.5\leq G\leq 1$ 时,地理要素的空间分布属于差距悬殊。由此可知,重庆主城区农家乐分布均衡性差异偏大,集聚分布较为明显。在某种程度上,乡村旅游地的集聚分布,有利于旅游资源的集中安排,因此可以看作地方旅游业成熟的一种标志。

3.3 重庆主城区农家乐空间分布格局

核密度能够总体直观地反映主城区农家乐的分布形态,经过多次试验,最终选择带宽 h 为 1 km,生成核密度图(图3)。

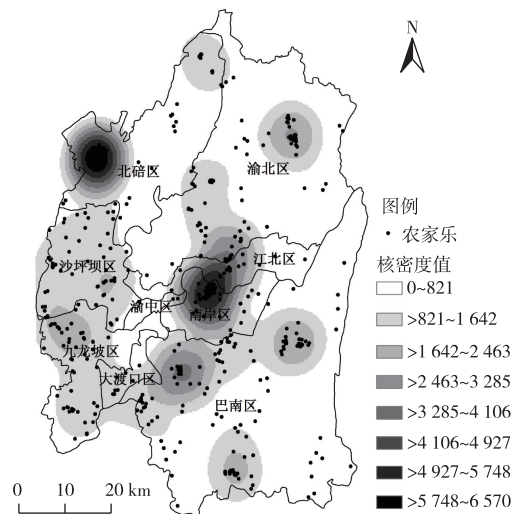


图3 重庆主城区农家乐分布核密度分析

Fig. 3 Analysis of nuclear density of agritainment resorts in central Chongqing

从质心角度分析来看,重庆主城区农家乐空间分布密度之间的区域差异较大,北碚区、南岸区、渝北区、巴南区和九龙坡区均出现了农家乐分布密度较大的中心点,并且其密度呈现由核心点向外围圈层扩散的特征,总体上体现为“多中心集群分布”的空间格局,与前续研究结论一致。首先,北碚区和南岸区形成了两个高级核心密度点,分别位于缙云山景区和南山景区这2个核心景点附近;其次,渝北区、九龙坡区、江北区和巴南区出现了多处次级核心密度点;最后,主城9区内形成了一个“U”型次级核心密度圈,虽集中连片的区域范围不大,但可以判定主城区内的旅游业已初步实现区域联动发展。重庆主城区农家乐“多中心组团式”的空间分布表明了乡村旅游资源分布的均衡性还有待提升,若想带动其他孤散农家乐的生存发展,还应当加快举办不同类型的乡村旅游主题活动,使资源密集型区域与周边村镇互动联通及错位发展,这样可以扩大农

农家乐核心密度圈的分布范围,实现资源共享的同时避免旅游资源开发的同质化现象,体现区位特色。

3.4 重庆主城区农家乐空间分布影响因素分析

通过梳理总结现有文献,发现农家乐的形成分布机制与传统旅游景区有较大差异^[7]。对农家乐空间分布的影响因素进行研究时通常认为,农家乐的空间分布主要受地形地势、交通区位、客源市场、资源禀赋、政策扶持和社会经济等因素的影响^[5,7,21]。针对研究区特色,运用 GIS 空间分析法和数理统计方法,从自然要素和人文要素两方面研判各 POI 的水平及垂直空间区位特征,并多角度探讨影响重庆主城区农家乐空间分布的具体因素。

3.4.1 地形地势

地形地貌是风景胜地的产生基础^[22],对旅游地的形成和分布有非常重要的影响。重庆主城区的海拔数据通过中国科学院数据云中心提供的全国 90 m 分辨率数字高程模型(DEM)确定,并利用 ArcGIS 10.2 软件将农家乐 POI 与主城区海拔图相叠加进行高程分析。

结果表明,大多数农家乐密集地分布在地形起伏较大的山脉,如中梁山、缙云山和铜锣山脉附近,而在山谷平原地区分布相对较少,并且聚集程度较低,与农家乐空间分布格局研究结果(表 1)一致。经统计,重庆主城区农家乐数量在海拔高度 0~1 000 m 区间内呈现“中间高两头低”的趋势。其中,在海拔 0~200 m 区间分布数量最少,仅有 9 家;在海拔 200~400 m 之间分布数量最多,高达 277 家,占总数的 49%。此后随着海拔的增高,农家乐数量呈递减趋势。

重庆市自 2007 年全面实行《重庆市“四山”地区开发建设管制规定》,对主城区生态环境保护做出了重大贡献;但与此同时,“四山”地区的优秀旅游资源也难以得到充分有效开发,只能以农家乐这种初级形式加以开发利用。将农家乐 POI 与“四山”管制区范围线进行叠加发现,“四山”管制区内农家乐 POI 共计 306 个,占 POI 总数的 50% 以上,因此对现有农家乐空间布局进行研究有助于合理利用旅游资源。

根据研究结果,重庆主城区农家乐分布有明显的“上山”趋势,主要集中于山地丘陵地带,而平原地带分布较少;产生这种分布的主要原因是,山脉附近空气质量较好,适宜夏季避暑、冬季赏雪,是休闲度假的好去处。另外,缙云山、铜锣山上兼具自然、人文特色的高等级景区分布密集,随着近年来景区条件的不断完善,带动了周围众多农家乐的形

成。此类农家乐在提供当地特色美食的同时还能容纳外地游客过夜住宿,满足来往者最基础的食宿需求,是大多数旅游者充分体验景点的首选。

3.4.2 植被覆盖

植被覆盖指数(normalized difference vegetation index, NDVI)取值范围一般在-1~1 之间,其值越大,植被覆盖度越大^[23],可以用来考察各农家乐附近的植被覆盖情况。采用 ArcGIS 10.2 软件将农家乐兴趣点与各区域 NDVI 数据叠加,并按照自然断裂法将农家乐 NDVI 分为 3 个值段,即 0.15~0.51、>0.51~0.67、>0.67~0.88,并统计各值段农家乐个数。根据统计结果,重庆主城区有 96.10% 的农家乐分布在 NDVI 值>0.51 的植被茂盛区域,并且表现出其数量明显随 NDVI 值增高而增大的趋势。农家乐多分布在植被茂盛地区,对自然资源的依赖程度较高,此趋势与农家乐“上山”现象相吻合,也较好地解释了渝中区作为城市中心但是农家乐数量分布非常少这一现象。

3.4.3 交通条件

城镇居民近郊出游几乎选在周末或短期节假日,对时间的要求比较高,因此乡村旅游地对于陆路交通的依赖性非常强。由于休闲旅游主要采取自驾游方式,笔者主要探讨高速公路、国道和省道与农家乐分布之间的关系。采用 ArcGIS 10.2 软件对主要陆路交通线进行缓冲分析,并以 2 km 为间隔进行分级统计(图 4)。

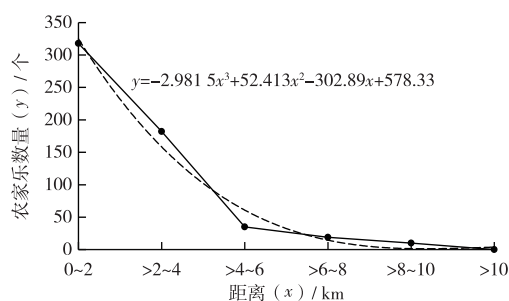


图 4 农家乐分布与陆路交通的关系

Fig. 4 Relationship between distribution of agritainment resorts and land transport

图 4 显示,重庆主城区农家乐数量随其距道路距离的增大而显著减少,明显地表现出以主要陆路交通线为中心的距离衰减规律。同时,以 2018 年重庆主城区各区县公路里程为指标,采用 SPSS 23.0 软件分析农家乐 POI 个数与其相关关系,发现两者 Pearson 系数为 0.884, P 值为 0.002,两者之间存在显著正相关关系。由此可知,以高速公路、国道、省

道为代表的陆路交通是农家乐发展的基础所在,路网密度的增大可以提高旅游地的可进入性,有利于乡村旅游的发展。

3.4.4 旅游资源

高禀赋的旅游资源是游客产生旅游动机的根本原因^[24]。根据重庆市旅游局 2018 年发布的《重庆市 A 级旅游景区名单》,获取主城区内 65 个 2A 级以上景点的地理位置,参照旅游资源分类与评价方法,采用二分法将 A 级景区分为自然和人文两大类,并在 ArcGIS 10.2 软件中显示(图 5)。

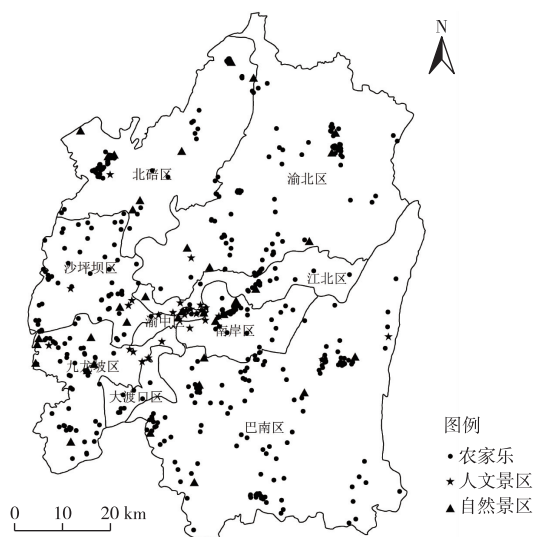


图 5 重庆主城区内 A 级景区的空间分布

Fig. 5 The distribution of A-class scenic spots in central Chongqing

图 5 显示,在渝北区、北碚区、九龙坡区和巴南区的 A 级景区附近出现了非常明显的农家乐聚集群,可以初步判断重庆主城区的农家乐属于景区依附性。分别计算农家乐与自然和人文景区的地理联系率可得,农家乐与自然景区和人文景区之间的地理联系率 L 分别为 77 ($75 < L \leq 100$) 和 55.5 ($50 < L \leq 75$),关系分别表现为高度一致和比较一致。因此重庆主城区农家乐与两类 A 级景区的空间关系都较为密切,但受自然景区资源的影响比人文景区更大。

3.4.5 客源市场

以农家乐为代表的乡村旅游地面对的市场主要为近域客源市场,以 2 h 交通半径范围内的城市居民为主^[9],因此选取主城区主要乡镇进行客源市场影响分析。在 ArcGIS 10.2 软件中确定主要城镇中心,并对其进行 2 km 等距离缓冲区分析,利用空间分析工具统计每一级缓冲区中农家乐数量。结

果表明,在距主要城镇中心 2~4 km 缓冲区范围内的农家乐数量最多,占总量的 76%,此后随着距离的增加,农家乐数量分布呈明显递减趋势。由此可知,重庆主城区农家乐的空间分布体现出以邻近城镇为中心的空间距离衰减规律,即距离主要客源市场越远,越不利于农家乐的生存。

3.4.6 经济密度

为判断重庆主城区各区域的经济密度与农家乐发展之间的关联度,依旧采用地理联系率来计算各区域地区生产总值与农家乐 POI 之间的联系程度。经过计算可知,两者之间的地理联系率 L 为 69.31,处于比较一致的状态,因此经济密度的提高有利于地区乡村旅游水平的提升,经济发展水平是推动农家乐发展进步的外在动力。

4 讨论

与当前应用传统数据研究旅游地空间分布不同,笔者利用大数据获取 POI 数据,全面而现实地探究了重庆主城区农家乐的空间分布特征,并证实农家乐可以作为考察乡村旅游发展情况的代表。随着休闲农业和乡村旅游业的产业升级,会有更多的农家乐聚集区形成,对以农家乐为代表的乡村旅游业开展研究将会成为热点。值得注意的是,虽然目前对农家乐分布影响因素的研究尚少,但与其他地区现有实证研究结论相比,重庆作为典型的山地城市,除交通条件、客源市场和经济密度等较为相似的影响因素之外,其农家乐空间分布也受一些特殊因素的影响。如地势表征方面,重庆市农家乐均趋向于分布在海拔较高的山地丘陵区,与余瑞林等^[7]研究的平原地区——湖北省有明显不同。同时,由于重庆市森林资源丰富,乡村旅游业也在植被茂盛的地区广泛开展,例如北碚区缙云山国家级自然保护区的生态旅游便是以农家乐为基石。重庆市作为较著名的生态文明城市,在经济发展的同时不以牺牲自然环境为代价,乡村旅游业是一个重要发展方向。

笔者研究虽揭示了当前重庆主城区乡村旅游地空间分布特征,但对各农家乐 POI 的产业类型、实地规模和具体发展情况并未进行详细的实地调研及问卷调查,今后的研究中应当对农家乐进行分类研究。

5 结论

在乡村振兴战略实施的背景下,基于网络爬虫抓取的 POI 数据,以重庆市主城区为例,综合运用

空间分析和数理统计分析方法,系统地研究了农家乐的空间分布特征,并进一步分析了其空间分布的影响因素,研究结论如下:

(1)通过最邻近指数测算,农家乐空间分布类型为凝聚型;重庆主城区农家乐的分布数量在各区内呈现明显的不平衡态势,在空间上表现出高度集聚特征;通过核密度分析,发现在北碚区和南岸区的核心景区周边形成两个高密度核心点,在渝北区和巴南区等区域形成次级高密度核心点,并且 9 区内基本形成“U”型集中连片的农家乐核心密度圈,其空间格局特征表现为多中心集群分布,可以判断重庆主城区初步实现了区域乡村旅游业联动发展。

(2)以农家乐为代表的乡村旅游地,其空间分布受地形地势、旅游资源以及客源市场的影响较为明显。重庆主城区农家乐主要分布于植被茂盛的山地丘陵区,尤其是主城区“四山”附近,而山谷平原地带分布少而稀;农家乐的分布明显表现出以主要陆路交通线为中心的距离衰减规律,并且路网密度高的区域农家乐分布较多;人文景区和自然景区资源与农家乐分布数量密切相关,并且自然景区对其分布的正向影响更大;农家乐数量随距客源市场距离的增加呈明显递减趋势,近域客源市场是其发展的关键;地区生产总值的提高有助于乡村旅游的发展。

了解重庆市乡村旅游业发展现状,笔者研究了主城区以农家乐为代表的乡村旅游地的空间表征及驱动机制,研究结果表明农家乐作为乡村旅游的重要组成部分,在重庆主城区发展不平衡的矛盾客观存在。在乡村振兴战略扶持下,发展特色乡村旅游产业是重庆市成为人文城市、和谐城市的重要突破口。因此重庆市应抓住机遇提升自身旅游业水平,带动各乡村振兴转型。为均衡乡村旅游空间布局,发挥主城区在缩小城乡差距中的带动作用,各区域应当依托自身旅游资源禀赋及特色优势,加强与周围村镇的互动与协调,以特色项目为主要抓手,建设错位乡村旅游特色精品项目。在编制村级土地利用规划背景下,合理规划旅游用地指标,推动整体区域融合发展,构建具备山城特色的旅游功能组团。

参考文献:

- [1] 袁俊,余瑞林,刘承良,等.武汉城市圈国家 A 级旅游景区的空间结构[J].经济地理,2010,30(2):324-328.[YUAN Jun, YU Rui-lin, LIU Cheng-liang, et al. Research on Spatial Structure of National A-grade Tourist Districts of Wuhan Metropolitan Area[J]. Economic Geography, 2010, 30(2): 324-328.]
- [2] 郭焕成,韩非.中国乡村旅游发展综述[J].地理科学进展,2010,29(12):1597-1605.[GUO Huan-cheng, HAN Fei. Review on the Development of Rural Tourism in China[J]. Progress in Geography, 2010, 29(12): 1597-1605.]
- [3] 胡美娟,李在军,侯国林,等.江苏省乡村旅游景点空间格局及其多尺度特征[J].经济地理,2015,35(6):202-208.[HU Mei-juan, LI Zai-jun, HOU Guo-lin, et al. Multi-Scale Spatial Patterns Characteristic of Rural Tourism Attractions in Jiangsu Province[J]. Economic Geography, 2015, 35(6): 202-208.]
- [4] 王震,张建国,沈梦涵.杭州乡村旅游地空间布局特征与优化路径研究[J].中国农业资源与区划,2017,38(7):94-100.[WANG Zhen, ZHANG Jian-guo, SHEN Meng-han. The Spatial Distribution of Rural Tourism Destinations in Hangzhou[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2017, 38(7): 94-100.]
- [5] 夏赞才,唐月亮,殷章馨,等.湖南省星级休闲农庄空间表征及影响因素[J].经济地理,2018,38(6):203-209.[XIA Zan-cai, TANG Yue-liang, YIN Zhang-xin, et al. Spatial Distribution Characteristics and Influence Factors of Star Leisure Agricultural Manors in Hunan Province[J]. Economic Geography, 2018, 38(6): 203-209.]
- [6] 黄芸玛,陈蓉,张玉珍.基于地理集中指数和基尼系数的农家乐空间分布实证研究:以青海星级农家乐为例[J].青海师范大学学报(哲学社会科学版),2014,36(3):6-11.[HUANG Yun-ma, CHEN Rong, ZHANG Yu-zhen. The Research of Farm House Tourism Spatial Distribution Based on the Gini Coefficient and Geographic Concentration Index: By Selecting Above the Two Star Farm House Tourism in Qinghai[J]. Journal of Qinghai Normal University (Philosophy and Social Sciences Edition), 2014, 36(3): 6-11.]
- [7] 余瑞林,陈慧媛,陈广平,等.湖北省乡村旅游地空间分布及其影响因素:以高星级农家乐为例[J].经济地理,2018,38(6):210-217.[YU Rui-lin, CHEN Hui-yuan, CHEN Guang-ping, et al. Spatial Distribution of Rural Tourism Destination and Influencing Factors in Hubei Province: A Case Study of High-star Agritainment[J]. Economic Geography, 2018, 38(6): 210-217.]
- [8] 李秀寨,夏华敏,杨能,等.楚雄市农家乐旅游发展的时空量化特征研究[J].湖北农业科学,2015,54(21):5489-5492.[LI Xiu-zhai, XIA Hua-min, YANG Neng, et al. Time-space Quantification Features of Rural Tourism Development in Chuxiong[J]. Hubei Agricultural Sciences, 2015, 54(21): 5489-5492.]
- [9] 龙飞,刘家明,朱鹤,等.长三角地区民宿的空间分布及影响因素[J].地理研究,2019,38(4):950-960.[LONG Fei, LIU Jia-ming, ZHU He, et al. Spatial Distribution of Homestay and Its Influencing Factors in the Yangtze River Delta of China[J]. Geographical Research, 2019, 38(4): 950-960.]
- [10] 徐冬,黄震方,吕龙,等.基于 POI 挖掘的城市休闲旅游空间特征研究:以南京为例[J].地理与地理信息科学,2018,34(1):59-64,70,3.[XU Dong, HUANG Zhen-fang, LÜ Long, et al. Research on Spatial Characteristics of Urban Leisure Tourism Based on POI Mining: A Case Study of Nanjing City[J]. Geography and Geo-information Science, 2018, 34(1): 59-64, 70, 3.]
- [11] 浩飞龙,王士君,冯章献,等.基于 POI 数据的长春市商业空间

- 格局及行业分布[J].地理研究,2018,37(2):366-378.[HAO Fei-long,WANG Shi-jun,FENG Zhang-xian,*et al.*Spatial Pattern and Its Industrial Distribution of Commercial Space in Changchun Based on POI Data[J].Geographical Research,2018,37(2):366-378.]
- [12] 段亚明,刘勇,刘秀华,等.基于POI大数据的重庆主城区多中心识别[J].自然资源学报,2018,33(5):788-800.[DUAN Ya-ming,LIU Yong,LIU Xiu-hua,*et al.*Identification of Polycentric Urban Structure of Central Chongqing Using Points of Interest Big Data[J].Journal of Natural Resources,2018,33(5):788-800.]
- [13] 申怀飞,郑敬刚,唐风沛,等.河南省A级旅游景区空间分布特征分析[J].经济地理,2013,33(2):179-183.[SHEN Huai-fei,ZHENG Jing-gang,TANG Feng-pei,*et al.*Spatial Distribution of A-grade Tourist Attractions in Henan Province[J].Economic Geography,2013,33(2):179-183.]
- [14] 李咪,芮旸,王成新,等.传统村落的空间分布及影响因素研究:以吴越文化区为例[J].长江流域资源与环境,2018,27(8):1693-1702.[LI Mi,RUI Yang,WANG Cheng-xin,*et al.*Spatial Distribution and Influencing Factors of Traditional Villages: A Case of Wuyue Culture Region[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2018,27(8):1693-1702.]
- [15] DUYCKAERTS C,GODEFROY G.Voronoi Tessellation to Study the Numerical Density and the Spatial Distribution of Neurones[J].Journal of Chemical Neuroanatomy,2000,20(1):83-92.
- [16] 王洪桥,袁家冬,孟祥君.东北地区A级旅游景区空间分布特征及影响因素[J].地理科学,2017,37(6):895-903.[WANG Hong-qiao,YUAN Jia-dong,MENG Xiang-jun.Spatial Distribution and Its Influencing Factors of Level-A Scenic Spots in Northeast China[J].Scientia Geographica Sinica,2017,37(6):895-903.]
- [17] 史文涛.长沙市农家乐空间分布特征及影响因素研究[D].长沙:湖南师范大学,2014.
- [18] 邱灵,方创琳.北京市生产性服务业空间集聚综合测度[J].地理研究,2013,32(1):99-110.[QIU Ling,FANG Chuang-lin.Comprehensive Assessment on the Spatial Agglomeration of Producer Services in Beijing[J].Geographical Research,2013,32(1):99-110.]
- [19] 张红,王新生,余瑞林.基于Voronoi图的测度点状目标空间分布特征的方法[J].华中师范大学学报(自然科学版),2005,39(3):422-426.[ZHANG Hong,WANG Xin-sheng,YU Rui-lin.Voronoi Diagram to Study the Spatial Distribution Pattern of Point Sets[J].Journal of Central China Normal University(Natural Sciences),2005,39(3):422-426.]
- [20] 刘军利,沈琳.南昌市农家乐产业发展现状及其空间分布研究[J].旅游纵览(下半月),2015(7):98.
- [21] 李熙妍,陈浩,江宏.安徽省农家乐空间集聚演化特征及驱动机制分析[J].曲阜师范大学学报(自然科学版),2017,43(2):94-100.[LI Xi-yan,CHEN Hao,JIANG Hong.The Characteristics and Driving Mechanism of the Spatial Agglomeration Pattern Evolvement of Rural Tourism in Anhui Province[J].Journal of Qufu Normal University(Natural Science),2017,43(2):94-100.]
- [22] 张序强.地貌的旅游资源意义及地貌旅游资源分类[J].资源科学,1999,21(6):18-21.[ZHANG Xu-qiang.Significance of Landforms to Tourist Resources and Classification of Landform Tourist Resources[J].Resources Science,1999,21(6):18-21.]
- [23] 汤礼莎,贺青云,朱翔.长沙市A级景区空间分布特征[J].经济地理,2018,38(6):218-224.[TANG Li-sha,HE Qing-yun,ZHU Xiang.Spatial Distribution Characteristics of A-class Scenic Spots in Changsha City[J].Economic Geography,2018,38(6):218-224.]
- [24] XIA B,DONG S C,BA D X,*et al.*Research on the Spatial Differentiation and Driving Factors of Tourism Enterprises' Efficiency: Chinese Scenic Spots, Travel Agencies, and Hotels[J].Sustainability,2018,10(4):901.

作者简介: 李嘉欣(1995—),女,满族,河北唐山人,硕士生,主要研究方向为土地利用规划。E-mail: 458150946@qq.com

(责任编辑:王昌群)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0326

黄赵麟, 丁懿, 王君楠, 等. 基于多模型优选的区域土壤重金属含量空间预测方法研究[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 308-317.

HUANG Zhao-lin, DING Yi, WANG Jun-xiao, et al. Spatial Prediction Method of Regional Soil Heavy Metals Content Based on Multiple Model Optimization[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 308-317.

基于多模型优选的区域土壤重金属含量空间预测方法研究

黄赵麟¹, 丁懿², 王君楠¹, 贾振毅¹, 曾菁菁¹, 周生路¹ (1. 南京大学地理与海洋科学学院, 江苏 南京 210023; 2. 同济大学软件学院, 上海 201800)

摘要: 土壤重金属含量空间预测研究对实现区域土壤资源的优化利用以及土壤环境的保护和污染防治具有重要意义。以江苏省常州市金坛区为例, 基于源、汇和空间分异因子, 利用 BP 神经网络(back-propagation network)建模方法, 分别构建了源汇模型(BP-S)、空间分异模型(BP-K)和改进的多因素综合模型(BP-SK), 模拟预测了区域土壤重金属 Cd、Pb、Cr、Cu 和 Zn 含量的空间分布, 并对各模型预测精度进行对比分析。针对不同模型在不同区域和元素间预测精度的差异, 优选出预测精度最高的模型组合, 以此探求区域重金属含量空间分布最优预测结果。结果表明: (1) BP-SK 模型对 Cd、Cr、Cu 和 Zn 含量预测精度均高于 BP-S 和 BP-K 模型, 仅在对 Pb 含量的预测中 BP-S、BP-K 模型精度高于 BP-SK 模型, BP-SK 模型比其他模型更能突出局部特征, 包含的信息更丰富。(2) 优选后最优模型预测精度较原单一模型均有不同程度的提高, 对 Cd、Pb、Cr、Cu 和 Zn 含量的预测精度分别提高 15.15%、20.71%、19.19%、1.75% 和 9.24%。(3) 各模型对 Cd、Pb、Cr、Cu 和 Zn 含量的空间预测高值区均位于区域中部和东北部, 低值区位于西部丘陵山区, BP-SK 模型在人为影响剧烈的地区预测效果更好, 而 BP-K 模型在自然因素影响较大的丘陵山地区的适用性更好。

关键词: 土壤重金属; 源-汇; 空间分异; BP 神经网络; 空间预测

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0308-10

Spatial Prediction Method of Regional Soil Heavy Metals Content Based on Multiple Model Optimization. HUANG Zhao-lin¹, DING Yi², WANG Jun-xiao¹, JIA Zhen-yi¹, ZENG Jing-jing¹, ZHOU Sheng-lu¹ (1. School of Geography and Ocean Science, Nanjing University, Nanjing 210023, China; 2. College of Software, Tongji University, Shanghai 201800, China)

Abstract: Spatial prediction of soil heavy metals is of great significance for utilization of regional soil resources, environment protection and pollution prevention. Jintan District in Changzhou City, Jiangsu Province was chosen as study area. Spatial variation model (BP-K), source-sink model (BP-S) and comprehensive model (BP-SK) were applied to simulate and predict the spatial distribution of heavy metals, including Cd, Pb, Cr, Cu and Zn. The results of the Models' performance were evaluated by coefficient of determination, root-mean-square deviation, mean absolute error and so on. Furthermore, the prediction results from the best performance model were selected to calculate heavy metal spatial distribution in each sub-region. The results show that: (1) The coefficient of determination of BP-SK model was higher than that of BP-S and BP-K for Cd, Cr, Cu and Zn. Only for Pb, the coefficients of determination of BP-S and BP-K were higher than that of the BP-SK model. BP-SK can strengthen local characteristics and uncover more information. (2) The comprehensive model performed better than original single model. The root-mean-square deviation of Cd, Pb, Cr, Cu and Zn were improved by 15.15%, 20.71%, 19.19%, 1.75% and 9.24%, respectively. (3) In prediction results, the high-value areas for Cd, Pb, Cr, Cu, and Zn were located in the central and northeastern parts, and the low-value areas were located in west hilly and mountainous areas. The BP-SK model has a better performance in areas with severe human influence, while the BP-K model has better applicability in hilly area where natural factors have a greater impact.

Key words: soil heavy metal; source-sink; spatial differentiation; back-propagation network; spatial prediction

收稿日期: 2019-05-08

基金项目: 国家自然科学基金(41771243); 国家重点研发计划(2017YFD0800305)

① 通信作者 E-mail: junxiaowang@nju.edu.cn

随着城市化和工业化进程的快速发展,土壤重金属的积累越来越明显,重金属污染问题日益严峻^[1-5]。2014年《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国土壤点位超标率达到16.1%,其中由重金属导致的超标点位数占超标点位总数的82.8%^[6],这一调查结果受到社会各界的广泛关注。掌握区域土壤重金属含量的空间信息与变化特征,是实现土壤资源优化利用以及土壤环境保护和防治的重要手段^[7]。因此,拓展土壤重金属含量空间预测理论,探索和改进空间预测技术手段,具有重要的科学与现实意义。

近年来,人工神经网络(artificial neural network, ANN)方法开始逐渐应用于土壤重金属污染领域^[8]。ANN可通过大量训练方式完成模型构建和变量预测等工作^[9-10],特别适合处理多条件、内部机制不明确和物理过程不清晰的非线性问题^[11]。国内外学者选取了不同的建模要素,尝试优化提高模型预测精度,获得更准确的重金属空间分布特征。ANAGU等^[12]优选了13种土壤属性作为人工神经网络输入数据,对德国9种土壤重金属含量进行预测,发现其预测精度较线性回归模型有较大提高;胡大伟等^[13]、张红等^[14]选取经纬度作为人工神经网络建模要素,预测重金属污染空间分布特征;郭

云开等^[15]以高光谱影像中一阶微分光谱数据作为输入部分,预测了长沙县重金属Cu含量的空间分布特征。目前研究多采用样点地理坐标、土壤属性或人类活动等单一因子作为利用神经网络方法预测土壤重金属含量的建模因素,并且多将单一预测模型应用于多元素与研究区全境,忽略了空间区域和重金属元素间的差异性,缺少对模型适宜性的对比与优选研究,这大大削弱了该方法在土壤重金属污染风险预测、管控和治理等方面的有效性。

基于GIS技术和反向传播网络(back-propagation network,简称BP神经网络),将影响土壤重金属分布的“源”因子、土壤属性的“汇”因子以及空间分异因素纳入土壤重金属空间分布预测模型构建中,进一步对比不同模型在区位间、重金属元素间的预测精度,筛选出预测区域重金属空间分布的最优化方案,以期为区域土壤重金属污染评价和管控提供方法和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区为常州金坛区(31°33′42″N~31°53′22″N, 119°17′45″E~119°44′59″E),位于江苏省南部地区,面积约为975 km²(图1)。

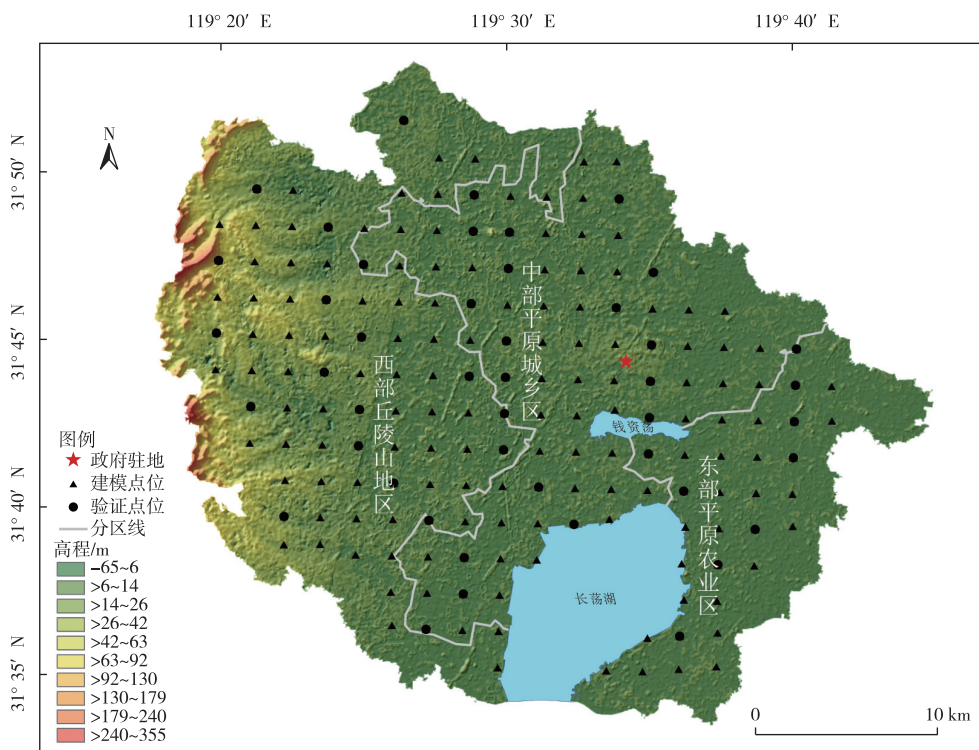


图1 研究区示意

Fig.1 Location of the study area

金坛属北亚热带季风气候区,年平均气温为 15.3℃,降水量为 1 063.6 mm,主要土壤类型为黄棕壤和水稻土。境内地形自西向东逐渐降低,同时该区地处长江三角洲腹地,资源丰富,经济发展迅速,工业发展颇具规模。根据研究区的地形和经济差异特征,将研究区划分为西部丘陵山区、中部平原城乡区和东部平原农业区 3 大空间区域。伴随着经济发展的同时,区内土壤也受到了不同程度的重金属污染。

1.2 土壤样品采集及测定

将研究区划分为 2 km×2 km 网格,每个网格作为 1 个采样点,对于区域边界上的破碎网格按照四舍五入规则处理,共选取 180 个样点。按照 5 点混合采样法采集 0~20 cm 表层土壤样品,采用四分法取分析样品约 1.5 kg。样品经自然风干,剔除石砾和植物残体,研磨后过 2 mm 孔径筛,充分混匀后用聚乙烯袋保存备用,部分土壤样品进一步研磨后过 0.15 mm 孔径筛以保存备用。对 Cd、Pb、Cr、Cu、Zn 元素含量以及 pH、有机质(OM)、全碳(TC)、有机碳(C_{org})、全氮(TN)、全磷(TP)和全钾(TK)含量进行测试分析。为确保分析的准确性,对空白和标准样品(GBW08303,国家标准物质研究中心)同时进行消解,计算得到回收率为 96.7%,满足分析质量控制要求。重金属含量及土壤理化性质测定所用仪器、方法和检验精度按照 DD 2005—01《多目标区域地球化学调查规范(1:250 000)》执行。

1.3 源汇指标的选取与数据来源

在土壤污染研究中,“源”指以人类活动为代表的重金属污染物的来源。选取土地利用方式^[16]、交通道路^[17]、工业污染源^[18]、城市人口密度^[19]和水系分布^[20-21]作为土壤重金属“源”指标。相对于土壤重金属污染的源,“汇”指可以吸纳重金属的土壤理化性质。由于土壤理化性质对重金属的吸附、迁

移和累积能力有较大影响^[22-24],故选取 pH、OM、TC、 C_{org} 、TN、TP 和 TK 作为土壤重金属“汇”指标。其中,土地利用数据、道路交通数据和水系分布来源于江苏省 2014 年土地变更调查数据。人口密度数据采用中国公里网格人口分布数据集(2010, 1 km×1 km)。工业污染源仅包含研究区内国家重点监控污染企业,其基本信息下载自生态环境部网站(<http://www.mee.gov.cn/>)。高程、坡度数据来源于地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn/>)。

1.4 模型的构建与改进

BP 神经网络是神经网络模型中的一种基于误差反传递算法训练的多层前馈网络,它包含神经网络理论中的精华部分,现已成为影响最大、应用最广的机器学习算法之一^[10,25]。BP 神经网络的模型训练主要分为网络输入信号正向传输和误差信号反向传输 2 个部分,逐层修正模型连接权值,2 个阶段反复交替进行,直到网络输出与期望输出一致为止^[26]。

1.4.1 模型构建

将基于源-汇因子的模型简称为 BP-S 模型,将基于空间分异的模型简称为 BP-K 模型,同时将考虑多种建模因素并加以改进的模型称为 BP-SK 模型。利用 MATLAB R2012a 软件中的神经网络构建功能包 nntool 完成模型构建。模型需要设计的内容包括神经网络层数、输入层节点数、隐含层节点数、输出层节点数、传输函数、训练方法和训练步长等参数。根据影响重金属分布的空间分异与源-汇因素,选取 30 个指标作为输入层因子(表 1)。其中,样点坐标、工业污染源距离、土壤属性因子、人口密度和高程等均以监测值表征,不涉及缓冲区分析。针对土地利用(5 种地类)和道路交通,进行 500、1 000 和 2 000 m 3 个半径系列缓冲区分析后共得到 18(3×6)个影响因子。

表 1 BP 神经网络输入因子

Table 1 Input factors of BP neural network

变量	因子/单位	变量	因子/单位	变量	因子/单位
X_1	500 m 缓冲区内农用地面积/hm ²	X_{11}	1 000 m 缓冲区内水体面积/hm ²	X_{21}	pH 值
X_2	1 000 m 缓冲区内农用地面积/hm ²	X_{12}	2 000 m 缓冲区内水体面积/hm ²	X_{22}	$w(OM)/\%$
X_3	2 000 m 缓冲区内农用地面积/hm ²	X_{13}	500 m 缓冲区内交通用地面积/hm ²	X_{23}	$w(TC)/\%$
X_4	500 m 缓冲区内农村建设用地面积/hm ²	X_{14}	1 000 m 缓冲区内交通用地面积/hm ²	X_{24}	$w(C_{org})/\%$
X_5	1 000 m 缓冲区内农村建设用地面积/hm ²	X_{15}	2 000 m 缓冲区内交通用地面积/hm ²	X_{25}	$w(TN)/(mg \cdot kg^{-1})$
X_6	2 000 m 缓冲区内农村建设用地面积/hm ²	X_{16}	500 m 缓冲区内道路总长度/km	X_{26}	$w(TP)/(mg \cdot kg^{-1})$
X_7	500 m 缓冲区内城市建设用地面积/hm ²	X_{17}	1 000 m 缓冲区内道路总长度/km	X_{27}	$w(TK)/\%$
X_8	1 000 m 缓冲区内城市建设用地面积/hm ²	X_{18}	2 000 m 缓冲区内道路总长度/km	X_{28}	高程/m
X_9	2 000 m 缓冲区内城市建设用地面积/hm ²	X_{19}	到污染企业平均距离/km	X_{29}	坡度/(°)
X_{10}	500 m 缓冲区内水体面积/hm ²	X_{20}	人口密度/(万人·km ⁻²)	X_{30}	样点经纬度坐标

OM 为有机质,TC 为全碳, C_{org} 为有机碳,TN 为全氮,TP 为全磷,TK 为全钾。

BP-S 模型包含所有样点的 27 个源-汇影响因子($X_1 \sim X_{27}$),BP-K 模型输入层包含所有经过标准化的样点的高程、坡度和经纬度坐标($X_{28} \sim X_{30}$),隐含层通过多次训练选取可使模型决定系数(R^2)最大的值,训练方法选用对于中等规模神经网络收敛速度最快的 Levenberg-Marquart 法,学习步长设置为 5.0×10^{-10} ,学习步数设置为 10^5 ,模型达到训练误差目标值后自动停止训练,上述模型均需通过有效性检查(validation check)。使用采三留一验证法对模型精度进行评估^[27],将 180 个样点随机分为建模点位(135 个)和验证点位(45 个)2 个部分。

1.4.2 模型改进

BP-K 模型仅考虑空间分异和自相关性,忽视人类活动和土壤自身属性,而 BP-S 模型缺少对经纬度坐标、高程和坡度的考虑,重金属空间分布预测精度可能偏低。因此,根据 BP-K 和 BP-S 模型进行综合考量,构建基于源、汇和空间分异多种考量因素下的 BP-SK 模型。考虑到将 30 个因子作为变量直接构建综合模型,可能产生共线性问题,且难以揭示变量之间的重要程度,故采用逐步拟合方法对模型进行改进。建模主要过程是首先构建BP-S 模型,然后以 BP-S 模型模拟出的模拟值与真实值之间的残差为因变量,以经纬度为自变量,再次运用 BP 神经网络建模,利用残差的空间自相关性对原模型进行修正。模型改进具体过程如下:

- (1)输入源、汇影响因子数据及建模点位重金属含量,构建 BP-S 模型。
- (2)获得 BP-S 模型在各建模点位上的模拟值,

对比 BP-S 模型模拟值与建模点位实测值,得到各验证点位上的残差值 Δy 。

(3)将残差值 Δy 与建模点位的经纬度进行匹配并对数据进行标准化。

(4)以 Δy 为因变量,以建模点位经纬度为自变量,构建模拟残差分布的 BP- Δ 神经网络模型。

(5)输入经纬度数据,获得 BP- Δ 模型在各建模点位上的残差模拟值以及在各验证点位上的残差预测值。

(6)将 BP-S 模型的模拟值与 BP- Δ 模型对应的残差模拟值相加,得到 BP-SK 模型模拟值;同理,将 BP-S 模型的预测值与 BP- Δ 模型对应的残差模拟值相加,得到 BP-SK 模型预测值。

1.5 模型质量评价与比较

选取 R^2 和赤池信息量(AIC)作为评价模型拟合优度的指标^[28]: R^2 越大,表明拟合优度越高;若改进的模型 AIC 值减少 3 个单位以上,则表明模型得到显著改善^[29]。此外,选取 R^2 、平均误差(ME)、平均绝对误差(MAE)、均方根误差(RMSE)和相对提高度(RI)作为模型预测精度评价指标。 R^2 越大,ME、MAE 和 RMSE 值越小,模型精度则越高;用 RI 相对百分比表示 2 个模型预测精度的差异。

2 结果与分析

2.1 研究区土壤重金属含量及理化性质描述性统计与分析

研究区 180 个样点土壤重金属含量与理化性质测定结果的描述性统计结果见表 2。

表 2 研究区土壤重金属含量及理化性质描述性统计
Table 2 Statistical characteristics for heavy metal concentrations and physical characteristics in the study area

指标	平均值±标准差	最小值	最大值	峰度	偏度	变异系数/%	背景值
$w(\text{Cd})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	0.192±0.217	0.081	2.534	77.086	8.415	112.5	0.09
$w(\text{Pb})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	30.70±28.97	20.50	422.12	140.837	11.366	87.8	22.3
$w(\text{Cr})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	78.98±6.53	62.50	109.56	2.979	0.922	8.3	76.2
$w(\text{Cu})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	26.38±5.42	18.29	46.80	2.979	0.922	20.6	23.9
$w(\text{Zn})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	69.55±17.32	44.52	198.16	19.455	3.112	24.9	65.6
pH	6.64±0.72	4.37	8.16	0.024	-0.311	10.8	—
$w(\text{OM})/\%$	2.20±0.55	1.26	3.55	0.340	0.258	24.9	—
$w(\text{TC})/\%$	1.38±0.32	0.79	2.17	0.101	0.224	22.7	0.76
$w(\text{C}_{\text{org}})/\%$	1.28±0.32	0.74	2.06	-0.016	0.132	24.9	0.27
$w(\text{TN})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	1 393±314	795	2 237	0.336	0.031	22.6	460
$w(\text{TP})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	667±187	336	1 157	2.440	1.105	28.0	525
$w(\text{TK})/\%$	1.57±0.15	1.49	2.36	-0.684	-0.165	0.1	1.86

OM 为有机质,TC 为全碳, C_{org} 为有机碳,TN 为全氮,TP 为全磷,TK 为全钾。

表 2 显示,5 种重金属含量普遍超过江苏省土壤背景值^[30],Cd、Pb、Cr、Cu 和 Zn 平均含量分别为

土壤背景值的 2.13、1.38、1.04、1.10 和 1.06 倍,表明研究区土壤可能受到不同程度的污染。变异系

数(CV)可以反映数据的离散程度,CV 越大,说明受人类活动干扰越强烈^[31]。5 种重金属 CV 由大到小依次为 Cd、Pb、Zn、Cu 和 Cr,其中 Cd 和 Pb 的 CV 分别为 112.5% 和 87.8%,属于高度变异(>36%),说明这 2 种元素受外界干扰较大;Zn 和 Cu 的 CV 分别为 24.9% 和 20.6%,属于中度变异程度(16%<CV<36%),而 Cr 的 CV 为 8.3%,变异程度较低(<16%),说明其受外界干扰较小。同时,5 种重金属含量的极差均较大,说明存在明显的空间分布差异,而 Cd 和 Pb 的偏度较其他元素大,可能是因受人为影响而发生正偏移。

表 3 3 种模型拟合优度参数与预测精度参数

Table 3 Goodness-of-fit parameters and predictive precision parameters of three models

元素	模型	拟合 R^2	AIC	预测 R^2	ME	MAE	RMSE
Cd	BP-S	0.532	-714.354	0.450	0.015	0.038	0.071
	BP-K	0.683	-887.644	0.320	0.007	0.047	0.076
	BP-SK	0.665	-745.878	0.673	-0.027	0.049	0.066
Pb	BP-S	0.702	360.811	0.436	1.490	3.749	6.795
	BP-K	0.535	372.202	0.422	-0.313	4.616	6.536
	BP-SK	0.665	366.263	0.185	0.784	4.981	7.733
Cr	BP-S	0.748	357.246	0.457	0.774	3.683	4.740
	BP-K	0.638	398.908	0.509	-0.097	3.430	4.139
	BP-SK	0.839	310.215	0.562	-1.298	3.923	4.538
Cu	BP-S	0.751	259.881	0.508	-0.911	2.519	3.407
	BP-K	0.600	254.684	0.524	-0.567	2.360	3.128
	BP-SK	0.817	217.294	0.661	-0.525	1.893	2.682
Zn	BP-S	0.784	607.657	0.698	-4.679	6.329	8.227
	BP-K	0.605	585.125	0.454	-2.077	7.064	8.622
	BP-SK	0.906	466.629	0.758	1.398	4.065	6.123

AIC 为赤池信息量,ME 为平均误差,MAE 为平均绝对误差,RMSE 为均方根误差。

在拟合效果方面,除 Pb 外,BP-K 模型对其他重金属元素的拟合 R^2 均 ≥ 0.6 ,各重金属的散点图也基本符合散点聚集于 1:1 线周围的规律,散点的线性回归方程系数均低于 0.6,说明模型对于低值的预测偏高,而对于高值的预测偏低,预测值变化幅度小;除 Cd 外,BP-S 模型对其他重金属元素的拟合 R^2 均高于 0.7,2 个模型拟合效果均较好。经改进的 BP-SK 模型模拟值与实测值散点基本集中在 1:1 线附近,说明模型拟合误差小,对 Cd 和 Pb 的拟合 R^2 大于 0.6,对 Cr 和 Cu 的拟合 R^2 均大于 0.8,而对 Zn 的拟合 R^2 则达到 0.906,且 BP-SK 模型中 Cr、Cu 和 Zn 的 AIC 值较 BP-K、BP-S 模型均减少 3 个单位以上,因此,BP-SK 模型对 Cr、Cu 和 Zn 的拟合优度明显高于其他 2 个模型。

综合各模型的预测精度参数(表 3),以 R^2 为判定模型预测精度的主要参数,同时考虑不同模型间 ME、MAE 和 RMSE 的差异。在对 Cd 的预测中,各

2.2 基于不同建模因素的土壤重金属含量预测精度分析与比较

由训练完毕的 BP-S、BP-K 和 BP-SK 模型分别得到各建模点位的重金属含量模拟值,将模拟值和样点实测值进行对比计算,并将验证点位的经纬度数据输入训练完毕的 3 种模型,获得验证点位重金属含量预测值,对比预测值与验证点位实测值,获取不同模型对于不同重金属的拟合优度参数与预测精度参数(表 3)以及预测值与实测值散点图(略)。

模型的预测结果差异较大,BP-SK 模型预测精度最高, R^2 达到 0.673,BP-S 模型次之, R^2 为 0.450,而 BP-K 模型最低, R^2 为 0.320;在对 Pb 的预测中,各模型预测结果差异适中,BP-S 模型预测精度最高, R^2 为 0.436,而 BP-SK 模型最低, R^2 仅为 0.185;在对 Cr 的预测中,各模型预测结果差异较小,BP-SK 模型的预测精度最高,BP-K 模型次之,BP-S 模型最低, R^2 依次为 0.562、0.509 和 0.457;在对 Cu 的预测中,各模型预测结果差异较小,BP-SK 模型预测精度最高, R^2 达到 0.661,而 BP-S 模型最低, R^2 为 0.508;在对 Zn 的预测中,各模型预测结果差异显著,BP-SK 模型预测精度最高, R^2 为 0.758,而 BP-K 模型最低, R^2 仅为 0.454。综上所述,BP-SK 模型在预测 Cd、Cr、Cu 和 Zn 含量时预测精度较高,其 R^2 比 BP-S 与 BP-K 模型分别提高 0.223、0.105、0.153、0.060 与 0.353、0.053、0.137、0.304,而 BP-S 模型对 Pb 含量的预测效果较好,其 R^2 比 BP-K 和

BP-SK 模型分别高 0.014 和 0.251。

2.3 不同区域土壤重金属模型优选组合

根据研究区的地形和经济差异特征,将研究区划分为西部丘陵山地区、中部平原城乡区和东部平原农业区,得到 3 种模型在不同空间域的重金属预测精度参数(表 4),根据各模型预测精度参数,选取各元素在不同区域的最优模型。在对 Cd 的预测中,在中部平原城乡区 BP-SK 模型的 MAE 值和 RMSE 值分别为 0.045 和 0.082,MAE 值比 BP-S 和 BP-K 模型分别降低 0.004 和 0.012,RMSE 值则分别降低 0.012 和 0.003;在西部丘陵山地区 BP-SK 模型 MAE 和 RMSE 值分别为 0.036 和 0.057,MAE 值比 BP-S 和 BP-K 模型分别降低 0.017 和 0.015,RMSE 值则分别降低 0.012 和 0.017;而在东部平原农业区,BP-K 模型 ME、MAE 和 RMSE 值均最低,ME 值比 BP-S 和 BP-SK 模型分别降低 0.006 和 0.019,MAE 值分别降低 0.006 和 0.005,RMSE 值则分别降低 0.006 和 0.004。因此,中部平原城乡区和西部丘陵山地区选取预测精度最高的 BP-SK 模型,东部平原农业区则选取 BP-K 模型。同理,在对 Pb 的预测中,东、中部选取预测精度最高的 BP-S 模型,西部选取 BP-K 模型;在对 Cr 的预测中,东、中部选取预测精度最高的 BP-SK 模型,西部选取 BP-K 模型;在对 Cu 的预测中,中、西部选取预测精度最高的 BP-K 模型,而东部选取 BP-SK 模型;在对 Zn 的预测中,中、西部选取预测精度最高

的 BP-SK 模型,而东部选取 BP-S 模型。

采用 ArcGIS 10.2 软件生成网格,并通过构建缓冲区、克里格插值等方式获得所有样点的经纬度、高程、坡度以及 27 个源汇影响因子数据,将公里网格数据分别输入 BP-K、BP-S 和 BP-SK 模型并得到各模型在相应点位上的预测值,并通过普通克里格(ordinary Kriging)插值后,得到各模型在研究区全域上的土壤重金属含量空间预测分布(图 2)。总体来看,区域中心城镇及东北部的经济开发区土壤 Cd、Pb、Cr、Cu 和 Zn 含量均较高,研究区西部丘陵山地区 Cd 和 Pb 含量较高,而东部平原农业区 Cu 含量较高。Cd 高值区主要分布在中心城镇与西部丘陵,BP-SK 模型对其预测效果较好,但对东部 Cd 含量的预测精度偏低,而 BP-K 模型较好地反映了东部 Cd 含量高值区与低值区的区别;Pb 高值区则集中分布在中心城镇地区,BP-S 模型能较好地地区别 Pb 在中、东部的高值区与低值区,而 BP-K 模型在西部丘陵山地区的预测效果最好;在对 Cr 的预测中,3 个模型都出现了类似条带状的分布特征,BP-SK 模型在东、中部的预测精度最高,而 BP-K 模型能够反映 Cr 在西部丘陵区存在高值;Cu 主要分布在城镇中心,BP-K 模型预测效果较好,而 BP-SK 模型更好地划分了东部平原农业区 Cu 的高值区与低值区;Zn 则集中分布在研究区中心城镇与农业区主要交通干道,BP-SK 模型对中、西部的预测效果较好,而对东部地区预测效果最好的是 BP-S 模型。

表 4 3 种模型对 5 种重金属的分区预测精度

Table 4 Predictive precision of different zones among three models

元素	模型	西部丘陵山地区			中部平原城乡区			东部平原农业区		
		ME	MAE	RMSE	ME	MAE	RMSE	ME	MAE	RMSE
Cd	BP-S	-0.035	0.053	0.069	-0.009	0.049	0.094	0.011	0.031	0.036
	BP-K	-0.014	0.051	0.074	0.023	0.057	0.085	0.005	0.025	0.030
	BP-SK	0.032	0.036	0.057	-0.008	0.045	0.082	0.024	0.030	0.034
Pb	BP-S	0.098	3.892	6.219	-2.418	6.084	8.340	2.577	2.294	2.692
	BP-K	-0.543	3.055	5.132	-0.567	5.061	8.446	-1.364	2.883	4.126
	BP-SK	0.741	4.251	7.337	-2.177	6.603	9.377	-0.724	2.937	3.418
Cr	BP-S	1.181	3.757	4.336	0.863	3.815	4.412	2.439	4.465	5.131
	BP-K	0.206	3.543	4.587	0.623	4.047	4.963	-1.217	3.182	4.537
	BP-SK	0.360	4.149	5.024	-1.396	3.407	3.860	-1.605	2.118	2.555
Cu	BP-S	0.340	1.632	3.991	0.140	2.691	3.563	3.617	3.035	3.490
	BP-K	0.853	1.556	3.323	0.276	2.136	2.996	3.035	4.880	5.450
	BP-SK	-0.414	1.699	3.952	0.220	2.501	3.361	0.549	1.247	1.587
Zn	BP-S	6.163	7.161	7.802	5.060	8.415	10.510	0.672	3.816	4.639
	BP-K	1.804	7.268	9.014	4.010	6.325	8.573	-1.592	4.343	5.077
	BP-SK	-2.713	4.418	7.512	0.646	3.490	4.521	-3.202	4.609	5.969

ME 为平均误差,MAE 为平均绝对误差,RMSE 为均方根误差。

根据各重金属元素在不同区域的最优预测参数(表 4),选取 RMSE 衡量优选前后模型预测精度

变化,根据优选前后模型 R^2 验证模型预测精度变化,利用 RMSE 计算优选组合后模型空间预测精度

较原单一模型(即不考虑空间差异的模型)的相对提高度 RI(表 5),并得到优选后模型预测值与实测值散点图(图 3)。优选组合后模型 RMSE 值通过加权平均东、中、西部最优模型的 RMSE 值得到,优选前模型 RMSE 值选用各重金属元素单一最优模型 RMSE 值。结合表 3 可知,Cd、Cr、Cu 和 Zn 的单一最优模型是 BP-SK,Pb 的单一最优模型是 BP-S。优选组合后模型对 Pb 和 Cr 的整体区域空间预测精度有较大提高,较原单一最优模型分别提高

20.71%和 19.19%, R^2 分别提高 0.059 和 0.046,Pb 的线性回归方程系数低于 0.6,说明对高值区的预测值偏低;对 Cd 和 Zn 的整体空间预测精度也有显著提高,精度分别提高 15.15%和 9.24%, R^2 分别提高 0.028 和 0.010;Cu 的整体空间预测精度提升较小,较原单一最优模型精度仅提高 1.75%, R^2 提高 0.026,Cr、Cu 和 Zn 模拟值和实测值基本集中在 1:1 线附近,说明离散程度较小(图 3)。

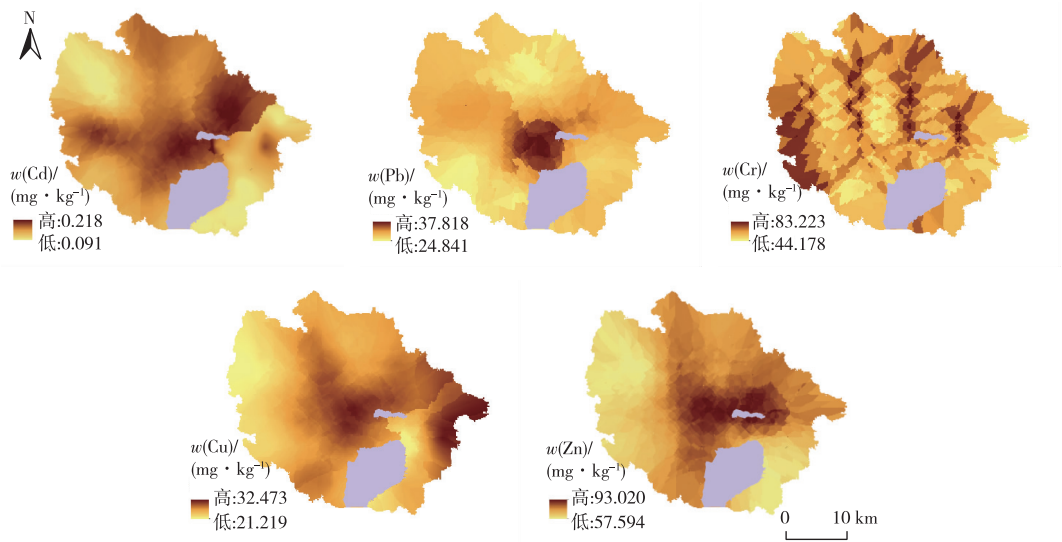


图 2 优选后土壤重金属含量预测空间分布结果

Fig. 2 Optimization of spatial distribution results of soil heavy metals content prediction

表 5 优选组合前后模型预测精度比较

Table 5 Comparison of predictive precision of model before and after optimization

元素	优选后各区域 RMSE			优选组合后 RMSE	优选组合前 RMSE	相对提高度 RI/%	优选组合后 R^2	优选组合前 R^2
	西部丘陵山区	中部平原城乡区	东部平原农业区					
Cd	0.057	0.082	0.030	0.056	0.066	15.15	0.701	0.673
Pb	5.132	8.340	2.692	5.388	6.795	20.71	0.495	0.436
Cr	4.587	3.860	2.555	3.667	4.538	19.19	0.608	0.562
Cu	3.323	2.996	1.587	2.635	2.682	1.75	0.687	0.661
Zn	7.512	4.521	4.639	5.557	6.123	9.24	0.768	0.758

RMSE 为均方根误差。

3 讨论

为探究重金属元素与源-汇、空间分异之间的影响关系,对研究区重金属含量与 30 个变量进行双变量分析。在源影响因子中,5 种重金属元素与 500、1 000 和 2 000 m 缓冲区城市建设用地面积得到的 15 个相关系数中,大部分存在不同程度的相关性,其中存在极显著相关性($P<0.01$)的有 8 个,存在显著相关性($P<0.05$)的有 5 个,说明 5 种重金属

含量的空间分布与城市建设有较强相关性;Cd、Pb、Cu、Zn 和 Cr 与 1 000 m 缓冲区内道路总长度间存在显著相关性,Pb、Cr、Cu 和 Zn 与到污染企业平均距离间存在极显著负相关,说明离污染企业越远,重金属受其影响就越小。在汇影响因子中,5 种重金属元素与 OM、TC、 C_{org} 和 TN 均存在极显著相关性,说明土壤理化性质构成了重金属元素赋存的环境要素,重金属含量高低与土壤汇有着密不可分的关系。如土壤有机质对重金属具有较强的吸附作

用,pH环境的改变也可影响重金属在土壤中的富集和迁移^[32-33];而所选取的4个空间分异因子在解释Cd、Cr、Cu和Zn含量时,均存在显著相关因子,但在解释Pb时,不存在显著相关因子。相关研究表明

Pb含量空间分布主要受到人类活动影响,诸如煤炭燃烧和汽车尾气排放^[31,34],工业和交通密集地区Pb含量相对较高^[35],"源"因素主导了Pb的空间分布特征。

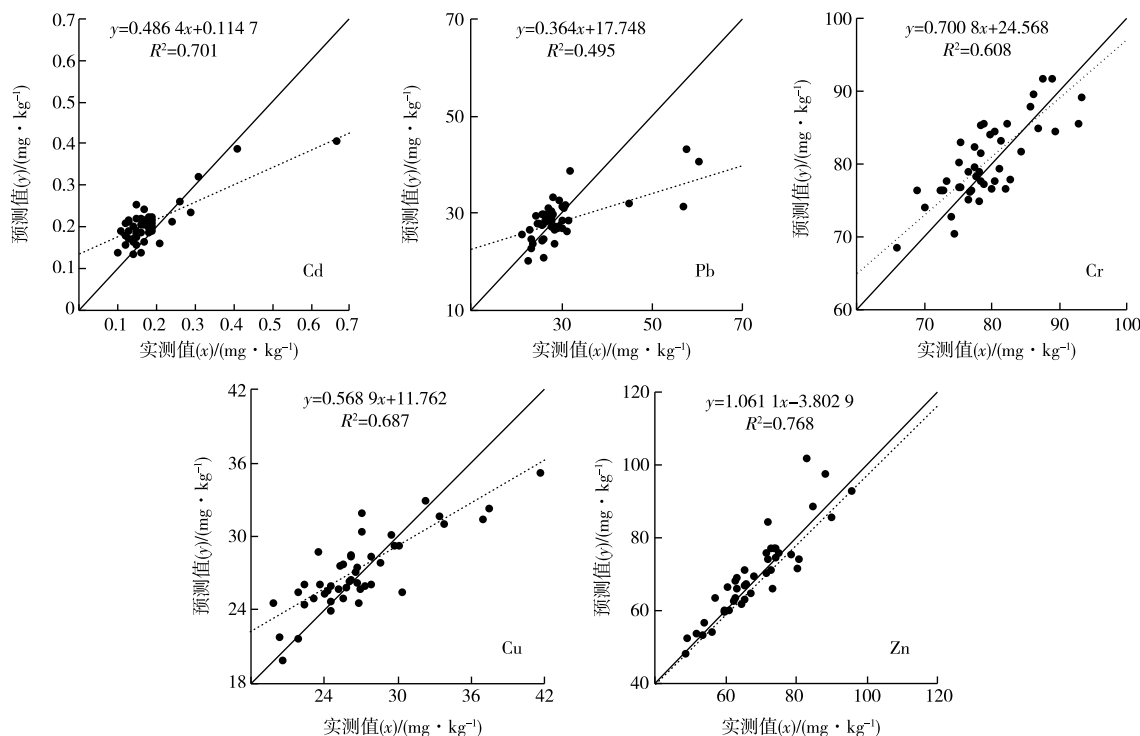


图3 优选后模型预测值与实测值散点图

Fig. 3 Scatter plots of predicted values and measured values of model optimization

针对不同空间区位条件对土壤中多种重金属元素进行差异化、精度最优化空间预测是当前亟待解决的科学问题。笔者研究中,BP-SK模型对东部平原农业区和中部平原城乡区的预测精度整体上高于BP-S和BP-K模型。如在东部平原农业区,BP-SK模型对Cu含量的预测精度最高,通过对重金属元素含量与影响因子的相关性进行分析发现,解释Cu存在显著相关性的源汇和空间分异的指标分别占全部源汇和空间因子指标的66.7%和75.0%;在中部平原城乡区,BP-SK模型对Cd含量的预测精度最高,通过相关性分析发现,解释Cd存在显著相关性的源汇和空间分异的指标分别占全部源汇和空间因子指标的70.4%和50.0%,表明其极大地受到源汇和空间分异双重因素的影响。一方面,这可能是因为东、中部地区工农业发达,受人为因素影响剧烈,从而导致重金属在空间分布中更为复杂;另一方面,重金属元素也受到空间分异的影响,而BP-SK模型恰好综合了影响土壤重金属分布的源汇和空间分异因素,能够有效地解决这种复

杂现象下内部机制不明确的空间非线性问题,更好地揭示土壤污染状况。相比之下,在西部丘陵山地区BP-K模型预测效果却更好。如针对西部丘陵山地区的Pb选用预测精度最高的BP-K模型,通过相关性分析可知,Pb与源汇因子呈显著相关的因子数仅为9个,较东部和中部地区分别减少5和12个,但Pb与多数空间分异因子呈显著相关,说明在该地区Pb更多地受到地形影响。究其原因,该地区地势起伏比平原地区大,高程和坡度变化频繁,且丘陵山地区人为干扰较小,更多地表现出重金属含量随自然空间变化而变化的规律,BP-SK和BP-S模型加入过多人为因素反而降低模型对该地区的预测精度,故仅考虑空间分异的BP-K模型能更准确地预测丘陵山地区重金属分布。因此,在今后的研究中,应区分不同空间区域和各元素间的差异,避免模型及其参数选用的盲目性,科学优选出最佳预测模型,可更准确地揭示区域重金属含量空间分布。

但笔者研究仍存在不足,模型所选取的重金属

预测参数更多地侧重于土地利用类型的影响,忽略了土壤母质可能对其的影响。另一方面,笔者研究是在区县尺度下进行的重金属含量空间分布预测,并未在其他区域对笔者研究结论进行验证,故在涉及其他研究区域时,笔者研究所得结论有待进一步验证。

4 结论

(1)BP-SK 模型在对 Cd、Cr、Cu 和 Zn 含量的空间预测中,其 R^2 较 BP-S 和 BP-K 模型分别提高 0.223、0.105、0.153、0.060 与 0.353、0.053、0.137、0.304;在对 Pb 的空间预测中,BP-S 模型的 R^2 比 BP-K 和 BP-SK 模型高 0.014 和 0.251。BP-SK 模型较其他模型更能突出局部特征,包含的信息更为丰富。

(2)优选组合后模型对 Pb 和 Cr 的空间预测精度有较大提高,较原单一最优模型分别提高 20.71% 和 19.19%;对 Cd 和 Zn 的预测精度也有显著提高,分别提高 15.15% 和 9.24%;对 Cu 的预测精度提升较小,较原单一最优模型仅提高 1.75%。

(3)不同区域之间同一重金属含量分布规律存在差异,BP-SK 模型对人为干扰较大地区的重金属空间分布预测的适用性较好,BP-K 模型对自然要素影响较大的丘陵山地区土壤重金属空间分布预测精度较高。

参考文献:

- [1] 王国庆,林玉锁.土壤环境标准值及制订研究:服务于管理需求的土壤环境标准值框架体系[J].生态与农村环境学报,2014,30(5):552-562.[WANG Guo-qing, LIN Yu-suo. Soil Environmental Standard Values (SESV) and Their Development: A Proposed SESV Framework Serving the Needs of Soil Environmental Management[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2014, 30(5): 552-562.]
- [2] 李姗姗,曹广超,石平超,等.青岛城区土壤重金属元素空间分布及其现状评价[J].生态与农村环境学报,2015,31(1):112-117.[LI Shan-shan, CAO Guang-chao, SHI Ping-chao, et al. Status Quo and Evaluation of the Spatial Distribution of Heavy Metals in Urban Soil of Qingdao City[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2015, 31(1): 112-117.]
- [3] 徐兰,周敏,袁旭音,等.苏南区域农田土壤和大气颗粒中镉和铅含量及对水稻的贡献研究[J].生态与农村环境学报,2018,34(3):201-206.[XU Lan, ZHOU Min, YUAN Xu-yin, et al. Study on Cadmium and Lead Concentrations in Soils and Atmospheric Particles and Their Contributions to Rice in the Typical Agricultural Area of Southern Jiangsu Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(3): 201-206.]
- [4] 孟敏,杨林生,韦炳干,等.我国设施农田土壤重金属污染评价与空间分布特征[J].生态与农村环境学报,2018,34(11):1019-1026.[MENG Min, YANG Lin-sheng, WEI Bing-gan, et al. Contamination Assessment and Spatial Distribution of Heavy Metals in Greenhouse Soils in China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(11): 1019-1026.]
- [5] 曹宏杰,王立民,罗春雨,等.三江平原地区农田土壤中几种重金属空间分布状况[J].生态与农村环境学报,2014,30(2):155-161.[CAO Hong-jie, WANG Li-min, LUO Chun-yu, et al. Spatial Distribution of Heavy Metals in Agricultural Soil in Sanjiang Plain[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2014, 30(2): 155-161.]
- [6] 全国土壤污染状况调查公报(2014年4月17日)[J].环境教育,2014(6):8-10.
- [7] 曾希柏,徐建明,黄巧云,等.中国农田重金属问题的若干思考[J].土壤学报,2013,50(1):186-194.[ZENG Xi-bai, XU Jian-ming, HUANG Qiao-yun, et al. Some Deliberations on the Issues of Heavy Metals in Farmlands of China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2013, 50(1): 186-194.]
- [8] 陈飞香,程家昌,胡月明,等.基于RBF神经网络的土壤铬含量空间预测[J].地理科学,2013,33(1):69-74.[CHEN Fei-xiang, CHENG Jia-chang, HU Yue-ming, et al. Spatial Prediction of Soil Properties by RBF Neural Network[J]. Scientia Geographica Sinica, 2013, 33(1): 69-74.]
- [9] 周宁,李超,满秀玲.基于 Logistic 回归和 RBF 神经网络的土壤侵蚀模数预测[J].水土保持通报,2015,35(3):235-241,2.[ZHOU Ning, LI Chao, MAN Xiu-lin. Prediction of Soil Erosion Modulus Based on Logistic Regression and RBF Neural Network[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2015, 35(3): 235-241, 2.]
- [10] 王琳琳.BP 神经网络用于城市土壤中重金属(Cd、Pb)形态分析的研究[D].长春:吉林大学,2009.[WANG Lin-lin. Application of Back-propagation Artificial Neural Network in Speciation of Plumbum and Cadmium in City Soil[D]. Changchun: Jilin University, 2009.]
- [11] 姚荣江,杨劲松,邹平,等.区域土壤水盐空间分布信息的 BP 神经网络模型研究[J].土壤学报,2009,46(5):788-794.[YAO Rong-jiang, YANG Jin-song, ZOU Ping, et al. BP Neural Network Model for Spatial Distribution of Regional Soil Water and Salinity[J]. Acta Pedologica Sinica, 2009, 46(5): 788-794.]
- [12] ANAGU I, INGWERSEN J, UTERMANN J, et al. Estimation of Heavy Metal Sorption in German Soils Using Artificial Neural Networks[J]. Geoderma, 2009, 152(1/2): 104-112.
- [13] 胡大伟,卞新民,王书玉,等.基于 BP 模型的南通市农田土壤重金属空间分布研究[J].安全与环境学报,2007(2):91-95.[HU Da-wei, BIAN Xin-min, WANG Shu-yu, et al. Study on Spatial Distribution of Farmland Soil Heavy Metals in Nantong City Based on BP-ANN Modeling[J]. Journal of Safety and Environment, 2007(2): 91-95.]
- [14] 张红,卢茸,石伟,等.基于 RBF 神经网络的土壤重金属空间变异研究[J].中国生态农业学报,2012,20(4):474-479.[ZHANG Hong, LU Rong, SHI Wei, et al. Application of RBF Neural Network in Determining Soil Heavy Metal Spatial Variability[J]. Chinese Journal of Eco-agriculture, 2012, 20(4): 474-479.]

- [15] 郭云开, 刘宁, 刘磊, 等. 土壤 Cu 含量高光谱反演的 BP 神经网络模型[J]. 测绘科学, 2018, 43(1): 135–139, 152. [GUO Yun-kai, LIU Ning, LIU Lei, *et al.* Hyper-spectral Inversion of Soil Cu Content Based on BP Neural Network Model[J]. Science of Surveying and Mapping, 2018, 43(1): 135–139, 152.]
- [16] FU B J, CHEN L D, MA K M, *et al.* The Relationships Between Land Use and Soil Conditions in the Hilly Area of Loess Plateau in Northern Shaanxi, China[J]. Catena, 2000, 39: 69–78.
- [17] 石栋奇, 卢新卫. 西安城区路面细颗粒灰尘重金属污染水平及来源分析[J]. 环境科学, 2018, 7: 1–11. [SHI Dong-qi, LU Xin-wei. Contamination Levels and Source Analysis of Heavy Metals in the Finer Particles of Urban Road Dust From Xi'an, China[J]. Environmental Science, 2018, 7: 1–11.]
- [18] GUÉDRON S, AMOUROUX D, SABATIER P, *et al.* A Hundred Year Record of Industrial and Urban Development in French Alps Combining Hg Accumulation Rates and Isotope Composition in Sediment Archives From Lake Luitel [J]. Chemical Geology, 2016, 431: 10–19.
- [19] POUYAT R V, YESILONIS I D, RUSSELL-ANELLI J, *et al.* Soil Chemical and Physical Properties that Differentiate Urban Land-use and Cover Types[J]. Soil Science Society of America Journal, 2007, 71(3): 1010–1019.
- [20] ZHENG R, ZHAO J, ZHOU X, *et al.* Land Use Effects on the Distribution and Speciation of Heavy Metals and Arsenic in Coastal Soils on Chongming Island in the Yangtze River Estuary, China [J]. Pedosphere, 2016, 26(1): 74–84.
- [21] WANG L, COLES N A, WU C F, *et al.* Spatial Variability of Heavy Metals in the Coastal Soils Under Long-term Reclamation[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2014, 151: 310–317.
- [22] HAO X Z, ZHOU D M, HUANG D Q, *et al.* Heavy Metal Transfer From Soil to Vegetable in Southern Jiangsu Province, China[J]. Pedosphere, 2009, 19(3): 305–311.
- [23] INSAM H, DOMSCH H. Relationship Between Soil Organic Carbon and Microbial Biomass on Chronosequences of Reclamation Sites [J]. Microbial Ecology, 1988, 15(2): 177–188.
- [24] DING Qian, CHENG Gong, WANG Yong, *et al.* Effects of Natural Factors on the Spatial Distribution of Heavy Metals in Soils Surrounding Mining Regions[J]. Science of the Total Environment, 2017, 578: 577–585.
- [25] 杨娟, 王昌全, 李冰, 等. 基于 BP 神经网络的城市边缘带土壤重金属污染预测: 以成都平原土壤 Cd 为例[J]. 土壤学报, 2007(3): 430–436. [YANG Juan, WANG Chang-quan, LI Bing, *et al.* Prediction of Soil Heavy Metal Pollution of Peri-urban Zone Based on BP Artificial Neural Network: A Case Study of the Chengdu Plain[J]. Acta Pedologica Sinica, 2007(3): 430–436.]
- [26] 袁曾任. 人工神经网络及其应用[M]. 北京: 清华大学出版社, 2001: 50–180.
- [27] 吴健生, 谢舞丹, 李嘉诚. 土地利用回归模型在大气污染时空分异研究中的应用[J]. 环境科学, 2016, 37(2): 413–419. [WU Jian-sheng, XIE Wu-dan, LI Jia-cheng. Application of Land-use Regression Models in Spatial-temporal Differentiation of Air Pollution[J]. Environmental Science, 2016, 37(2): 413–419.]
- [28] AKAIKE H. A New Look at the Statistical Model Identification[J]. IEEE Transactions on Automatic Control, 1974, 19(6): 716–723.
- [29] 王库. 基于地理权重回归模型的土壤有机质空间预测[J]. 土壤通报, 2013, 44(1): 21–28. [WANG Ku. Spatial Estimation of Soil Organic Matter by Using Geographically Weighted Regression Model[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2013, 44(1): 21–28.]
- [30] 廖启林, 刘聪, 许艳, 等. 江苏省土壤元素地球化学基准值[J]. 中国地质, 2011, 38(5): 1363–1378. [LIAO Qi-lin, LIU Cong, XU Yan, *et al.* Geochemical Baseline Values of Elements in Soil of Jiangsu Province[J]. Geology in China, 2011, 38(5): 1363–1378.]
- [31] 戴彬, 吕建树, 战金成, 等. 山东省典型工业城市土壤重金属来源、空间分布及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(2): 507–515. [DAI Bin, LÜ Jian-shu, ZHAN Jin-cheng, *et al.* Assessment of Sources, Spatial Distribution and Ecological Risk of Heavy Metals in Soils in a Typical Industry-based City of Shandong Province, Eastern China[J]. Environmental Science, 2015, 36(2): 507–515.]
- [32] 曹人升, 范明毅, 黄先飞, 等. 金沙燃煤电厂周围土壤有机质与重金属分析[J]. 环境化学, 2017, 36(2): 397–407. [CAO Ren-sheng, FAN Ming-yi, HUANG Xian-fei, *et al.* Analysis of Organic Matter and Heavy Metals in Soils Around the Coal-fired Power Plant in Jinsha [J]. Environmental Chemistry, 2017, 36(2): 397–407.]
- [33] 廖敏, 黄昌勇, 谢正苗. pH 对镉在土水系统中的迁移和形态的影响[J]. 环境科学学报, 1999(1): 83–88. [LIAO Min, HUANG Chang-yong, XIE Zheng-miao. Effect of pH on Transport and Transformation of Cadmium in Soil-water System[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 1999(1): 83–88.]
- [34] 吕建树, 张祖陆, 刘洋, 等. 日照市土壤重金属来源解析及环境风险评价[J]. 地理学报, 2012, 67(7): 971–984. [LÜ Jian-shu, ZHANG Zu-lu, LIU Yang, *et al.* Sources Identification and Hazardous Risk Delineation of Heavy Metals Contamination in Rizhao City [J]. Acta Geographica Sinica, 2012, 67(7): 971–984.]
- [35] 李苹, 黄勇, 林赞, 等. 北京市怀柔区土壤重金属的分布特征、来源分析及风险评价[J]. 现代地质, 2018, 32(1): 86–94. [LI Ping, HUANG Yong, LIN Yun, *et al.* Distribution, Source Identification and Risk Assessment of Heavy Metals in Topsoil of Huairou District in Beijing[J]. Geoscience, 2018, 32(1): 86–94.]

作者简介: 黄赵麟(1996—), 男, 白族, 云南大理人, 硕士生, 主要研究方向为土壤环境质量. E-mail: josephlin620@163.com

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0473

余威震, 罗小锋, 唐林, 等. 农户绿色生产技术采纳行为决策: 政策激励还是价值认同? [J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 318-324.

YU Wei-zhen, LUO Xiao-feng, TANG Lin, et al. Farmers' Adoption of Green Production Technology: Policy Incentive or Value Identification? [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 318-324.

农户绿色生产技术采纳行为决策: 政策激励还是价值认同?

余威震^{1,2}, 罗小锋^{1,2①}, 唐林^{1,2}, 黄炎忠^{1,2} (1. 华中农业大学经济管理学院, 湖北 武汉 430070; 2. 湖北农村发展研究中心, 湖北 武汉 430070)

摘要: 以湖北省 1 086 个农户调研数据为研究对象, 利用 Logit 回归模型、中介效应检验模型和调节效应检验模型, 围绕政策激励、价值认同对农户有机肥施用行为的影响机制问题进行了深入探讨。结果表明: (1) 农户有机肥施用行为受到政策宣传、政府补贴、法规约束、环境危机意识和生态环境改善等多个因素影响; (2) 环境危机意识、生态环境改善和农耕文明传承在政策宣传与农户有机肥施用行为之间起中介作用, 生态环境改善在法规约束与农户有机肥施用行为之间起中介作用; (3) 政府补贴增强了环境危机意识与农户有机肥施用行为之间的正向关系。基于此, 创新发展以农业绿色生产为导向的绿色补贴, 积极开展当前我国农业发展所面临的形势教育, 转变只注重技术如何使用的传统技术推广方式, 以便调动农户有机肥施用积极性, 实现农业绿色发展。

关键词: 政策激励; 价值认同; 有机肥; 中介效应; 调节效应

中图分类号: F323.3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0318-07

Farmers' Adoption of Green Production Technology: Policy Incentive or Value Identification? YU Wei-zhen^{1,2}, LUO Xiao-feng^{1,2①}, TANG Lin^{1,2}, HUANG Yan-zhong^{1,2} (1. College of Economics and Management, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2. Hubei Rural Development Research Center, Wuhan 430070, China)

Abstract: The promotion and application of organic fertilizer is of great significance to the improvement of the quality of cultivated land and to the achievement of the transformation of agricultural green development. Based on the survey data of 1 086 farmers in Hubei Province, Logit model, mediation model and moderation model were employed to explore the influence mechanism of policy incentive and value identification on farmers' adoption of organic fertilizer. Results show that: (1) Farmers' adoption of organic fertilizer is influenced by policy propaganda, government subsidies, policy regulation, environmental crisis awareness and ecological environment improvement. (2) Environmental crisis awareness, ecological environment improvement and agricultural civilization inheritance intermediate the relationship between policy propaganda and farmers' adoption of organic fertilizer; ecological environment improvement moderates the influence of policy regulation on the adoption behavior. (3) Government subsidy enhances the positive relationship between environmental crisis awareness and the adoption of organic manure. Therefore, it is necessary to properly subsidy for farmers to make green agricultural production, to strengthen the education of farmers, and to change the traditional technology promotion mode, thus arousing farmers' initiative in adopting green production technologies.

Key words: policy incentive; value identity; organic fertilizer; mediating effect; moderating effect

化肥的过量施用及其所造成的资源环境问题, 已严重阻碍了我国农业绿色发展, 如何消除这一障碍因素成为当前社会各界关注的焦点。施用有机肥可以有效减少化肥施用量, 转变生产方式是实现化肥减量目标的重要手段^[1-2]。为此, 在当前农村生态环境和农业发展绿色转型的约束下, 如何促进有机肥的施用成为社会各界关注的热点话题。纵观既有相关文献, 主要包括以下几个方面: (1) 有机肥施用的意愿与行为, 当前我国农户愿意施用有机

肥的积极性并不高, 而实际施用的农户比例则更低^[3], 并且不少农户在施用意愿与行为上表现出背离现象, 即使有意愿也未能实际施用^[4-5]。(2) 有机肥施用的影响因素, 当前研究主要围绕农业经营特

收稿日期: 2019-06-24

基金项目: 国家社会科学基金重点项目(15AZD071); 国家自然科学基金重点项目(71333006); 农业农村部软科学项目(2018032); 中央高校基本科研业务费专项(2662018YJ001)

① 通信作者 E-mail: luoxiaofeng@mail.hzau.edu.cn

征、生产管理特征以及信息认知和获取等维度进行深入探讨^[1-3,6]。(3)强调有机肥的功能属性,将有机肥施用视为一种改良土壤肥力的长期投资和降低生产风险的行为,并进一步探讨农地确权、土地政策稳定性和农业保险参保行为对有机肥施用的影响^[3,7-8]。(4)有机肥与化肥的关系探讨, WAIT-HAKA 等^[9]以肯尼亚为例,发现农户施用化肥与施用有机肥存在相互影响且具有内生性的复杂关系。HOLDEN 等^[10]以马拉维为例,指出化肥补贴不会对有机肥施用产生挤出效应。

作为一项典型的绿色技术,基于农户视角进行有机肥施用行为影响因素的研究不胜枚举。遗憾的是,当前学者们多侧重于农户个体特征、经营特征和政策激励等因素,缺乏对价值认同的关注和探讨。农户的生产价值观在生态环境恶化与绿色发展理念的交互作用下不断调整,逐渐形成与当前社会相一致的绿色发展观,而建立在共同价值观基础上的关系会对人的行为决策起到内在激励作用^[11]。那么,绿色发展观念的认同是否对农户绿色技术采纳决策起到了关键性作用? 现有研究较少关注这一点。不仅如此,在现有关于政策激励对农户施药行为的影响研究中,部分学者对税收、补贴等政策手段作用的认识并不一致^[12-13]。是否因缺乏考虑农户价值观念的差异而导致研究结论的偏差,这有待于进一步验证。基于此,利用湖北省农户调研数据,运用 Logit 模型、中介效应检验模型等经济计量模型分析政策激励、价值认同对农户有机肥施用行为的影响。

1 材料与方法

1.1 数据来源

数据来源于笔者课题组 2017 年 7—8 月对湖北省武汉、黄冈、荆州、随州和天门 5 市进行的农户随机抽样调查。调查区域的选择主要出于以下几个方面考虑:(1)样本区域代表不同的农业经济发展水平,其中武汉、黄冈和荆州农业经济发展较好,农业产值占比均在 10% 以上,而随州和天门分别属于农业经济发展中等和较差 2 个层面;(2)样本地区涵盖湖北省多种地形地貌特征,其中武汉和黄冈属于鄂东丘陵地形,荆州和天门地处江汉平原,随州属于鄂北岗地地形,可以有效考察不同地形特征下粮食作物的生产经营情况。每个地市随机选择 2~4 个乡镇,每个乡镇随机选取 2~4 个村,共调查 17 个乡镇 45 个村,共计 1 116 份农户调查问卷。样本区

域农户以种植水稻、小麦和大豆等粮食经济作物为主,调查内容涉及农户特征、种植投入产出和政策认知等。调查员以在校研究生为主,事前经过一定时间培训,实际调查时以“一对一”访谈形式展开。经筛选、剔除关键变量缺失或前后矛盾的问卷,获得有效问卷 1 086 份,有效率为 97.31%。

1.2 样本特征

调查结果(表 1)显示,受访者性别以男性居多,占样本总数的 56.35%。从受教育水平来看,有 711 人受教育水平 ≤ 6 a,占 65.47%,有 293 人受教育水平 $>6\sim 9$ a,占 26.98%,受教育水平 >9 a 的农户仅有 82 人,占比小于 10%,这也反映出当前农户整体受教育水平偏低。

表 1 样本基本特征

Table 1 Basic characteristics of samples

类型	选项	样本量	占比/%
受访者性别	男	612	56.35
	女	474	43.65
受教育水平	≤ 6 a	711	65.47
	$>6\sim 9$ a	293	26.98
	$>9\sim 12$ a	70	6.45
	>12 a	12	1.10
受访者年龄	≤ 30 岁	12	1.10
	$>30\sim 40$ 岁	35	3.22
	$>40\sim 50$ 岁	192	17.68
	$>50\sim 60$ 岁	397	36.56
	>60 岁	450	41.44
是否兼业	是	857	78.91
	否	229	21.09
农业收入占比	0~25%	761	70.07
	$>25\%\sim 50\%$	146	13.44
	$>50\%\sim 75\%$	47	4.33
	$>75\%\sim 100\%$	132	12.15
种植面积	≤ 0.33 hm ²	453	41.71
	$>0.33\sim 0.67$ hm ²	359	33.06
	$>0.67\sim 1.00$ hm ²	141	12.98
	$>1.00\sim 1.33$ hm ²	62	5.71
	>1.33 hm ²	71	6.54

从年龄来看,绝大多数(78.00%)受访农户超过 50 岁,仅有很少一部分(4.32%)农户年龄小于 40 岁,农业劳动力老龄化问题依然严峻。在农户兼业方面,78.91%的受访农户有过非农经历。单一的家庭收入结构有所改变,农业收入不足家庭总收入 50%的受访农户达 907 人,占 83.51%,有 70.07%的受访农户农业收入甚至不足家庭总收入的 25%。从种植面积来看,仍以小规模种植为主,其中有 453 人种植面积小于 0.33 hm²,占 41.71%,有 359 人种植面积在 0.33~0.67 hm²之间,占 33.06%。

1.3 变量设置

1.3.1 因变量

绿色生产技术采纳行为。有机肥施用行为在我国上千年的农业文明发展历程中一直扮演着重要角色。如今在耕地质量不断下降、农业面源污染日益加剧的时代背景下,有机肥的作用和地位重新被社会各界所重视,因此,选取有机肥施用行为作为绿色生产技术采纳行为的具体表征。

1.3.2 核心变量

政策激励是核心变量之一,采取补贴政策是政府为提高农户生产积极性的最常用手段,并已有研究^[14]证实补贴政策对农户行为可以起有效促进作用。政策宣传可以通过广播、宣传册和现场讲解等

形式,向农户传递农村生态环境保护的重要性、有机肥施用方式和优势等内容,多方面引导农户积极施用有机肥。法规约束作为一种正式的制度约束,利用行政处罚和经济处罚等方式,对农户非绿色生产行为起到良好规范作用,因此选取政策宣传、政府补贴和法规约束 3 个变量。价值认同是另一关键变量。考虑到有机肥在我国有较长的发展历史,对我国农业文明发展具有重要意义,因而从农耕文明传承和生态环境改善两个方面来反映。同时,突出价值认同的过程性,强调农户的科学认知能力,以环境危机意识来反映。

1.3.3 控制变量

控制变量具体定义和描述性特征见表 2。

表 2 变量定义和描述性特征

Table 2 Variable description and descriptive statistics

变量	定义	平均值	标准差
因变量			
农户有机肥施用行为	您在实际生产中是否施用有机肥? 1=是;0=否	0.322	0.467
核心变量			
政策激励			
政策宣传	政府有关环保法规的宣传教育对您很重要吗? 1~5;1=非常不重要,5=非常重要	3.752	0.934
政府补贴	政府提供补贴对您开展绿色生产很重要吗? 1~5;1=非常不重要,5=非常重要	3.843	0.917
法规约束	政府部门的法律法规对您生产行为的影响如何? 1~5;1=非常小,5=非常大	3.622	0.926
价值认同			
环境危机意识	您认为农业面源污染形势严峻吗? 1~5;1=非常不同意,5=非常同意	2.696	1.085
生态环境改善	施用有机肥对改善环境作用显著吗? 1~5;1=非常不同意,5=非常同意	3.692	1.011
农耕文明传承	发展绿色农业是对传统农耕文明的传承吗? 1~5;1=非常不同意,5=非常同意	3.832	0.759
控制变量			
个体特征			
性别	1=男;0=女	0.564	0.496
受教育水平	以实际受教育年限(年)为准	5.781	3.503
务农年限	以实际务农年限(年)为准	37.546	13.048
兼业情况	1=是;0=否	0.789	0.408
家庭特征			
种植面积	以实际耕种面积(hm ²)为准	0.604	0.674
土肥变化趋势	1=变差;2=变好;3=没什么变化	2.384	0.841
农业收入占比	农业收入占家庭总收入比例(%)	0.264	0.304
生产要素获取	是否可方便获得有机肥等绿色生产要素? 1=是;0=否	0.425	0.494
地区变量	1=黄冈;2=荆州;3=随州;4=天门;5=武汉	2.928	1.374

从个体特征和家庭经营特征 2 个方面选取控制变量。其中,个体特征主要包括性别、受教育水平、务农年限和兼业情况 4 个变量。一般来说,男性劳动者长期承担生产性劳动,对农业生产更了解;而农户务农年限越长,表明其务农经验越丰富,对有机肥的优势和施用方式也更了解。受教育水平高,并有过非农兼业的农户,对农业绿色生产的理解和接受能力越强,进而表现出更高的积极性。家庭经营特征主要包括种植面积、土肥变化趋势、农业收入占比和生产要素获取 4 个变量。相较于化肥,提

高等肥力需要施用更多有机肥,对于种植面积大的农户而言,需要付出更多劳动力,因而可能会表现出较低的施用积极性;对于认为土壤肥力变好的农户而言,自然不愿施用有机肥,以节约劳动力和资金投入。农业收入占比高,表明农业在家庭经济结构中占据重要地位,农户为可持续发展更愿意施用有机肥。此外,对地区变量也进行控制。

1.4 模型构建

考虑到农户有机肥施用行为选项为“是”和“否”,属于典型的二分类变量,而用于分析选择性

问题常见的模型包括 Probit 模型和 Logit 模型等,笔者选择 Logit 模型对各影响因素进行分析。具体模型为

$$p(Y = 1 | P, V, X) = \varphi(\beta_1 P + \beta_2 V + \gamma X)。$$
 (1)
式(1)中, p 为行为发生概率; Y 为农户有机肥施用行为, $Y=1$ 表示农户在实际生产中施用了有机肥; P 和 V 分别为政策激励和价值认同维度的变量; X 为相应的控制变量; β 和 γ 分别为对应变量的系数估计量; φ 为逻辑分布的概率函数,采用极大似然法进行估计。

此外,为进一步检验价值认同在价值引导型政策激励手段(政策宣传和法规约束)与农户绿色技术采纳行为之间的中介效应以及经济激励型政策激励手段(政府补贴)对价值认同与农户绿色技术采纳行为的调节效应,笔者分别采用 IACOBUCCI^[15] 提出的适用于分类变量的中介效应检验模型和温忠麟等^[16] 提出的层次回归分析法进行实证检验。

2 结果与分析

2.1 不同地市农户有机肥施用行为差异分析

通过对各地市农户有机肥施用行为的统计分析(表 3)可知,仅有 32.23% 的农户施用有机肥,反映出在当前生产环境下农户施用有机肥的积极性并不高。

从各地市来看,随州市样本农户的有机肥施用比例最高,为 54.67%;其次为武汉市(32.28%)和天门市(29.17%);黄冈市(24.88%)和荆州市(22.14%)样本农户有机肥施用情况最不乐观。由于不同地区在资源禀赋、种植习惯等方面存在差异,这在一定程度上导致农户有机肥施用行为的差异。

表 3 农户有机肥施用行为的地区差异

Table 3 Differences of organic fertilizer application behavior among farmers in different cities

地区	是否施用有机肥			
	是		否	
	频数	占比/%	频数	占比/%
黄冈	51	24.88	154	75.12
荆州	58	22.14	204	77.86
随州	117	54.67	97	45.33
天门	63	29.17	153	70.83
武汉	61	32.28	128	67.72
合计	350	32.23	736	67.77

2.2 政策激励、价值认同与农户有机肥施用行为的回归分析

多重共线性检验结果(表 4)显示,各变量方差膨胀因子(VIF)均小于 3,处于合理范围内,表明各变量不存在严重的共线性问题。为检验结果稳健性,同时利用二元 Probit 模型(模型 2)进行相关回归,各变量的显著性和方向与二元 Logit 模型(模型 1)结果相比并无实质性变化,回归结果较为稳健。以下分析根据 Logit 模型结果展开。

(1)政策激励的影响。首先,政策宣传系数为-0.212,且通过 5%水平的显著性检验,表明政策宣传对农户有机肥施用行为具有显著负向作用,这与传统认识存在一定偏差,但也说明政府对农户进行相关环保法规的宣传与农户有机肥施用行为之间并没有必然的因果关系,尽管部分农户认为政策宣传对其有重要影响,但可能因在政策认知上存在偏差以及受限于生产条件,未能表现出有机肥施用行为。其次,政府补贴变量系数为 0.197,且通过 5%水平的显著性检验。相较于化肥,施用有机肥需要支出更多成本,而这一行为的正外部性无法得到合适补偿,作为理性小农,其施用有机肥的积极性必受打击。一旦政府对农户额外成本支出或正外部性进行经济补偿,追求利润最大化的农户很有可能对此表现出较高积极性^[14]。最后,法规约束变量系数为 0.156,且通过 10%水平的显著性检验,表明法规约束对农户有机肥施用行为也起到正向促进作用。一般而言,以《化肥使用零增长行动方案》为代表的环保法规的出台,是为了更好地规范和引导农户减少化肥用量,积极施用有机肥。事实也证明,相关法规的出台确实促进了农户积极施用有机肥,起到一定的引导和规范作用。

(2)价值认同的影响。首先,环境危机意识系数数值为 0.172,且通过 5%水平的显著性检验,说明随着农户对农业面源污染形势认识越来越清晰,所反映出的环境危机意识越强,其有机肥施用行为的可能性就越大。可能的解释为,在强调绿色发展的社会环境中,农户逐渐意识到农业面源污染的严峻性,对当前农业生产方式进行反思以及对绿色生产方式的主流认同,而有机肥作为化肥的一种有效替代,在危机意识、生存压力下产生的责任感和行动力,使得农户更有可能实际施用有机肥。其次,生态环境改善系数为 0.578,且通过 1%水平的显著性检验,说明农户越能意识到施用有机肥在改善生态环境上的重大作用,其表现出有机肥施用行为的可

能性就越大。作为一种绿色生产技术,施用有机肥在促进农业可持续发展及人地和谐等方面具有重大意义,当农户对有机肥的认识不再单是经济性层面时,便是与全社会强调的绿色生产理念形成一致的时候,这也就是一个内化的过程,并通过有机肥施用的实际行为外化表现出来^[17]。

表 4 模型回归结果

Table 4 Model regression results

变量	Logit 模型(模型 1)			Probit 模型(模型 2)		
	系数	稳健标准误	边际效应	系数	稳健标准误	边际效应
个体特征						
性别	-0.107	0.156	-0.020	-0.065	0.092	-0.021
受教育水平	0.016	0.023	0.003	0.010	0.014	0.003
务农年限	0.012 *	0.006	0.002 *	0.007 *	0.004	0.002 *
兼业情况	0.233	0.211	0.044	0.132	0.124	0.041
经营特征						
种植面积	0.005	0.008	0.001	0.003	0.005	0.001
土肥变差(以“没什么变化”为参照)	-0.379 **	0.178	-0.069 **	-0.227 **	0.106	-0.069 **
土肥变好(以“没什么变化”为参照)	0.042	0.217	0.008	0.044	0.127	0.014
农业收入占比	0.499	0.293	0.094	0.268	0.174	0.084
生产要素获取	0.048	0.175	0.009	0.031	0.103	0.010
政策激励						
政策宣传	-0.212 **	0.104	-0.040	-0.128 **	0.062	-0.040 **
政府补贴	0.197 **	0.099	0.037 **	0.116 **	0.058	0.036 **
法规约束	0.156 *	0.096	0.029 *	0.088	0.057	0.028
价值认同						
环境危机意识	0.172 **	0.068	0.032 **	0.098 **	0.041	0.031 **
生态环境改善	0.578 ***	0.087	0.108 ***	0.347 ***	0.051	0.109 ***
农耕文明传承	0.064	0.103	0.012	0.027	0.062	0.009
常数项	-5.090 ***	0.746	—	-2.957 ***	0.423	—
地区控制变量	已控制			已控制		
卡方值	126.44 ***			139.27 ***		
伪 R ²	0.115			0.116		

*、** 和 *** 分别表示在 10%、5% 和 1% 水平上显著。

2.3 价值认同在价值引导型政策手段与农户行为关系中的中介效应检验

作为价值引导型政策手段,无论是政策宣传,还是法规约束,其目的均是希望通过一定方式和手段,直接或间接地实现绿色发展的有关信息、价值理念的传递^[18],从而促进农户对绿色生产理念的理解和认同,具有一定价值引导效应,即价值引导型政策手段通过价值认同的中介效应影响农户有机肥施用行为。

基于 IACOBUCCI^[15] 提出的中介效应检验方法和步骤,最终检验结果见表 5。环境危机意识、生态环境改善和农耕文明传承在政策宣传与农户有机肥施用行为之间起中介作用。当前农村地区常见的政策宣传内容为耕地质量保护、化肥减量施用等方面,其目的主要在普及相关政策实施的背景、目的和要求,在这一过程中农户对农业生态环境的认知能力逐渐增强,并对目前的生产经营方式进行反思和转变。因此,通过政策宣传,可以提高农户环境危机意识和生态环境改善认知水平,使其表现出

更高的施用有机肥的可能性。

生态环境改善在政策执行与农户有机肥施用行为之间也起到中介作用。政策执行力度严,可以有效避免因要素市场混乱导致农户产生不信任、抵触的心理情绪,真正认识到施用有机肥对改善当地生态环境具有显著功效,最终影响农户有机肥施用行为。

表 5 价值认同的中介效应检验

Table 5 The mediating effect test of value identity

变量	环境危机意识	生态环境改善	农耕文明传承
政策宣传	2.228 *	5.980 *	2.279 *
政策执行	1.672	2.866 *	1.286

* 表示中介效应检验值的绝对值大于 1.96,中介效应显著。

2.4 经济激励型政策手段在价值认同与农户行为关系中的调节效应检验

作为经济激励型政策手段,政府补贴具有典型的经济激励效应,会通过影响农业要素投入数量来影响农业产出^[19]。作为一个“经济人”,农户首先

考虑的是利润最大化,即使认同农业绿色生产,仍不愿施用有机肥。但是,当农户认为施用有机肥可以获得一定政府补贴时,价值认同程度提高,其施用有机肥的积极性提升,实现经济效益与价值追求的统一。

在对相关变量进行中心化处理的基础上,利用层次回归分析法实证检验了经济激励型政策对价值认同与农户有机肥施用行为之间的调节效应(表 6)。基于模型 3 的回归结果,政府补贴与环境危机意识的交叉项通过显著性检验,且系数符号与环境危机意识系数符号相一致,即政府补贴增强了环境危机意识与农户有机肥施用行为的正向关系。即当政府提供补贴时,农户有机肥施用行为受到环境危机意识的直接影响加大,农户表现出更高的施用可能性,这也进一步证实了政府补贴对农户行为有较强的促进作用。但是,政府补贴在生态环境改善、农耕文明传承与农户有机肥施用行为之间未能起到调节作用,这也间接反映出在绿色生产发展转型初期,政府补贴的作用较有限,只有当农户意识到环境危机存在时才能发挥一定作用。

表 6 经济激励型政策手段的调节效应检验
Table 6 Moderating effect of economic incentive policy means

变量	加入交互项的回归模型(模型 3)		
	系数	稳健标准误	边际效应
经济激励型政策手段			
政府补贴	0.096	0.091	0.018
价值认同			
环境危机意识	0.147**	0.069	0.028
生态环境改善	0.556***	0.085	0.104
农耕文明传承	0.033	0.107	0.006
政府补贴×环境危机意识	0.113*	0.068	0.021*
政府补贴×生态环境改善	0.055	0.081	0.010
政府补贴×农耕文明传承	-0.074	0.091	-0.014
控制变量	已控制		
卡方值	124.13***		
伪 R ²	0.114		

*、**和***分别表示在 10%、5%和 1%水平上显著。

3 结论与建议

3.1 结论

利用 2017 年湖北省农户调查数据,构建了农户绿色生产技术采纳行为的理论分析框架,探究政策激励、价值认同对农户技术采纳行为的影响。笔者研究发现:

(1)农户有机肥施用行为会受到多因素共同影响。在政策激励方面,政策宣传对农户有机肥施用

行为有负向作用,而政府补贴和法规约束则表现出正向作用;在价值认同方面,环境危机意识和生态环境改善对农户有机肥施用行为均起到正向作用。控制变量中,农业收入占比有正向作用,而土肥变化趋势表现出负向影响。

(2)价值认同在价值引导型政策手段与农户有机肥施用行为之间发挥中介作用。具体而言,环境危机意识、生态环境改善和农耕文明传承在政策宣传与农户有机肥施用行为之间起中介作用,生态环境改善在法规约束与农户有机肥施用行为之间起中介作用。

(3)经济激励型政策手段在价值认同与农户有机肥施用行为之间发挥了增强的调节作用,即在农户形成一定价值认同的基础上,政府补贴有助于提高农户有机肥施用的可能性。

3.2 建议

为进一步加快我国农业生产的绿色转型,协调经济发展与环境保护,提出如下建议:(1)创新发展以农业绿色生产为导向的绿色补贴,对开展农业绿色生产的农户实施合理补贴,增强农户绿色生产的积极性。同时,因地制宜开展相关政策宣传,以通俗易懂的方式进行,避免因宣传方式不当造成农户理解出现偏差,进而影响农户绿色生产行为决策。(2)积极开展当前我国农业发展所面临的形势教育,培养农户的危机意识。普及农业面源污染的相关知识,提高农户科学认知能力的同时纠正经济利益至上的错误思想认识。(3)转变只注重技术如何使用的传统技术推广方式,将绿色技术的经济效益和生态效益有机结合,拓展农技推广的功能属性,使农户认可绿色发展理念并形成绿色生产价值观,从而促进农户积极采纳绿色生产技术。

笔者从政策激励、价值认同 2 个维度对农户有机肥施用行为进行了深入探讨,所得出的结论对促进农业面源污染治理和农业绿色发展具有一定实际意义。但是,一方面,在一定程度上,仅以是否施用有机肥并不能完全有效反映农户的科学施肥情况,单一行为的改善(即施用有机肥)可能并不会对化肥减量起到显著效果,若能进一步从氮磷钾含量占比角度探讨有机肥施用行为或许现实指导意义更为重大。另一方面,随着消费者对优质农产品的需求日益增加,如何利用市场需求推动农业生产方式的绿色化也是重要命题。作为理性经济人,农户以绿色生产方式获得的农产品可以实现优质优价时,自然会有更大的积极性施用有机肥。在这一过程中,农户是否可以及时了解优质农产品的市场需

求,优质优价的市场环境又该如何营造,将直接决定市场经济作用的有效发挥情况。对于今后的研究,可以尝试从科学设定技术行为和营造优质优价市场环境2个方面做深入探讨。

参考文献:

- [1] 虞伟,杨泳冰,胡浩,等.中国化肥减量目标研究:基于满足农产品供给与水资源的双重约束[J].农业技术经济,2017(2):102-110.
- [2] 曾杨梅,张俊飏,何可.多维家庭资本视角下稻农有机肥采用意愿及其驱动因素研究[J].生态与农村环境学报,2019,35(3):332-338.[ZENG Yang-mei, ZHANG Jun-biao, HE Ke. Driving Factors of Rice Farmers' Willingness to Adopt Organic Fertilizer From the Perspective of Multidimensional Family Capital [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(3): 332-338.]
- [3] 孔凡斌,钟海燕,潘丹.小农户土壤保护行为分析:以施肥为例[J].农业技术经济,2019(1):100-110.[KONG Fan-bin, ZHONG Hai-yan, PAN Dan. Analysis of Soil Conservation Behavior Among Small-scale Farmers: A Case Study of Fertilization [J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2019(1): 100-110.]
- [4] 余威震,罗小锋,李容容,等.绿色认知视角下农户绿色技术采纳意愿与行为悖离研究[J].资源科学,2017,39(8):1573-1583.[YU Wei-zhen, LUO Xiao-feng, LI Rong-rong, et al. The Paradox Between Farmer Willingness and Their Adoption of Green Technology From the Perspective of Green Cognition [J]. Resources Science, 2017, 39(8): 1573-1583.]
- [5] 黄炎忠,罗小锋,刘迪,等.农户有机肥替代化肥技术采纳的影响因素:对高意愿低行为的现象解释[J].长江流域资源与环境,2019,28(3):632-641.[HUANG Yan-zhong, LUO Xiao-feng, LIU Di, et al. Factors Affecting Farmers' Adoption of Organic Fertilizer Instead of Chemical Fertilizer: Explaining the Phenomenon of Farmers' Little Behavior With Strong Willingness [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2019, 28(3): 632-641.]
- [6] 褚彩虹,冯淑怡,张蔚文.农户采用环境友好型农业技术行为的实证分析:以有机肥与测土配方施肥技术为例[J].中国农村经济,2012(3):68-77.
- [7] 黄季焜,冀县卿.农地使用权确权与农户对农地的长期投资[J].管理世界,2012(9):76-81,99,187-188.[HUANG Ji-kun, JI Xian-qing. The Verification of the Right to Use Farmland and Farmers' Long-term Investment in Farmland [J]. Management World, 2012(9): 76-81, 99, 187-188.]
- [8] XU H, HUANG X J, ZHONG T Y, et al. Chinese Land Policies and Farmers' Adoption of Organic Fertilizer for Saline Soils [J]. Land Use Policy, 2014, 38: 541-549.
- [9] WAITHAKA M M, THORNTON P K, SHEPHERD K D, et al. Factors Affecting the Use of Fertilizers and Manure by Smallholders: The Case of Vihiga, Western Kenya [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2007, 78(3): 211-224.
- [10] HOLDEN S, LUNDUKA R. Do Fertilizer Subsidies Crowd out Organic Manures? the Case of Malawi [J]. Agricultural Economics, 2012, 43(3): 303-314.
- [11] 陈曦,宋合义,薛贤.价值认同对程序公平与组织公民行为之间关系的作用研究[J].科学学与科学技术管理,2012,33(9):135-144.[CHEN Xi, SONG He-yi, XUE Xian. The Effects of Value Alignment on the Relationship Between Procedural Justice and Organizational Citizenship Behavior [J]. Science of Science and Management of S. & T., 2012, 33(9): 135-144.]
- [12] JACQUET F, BUTAULT J P, GUICHARD L. An Economic Analysis of the Possibility of Reducing Pesticides in French Field Crops [J]. Ecological Economics, 2011, 70(9): 1638-1648.
- [13] SKEVAS T, STEFANO S E, LANSINK A O. Can Economic Incentives Encourage Actual Reductions in Pesticide Use and Environmental Spillovers? [J]. Agricultural Economics, 2012, 43(3): 267-276.
- [14] 韩洪云,喻永红.退耕还林生态补偿研究:成本基础、接受意愿抑或生态价值标准[J].农业经济问题,2014,35(4):64-72,112.[HAN Hong-yun, YU Yong-hong. Research on the Payment for Environmental Services of the 'Grain for Green' Program: Cost Basis, Willingness to Accept or Environmental Values [J]. Issues in Agricultural Economy, 2014, 35(4): 64-72, 112.]
- [15] IACOBUCCI D. Mediation Analysis and Categorical Variables: The Final Frontier [J]. Journal of Consumer Psychology, 2012, 22(4): 582-594.
- [16] 温忠麟,侯杰泰,张雷.调节效应与中介效应的比较和应用[J].心理学报,2005,37(2):268-274.[WEN Zhong-lin, HAU Kit-tai, CHANG Lei. A Comparison of Moderator and Mediator and Their Applications [J]. Acta Psychologica Sinica, 2005, 37(2): 268-274.]
- [17] DECKOP J R, MANGEL R, CIRKA C C. Getting More Than You Pay For: Organizational Citizenship Behavior and Pay-for-performance Plans [J]. Academy of Management Journal, 1999, 42(4): 420-428.
- [18] DOUGLAS CREED W E, HUDSON B A, OKHUYSEN G A, et al. Swimming in a Sea of Shame: Incorporating Emotion Into Explanations of Institutional Reproduction and Change [J]. Academy of Management Review, 2014, 39(3): 275-301.
- [19] 李江一.农业补贴政策效应评估:激励效应与财富效应[J].中国农村经济,2016(12):17-32.

作者简介: 余威震(1993—),男,浙江金华人,博士生,主要从事农业资源与环境经济研究。E-mail: ywz2011@163.com

(责任编辑:王昌群)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0487

仇相玮, 胡继连. 我国农药使用量增长的驱动因素分解: 基于种植结构调整的视角[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 325–333.

QIU Xiang-wei, HU Ji-lian. Decomposition and Calculation of Contribution Factors of Pesticide Use Increase in China: Based on the Perspective of Cropping Structure Adjustment[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 325–333.

我国农药使用量增长的驱动因素分解: 基于种植结构调整的视角

仇相玮^①, 胡继连^① (山东农业大学经济管理学院, 山东 泰安 271018)

摘要: 将农药使用量增长的驱动因素分解为播种面积、各农作物用药强度和种植结构调整 3 个因素, 利用 2006—2016 年农药使用量及农作物种植结构相关数据, 从全国和区域 2 个层面, 系统测算了这 3 个因素对农药使用总量增长的贡献率, 着重分析了种植结构调整对农药使用总量增长的影响作用。近年来我国农作物种植结构总体呈现高用药农作物种植比例不断增加而中低用药农作物种植比例逐渐减少的变化趋势, 高用药作物中蔬菜占比增加最明显, 增加 1.38%。西南地区是农业种植结构变化幅度最大的区域, 其高用药作物种植比例增长 8.54%。从农药使用量增长的驱动因素分解结果来看, 种植结构调整对农药使用量增长的平均贡献率达 50.10%, 在部分年份种植结构调整甚至是促使农药使用量增长的最主要因素。西南、华中和东南地区高用药农作物对中低用药农作物的替代程度较高, 种植结构调整是这 3 个地区农药使用量增长的最主要驱动因素。提出如下农药使用量控制管理的种植结构调整策略: 采用合理的经济手段, 引导农业种植结构向“节约型”方向转变; 加强农药使用区域化治理, 重点调整高强度用药地区农业种植结构; 加大农药减量替代技术的政策支持力度, 提高农户技术采纳率; 完善农药使用总量控制制度建设, 保障农业绿色化发展。

关键词: 农药使用量; 种植结构; 结构调整; 影响因素

中图分类号: X171.1; F304.5 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0325-09

Decomposition and Calculation of Contribution Factors of Pesticide Use Increase in China: Based on the Perspective of Cropping Structure Adjustment. QIU Xiang-wei, HU Ji-lian^① (College of Economics and Management, Shandong Agricultural University, Tai'an 271018, China)

Abstract: The contribution factors of increasingly pesticide consumption can be divided into cropping area, pesticide application dosage and cropping structure adjustment. The contribution rates of the three factors to the total growth of pesticide consumption in both national and regional levels have been measured and calculated, respectively. The relationship between pesticide consumption and cropping structure adjustment from 2006 to 2016 have been analyzed. In respect of the cropping structure in China in recent years, there have been an increasing on the proportion of crops with high pesticide application dosage and a decreasing on the proportion of crops with medium and low pesticide application dosage, and vegetables topped the proportion growth of high-dosage crops with 1.38% increase rate. The southwestern region of China achieved the most considerable adjustments in agricultural cropping structure with an 8.54% growth of proportion of high-dosage crops. From the decomposition results of driving factors of pesticide consumption growth, the average contribution rate of cropping structure adjustment reached 50.10%, and stood out as the most crucial factor propelling the pesticide consumption growth in some years. Besides, the southwestern, central and southeastern regions of China all underwent high-level substitution of crops with medium and low pesticide application dosage by high-dosage ones, and cropping structure adjustment played an essential role in elevating pesticide consumption in the three regions. Hence, the cropping structure adjustment is of strategic importance in the control and reduction of pesticide consumption; employ reasonable economic means to guide the agricultural cropping structure's transformation into "pesticide-saving" type; strengthen regional-

收稿日期: 2019-06-28

基金项目: 国家社科基金青年项目(14CGL043); 国家自然科学基金(71603152); 山东省现代产业支持项目(SDAIT-03-010)

① 通信作者 E-mail: jlhu@sdau.edu.cn

ization of pesticide consumption control, and focus on the adjustment of agriculture cropping structure in high-intensity pesticide consumption areas; intensify efforts of policy supports in pesticide reduction and substitution technologies and improve the technology adoption rate of farmers households; enhance the construction of pesticide consumption control system to ensure the green development of agriculture.

Key words: pesticide application dosage; cropping structure; structure adjustment; influential factor

农药是农业生产中重要的生产要素,合理施用农药能够有效控制病虫害发生率,保障农产品产量稳定^[1]。我国是农药生产和使用大国,1991—2014 年我国农药使用量连续增加,由 76.53 万 t 增至 180.69 万 t,年增长率为 5.7%。长期以来,农药的大量使用造成严重的农业面源污染问题^[2]。有研究表明,农业已成为我国最大的面源污染产业^[3]。为此,2015 年,农业部开展实施了“到 2020 年化肥农药使用量零增长行动”,并已初见成效。截至 2017 年,农药使用量已连续 3 a 减少。但当前我国单位播种面积农药使用量仍远超国际公认的 $7.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的农药使用安全上限,农药使用过量问题仍未真正解决。为此,2019 年中央一号文件提出“加大农业面源污染治理力度,开展农业节肥节药行动,实现化肥农药使用量负增长”,进一步控制并减少农药使用量仍是今后我国农业绿色化发展的重中之重。

农药使用量持续增长的原因何在?虽然气候变化、耕作方式及病虫害抗药性增强等因素会对农药使用量增长造成一定影响,但本质上农药使用量增长是农作物播种面积扩大和单位播种面积用药量增加共同作用的结果。其中,单位播种面积用药量增加来源于两个方面:一是各农作物单位播种面积用药量增加;二是高用药农作物在农作物种植结构中的占比提高。由于不同农作物间病虫害发生率存在差异,因此部分农作物单位面积需药量要高于其他农作物。当这些高用药农作物种植比例增加时,即使各农作物单位播种面积用药量保持不变,农作物整体单位面积加权平均用药量也会增加。因此,除去农作物播种面积扩大和各农作物单位播种面积用药量增长的因素外,农业种植结构调整也是导致我国农药使用量增长的不可忽视的重要因素。

目前学术界对于农药使用量增长的原因分析,主要从微观农户视角出发,探究农户农药过量施用行为及其影响因素。农户是施用农药的行为主体,由于农户过量施用农药,导致农作物单位播种面积使用量不断增长。有学者利用损害控制模型对农户农药施用效率进行测算,从而证明了农户确实存在过量施药行为^[4-5];还有一些学者分析了农户过

量施药行为的影响因素,结果表明农户农药认知^[6-7]、农户风险偏好^[8]、农户技术信息能力^[9-10]、农业技术培训^[11-12]以及政府不同激励政策^[13]等因素对农户农药施用行为有显著影响。上述研究对于如何从微观农户层面实现农药减量控害目标具有重要的指导意义。如前文所述,农业种植结构调整也是导致我国农药使用量增长的不可忽视的重要因素,但目前尚鲜有相关研究对其进行深入分析。

那么,近年来我国农业种植结构发生了怎样的变化?这种种植结构变化对全国农药使用量增长的推动作用有多大?今后应如何调整农业种植结构,以降低总体的加权平均用药量,从而进一步控制并减少我国农药使用总量?为回答上述问题,笔者将从分析全国及各区域农药使用量和种植结构变化入手,从全国和区域 2 个层面探究分析种植结构调整对农药使用量增长的推动作用,以期今后制定农药减量和种植结构调整政策提供有益参考。

1 我国农药使用量与农作物种植结构变化

1.1 我国农药使用量变化及其地区差异

1.1.1 我国农药使用总体变化情况

随着农业生产的快速发展,我国农药使用量也迅速增长,2006—2016 年全国农药使用总量由 153.71 万 t 增长到 174.05 万 t,增长 13.23%,年均增长率达 1.3%;农药使用强度由 $9.79 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 增长到 $10.44 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,年均增长率为 0.64%。其中,2012 年全国农药使用强度达到最高值 $11.05 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,2014 年全国农药使用量达到最高值 180.69 万 t。自 2015 年颁布实施了一系列农药“减量增效”政策以来,农药使用总量和农药使用强度均有所下降。但是,目前我国农药使用强度仍是世界平均水平的 2.5~5 倍^[14],远远高于国际公认的 $7.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的农药使用安全上限。

1.1.2 我国不同区域农药使用变化情况

根据我国农作物的区域种植特点,将全国 31 个省(区、市)^①分成以下 6 大区域:华北地区,包括北京、天津、河北、山西、山东、河南;东北地区,包括内

^① 港、澳、台地区和南沙群岛海域均属于我国领土范围,但目前尚未有其农药使用量的相关统计数据,故暂未予以讨论。

蒙古、辽宁、吉林、黑龙江；东南地区，包括上海、江苏、浙江、福建、海南、广东；华中地区，包括江西、湖北、湖南、安徽；西南地区，包括广西、重庆、四川、贵州、云南、西藏；西北地区，包括陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆。

从空间分布来看，由于各地区的土壤情况、农作物播种面积、农药使用方式和农业种植结构等自然条件和农业生产方式存在较大差异，因此各地区农药使用量和农药使用强度也有较明显的差别(表 1)。从农药使用总量来看，2016 年华中地区是农药使用量最高的区域，达到 43.40 万，其次是华北和东南地区，分别达到 39.43 万和 33.26 万 t。从农药使用强度来看，2016 年全国平均农药使用强度为 10.44 kg·hm⁻²，东南和华中地区农药使用强度超

过全国平均水平，分别为 18.25 和 13.96 kg·hm⁻²。华北地区农药使用强度略低于全国平均水平，东北、西南和西北地区农药使用强度较低。统计资料显示，东南地区的广东、福建、海南用药强度(*a*)达到极高强度用药水平(*a*>22.5 kg·hm⁻²)，华北地区的北京和东南地区的浙江用药强度达到重度用药水平(17.5 kg·hm⁻²<*a*≤22.5 kg·hm⁻²)，甘肃、辽宁、山东、湖北、湖南、江西、广西用药强度属于中度用药水平(12.5 kg·hm⁻²<*a*≤17.5 kg·hm⁻²)，吉林、河北、山西、河南、安徽、江苏和云南的用药强度属于轻度用药水平(7.5 kg·hm⁻²<*a*≤12.5 kg·hm⁻²)，低于全国平均用药水平，但仍高于国际安全用药水平^①。

表 1 2006—2016 年全国不同区域农药使用情况及变化

Table 1 Pesticide consumption and changes in different regions of China from 2006 to 2016

地区	农药使用量				农药使用强度			
	2006 年/ 万 t	2016 年/ 万 t	增长率/ %	贡献率/ %	2006 年/ (kg·hm ⁻²)	2016 年/ (kg·hm ⁻²)	增长量/ (kg·hm ⁻²)	增长率/ %
华北	39.53	39.43	-0.25	-0.46	10.30	10.24	-0.06	-0.58
东北	15.54	22.96	47.75	36.50	6.09	7.63	1.54	25.29
东南	34.45	33.26	-3.45	-5.81	18.17	18.25	0.08	0.44
华中	41.43	43.40	4.76	9.65	13.84	13.96	0.12	0.87
西南	17.69	23.47	32.67	28.42	5.74	7.22	1.48	25.78
西北	5.10	11.52	125.88	31.57	3.80	7.10	3.30	86.84
全国	153.74	174.04	13.20	100.00	9.79	10.44	0.65	6.64

根据历年《中国农村统计年鉴》整理计算得到。

从时间序列来看，农药使用总量和农药使用强度的增长速度也存在明显的地区差异性(表 1)。在农药使用总量的增长速度方面，西北、东北、西南和华中地区农药使用量呈正增长，其中西北、东北、西南地区农药使用量增长率超过全国增长率，增长率分别为 125.88%、47.75%和 32.67%，是全国农药使用量增长的主要贡献区域，贡献率分别为 31.57%、36.50%和 28.42%，华中地区增长率较低，为 4.76%；华北和东南地区农药使用量呈负增长，分别下降 0.25%和 3.45%；其对全国农药使用量增长的贡献分别为-0.46%和-5.81%。在农药使用强度的增长速度方面，除华北地区外，其他地区农药使用强度均有所增强，其中，西北、西南和东北地区农药使用强度增长率超过全国增长率，分别为 86.84%、25.78%和 25.29%，尤其是甘肃省，其农药使用强度增长率达到 184.17%，是全国平均增长率的 27.74 倍，极高强度用药地区海南省农药使用强度增长率也较高，达到 57.70%，是全国平均增长率的 8.69 倍。

总体来看，华中、华北和东南地区是农药使用量和农药使用强度较大的 3 个地区，近年来其农药使用增长速度逐渐放缓；西南、西北和东北地区农药使用量和农药使用强度相对较小，但近年来农药使用量和农药使用强度均有大幅增长，是全国农药使用量增长的主要贡献地区。

1.2 我国农作物种植结构变化及其地区差异

1.2.1 我国农作物种植结构总体变化情况

农作物农药使用强度(以下简称用药强度)指某农作物单位播种面积农药使用量。不同农作物病虫害发生率不同，其农药使用强度往往存在显著差异。为便于考察农作物种植结构调整方向及其对农药使用量变化的影响，选取 2006—2016 年种植面积较大、种植比例较高的部分农作物为代表(粮食作物选取水稻、玉米、小麦、大豆，经济作物选取棉花、甘蔗、油菜、甜菜、蔬菜、苹果和柑桔)，上述农作物播种面积之和占农作物总播种面积的 80%以

① 根据《中国农村统计年鉴》相关数据统计得出。

上,基本能够代表农作物种植情况。一般来讲,茶的单位播种面积农药使用量较大,也应予以重点研究,但由于播种面积较小且相关数据缺失,故暂不讨论。

根据各农作物用药强度差异,将其划分为高用药农作物、中用药农作物和低用药农作物 3 类,具体划分方法:分别求取各农作物平均用药强度,以国际公认的 $7.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 农药使用安全上限作为参考标准,若某农作物的平均用药强度远高于该标准,且超过该参考标准的 20%,则将该农作物界定为高用药农作物;若某农作物用药强度与该参考标准相近,且相差幅度在该参考标准的 20% 以内,则将该农作物界定为中用药农作物;若某农作物用药强度远低于该标准,且低于该参考标准的 20%,则将该农作物界定为低用药农作物。根据《中国农村统计年鉴》《全国农产品成本收益资料汇编》以及我国农药价格指数等相关统计数据,经整理计算得出我国主要农作物平均用药强度,结合上述划分标准,将柑桔($93.76 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、苹果($38.16 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、蔬菜($27.38 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和棉花($11.35 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)界定为高用药农作物,将甘蔗($10.06 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、烟草($9.30 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和水稻($8.57 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)界定为中用药农作物;将小麦($3.50 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、玉米($2.79 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、大豆($2.71 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、油菜($2.43 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和甜菜($1.85 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)界定为低用药农作物。

2006—2016 年全国及不同地区农作物种植结构变化及各高用药农作物种植比例变化见表 2。种植结构指不同作物播种面积占总播种面积的比例,统计数据显示:2006—2016 年我国农作物总播种面积呈增长趋势,累计增长 $1\,365 \text{ 万 hm}^2$,增幅为 10.67%。在市场机制作用下,农业种植结构发生了较大变化:高用药农作物总播种面积增加 438.9 万 hm^2 ,在种植结构中所占比例提高 1.75 百分点;中用药农作物总播种面积扩大 150.7 万 hm^2 ,在种植结构中的占比下降 1.33 百分点;低用药农作物总播种面积减少 775.4 万 hm^2 ,在种植结构中的占比减少 0.41 百分点。高用药农作物中,蔬菜和水果播种面积占农作物总播种面积的比例明显增加,分别增加 1.38 和 1.12 百分点;棉花种植比例在 2011 年之前有微小波动,2011 年之后一直呈递减趋势,到 2016 年棉花播种面积减少 247.1 万 hm^2 ,种植比例下降 1.55 百分点,下降幅度较大。可见,在市场经济导向作用下,越来越多的土地被用来种植经济效益较高的蔬菜、水果等作物,而这些农作物的农药

需求量更高。因此,近年来我国农作物种植结构呈现高用药农作物种植比例明显增加而中低用药农作物种植比例逐渐减少的变化趋势。

表 2 2006—2016 年全国农作物种植结构变化

Table 2 Changes in cropping structure in China from 2006 to 2016

作物用药类型	2006 年占比/%	2012 年占比/%	2016 年占比/%	比例变化/百分点
低用药作物	55.57	55.07	55.16	-0.41
中用药作物	21.16	19.69	19.83	-1.33
高用药作物	23.26	25.25	25.01	1.75
高用药棉花	3.58	3.18	2.03	-1.55
高用药蔬菜	12.05	13.82	13.43	1.38
高用药水果	6.69	8.24	7.81	1.12

比例变化指 2016 年占比与 2006 年占比之差。

1.2.2 我国各地区种植结构变化及其地区差异

分区域来看,我国不同地区农作物种植结构调整在调整方向和调整程度上存在较大差异(表 3)。东南、华中、西南和西北地区种植结构调整与全国种植结构调整相似,表现为高用药作物种植比例增加,低用药作物和中用药作物种植比例减少。其中,西南地区高用药作物种植比例增幅最大,高达 8.54%,该地区高用药农作物中蔬菜和水果种植比例均有较大提高,分别上升 3.74 和 2.70 百分点。西北、东南和华中地区高用药作物种植比例也分别增加 7.36、3.55 和 2.00 百分点,并且增长幅度均高于全国平均水平。西北地区各高用药农作物水果、蔬菜的种植比例有较大提高,分别提高 4.03 和 2.53 百分点;在全国棉花播种面积大幅缩减的背景下,西北地区棉花种植比例略有增加,增加 0.42 百分点。华中和东南地区高用药农作物中蔬菜种植比例增长最大,分别增长 1.88 和 3.42 百分点。这 4 个地区所表现出的高用药作物对中低用药作物的种植替代,无疑将对全国农作物种植结构调整走势产生十分重要的影响。

与全国种植结构变化不同,华北和东北地区种植结构表现为高用药作物种植比例减少,中用药作物或低用药作物种植比例增加的变化趋势。其中,华北地区高用药作物种植比例减少幅度较大,减少 3.80 百分点,这主要源于近年来华北地区大幅缩减了高用药作物棉花的种植面积,棉花种植比例下降 4.42 百分点。结合表 1 可以看出,华北地区农药使用总量和农药使用强度分别下降 0.25% 和 0.58%,高用药作物种植比例降低无疑是极为重要的影响因素。东北地区各高用药农作物(棉花、蔬菜和水果)种植比例均有所下降,其中,蔬菜种植比例减少

幅度较大,减少 0.98 百分点。东北地区高用药作物种植比例虽然减少 1.13 百分点,但同时低用药农作物种植比例也减少 0.89 百分点,这在一定程度上抵消了高用药作物种植比例减少起到的农药减量效果。可见,种植结构调整不是东北地区农药使用量变化的主要驱动因素。

表 3 2006—2016 年不同地区农作物种植结构变化

Table 3 Changes in cropping structure in different regions of China from 2006 to 2016

作物用药 类型	华北				东北				东南			
	2006 年 占比/%	2012 年 占比/%	2016 年 占比/%	比例 变化	2006 年 占比/%	2012 年 占比/%	2016 年 占比/%	比例 变化	2006 年 占比/%	2012 年 占比/%	2016 年 占比/%	比例 变化
低用药作物	70.41	70.71	74.31	3.90	77.68	74.72	76.79	-0.89	29.30	27.02	28.58	-0.72
中用药作物	2.69	2.97	2.60	-0.09	15.04	16.16	17.07	2.03	35.58	34.54	32.76	-2.82
高用药作物	26.90	26.33	23.10	-3.80	7.28	7.12	6.15	-1.13	35.11	38.44	38.66	3.55
高用药棉花	6.70	4.57	2.28	-4.42	0.02	0.02	0.00	-0.02	1.88	1.10	0.38	-1.50
高用药蔬菜	13.26	14.53	13.63	0.37	5.17	5.01	4.19	-0.98	20.02	23.94	23.44	3.42
高用药水果	6.81	7.22	6.81	0.00	2.08	2.09	1.95	-0.13	11.27	13.40	12.11	0.84
作物用药 类型	华中				西南				西北			
	2006 年 占比/%	2012 年 占比/%	2016 年 占比/%	比例 变化	2006 年 占比/%	2012 年 占比/%	2016 年 占比/%	比例 变化	2006 年 占比/%	2012 年 占比/%	2016 年 占比/%	比例 变化
低用药作物	39.17	39.26	38.59	-0.58	49.58	44.64	45.12	-4.46	64.18	55.15	57.61	-6.57
中用药作物	40.24	38.84	38.82	-1.42	29.40	28.67	25.32	-4.08	2.71	2.32	1.92	-0.79
高用药作物	20.59	21.90	22.59	2.00	21.02	26.69	29.56	8.54	33.11	42.53	40.47	7.36
高用药棉花	3.60	3.64	1.82	-1.78	0.10	0.07	0.04	-0.06	11.14	12.93	11.56	0.42
高用药蔬菜	11.65	13.14	13.53	1.88	12.71	17.29	16.45	3.74	7.41	9.95	9.94	2.53
高用药水果	3.99	4.12	4.85	0.86	6.40	9.33	9.10	2.70	14.01	19.64	18.04	4.03

根据历年《中国农村统计年鉴》整理计算得到。比例变化指 2016 年占比与 2006 年占比之差,单位为百分点。

综合以上分析可以看出,2006—2016 年全国及大部分地区农作物种植结构都呈现明显的高用药作物替代中低用药作物的变化趋势。这种种植替代导致农作物整体单位面积加权平均用药量不断增加。因而种植结构调整也是促使农药使用总量增加的重要因素。

2 农作物种植结构调整对农药使用量变化的影响测度

2.1 结构调整对农药使用量变化影响的测度方法

将农作物农药使用总量变化的驱动因素分解为 3 个部分:(1)农作物总播种面积变化;(2)各农作物用药强度变化;(3)农作物种植结构调整。其中,各农作物用药强度变化指排除了种植结构调整因素后的各农作物单位播种面积农药使用量的变化,即对不同农作物而言的单位播种面积农药使用量变化,区别于用农药使用总量除以播种面积得出的加权平均用药强度。当农业种植结构中高用药作物种植比例上升而中低用药作物种植比例下降时,即使各农作物单位播种面积用药量不变,相比于无种植结构调整情形,农作物整体单位面积加权平均用药量也会增加。因此,要测算种植结构调整对农药使用的影响,必须以无种植结构调整(保持各农作物种植比例不变)情形与之对照,具体测算

思路及方法如下:

农作物农药使用总量(Q_t)可以表示为各农作物播种面积($r_{i,t}$)与其单位播种面积用药量($y_{i,t}$)的乘积之和:

$$Q_t = \sum r_{i,t} y_{i,t} \quad (1)$$

式(1)中, i 为不同种类农作物; t 为时间年度。如果保持种植结构不变,即保持各农作物播种面积比例不变,那么,无种植结构调整情形下第 $t+1$ 期农药使用总量为

$$Q_{t+1}' = \sum r_{i,t+1}' y_{i,t+1} \quad (2)$$

并且满足条件:

$$\frac{r_{i,t+1}'}{r_{i,t}} = \frac{R_{t+1}}{R_t} = \alpha_{i,t} \quad (3)$$

式(2)~(3)中, R_t 与 R_{t+1} 分别为第 t 和 $t+1$ 期农作物总播种面积; $r_{i,t+1}'$ 为无种植结构调整情形下 i 作物第 $t+1$ 期播种面积; $\alpha_{i,t}$ 为无种植结构调整情形下农作物总播种面积和各农作物播种面积增长率。

农作物农药使用总量(Q_t)还可以表示为农作物总种植面积(R_t)与农作物整体单位面积加权平均用药量(Y_t)的乘积:

$$Q_t = R_t Y_t = R_t \sum f_{i,t} y_{i,t} \quad (4)$$

式(4)中, $f_{i,t}$ 为 i 作物在第 t 期的种植比例。因而,无种植结构调整情形下第 $t+1$ 期农药使用总量为

$$Q_{t+1}' = R_{t+1} Y_{t+1}' = \alpha_{i,t} R_t \sum f_{i,t} y_{i,t+1} \circ \quad (5)$$

式(5)中, Y_{t+1}' 为无种植结构调整情形下第 $t+1$ 期农作物整体加权平均用药量。当种植结构不变时, 前后 2 期农药使用总量变化为

$$\frac{Q_{t+1}'}{Q_t} = \frac{\alpha_{i,t} R_t \sum f_{i,t} y_{i,t+1}}{R_t \sum f_{i,t} y_{i,t}} \circ$$

$$\text{令 } \beta_{i,t} = \frac{\sum f_{i,t} y_{i,t+1}}{\sum f_{i,t} y_{i,t}}, \beta_{i,t} \text{ 实际为无种植结构调整情形下农作物整体单位播种面积加权平均用药量变化, 故:}$$

$$\frac{Q_{t+1}'}{Q_t} = \alpha_{i,t} \beta_{i,t} \circ \quad (6)$$

将式(6)变形且两边取对数可得:

$$\ln \frac{Q_{t+1}'}{Q_t} = \ln \frac{Q_{t+1}}{Q_t} - \ln \frac{Q_{t+1}'}{Q_t} = \ln \frac{Q_{t+1}}{Q_t} - \ln \alpha_{i,t} - \ln \beta_{i,t} \circ$$

因此,要得出因种植结构调整而导致的农作物农药使用总量的变化率可用实际有种植结构调整情形下农药使用总量变化率减去因农作物总播种面积和各农作物单位播种面积用药量变化所导致的农药使用总量的变化部分。将农作物总播种面积变化、种植结构调整和各农作物单位播种面积农药使用量变化这 3 个因素分别导致的农药使用量变化占总的农药使用量变化的比例定义为其对农药使用量变化的贡献率。其中,农作物总播种面积变

化对农药使用总量变化的贡献率($\psi_{R,t}$)为

$$\psi_{R,t} = \ln \alpha_{i,t} / \ln \frac{Q_{t+1}}{Q_t} \circ$$

种植结构调整对农药使用总量变化的贡献率($\psi_{A,t}$)为

$$\psi_{A,t} = 1 - \ln (\alpha_{i,t} \beta_{i,t}) / \ln \frac{Q_{t+1}}{Q_t} \circ$$

各农作物单位播种面积农药使用量变化对农药使用总量变化的贡献率($\psi_{y,t}$)为

$$\psi_{y,t} = 1 - \psi_{R,t} - \psi_{A,t} \circ$$

各因素贡献率值的正负代表其作用效果与农药使用量的变动方向是否相一致。如果为正值,说明该因素的作用效果与农药使用总量的变动方向相一致;如果为负值,说明该因素的作用效果与农药使用总量的变动方向相反。各因素贡献率绝对值的大小代表其对农药使用量变化的作用程度。某因素贡献率的绝对值越大,说明其对农药使用量变化的作用程度越大。

2.2 结构调整对农药使用量变化影响测度的结果分析

根据以上测算思路和方法,分别从全国和区域 2 个层面测算种植结构调整对农药使用量变化的贡献。

(1) 种植结构调整对全国农药使用量变化的贡献

播种面积、各农作物用药强度和种植结构调整 3 个因素对农药使用量变化贡献的分解结果见表 4。

表 4 2006—2016 年农作物种植结构调整对我国农药使用量变化贡献率

Table 4 Contribution rate of cropping structure adjustment to changes in pesticide consumption in China from 2006 to 2016

%

年份	农药使用量 增长率	播种面积		加权平均用药量		各作物用药强度		种植结构调整	
		增长率	贡献率	增长率	贡献率	增长率	贡献率	增长率	贡献率
2007/2006	5.58	0.86	15.85	4.69	84.15	3.25	58.33	1.44	25.82
2008/2007	3.05	1.83	60.32	1.21	39.68	1.17	38.30	0.04	1.38
2009/2008	2.19	1.50	68.81	0.68	31.19	0.92	42.15	-0.24	-10.96
2010/2009	2.89	1.30	45.30	1.58	54.70	0.71	24.48	0.87	30.21
2011/2010	1.64	1.00	61.29	0.63	38.71	-0.29	-17.45	0.92	56.16
2012/2011	1.05	0.70	66.48	0.35	33.52	-0.38	-36.47	0.74	69.98
2013/2012	-0.22	0.74	-329.83	-0.96	429.83	-1.28	570.28	0.31	-140.45
2014/2013	0.28	0.50	177.74	-0.22	-77.74	-0.76	-273.32	0.55	195.59
2015/2014	-1.32	0.56	-42.01	-1.88	142.01	-2.13	161.01	-0.25	-19.00
2016/2015	-2.41	0.17	-6.79	-2.58	106.79	-3.36	139.18	0.78	-32.39
各年平均	1.27	0.92	11.72	0.35	88.28	-0.21	70.65	0.57	50.10
2016/2006	13.20	6.13	46.44	3.51	53.56	2.56	19.41	4.51	34.15

每年数据均以上一年为基期,当年为报告期计算得到。各年平均指 2006—2016 年每年增长率和贡献率的平均值。2016/2006 指以 2006 年为基期,2016 年为报告期计算得出的 10 a 间整体的增长率和贡献率。

2006—2016 年种植结构调整对农药使用量增

长起到了极大的促进作用。种植结构调整对农药

使用量增长的贡献率范围在 1.38%~195.59% 之间,平均贡献率达到 50.10%。如果将这 10 a 的农药使用量变化看作一个整体,2006—2016 年农药使用量共增长 13.20%,其中农作物播种面积扩大、各作物用药强度增加和种植结构调整分别推动农药使用量增长 6.13%、2.56%和 4.51%,对农药使用量增长的贡献率分别为 46.44%、19.41%和 34.15%。在部分年份,如 2012、2014 和 2016 年,种植结构调整的贡献率甚至比农作物播种面积扩大和各作物用药强度增加的贡献率都大。可见,种植结构调整不仅是导致农药使用量增长的重要驱动因素,在部分年份甚至是主导因素。

值得注意的是,2013 年以后(除 2014 年外)农药使用量开始呈负增长趋势,各农作物用药强度对农药使用量减少的贡献率为正值,而种植结构调整和播种面积扩大对农药使用量减少的贡献率为负值,这表明各农作物用药强度大幅降低是近年来农药使用量减少的主要原因,而种植结构调整和播种面积扩大仍对农药使用量增长起到促进作用;并且,从时间序列来看,播种面积对农药使用量增长的贡献率逐步小于种植结构调整的贡献率,到 2016 年,种植结构调整成为农药使用量增长的主要驱动因素,其贡献率是播种面积的 4.8 倍。各农作物用药强度降低对农药使用量减少的贡献率在 139.18%~570.28%之间,作用效果显著,说明农业部制定的相关农药“减量增效”政策得到了有效实施,精准施药技术及病虫害绿色防控技术等节药技术的推广应用,使得我国农药利用率有了一定程度

的提高,对减少我国农药使用量做出了重要贡献。

综合以上分析可以看出,农作物种植结构调整、高用药农作物对低用药农作物的种植替代,是农药使用量增长的重要驱动因素,在部分年份(如 2012、2014 和 2016 年)甚至是促使农药使用量增长的最主要驱动因素。因此,调整农业生产结构,严格控制高用药农作物的种植面积,对高用药农作物进行种植替代,是今后进一步减少农药使用量的一个重要途径。

(2)种植结构调整对分地区农药使用量变化的贡献

由于全国各地农作物种植结构调整在调整方向和调整程度上差异较大,导致种植结构调整对各地区农药使用量变化的贡献存在着较大不同(表 5)。种植结构调整对 6 大地区农药使用量变化的贡献范围在 12.39%~591.67%之间。具体来看,由于东南、华中、西南和西北地区种植结构调整形式与全国种植结构调整形式相似,表现为高用药农作物对中低用药农作物的种植替代,因此,这 4 个地区种植结构调整具有促进地区农药使用量增长的作用。其中,西南和华中地区高用药农作物对中低用药农作物的替代程度较高,种植结构调整对这 2 个地区农药使用量增长的贡献率也较大,分别为 74.01%和 98.65%,分别是这 2 个地区播种面积扩大贡献率的 2.82 倍和 1.65 倍。东南地区农药使用量呈负增长,种植结构调整对农药使用量减少的贡献是各农作物用药强度降低贡献率的 1.53 倍。

表 5 2006—2016 年我国不同地区种植结构调整对农药使用量变化贡献率测算

Table 5 Calculation of contribution rate of cropping structure adjustment to changes in pesticide consumption in different regions of China from 2006 to 2016

地区	农药使用量			播种面积		加权平均用药量		各作物用药强度		种植结构调整	
	增长量/t	占比/%	增长率/%	增长率/%	贡献率/%	增长率/%	贡献率/%	增长率/%	贡献率/%	增长率/%	贡献率/%
华北	-935	22.66	-0.24	0.41	-189.10	-0.64	289.10	10.18	-302.57	-10.86	591.67
东北	74 219	13.19	47.77	17.92	64.30	25.31	35.70	22.97	48.09	-5.92	-12.39
东南	-11 811	19.11	-3.43	-3.83	388.87	0.41	-288.87	3.91	-113.97	6.00	-174.90
华中	19 617	24.93	4.73	3.87	59.80	0.83	40.20	-2.77	-58.46	4.67	98.65
西南	57 787	13.49	32.66	5.38	26.20	25.89	73.80	-0.07	-0.21	24.17	74.01
西北	64 204	6.62	125.83	20.92	24.87	86.77	75.13	69.75	55.43	24.79	19.70
全国	203 081	100.00	13.23	6.13	51.60	6.69	48.40	1.89	14.25	4.52	34.15

华北和东北地区种植结构调整形式与全国种植结构调整形式相反,表现为高用药作物种植比例下降,而中低用药作物种植比例上升。因此,这 2 个地区种植结构调整起到了减少农药使用量的作用。尤其是华北地区,由于华北地区高用药作物棉花播

种面积大幅缩减,高用药农作物种植比例下降幅度较大,结构调整对该地区农药使用量减少的贡献率高达 591.67%,完全抵消了因播种面积扩大和各作物用药强度增加对农药使用量的增加作用,使农药使用量总体表现出减少趋势。东北地区同样减少

了高用药农作物种植比例,但由于低用药农作物种植比例也有同等幅度的下降,因此,种植结构调整对东北地区农药使用量增长的贡献率较低,仅为-12.39%。但是,这也在一定程度上抵消了播种面积扩大和各农作物自身用药强度升高对农药使用量增长的作用效果。如果高用药农作物种植比例没有下降,东北地区农药使用量增长幅度将更大。

整体来看,种植结构调整对全国及大部分地区农药使用总量变化起到了极大的推动作用,这种作用在西南、华中和华北地区尤为显著:种植结构调整对农药使用量增长的平均贡献率达到50.10%,在部分年份种植结构调整甚至是促使农药使用量增长的最主要因素。分区域来看,西南、华中、西北和华北地区种植结构调整幅度较大,种植结构调整对这4个地区农药使用量变化的推动作用也最显著:种植结构调整、高用药农作物占比提高是西南、华中和东南地区农药使用量增长的主因;棉花播种面积大幅缩减导致高用药农作物种植比例降低是华北地区农药使用量下降的主因。

3 结论与启示

3.1 主要研究结论

将农药使用总量增长的驱动因素分解为农作物播种面积、各农作物用药强度和种植结构调整3个部分,利用2006—2016年农药使用量及农作物种植结构相关数据,从全国和区域2个层面系统测算了这3个因素对农药使用量增长的影响程度,着重分析了种植结构调整对农药使用量增长的影响作用,主要研究结论如下:

(1)从时间序列来看,2006—2016年我国农药使用总量和农药使用强度总体呈上升趋势。自2015年颁布实施了一系列农药“减量增效”政策以来,农药使用总量和农药使用强度均略微有所下降。分区域来看,华中、华北和东南地区是全国农药使用量及农药使用强度较高的区域,其中,东南地区的广东、福建、海南3个省份用药强度超过 $22.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,达到极高强度用药水平;东北、西北和西南地区农药使用量和农药使用强度相对较小,但近年来农药使用增长速度超过全国平均水平,是全国农药使用总量增长的主要贡献区域,贡献率分别为36.50%、31.57%和28.42%。

(2)从区域上来看,全国及大部分地区农作物种植结构总体呈现高用药作物种植比例不断增加而中低用药农作物种植比例逐渐减少的变化趋势,高用药农作物中蔬菜种植比例增加最为明显,增加1.38%。不同地区农作物种植结构调整在调整方向和调整程度上存在较大差异。东南、华中、西南和西北地区种植结构调整与全国种植结构调整相似,高用药作物在农作物种植结构中的占比不断提高。其中,西南地区种植结构调整幅度最大,高用药作

物种植比例增长8.54%。华北和东北地区种植结构调整方向与全国种植结构调整方向相反,表现出高用药作物种植比例减少而中低用药作物种植比例增加的变化趋势,其中,华北地区高用药作物种植比例减少幅度较大,减少3.80个百分点。

(3)从农药使用量增长的驱动因素分解结果来看,农作物种植结构调整、高用药农作物对低用药农作物的种植替代,对全国及大部分地区农药使用量增长起到了极大的推动作用。10 a间种植结构调整对农药使用量增长的平均贡献率达到50.10%,在部分年份种植结构调整甚至是促使农药使用量增长的最主要因素。分区域来看,西南、华中、西北和华北地区种植结构调整幅度较大,种植结构调整对这4个地区农药使用量变化的推动作用也最显著:种植结构调整、高用药农作物占比提高是西南、华中和东南地区农药使用量增长的主因;棉花播种面积大幅缩减,导致高用药农作物种植比例降低是华北地区农药使用量下降的主因,完全抵消了因播种面积扩大和各作物自身用药强度增强对农药使用量的增加作用,使农药使用量总体表现出减少趋势。可见,农作物种植结构调整是导致我国农药使用量变化不可忽视的重要因素。

3.2 政策建议

基于以上研究结论,提出如下农药使用总量控制管理的种植结构调整策略:

(1)采用合理的经济手段,引导农业种植结构向“节药型”方向转变。已有研究表明,政府政策对农户调整农作物种植结构具有显著影响^[15]。一方面,应提高对高收益低用药优质品种补贴力度,降低农户对低用药品种的采纳成本;另一方面,鉴于农户减少种植高用药作物有助于缓解农业面源污染,是一种正外部性行为,因此,应该制定合理的补偿政策对进行种植结构调整的农户给予一定的经济补偿。对高用药作物密集种植区实施轮作补助政策,或通过直接经济补偿方式激励农户用低用药品种替代原高用药品种,在保障农户收益的同时,促使农业种植结构向“节药型”结构转变。也可利用国际农产品市场,适度增加蔬菜、水果等高用药农产品的进口,调剂与平衡国内农产品供需,利用市场机制引导国内种植结构转变。

(2)加强农药使用区域化治理,重点调整高强度用药地区农业种植结构。东南、华北和华中等高污染高用药水平地区,尤其是像东南地区的广东、福建、海南3个极高强度用药省份,是亟需调整种植结构、加强农药使用量控制管理的重点区域。将种

植结构调整与区域农业产业布局优化相结合:一方面,在果菜茶等高用药农作物优势产区,积极推广应用抗病优质新品种;另一方面,对果菜茶等高用药农产品低质低效产区,建议适度调减高用药农作物种植面积,根据当地资源禀赋状况,引进并大力推广适宜种植的高附加值低用药的作物新品种,在打造地方特色优势农产品品牌的同时,解决当地农业面源污染问题。

(3)加大对农药减量替代技术的政策支持力度,提高农户技术采纳率。高效施药技术和绿色防控技术等农药减量替代技术能够提高农药利用率,显著降低农户施药强度。政府应加大对高效精准施药技术和绿色防控技术的政策支持力度:一是开展相关技术培训,提高农户技术认知度和采纳意愿;二是增加技术设备购置补贴,降低农户技术采纳成本,激励高用药作物种植户采纳农药减施技术,引导农民提质增收。

(4)完善农药使用总量控制制度建设,保障农业绿色化发展。农药使用量“零增长”目标得以提前3a实现,离不开一系列农药减量增效政策的有效实施,今后若要进一步实现农药使用“负增长”,应完善农药使用相关法规及政策措施,如规定单位播种面积农药使用上限和农药使用规范,约束农户过量施用农药行为;健全农药监管体制,重点加强对高用药农作物的监测监管;建立农村耕地农药用量监测体系,减少农药的过度使用。

参考文献:

- [1] NTOW W J, GIJZEN H J, KELDERMAN P, *et al.* Farmer Perceptions and Pesticide Use Practices in Vegetable Production in Ghana[J]. *Pest Management Science*, 2006, 62(4): 356-365.
- [2] REMBIAŁKOWSKA E. Quality of Plant Products From Organic Agriculture[J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2007, 87(15): 2757-2762.
- [3] 杜江, 罗珺. 我国农业面源污染的经济成因透析[J]. *中国农业资源与区划*, 2013, 34(4): 22-27, 42. [DU Jiang, LUO Jun. Insight to the Economic Reasons of Agricultural Non-point Source Pollution in China[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2013, 34(4): 22-27, 42.]
- [4] 周曙东, 张宗毅. 农户农药施药效率测算、影响因素及其与农药生产率关系研究: 对农药损失控制生产函数的改进[J]. *农业技术经济*, 2013(3): 4-14.
- [5] 姜健, 周静, 孙若愚. 菜农过量施用农药行为分析: 以辽宁省蔬菜种植户为例[J]. *农业技术经济*, 2017(11): 16-25.
- [6] 麻丽平, 霍学喜. 农户农药认知与农药施用行为调查研究[J]. *西北农林科技大学学报(社会科学版)*, 2015, 15(5): 65-71, 76. [MA Li-ping, HUO Xue-xi. Farmers' Pesticide Perception and Pesticide Use Behavior[J]. *Journal of Northwest A & F University (Social Science Edition)*, 2015, 15(5): 65-71, 76.]
- [7] 童霞, 高申荣, 吴林海. 农户对农药残留认知及其行为意愿影响: 基于全国五省 986 个农户的调查数据[J]. *农业经济问题*, 2014, 12(1): 79-87. [TONG Xia, GAO Shen-rong, WU Lin-hai. Farmers' Perception of Pesticide Residues and Their Willingness to Act: Survey Data Based on 986 Farmers in Five Provinces Across the Country[J]. *Issues in Agricultural Economy*, 2014, 12(1): 79-87.]
- [8] 黄季焜, 齐亮, 陈瑞剑. 技术信息知识、风险偏好与农民施用农药[J]. *管理世界*, 2008(5): 71-76.
- [9] 王绪龙, 周静. 信息能力、认知与菜农使用农药行为转变: 基于山东省菜农数据的实证检验[J]. *农业技术经济*, 2016(5): 22-31.
- [10] 王建华, 马玉婷, 刘茁, 等. 农业生产者农药施用行为选择逻辑及其影响因素[J]. *中国人口·资源与环境*, 2015, 25(8): 153-161. [WANG Jian-hua, MA Yu-ting, LIU Zhuo, *et al.* Behavior Choice Logic and Influencing Factors of Agricultural Producers' Pesticide Application[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2015, 25(8): 153-161.]
- [11] 应瑞瑶, 徐斌. 农作物病虫害专业化防治服务对农药施用强度的影响[J]. *中国人口·资源与环境*, 2017, 27(8): 90-97. [YING Rui-yao, XU Bin. Effects of Regional Pest Control Adoption on Pesticides Application[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2017, 27(8): 90-97.]
- [12] 朱淀, 孔霞, 顾建平. 农户过量施用农药的非理性均衡: 来自中国苏南地区农户的证据[J]. *中国农村经济*, 2014(8): 17-29, 41.
- [13] 黄祖辉, 钟颖琦, 王晓莉. 不同政策对农户农药施用行为的影响[J]. *中国人口·资源与环境*, 2016, 26(8): 148-155. [HUANG Zu-hui, ZHONG Ying-qi, WANG Xiao-li. Study on the Impacts of Government Policy on Farmers' Pesticide Application Behavior[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2016, 26(8): 148-155.]
- [14] 于伟, 张鹏. 中国农药施用与农业经济增长脱钩状态: 时空特征与影响因素[J]. *中国农业资源与区划*, 2018, 39(12): 88-95. [YU Wei, ZHANG Peng. Analysis of Spatiotemporal Characteristics and Influencing Factors Between Pesticide Application and Agricultural Economic Growth in China[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2018, 39(12): 88-95.]
- [15] 刘珍环, 杨鹏, 吴文斌, 等. 近 30 年中国农作物种植结构时空变化分析[J]. *地理学报*, 2016, 71(5): 840-851. [LIU Zhen-huan, YANG Peng, WU Wen-bin, *et al.* Spatio-temporal Changes in Chinese Crop Patterns Over the Past Three Decades[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2016, 71(5): 840-851.]

作者简介: 仇相玮(1990—), 女, 山东泰安人, 博士生, 研究方向为资源与环境经济。E-mail: qxw9090@163.com

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0902

樊涵,王娟娟,杨朝辉,等.遵义市4种主要自然保护地空间分布特征及其影响因素研究[J].生态与农村环境学报,2020,36(3):334-341.

FAN Han, WANG Xiao-juan, YANG Zhao-hui, et al. Spatial Distribution Characteristics and Influencing Factors of 4 Main Kind of Protected Areas in Zunyi City, Guizhou Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 334-341.

遵义市4种主要自然保护地空间分布特征及其影响因素研究

樊涵^{1,2}, 王娟娟³, 杨朝辉^{1,2}, 王丞^{1,2}, 张明明^{1,2①} (1. 贵州大学林学院, 贵州 贵阳 550025; 2. 贵州大学生物多样性与自然保护研究中心, 贵州 贵阳 550025; 3. 贵州财经大学大数据应用与经济学院, 贵州 贵阳 550025)

摘要: 建立自然保护地体系是保护自然资源、生态环境和生物多样性的有效措施。为揭示贵州省遵义市自然保护区、森林公园、湿地公园和国有林场4种主要自然保护地的空间分布特征和主要影响因素,采用最邻近点指数、地理集中指数、核密度和地理探测器等地理数学方法研究其空间分异特征与影响因素。结果表明:(1)遵义市4种自然保护地空间聚集性明显,形成3个高密度聚集区,呈现出“西北-东南密、西南-东北疏”的分布特征。(2)遵义市自然保护地建设与区域发展之间的匹配性较差,其中64.29%的区域属于滞后型和消极型,其在空间上形成1个集中区和1个连片区。(3)单个影响因素的解释力存在一定差异,湿地面积、人均GDP和森林面积为影响研究区自然保护地空间分异的主要影响因素;任意2个影响因素交互后对自然保护地空间分异的解释力明显加强。

关键词: 自然保护地; 分布特征; 地理探测器; 遵义市

中图分类号: X36 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0334-08

Spatial Distribution Characteristics and Influencing Factors of 4 Main Kind of Protected Areas in Zunyi City, Guizhou Province. FAN Han^{1,2}, WANG Xiao-juan³, YANG Zhao-hui^{1,2}, WANG Cheng^{1,2}, ZHANG Ming-ming^{1,2①} (1. College of Forestry, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 2. Research Center for Biodiversity and Nature Conservation, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 3. College of Big Data Application and Economics, Guizhou University of Finance and Economics, Guiyang 550025, China)

Abstract: The establishment of protected areas system is an important measure to protect natural resources, ecological environment and biodiversity. Several geographic mathematical methods such as nearest neighbor index, central index of geography, kernel density estimation, and geo-detector were applied to study the spatial distribution characteristics and major influencing factors of four main protected areas including the nature reserves, forest parks, wetland parks, and state-owned forest farms in Zunyi City, Guizhou Province. The results show that: (1) The four types of protected areas in Zunyi City have obvious spatial aggregation, forming three high-density aggregation areas, showing the distribution characteristics of "northwest-southeast dense, southwest-northeast sparse". (2) The establishment of protected areas in Zunyi is not keeping up with the pace of the regional development, 64.29% of the regions belong to the "lagging" and "passive" types, forming a concentration area and a contiguous area. (3) The explanatory power of an individual influencing factor is not stable. Wetland area, per capita GDP and forest area are the main influencing factors of the spatial distribution of the studied protected areas; the explanatory power of any two combined influencing factors is significantly strengthened.

Key words: protected areas; distribution characteristic; geo-detector; Zunyi City

自1949年以来,我国的自然保护地事业快速发展,建立了自然保护区、风景名胜区、森林公园、地质公园等多种类型的自然保护地,覆盖了我国大多数重要的自然生态系统和自然遗产资源^[1]。我国自然保护地事业快速发展的同时也产生诸多问题:一方面自然保护地形式多样,无统一分类体系^[2];另一方面各类自然保护地建设和管理广泛存在盲目性,缺乏科学的技术规范体系,社会公益属性和公共管理职责不够明确,土地及相关资源产权不清

晰,保护管理效能不高^[3]。

近年来,自然保护地的大部分研究多聚焦于体系讨论^[2,4],在空间上的研究相对较少,研究对象仅为某一类型自然保护地^[5-6],鲜有综合研究多类型

收稿日期: 2019-11-08

基金项目: 贵州省科技计划(黔科合支撑[2019]2842号); 贵州大学培育项目(黔科合平台人才[2018]5781-39号)

① 通信作者 E-mail: zmm.2005@163.com

自然保护地空间分布特征的案例^[7-8]。党的十九大以来,在已开展的10个国家公园试点中,大部分国家公园由自然保护区、森林公园、风景名胜区、湿地公园和地质公园组成,少部分还涉及国有林场和森工企业^[9]。因此,对现有各类自然保护地进行空间梳理并研究其优化整合对策,对建立以国家公园为主体的自然保护地体系具有重要现实意义。

遵义市地处长江上游经济带,为长江生态屏障建设的主要区域之一,具有重要生态区位。为保护森林、湿地等自然生态系统,遵义市多个部门分别建立了不同形式的自然保护地,包括自然保护区、森林公园和湿地公园等类型,构成了相对完善的自然保护地体系^[10]。但由于遵义市为我国西南喀斯特发育较完全的石灰岩山区,其喀斯特环境问题突出,生态较为脆弱^[11],使其在自然生态系统保护和管理工作上面临诸多问题 and 挑战^[12],建立以国家公园为主体的自然保护地体系成为研究区生态环境保护亟需解决的问题。鉴于此,以遵义市自然保护区、森林公园、湿地公园和国有林场4种主要自然保护地为研究对象,采用最邻近点指数、地理集中指数和核密度分析等方法对其分布特征进行研究,使用地理探测器等方法分析其影响因素,揭示研究区4种主要自然保护地的分布特征和影响因素,为该地区优化自然保护地体系和保护生态环境提供科学依据。

1 研究区概况

遵义市位于贵州省北部,地处云贵高原向湖南丘陵、四川盆地过渡的倾坡地带,海拔为800~1300 m,地貌复杂多样,地形起伏明显。研究区属典型亚热带湿润性季风气候区,年平均温度为15.8℃,年降水量为1084 mm,典型植被类型为亚热带常绿阔叶林^[13],是我国森林城市之一。研究区复杂多样的生态环境,为区域内黑叶猴(*Presbytis francoisi*)、林麝(*Moschus berezovskii*)、银杉(*Cathaya argyrophylla*)和珙桐(*Davidia involucrata*)等珍稀野生动植物的生存提供了优越条件,孕育了丰富的生物多样性,使其成为贵州省生物多样性保护热点区的重要组成部分^[14]。此外,遵义市还是长江主要支流乌江和赤水河上游地区、长江上游重要生态保护区,其生态功能对长江流域生态安全具有重要作用^[15]。

2 材料与方法

2.1 数据来源与处理

自然保护地矢量数据来源于贵州省和遵义市

林业局,主要包括自然保护地名称、面积、类型和所在行政区域。影响因素数据来源于贵州统计年鉴(<http://www.guizhou.gov.cn/zfsj/tjnj/>)、遵义统计年鉴(<http://tjj.zunyi.gov.cn/tjnj/>)、《中国湿地资源—贵州卷》^[16]和《贵州省生物多样性现状》^[17],主要包括遵义市各行政区域森林面积、湿地面积、生物多样性指数、农作物播种面积、经济作物播种面积、经济和人口数据。

采用ArcGIS 10.2软件将研究区自然保护地数据转为点状要素,采用最邻近点指数和核密度估计法揭示其分散性和聚集性,从而研究其空间分布特征^[18]。

2.2 研究方法

2.2.1 最邻近点指数

采用最邻近点指数(nearest neighbor index)方法对遵义市自然保护地空间分布类型进行判断,其计算公式^[19]为

$$R = \bar{r} / r_e, \quad (1)$$

$$\bar{r} = \sum_{i=1}^n r_i / n, \quad (2)$$

$$r_e = \sqrt{n/A/2} = \sqrt{D/2}. \quad (3)$$

式(1)~(3)中, R 为最邻近点指数; $\bar{r}$ 为实际最邻近距离,m; r_e 为理论最邻近距离,m; r_i 为每个抽象的点目标与其最邻近点之间的距离,m; n 为区域点数; A 为区域面积,m²; D 为点密度,个·m⁻²。根据判断原则,当 $R=1$ 时,其空间分布呈随机分布;当 $R>1$ 时,其空间分布呈均匀分布;当 $R<1$ 时,其空间分布呈凝聚分布。

2.2.2 地理集中指数

地理集中指数(central index of geography)是地理学中用来研究某区域某地理事物空间集中程度的指标,其计算公式^[20]为

$$G = 100 \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (N_i/T)^2}, \quad (4)$$

$$\bar{G} = 100 \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (1/n)^2}. \quad (5)$$

式(4)~(5)中, G 为地理集中指数; $\bar{G}$ 为完全平均分布值; n 为县域数; N_i 为县域*i*自然保护地数量; T 为研究区自然保护地总数。 G 值介于0~100之间, G 值越大表明分布越集中, G 值越小表明分布越分散。

2.2.3 核密度估计法

核密度估计法(kernel density estimation)常被用于分析空间要素的密度大小。点越密集则发生地

理事件的概率越高,反之则越低,其计算公式^[21]为

$$f(x) = \frac{1}{nh} \sum_{j=1}^n K\left(\frac{x - x_i}{h}\right) \quad (6)$$

式(6)中, $f(x)$ 为空间位置 x 的核密度估计值; h 为距离阈值; n 为距离阈值内自然保护区数量; $K(\frac{x - x_i}{h})$ 为核密度方程; $x - x_i$ 为2点之间欧氏距离。核密度估计值越高,表明自然保护区空间分布密度越大;反之则越小。

2.2.4 地理探测器

地理探测器(geo-detector)模型包括因子探测、交互探测、风险探测和生态探测^[22],数值型变量在使用前需进行离散化。其中,因子探测能识别不同影响因子,是研究复杂地理因素驱动作用机制的有效工具,其计算公式为

$$q = 1 - \frac{1}{n\sigma^2} \sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2 \quad (7)$$

式(7)中, q 为自然保护区分布特征指数,其取值范围为 $[0,1]$; n 为自然保护区数量; N_h 为次一级区域样本数; L 为次级区域分类个数; σ^2 为自然保护区分布特征指数的离散方差; σ_h^2 为次一级区域离散方差。假设 $\sigma^2 \neq 0$,模型成立。当影响因子 x_i 的解释力 q 值越接近于1时, x_i 对自然保护区分布特征的解释力越强;反之则越弱。通过比较不同影响因子的 q 值,可以探测分析影响自然保护区空间分异的主导因素。

交互探测能解释不同因子共同作用时是否会增强或减弱因子对自然保护区空间分布的解释力,其结果分为5种类型:当 $q(X_1 \cap X_2) < \min[q(X_1), q(X_2)]$ 时,表明交互作用为非线性减弱;当 $\min[q(X_1), q(X_2)] < q(X_1 \cap X_2) < \max[q(X_1), q(X_2)]$ 时,表明交互作用为单因子非线性减弱;当 $q(X_1 \cap X_2) > \max[q(X_1), q(X_2)]$ 时,表明交互作用为双因子增强;当 $q(X_1 \cap X_2) = q(X_1) + q(X_2)$ 时,表明交互作用为独立;当 $q(X_1 \cap X_2) > q(X_1) + q(X_2)$ 时,表明交互作用为非线性增强。

2.2.5 遵义市自然保护区空间分布影响因素选取

在划定自然保护区时强调“保护优先”的原则,优先保护具有特殊重要生态功能的区域,且应在划定的区域内建立生态补偿机制,促进其社会经济协调发展。但由于历史原因,不少自然保护区在划定后缺乏必要的保护和管理措施,容易受到社会经济发展与基础设施建设的冲击,导致其保护成效降低^[23-24]。鉴于此,并考虑到数据可获得性,以遵义

市各行政区域自然资源和社会经济因素为自变量,以自然保护区数量为因变量,分析自然资源和社会经济2个因素对研究区自然保护区空间布局和建设的影响。其中,自然资源是决定自然保护区划定和数量的基础,涉及森林、湿地、生物资源和耕地等方面,以森林面积(x_1)、湿地面积(x_2)、生物多样性指数(x_3)、农作物面积(x_4)和经济作物面积(x_5)等5个影响因子表示;社会经济状况反映了人类活动对自然资源的影响,涉及区域经济规模和人类活动强度等方面,以人均GDP(x_6)、县级规模以上工业生产总值(x_7)、城镇化率(x_8)和人口(x_9)4个影响因子表示。

3 结果与分析

3.1 遵义市自然保护区数量与面积特征

截至2018年底,遵义市已建立自然保护区23处,森林公园22处,湿地公园9处,国有林场18处,共计72处(表1)。习水县、绥阳县、赤水市和播州区自然保护区数量均 ≥ 7 处,总数为33处,占遵义市自然保护区总数的45.84%;道真县、正安县、桐梓县和仁怀市自然保护区数量均 ≤ 3 处,总数为12处,占遵义市自然保护区总数的16.67%。

遵义市自然保护区面积总计494 452.59 hm^2 ,占遵义市国土面积的16.06%。其中,桐梓县、习水县、赤水市、湄潭县和绥阳县自然保护区面积占遵义市自然保护区总面积的67.64%;红花岗区、汇川区、播州区、凤冈县、湄潭县和仁怀市自然保护区面积占遵义市自然保护区总面积的10.60%。从自然保护区面积占其国土面积比例来看,占比 $\geq 15\%$ 的有桐梓县(17.19%)、绥阳县(20.63%)、湄潭县(27.76%)、习水县(24.37%)和赤水市(53.21%);占比 $\leq 10\%$ 的有红花岗区、汇川区、播州区、凤冈县、余庆县和仁怀市。这表明遵义市各县域虽均已建立自然保护区,但在数量和面积上仍存在较大差异,呈现出不均衡分布的特征。

3.2 遵义市自然保护区空间分布特征

最邻近点指数分析显示,遵义市4种自然保护区 R 值为0.76,4种自然保护区呈凝聚分布状态。为进一步验证遵义市自然保护区的空间分布态势,采用数学地理方法中地理集中指数验证分布的集中程度,结果显示遵义市4种自然保护区地理集中指数 G 为29.00。当遵义市自然保护区完全平均分布在14个县域时, $\bar{G}$ 值为26.73。根据判断原则,4种自然保护区 G 均大于 $\bar{G}$,即遵义市4种自然保护区在14个县域均呈集中分布,该结果与最邻近点指

数计算结果相符。同时,地理集中指数结果表明,4 种自然保护地集中程度由高到低依次为自然保护区(41.02)、湿地公园(40.06)、国有林场(35.14)和森林公园(28.75)。

表 1 遵义市县域自然保护地情况

Table 1 Numbers and sizes of protected areas in different counties of Zunyi City

县域	自然保护区		森林公园		湿地公园		国有林场		合计	
	数量/个	面积/hm ²	数量/个	面积/hm ²	数量/个	面积/hm ²	数量/个	面积/hm ²	数量/个	面积/hm ²
道真	1	26 990.00	2	4 034.73	0	0	0	0	3	31 024.73
正安	1	32 448.00	1	1 244.50	0	0	1	3 721.60	3	37 414.10
桐梓	1	52 000.00	1	596.00	0	0	1	2 419.53	3	55 015.53
习水	2	51 920.13	2	13 631.29	1	249.06	3	10 417.75	8	76 218.23
赤水	3	43 795.90	2	21 600.00	0	0	4	33 154.04	9	98 549.94
仁怀	0	0	1	1 068.69	0	0	2	1 428.66	3	2 497.35
绥阳	8	52 798.00	1	133.30	0	0	0	0	9	52 931.30
务川	2	34 823.00	1	1 601.74	1	2 710.00	0	0	4	39 134.74
凤冈	1	8 400.00	2	4 187.66	2	1 011.63	1	800.00	6	14 399.29
湄潭	1	19 173.00	1	475.40	1	278.70	1	31 822.00	4	51 749.10
播州	1	3 000.00	3	2 244.61	2	885.11	1	957.00	7	7 086.72
汇川	1	6 733.30	1	1 366.00	1	304.27	1	2 455.00	4	10 858.57
红花岗	1	3 132.00	2	4 193.77	0	0	2	1 793.33	5	9 119.10
余庆	0	0	2	2 874.66	1	2 742.90	1	2 836.66	4	8 454.22
合计	23	335 213.33	22	59 252.35	9	8 181.67	18	91 805.57	72	494 452.92

为精确测度遵义市 4 种自然保护地空间分布特征,利用 ArcGIS 10.2 软件对其进行核密度分析,将研究区划分为低、较低、中等和高密度区 4 个等级(图 1)。结果表明,遵义市 4 种自然保护地形成 3 个高密度聚集区,分别位于遵义市市中心西部、赤水-习水交界处中部和凤冈县琊川镇东南部。

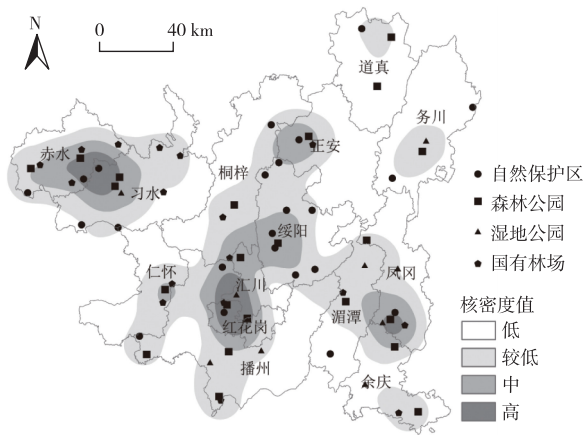


图 1 遵义市自然保护地核密度值

Fig. 1 The kernel density of protected areas in Zunyi City

为揭示遵义市不同行政区对自然保护地建设的重视程度,将森林面积、湿地面积、生物多样性指数、人均 GDP 和人口 5 个因素与自然保护地数量进行匹配,来判别自然保护地建设与区域发展的关系^[25]。这种关系可分为协同型、生态型、滞后型和

消极型,其中,协同型为县域自然保护地数量与某因素均大于遵义市平均水平;生态型为县域自然保护地数量大于平均水平,而某因素小于平均水平;滞后型为县域自然保护地数量小于平均水平,某因素大于平均水平;消极型为县域自然保护地数量与某因素均小于平均水平。结果表明遵义市县域自然保护地建设与区域发展之间的匹配性较差,属于协同型和生态型的县域包括播州区、绥阳县、凤冈县、习水县和赤水市,占县域总数的 35.71%;属于消极型和滞后型的县域包括红花岗区、汇川区、桐梓县、正安县、道真县、务川县、湄潭县、余庆县和仁怀市,占县域总数的 64.29%(表 2)。在空间上,消极型和滞后型县域形成了 1 个集中区和 1 个连片区,分别为红花岗-汇川集中区和遵义市北部连片区(图 2)。将自然保护地与区域自然资源和社会经济状况进行匹配分类有助于研究区域自然保护地规划及管理,可根据不同地区发展制约因素,因地制宜,统筹协调,积极寻求人与自然协同发展。

3.3 遵义市自然保护地影响因素分析

采用百分位数法将影响因素分为 4 个等级,再以此进行地理探测器测算。因子探测分析结果表明不同影响因子对自然保护地空间分异的解释程度不同。各影响因子解释力 q 值由大到小依次为湿地面积(0.450 9)、人均 GDP(0.350 7)、森林面积(0.320 3)、农作物面积(0.198 6)、生物多样性指数(0.114 9)、县级规模以上工业生产总产值(0.095 8)、

城镇化率(0.075 5)、人口(0.070 5)和经济作物面积(0.023 6)。因此湿地面积、人均 GDP 和森林面积为遵义市自然保护地空间分异的主要影响因素。湿地面积和森林面积属于自然资源约束,其区域差异框定了遵义市自然保护地空间分布基本格局;人均 GDP 属于经济发展约束,从保护成效上看,自然

保护地建设和管理需要区域经济支持。经济实力越强,生态保护资金投入就越高。但过于追求经济发展,也会抑制自然保护地发展,影响其空间分布。经济发展与自然资源在区域差异上有类似影响,这进一步加剧了遵义市自然保护地空间格局的不均衡性。

表 2 遵义市自然保护地与区域发展的匹配类型

Table 2 Matching types of protected areas and regional development in Zunyi City

县域	自然保护地		森林面积		湿地面积		生物多样性		人均 GDP		人口	
	数量占比/%	占比/%	占比/%	类型	占比/%	类型	占比/%	类型	占比/%	类型	占比/%	类型
道真	4.17	6.90		消极型	6.55	消极型	11.95	滞后型	4.62	消极型	3.96	消极型
正安	4.17	8.62		滞后型	8.44	滞后型	9.01	滞后型	4.55	消极型	6.21	消极型
桐梓	4.17	10.21		滞后型	6.68	消极型	9.38	滞后型	5.29	消极型	8.46	滞后型
习水	11.11	9.82		协同型	8.91	协同型	6.43	生态型	5.75	生态型	8.36	协同型
赤水	12.50	8.13		协同型	7.19	协同型	7.17	协同型	7.92	协同型	3.92	生态型
仁怀	4.17	5.21		消极型	5.60	消极型	4.96	消极型	20.05	滞后型	8.98	滞后型
绥阳	12.50	8.11		协同型	6.88	生态型	9.38	协同型	5.17	生态型	6.14	生态型
务川	5.56	9.14		滞后型	5.41	消极型	4.78	消极型	3.75	消极型	5.17	消极型
凤冈	8.33	6.10		生态型	7.65	协同型	5.33	生态型	4.33	生态型	5.02	生态型
湄潭	5.56	6.52		消极型	6.10	消极型	5.88	消极型	4.80	消极型	6.11	消极型
播州	9.72	7.53		协同型	16.24	协同型	6.43	生态型	8.02	协同型	10.96	协同型
汇川	5.56	4.61		消极型	1.82	消极型	7.17	滞后型	10.00	滞后型	9.16	滞后型
红花岗	6.94	3.65		消极型	3.04	消极型	7.17	滞后型	9.84	滞后型	13.71	滞后型
余庆	5.56	5.43		消极型	9.49	滞后型	4.96	消极型	5.93	消极型	3.83	消极型

各因素平均占比均为 7.14%。

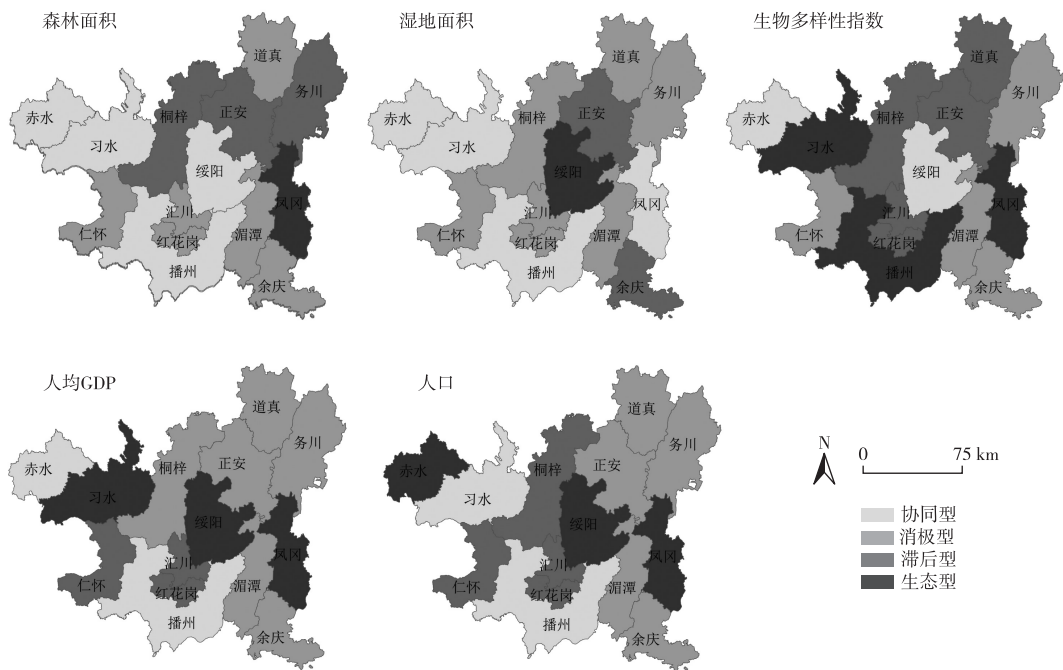


图 2 遵义市自然保护地与区域发展的空间匹配

Fig. 2 The spatial matching of protected areas and regional development in Zunyi City

交互探测分析结果显示,任意 2 个影响因子交互后其对遵义市自然保护地空间分异的解释力明

显加强(表 3)。如生物多样性指数(0.114 9)和湿地面积(0.450 9)交互后的解释力为 0.724 5,明显

高于两者解释力之和(0.565 8)。虽然县级规模以上工业生产总值、城镇化率和人口等影响因子对自然保护地空间分异的单因子解释力较低,但与其他影响因子交互作用后,其对自然保护地空间分异的

解释力明显增强,这表明遵义市自然保护地空间分布受到不同因素的共同作用,也表明自然保护地空间分布影响因子的多样性和复杂性。

表 3 遵义市自然保护地影响因素交互探测结果

Table 3 Results of interaction detecting of influencing factors of protected areas in Zunyi City

影响因素	x_1	x_2	x_3	x_4	x_5	x_6	x_7	x_8
x_2	0.625 5							
x_3	0.731 5	0.724 5						
x_4	0.849 3	0.908 2	0.533 7					
x_5	0.512 5	0.604 3	0.484 2	0.766 8				
x_6	0.879 9	0.778 6	0.703 3	0.510 1	0.849 3			
x_7	0.477 2	0.717 4	0.453 6	0.738 6	0.788 0	0.651 4		
x_8	0.729 2	0.606 7	0.477 2	0.326 4	0.879 9	0.503 1	0.484 2	
x_9	0.752 7	0.929 3	0.964 7	0.463 0	0.639 7	0.576 1	0.729 2	0.347 6

x_1 为森林面积, x_2 为湿地面积, x_3 为生物多样性指数, x_4 为农作物面积, x_5 为经济作物面积, x_6 为人均 GDP, x_7 为县级规模以上工业生产总值, x_8 为城镇化率, x_9 为人口。

4 讨论与结论

以遵义市为例,对区域内 4 种自然保护地分布特征及其影响因素进行分析,结果表明遵义市各县域虽均已建立自然保护地,但其在数量和面积上仍存在较大差异,呈现出不平衡分布的特征。其中湿地公园数量和面积与自然保护区、森林公园和国有林场 3 种自然保护地的差异最大。究其原因,一是湿地公园发展较晚,而其他 3 种自然保护地发展历程较久远;二是湿地公园后期管理、维护需要较多资金,地方政府财力不足;三是各地区自然资源状况和政府自然保护意识存在差异。

从空间分布上看,研究区自然保护地呈聚集分布态势,各类自然保护地集中程度由高到低依次为自然保护区、湿地公园、国有林场和森林公园。自然保护地在遵义市市中心西部、赤水-习水交界处中部和凤冈县琊川镇东南部形成了 3 个高密度聚集区,呈现出“西北-东南密、西南-东北疏”的分布特征。从自然保护地建设与区域发展的分类结果看,遵义市自然保护地建设与县域发展之间匹配性较差,其中 64.29% 的县域属于滞后型和消极型,其在空间上形成了 1 个集中区和 1 个连片区。

遵义市 4 种自然保护地最邻近点指数 R 为 0.76,地理集中指数 G 为 29.00,这表明自然保护地之间可能存在交叉或重叠。这可能是由于研究区建立自然保护地时缺乏顶层设计,随着自然保护地数量的增加,自然保护地之间的距离不断缩小,从而导致自然保护地聚集。自然保护地之间过于临近,甚至交叉重叠,这会增加火灾、疾病和外来物种

等灾害扩散的可能性^[26]。

根据地理探测器分析结果,遵义市自然保护地空间分布受到多种影响因素共同作用,主要结论如下:

(1)从自然资源上看,自然资源条件是决定自然保护地建立的基础性因素。根据贵州省生物多样性热点区域研究结果,遵义市生物多样性热点区域为赤水河和习水河河谷^[14],这与赤水-习水交界处中部为自然保护地高密度聚集区的的结果相符。此外,遵义市位于我国西南地区,经济基础相对薄弱,自然保护地多与偏僻的农村地区融合镶嵌。从农村地区发展与自然保护地保护的关系上看,一方面自然保护地的建立在一定程度上制约了当地居民的发展;另一方面当地居民耕地扩张、放牧和生活废弃物排放等生产生活行为会对自然保护地保护成效造成一定破坏^[27]。

(2)从社会经济上看,自然保护地应与社会经济保持协调统一。然而,我国早期建设的自然保护地属于“抢救式保护”,导致自然保护地在后期的发展中普遍存在过度保护或保护与发展不协调等问题。如经济发展水平较高的仁怀市,位于赤水河流域,靠近遵义市生物多样性热点区域,但尚未建设自然保护区,自然保护地建设水平较低,该地区生态保护与经济发展水平不协调。从城市发展与保护成效的关系上看,城市面积或人口的增长都会导致自然保护地空间分布受到建设用地的挤压^[23]。当城市发展到一定程度时,自然保护地稀缺的问题不断突显,保护需求不断增加,这将促使政府重视自然保护地的建设^[28]。

此外,虽然地方政府对生态保护的重视程度是影响自然保护地建立和空间分布的重要因素^[29],但因其较难量化,未被纳入笔者研究中,下一步将在自然保护地影响因素的选取上开展深入研究。

参考文献:

- [1] 唐芳林.中国国家公园建设的理论与实践研究[D].南京:南京林业大学,2010.[TANG Fang-lin.Study on Theory & Practice of National Parks Construction in China [D]. Nanjing: Nanjing Forestry University, 2010.]
- [2] 彭杨靖,樊简,邢韶华,等.中国大陆自然保护地概况及分类体系构想[J].生物多样性,2018,26(3):315-325.[PENG Yang-jing, FAN Jian, XING Shao-hua, et al. Overview and Classification Outlook of Natural Protected Areas in Mainland China[J]. Biodiversity Science, 2018, 26(3): 315-325.]
- [3] 王秋凤,于贵瑞,何洪林,等.中国自然保护区体系和综合管理体系建设的思考[J].资源科学,2015,37(7):1357-1366.[WANG Qiu-feng, YU Gui-rui, HE Hong-lin, et al. Thinking of Construction of the Nature Reserve System and Integrated Management System in China[J]. Resources Science, 2015, 37(7): 1357-1366.]
- [4] 欧阳志云,徐卫华.整合我国自然保护区体系,依法建设国家公园[J].生物多样性,2014,22(4):425-427.[OUYANG Zhi-yun, XU Wei-hua. Integrating Nature Protection System and Establishing National Parks Under Legislation[J]. Biodiversity Science, 2014, 22(4): 425-427.]
- [5] 王立龙,陆林,唐勇,等.中国国家级湿地公园运行现状、区域分布格局与类型划分[J].生态学报,2010,30(9):2406-2415.[WANG Li-long, LU Lin, TANG Yong, et al. Running Status, Distribution Pattern and Type Classification of the State-level Wetland Parks in China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(9): 2406-2415.]
- [6] 何小芊,王晓伟,熊国保,等.中国国家地质公园空间分布及其演化研究[J].地域研究与开发,2014,33(6):86-91.[HE Xiao-qian, WANG Xiao-wei, XIONG Guo-bao, et al. Study on the Spatial Distribution and Its Evolution of National Geoparks in China[J]. Areal Research and Development, 2014, 33(6): 86-91.]
- [7] 潘竞虎,徐柏翠.中国国家级自然保护地的空间分布特征与可达性[J].长江流域资源与环境,2018,27(2):353-362.[PAN Jing-hu, XU Bai-cui. Spatial Distribution Characteristics and Accessibility of Protected Areas in China [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2018, 27(2): 353-362.]
- [8] 陈冰,朱彦鹏,罗建武,等.云南省国家级自然保护区与其他类型保护地关系分析[J].生态经济,2015,31(12):129-135.[CHEN Bing, ZHU Yan-peng, LUO Jian-wu, et al. Relationships Between National Nature Reserves and Other Types of Protected Areas in Yunnan Province [J]. Ecological Economy, 2015, 31(12): 129-135.]
- [9] 中国林业网.大熊猫国家公园管理局调研阿坝州大熊猫管理分局组建和自然保护地整合情况[EB/OL]. (2019-11-22) [2019-11-29]. <http://www.forestry.gov.cn/main/5497/20191122/152236453629731.html>.
- [10] 侯伟.贵州省建立国家公园的可行性:基于资源层面[J].中南林业科技大学学报(社会科学版),2019,13(4):14-19.[HOU Wei. Discussing the Feasibility of Establishing a National Park in Guizhou Province Based on the Resource Level[J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology (Social Sciences), 2019, 13(4): 14-19.]
- [11] 黄婷,金莲.土地利用变化对生态系统服务价值的影响及灰色预测:以贵州省遵义市为例[J].江苏农业科学,2018,46(12):275-279.[HUANG Ting, JIN Lian. Effects of Land Use Variations on Ecosystem Services Value and Its Grey Forecast: Taking Zunyi City of Guizhou Province as an Example [J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2018, 46(12): 275-279.]
- [12] 黎平.加快发展贵州省国家公园路径探讨[N].贵州日报,2017-07-17(6).
- [13] 沈丹,周德全,符莲,等.基于PCA的资源环境承载力评价研究:以贵州省遵义市为例[J].价值工程,2018,37(34):191-193.[SHEN Dan, ZHOU De-quan, FU Lian, et al. Study on Environmental Carrying Capacity Evaluation of Resources Based on Principal Component Analysis: A Case Study of Zunyi City, Guizhou Province [J]. Value Engineering, 2018, 37(34): 191-193.]
- [14] 王瑞,安裕伦,王培彬,等.贵州省生物多样性热点地区研究[J].水土保持研究,2014,21(6):152-157.[WANG Rui, AN Yu-lun, WANG Pei-bin, et al. Study on Biodiversity Conservation Hotspots in Guizhou [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2014, 21(6): 152-157.]
- [15] 张晔丹.赤水河遵义段环境保护的现状对策[J].绿色科技,2016(10):100-101.
- [16] 国家林业局.中国湿地资源:贵州卷[M].北京:中国林业出版社,2015:87-89.[National Forestry Administration. China Wetland Resources; Guizhou Volume [M]. Beijing: China Forestry Publishing House, 2015: 87-89.]
- [17] 贵州省环境科学研究设计院.贵州省生物多样性现状[M].贵阳:贵州科技出版社,2010:28-30.[Guizhou Institute of Environmental Sciences Research and Design. Biodiversity of Guizhou Province [M]. Guiyang: Guizhou Science and Technology Press, 2010: 28-30.]
- [18] 潘竞虎,张建辉.中国国家湿地公园空间分布特征与可接近性[J].生态学杂志,2014,33(5):1359-1367.[PAN Jing-hu, ZHANG Jian-hui. Spatial Distribution Characteristics and Accessibility of National Wetland Parks in China [J]. Chinese Journal of Ecology, 2014, 33(5): 1359-1367.]
- [19] GREIG-SMITH P. The Use of Random and Contiguous Quadrats in the Study of the Structure of Plant Communities[J]. Annals of Botany, 1952, 16(2): 293-316.
- [20] 谢志华,吴必虎.中国资源型景区旅游空间结构研究[J].地理科学,2008,28(6):748-753.[XIE Zhi-hua, WU Bi-hu. Tourism Spatial Structure of Resources-based Attractions in China [J]. Scientia Geographica Sinica, 2008, 28(6): 748-753.]
- [21] 佟玉权.基于GIS的中国传统村落空间分异研究[J].人文地理,2014,29(4):44-51.[TONG Yu-quan. Research on the Spatial Differentiation of Chinese Traditional Village Based on GIS [J]. Human Geography, 2014, 29(4): 44-51.]

- [22] 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.]
- [23] 闫颜,王智,高军,等.我国自然保护区地区分布特征及影响因素[J].生态学报,2010,30(18):5091-5097.[YAN Yan,WANG Zhi,GAO Jun,*et al.*Regional Distribution Characteristics of Nature Reserves and the Influencing Factors in China[J].Acta Ecologica Sinica,2010,30(18):5091-5097.]
- [24] 张卓然,唐晓岚,贾艳艳.保护地空间分布特征与影响因素分析:以长江中下游为例[J].安徽农业大学学报,2017,44(3):439-447.[ZHANG Zhuo-ran,TANG Xiao-lan,JIA Yan-yan.Spatial Distribution Characteristics and Influencing Factors of Protected Areas:A Case of Middle and Lower Reaches of Yangtze River[J].Journal of Anhui Agricultural University,2017,44(3):439-447.]
- [25] 朱里莹,徐姗,兰思仁.中国国家级保护地空间分布特征及对国家公园布局建设的启示[J].地理研究,2017,36(2):307-320.[ZHU Li-ying,XU Shan,LAN Si-ren.Spatial Distribution Characteristics of National Protected Areas and the Inspirations to National Parks in China[J].Geographical Research,2017,36(2):307-320.]
- [26] SIMBERLOFF D.The Contribution of Population and Community Biology to Conservation Science[J].Annual Review of Ecology and Systematics,1988,19(1):473-511.
- [27] 徐网谷,高军,夏欣,等.中国自然保护区社区居民分布现状及其影响[J].生态与农村环境学报,2016,32(1):19-23.[XU Wang-gu,GAO Jun,XIA Xin,*et al.*Distribution of Community Residents in Nature Reserves and Its Impacts on the Reserves in China[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2016,32(1):19-23.]
- [28] BROTHERTON I.Protected Area Theory at the System Level[J].Journal of Environmental Management,1996,47(4):369-379.
- [29] SUTHERLAND W J,WORDLEY C F R.Evidence Complacency Hampers Conservation[J].Nature Ecology & Evolution,2017,1(9):1215-1216.
- 作者简介:樊涵(1996—),男,贵州道真人,硕士生,主要研究方向为野生动物生态与自然保护地管理。E-mail:fh20180624@163.com
- (责任编辑:王昌群)

公民生态环境行为规范(试行)

第一条 关注生态环境。关注环境质量、自然生态和能源资源状况,了解政府和企业发布的生态环境信息,学习生态环境科学、法律法规和政策、环境健康风险防范等方面知识,树立良好的生态价值观,提升自身生态环境保护意识和生态文明素养。

第二条 节约能源资源。合理设定空调温度,夏季不低于26度,冬季不高于20度,及时关闭电器电源,多走楼梯少乘电梯,人走关灯,一水多用,节约用纸,按需点餐不浪费。

第三条 践行绿色消费。优先选择绿色产品,尽量购买耐用品,少购买使用一次性用品和过度包装商品,不跟风购买更新换代快的电子产品,外出自带购物袋、水杯等,闲置物品改造利用或交流捐赠。

第四条 选择低碳出行。优先步行、骑行或公共交通出行,多使用共享交通工具,家庭用车优先选择新能源汽车或节能型汽车。

第五条 分类投放垃圾。学习并掌握垃圾分类和回收利用知识,按标志单独投放有害垃圾,分类投放其他生活垃圾,不乱扔、乱放。

第六条 减少污染产生。不焚烧垃圾、秸秆,少烧散煤,少燃放烟花爆竹,抵制露天烧烤,减少油烟排放,少用化学洗涤剂,少用化肥农药,避免噪声扰民。

第七条 呵护自然生态。爱护山水林田湖草生态系统,积极参与义务植树,保护野生动植物,不破坏野生动植物栖息地,不随意进入自然保护区,不购买、不使用珍稀野生动植物制品,拒食珍稀野生动植物。

第八条 参加环保实践。积极传播生态环境保护和生态文明理念,参加各类环保志愿服务活动,主动为生态环境保护工作提出建议。

第九条 参与监督举报。遵守生态环境法律法规,履行生态环境保护义务,积极参与和监督生态环境保护工作,劝阻、制止或通过“12369”平台举报破坏生态环境及影响公众健康的行为。

第十条 共建美丽中国。坚持简约适度、绿色低碳的生活与工作方式,自觉做生态环境保护的倡导者、行动者、示范者,共建天蓝、地绿、水清的美好家园。

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2018.0723

王睿,张鲜,高扬,等.湖北省兴山县大型子囊菌物种多样性研究[J].生态与农村环境学报,2020,36(3):342–348.

WANG Rui,ZHANG Xian,GAO Yang,et al.An Investigation on Species Diversity of Macro-ascomycetes in Xingshan County, Hubei Province[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2020,36(3):342–348.

湖北省兴山县大型子囊菌物种多样性研究

王睿,张鲜,高扬,陈双林,闫淑珍^① (南京师范大学生命科学学院,江苏南京 210023)

摘要:湖北省宜昌市兴山县是三峡库区的重要组成部分。为全面掌握该县大型子囊菌物种资源,提高对三峡库区生物多样性的认识,于2016年10月—2018年8月不同季节进行10次大型子囊菌标本采集和资源调查,并采用形态分类学和分子系统学方法进行物种鉴定。结果表明,兴山县大型子囊菌有4纲5目20科48属96种,其中杯紫胶盘菌(*Ascocoryne cylichnium*)、橘色小双孢盘菌(*Bisporella citrina*)和波托绿杯菌(*Chlorociboria poutoensis*)等40个物种为湖北省首次报道。优势属为盘菌属(*Peziza*),共有9种,占总种数的9.38%;优势科为火丝菌科,共有17种,占总种数的17.71%。多数大型子囊菌物种主要分布于海拔800~1 600 m的区域,林分类型以常绿落叶阔叶混交林为主,分布最广泛的物种是异常粒毛盘菌(*Lachnum abnorme*)。大型子囊菌营养类型中,土生41种,木生40种,虫生10种,菌寄生2种,土生和木生兼生3种。根据LSU rDNA序列构建兴山县大型子囊菌主要物种系统发育树,反映了这些子囊菌物种之间的亲缘关系。

关键词:大型子囊菌;物种组成;系统发育

中图分类号: Q939.5; X176; Q111 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0342-07

An Investigation on Species Diversity of Macro-ascomycetes in Xingshan County, Hubei Province. WANG Rui, ZHANG Xian, GAO Yang, CHEN Shuang-lin, YAN Shu-zhen^① (School of Life Sciences, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

Abstract: Xingshan County of Hubei Province is situated in the Three Gorges Reservoir Area. In order to know well macro-ascomycetous species in this county and improve the understanding of the biodiversity of the Three Gorges Reservoir Area, a series of survey of macro-ascomycetous and collecting of specimens were carried out in the duration from October of 2016 to August of 2018. The specimens were identified based on morphological and molecular systematic methods. A total of 96 species belonging to 4 classes, 5 orders, 20 families, and 48 genera were confirmed. Among them, forty species were recorded for the first time in Hubei Province, such as *Ascocoryne cylichnium*, *Bisporella citrina*, *Chlorociboria poutoensis* and so on. The most dominant genus was *Peziza*, including 9 species accounting for 9.38% of the total species, and the most dominant family was Pyronemataceae, including 17 species accounting for 17.71% of the total species. Most of the species were widely distributed in the areas with 800–1 600 m above sea level and mainly grown in the evergreen and deciduous broad-leaved mixed forest. *Lachnum abnorme* was found as the widely distributed species. There were 41 species of geophilous fungi, 40 species of lignicolous fungi, 10 species of entomogenous fungi, 2 species of fungicolous fungi and 3 species of geophilous or lignicolous fungi. A phylogenetic tree based on the LSU rDNA sequence was constructed, showing the relationship among major macro-ascomycetes species in Xingshan County.

Key words: macro-ascomycete; species composition; phylogeny

对特定区域进行生物多样性调查研究,是开展生物多样性保护、物种生存状态评价和合理开发利用物种资源的重要基础性工作^[1]。真菌是生物多样性的组成类群,是自然生态系统中的分解者。子囊菌门是真菌界最大的类群,约有90 000种^[2]。大型子囊菌一般为肉眼可见,子囊果直径>1 mm的子囊菌^[3],其作用包括分解物质、产生有益代谢产物、生物防治和治理环境污染^[4]等。国内外

一直非常重视大型真菌多样性,开展的相关研究也较多^[5-7],但在特定区域开展大型子囊菌多样性研究则不多见,而且目前对大型子囊菌的研究多集中于系统分类学^[8-10]。

收稿日期: 2018-11-09

基金项目: 环境保护部生物多样性保护专项(2016HB2096001006)

① 通信作者 E-mail: yanshuzhen@njnu.edu.cn

对湖北省大型真菌的研究主要集中于神农架林区^[11]、后河自然保护区^[12]和宜昌市^[13]等地^[14-16],其中只有中国科学院神农架真菌地衣考察队^[11]和陈启武^[16]重点关注了区域内大型子囊菌,分别报道 30 和 43 种大型子囊菌。目前湖北省已报道大型子囊菌为 93 种,而兴山县仅报道 4 种^[15-16]。兴山县地处三峡库区范围,地形复杂,气候垂直差异大,且受长江峡谷暖流制约,小气候十分明显,属于北亚热带常绿阔叶与落叶阔叶混交林山地,为大型子囊菌生长提供了适宜条件。大型子囊菌的组成和发生受季节、植被和地点等因素影响,为准确认识和掌握大型子囊菌资源多样性,需要开展系统性调查研究。为全面掌握湖北省兴山县大型子囊菌物种资源多样性,丰富对三峡库区生物多样性的认识,于大型子囊菌发生的主要季节对兴山县全域进行大型子囊菌资源调查、标本收集和物种研究。

1 材料与方法

1.1 标本采集和资源调查

分别于 2016 年 10 月、2017 年 4—10 月以及 2018 年 6 和 8 月,在湖北省宜昌市兴山县进行大型子囊菌资源调查。兴山县位于 31°04′~31°34′ N, 110°25′~111°06′ E,地貌属秦岭大巴山体系,气候属亚热带大陆性季风气候区。根据设置的调查网格,在分布于兴山县 6 个乡镇的 20 个采集点采集大型子囊菌标本,同时记录标本编号、地理信息和生境信息等基本信息(图 1、表 1)。

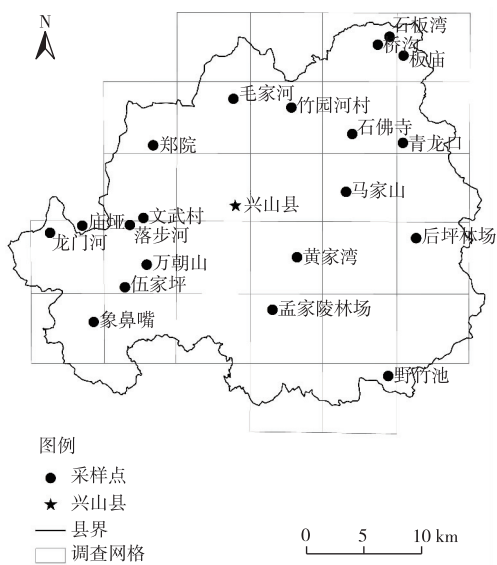


图 1 兴山县大型子囊菌调查地点分布
Fig. 1 Distribution map of the investigating points for macro-ascomycetes in Xingshan County

表 1 兴山县大型子囊菌物种资源调查采样地点信息
Table 1 Information list of the investigating points for macro-ascomycetes in Xingshan County

采集点	所在乡镇	海拔/m	林分类型
象鼻嘴	高桥乡	700~800	针阔混交林
伍家坪	高桥乡	1 100~1 200	落叶阔叶林
孟家陵林场	高阳镇	1 200~1 350	针阔混交林
平水村	古夫镇	350~450	落叶阔叶林
郑院	古夫镇	700~800	针阔混交林
竹园河村	古夫镇	450~550	落叶阔叶林
黄家湾	黄粮镇	800~900	针阔混交林
马家山	黄粮镇	1 400~1 500	常绿阔叶林
龙门河	南阳镇	1 400~1 600	常绿落叶阔叶混交林
落步河	南阳镇	900~920	常绿阔叶林
庙垭	南阳镇	850~950	常绿落叶阔叶混交林
万朝山	南阳镇	1 150~1 250	常绿落叶阔叶混交林
文武村	南阳镇	200~300	常绿阔叶林
后坪林场	水月寺镇	1 500~1 600	针叶林
野竹池	水月寺镇	1 100~1 200	常绿落叶阔叶混交林
板庙	榛子乡	1 250~1 300	常绿落叶阔叶混交林
桥沟	榛子乡	1 380~1 450	针阔混交林
青龙口	榛子乡	1 500~1 550	常绿落叶阔叶混交林
石板湾	榛子乡	1 280~1 300	常绿落叶阔叶混交林
石佛寺	榛子乡	1 450~1 550	常绿落叶阔叶混交林

每份标本分为两个部分,一部分烘干干燥,作永久保留;另一部分采用硅胶干燥后,装入密封袋中,用于分子系统学研究。凭证标本保存于南京师范大学微生物菌种保藏中心(microbial cultures center of Nanjing Normal University, MCCNNU)。

1.2 研究方法

大型子囊菌鉴定和分类学研究主要依靠比较形态学方法和分子生物学技术。形态学研究时综合大型子囊菌标本的宏观特征、显微结构和标本材料与化学试剂反应特征,同时参照有关大型子囊菌分类文献^[17-19]。采用分子生物学方法鉴定时采用 CTAB 法^[20]提取标本全基因组 DNA,PCR 扩增并测序 nrDNA-ITS 和 nrDNA-LSU 基因片段,引物分别为 ITS1/ITS4^[21]和 LR0R/LR5^[22]。PCR 扩增体系为 25 μ L,引物各 1 μ L, DNA 模板 1 μ L, 2 $\times$ Taq Master Mix 12.5 μ L, ddH₂O 10.5 μ L。ITS-PCR 反应程序为 94 $^{\circ}$ C 反应 4 min, 94 $^{\circ}$ C 反应 30 s, 50 $^{\circ}$ C 反应 30 s, 72 $^{\circ}$ C 反应 2 min, 循环 35 次,最后 72 $^{\circ}$ C 反应 10 min。LSU-PCR 反应程序为: 94 $^{\circ}$ C 反应 4 min, 94 $^{\circ}$ C 反应 30 s, 56 $^{\circ}$ C 反应 45 s, 72 $^{\circ}$ C 反应 75 s, 循环 35 次,最后 72 $^{\circ}$ C 反应 10 min。PCR 产物经 ρ 为 1% 琼脂糖凝胶电泳检验合格后,送交上海生工生物工程股份有限公司进行测序。测序后分别对所得 ITS 和 LSU 序列进行 BLAST 比对,采用 MEGA 7 软件基于最大似然法、邻接法和最大简约法等方法建

立系统发育树并结合形态特征进行物种鉴定。

通过基于 LSU 序列建立的大型子囊菌系统发育树进行系统发育关系分析,所用序列来源为该研究获得和 NCBI (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>) 下载所得。系统发育关系分析流程为采用 Mafft 7.149 软件进行序列比对,采用 Gblocks 0.91b 软件选择保守区域,采用 Jmodeltest 2.1.7 软件选择进化模型为 GTR+G,采用 RaxmlGUI 1.3.1 软件构建最大似然树,采用 MrBayes 3.2.6 软件构建贝叶斯树,最后采用 Figtree 1.4.3 和 Adobe Illustrator CS5 15.0.0 软

件查看和编辑所构建的系统发育树。

2 结果与分析

2.1 兴山县大型子囊菌种类组成

从兴山县共采集大型子囊菌标本 339 份,鉴定为 96 种,隶属于 4 纲 5 目 20 科 48 属,其中,杯紫胶盘菌(*Ascocoryne cylichnium*)、橘色小双孢盘菌(*Bisporella citrina*)和波托绿杯菌(*Chlorociboria poutoensis*)等 40 种为在湖北省首次发现(表 2)。

表 2 湖北省兴山县大型子囊菌种类名录

Table 2 The species list of Macro-ascomycetes in Xingshan County, Hubei Province

科	种数	代表物种	发生季节			营养类型	分布地点数
			春季	夏季	秋季		
绿杯盘菌科(<i>Chlorociboriaceae</i>)	2	波托绿杯菌(<i>Chlorociboria poutoensis</i>) ¹⁾	—	+	+	木生	1
地锤菌科(<i>Cudoniaceae</i>)	1	地匙菌(<i>Spathularia flavida</i>)	—	+	—	土生	1
皮盘菌科(<i>Dermateaceae</i>)	2	乌黑布齿盘菌(<i>Graddonina coracina</i>) ¹⁾	—	+	—	木生	1
柔膜菌科(<i>Helotiaceae</i>)	6	杯紫胶盘菌(<i>Ascocoryne cylichnium</i>) ¹⁾	—	+	+	木生	2
粒毛盘菌科(<i>Lachnaceae</i>)	3	异常粒毛盘菌(<i>Lachnum abnorme</i>)	+	+	—	木生	10
锤舌菌科(<i>Leotiaceae</i>)	1	润滑锤舌菌(<i>Leotia lubrica</i>)	—	+	+	土生	5
蜡盘菌科(<i>Rutstroemiaceae</i>)	1	长柄兰斯盘菌(<i>Lanzia longipes</i>)	—	+	—	木生	2
核盘菌科(<i>Sclerotiniaceae</i>)	1	橙红双头孢盘菌(<i>Dicephalospora rufocornea</i>)	—	+	—	木生	4
虫草菌科(<i>Cordycipitaceae</i>)	5	蛹虫草(<i>Cordyceps militaris</i>)	+	+	+	虫生	4
肉座菌科(<i>Hypocreaceae</i>)	3	马鞍菌寄生菌(<i>Hypomyces cervinigenus</i>) ¹⁾	—	+	—	菌寄生	1
线孢虫草科(<i>Ophiocordycipitaceae</i>)	5	下垂线虫草(<i>Ophiocordyceps nutans</i>)	—	+	—	虫生	5
圆盘菌科(<i>Orbiliaceae</i>)	4	肿丝圆盘菌(<i>Orbilina inflatula</i>)	+	—	—	木生	1
平盘菌科(<i>Discinaceae</i>)	1	黄褐鹿花菌(<i>Gyromitra leucoxantha</i>)	+	—	—	木生	1
马鞍菌科(<i>Helvellaceae</i>)	8	马鞍菌(<i>Helvella elastica</i>)	—	+	+	土生	3
羊肚菌科(<i>Morchellaceae</i>)	1	羊肚菌(<i>Morchella esculenta</i>)	+	—	—	土生	2
盘菌科(<i>Pezizaceae</i>)	12	米氏盘菌(<i>Peziza michelii</i>) ¹⁾	—	+	+	土生	7
火丝菌科(<i>Pyronemataceae</i>)	17	伊迈饰孢盘菌(<i>Aleurina imaii</i>) ¹⁾	—	+	—	土生	3
肉杯菌科(<i>Sarcoscyphaceae</i>)	9	中华歪盘菌(<i>Phillipsia chinensis</i>)	—	+	+	木生	4
肉盘菌科(<i>Sarcosomataceae</i>)	2	暗盘菌(<i>Plectania melastoma</i>) ¹⁾	+	+	—	木生	6
炭角菌科(<i>Xylariaceae</i>)	12	山地炭团菌(<i>Hypoxylon monticulosum</i>)	+	—	—	木生	4

1)湖北省新记录种。发生季节中春季为 4—5 月,夏季为 6—8 月,秋季为 9—10 月。“+”表示有发生,“—”表示没有发生。

由表 2 可知,优势属为盘菌属(*Peziza*)(9 种)、马鞍菌属(*Helvella*)(8 种)和炭角菌属(*Xylaria*)(7 种),分别占总物种数的 9.38%、8.33%和 7.29%。优势科为火丝菌科(17 种)、盘菌科(12 种)和炭角菌科(12 种),分别占总物种数的 17.71%、12.50%和 12.50%。优势目为盘菌目,包括 50 个物种,占总物种数的 52.08%。兴山县分布较广泛的大型子囊菌为异常粒毛盘菌(*Lachnum abnorme*)、米氏盘菌(*Peziza michelii*)、甜盘菌(*Peziza succosa*)、半球土盘菌(*Humaria hemisphaerica*)、蛾蛹虫草(*Cordyceps polyarthra*)和暗盘菌(*Plectania melastoma*)等 20 种,占总物种数的 20.81%;兴山县分布较不普遍的大型子囊菌为绿杯盘菌(*Chlorociboria aeruginosa*)、地匙菌(*Spathularia flavida*)和蝉棒束孢(*Isaria*

cicadae)等 76 种,仅在 1~2 个采集点发现,占总物种数的 79.17%。其中,88 个物种分布在海拔 800~1 600 m 的区域,占总物种数的 91.67%;77 个物种分布在常绿落叶阔叶混交林中,占总物种数的 80.21%。分布最广泛大型子囊菌为异常粒毛盘菌,分布于 10 个采集点,海拔范围为 400~1 600 m,并存在于针叶林、落叶阔叶林、常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林和针阔混交林等林分类型。

从生长季节来看,夏季发生的大型子囊菌明显多于春秋两季,有 85 种之多,占总物种数的 85.42%。仅在春或秋季发生的大型子囊菌之和占总物种数的 25.00%。而 3 个季节都有发生的大型子囊菌为蛹虫草(*Cordyceps militaris*)和蛾蛹虫草,仅占总物种数的 2.08%。有些物种表现出较强的季

节性,如羊肚菌(*Morchella esculenta*)发生于春季(4—5月),暗盘菌多发生于春夏之交(5—6月),大孢毛杯菌(*Cookeina insititia*)、中华歪盘菌(*Phillipsia chinensis*)、西方肉杯菌(*Sarcoscypha occidentalis*)等物种多发生于夏秋季(8—10月)。

从营养类型来看,土生、木生、虫生、菌寄生以及土生和木生兼生的大型子囊菌分别为41、40、10、2和3种,分别占总物种数的45.83%、44.79%和10.41%,其中半球土盘菌(*Humaria hemisphaerica*)、钝刺盾盘菌(*Scutellinia trechispora*)和古巴炭角菌(*Xylaria cubensis*)既可木生又可土生。除此之外,还发现2种真菌寄生菌。柔膜菌目大部分科属都是木生,仅有地锤菌科地匙菌属(*Spathularia*)和锤舌菌科锤舌菌属(*Leotia*)为土生。肉座菌目除虫生的棒束孢属(*Isaria*)、虫草属(*Cordyceps*)和线虫草属(*Ophiocordyceps*)外,还发现肉座菌属(*Hypocrea*)标本1种,基物为腐木;菌寄生菌属(*Hypomyces*)标本2种,基物分别为盘菌和马鞍菌。圆盘菌目全部为木生。盘菌目中,羊肚菌科、马鞍菌科、盘菌科都生长在林中地上;唯一1份平盘菌科鹿花菌属(*Gyromitra*)标本生长于腐木基质上;火丝菌科大部分为土生,但个别物种为木生和土生兼生;肉杯菌科和肉盘菌科大部分为木生,也有如美洲丛耳菌(*Wynnea americana*)个别物种为土生。

2.2 兴山县大型子囊菌的系统发育关系

系统发育学分析共采用109条序列,其中包括该研究测得的兴山县大型子囊菌标本57个物种的83条序列,以及从NCBI下载的26条序列。基于LSU序列,构建的最大似然系统发育树和贝叶斯系统发育树具有相同的拓扑结构。由图2可知,兴山县大型子囊菌存在10个系统发育分支,每个分支均具有较高的支持度,基本支持形态学的分类观点。分支Ⅰ由圆盘菌目圆盘菌科圆盘菌属(*Orbilina*)的肿丝圆盘菌(*Orbilina inflatula*)独立组成,在系统发育关系上与分支Ⅱ互为平行分支。分支Ⅱ全部属于盘菌目盘菌科,主要由盘菌属的6个物种组成,而盘菌目盘菌科厚盘菌属(*Pachyella*)的贴厚盘菌(*Pachyella adnata*)也交织在此分支内。按照经典分类学处理方法,盘菌目平盘菌科鹿花菌属和羊肚菌科羊肚菌属(*Morchella*)在亲缘关系上较为接近,它们在系统发育树中共同组成分支Ⅲ,互为姐妹群。分支Ⅳ为较大分支,全部由马鞍菌科马鞍菌属组成,包含1属5种,再与分支Ⅲ互为姐妹群。分支Ⅴ由火丝菌科5属9种组成,分支Ⅵ由盘菌目肉盘菌科暗盘菌属(*Plectania*)的2个物种组成,分支Ⅶ

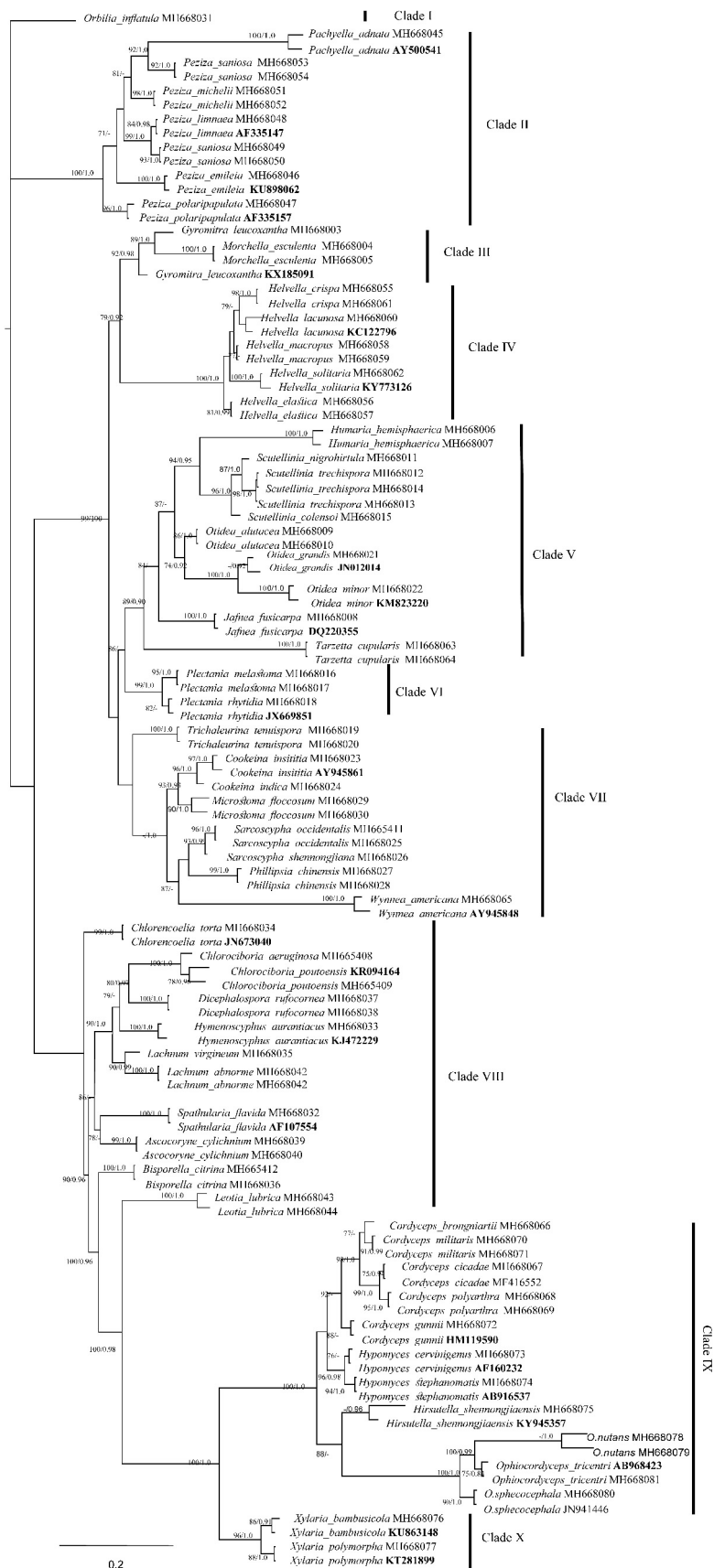
和分支Ⅵ互为姐妹群。分支Ⅶ由盘菌目火丝菌科刺粉毛盘菌属(*Trichaleurina*)的窄孢胶陀盘菌(*Trichaleurina tenuispora*)和盘菌目肉杯菌科5属7种组成。分支Ⅷ由柔膜菌目组成,包括8科9属11种,分支内柔膜菌科囊盾盘菌属(*Ascocoryne*)与地锤菌科地匙菌属亲缘关系更近。分支Ⅸ全部为肉座菌目,由虫草菌科、肉座菌科和线虫草菌科共6属11种组成。分支Ⅹ全部为炭角菌目炭角菌科,共有1属2种,该分支在系统发育关系上与肉座菌目最为接近。

3 讨论与结论

在湖北省兴山县发现子囊果>0.1 cm的非地衣型大型子囊菌物种4纲5目20科48属96种,这说明兴山县非地衣型子囊菌资源极为丰富。其中,有40种为湖北省首次记载,伊迈饰孢盘菌(*Aleurina imaii*)^[19]、布氏虫草(*Cordyceps brongniartii*)^[18]、印度毛杯菌(*Cookeina indica*)^[17]、神农架被毛孢(*Hirsutella shennongjiaensis*)^[23]、马鞍菌寄生菌(*Hypomyces cervinigenus*)^[24]、盘菌寄生菌(*Hypomyces stephanomatis*)^[25]、中华歪盘菌(*Phillipsia chinensis*)^[17]和神农架肉杯菌(*Sarcoscypha shennongjiana*)^[17]等8种在全世界分布都较少,反映兴山县大型子囊菌具有特定的物种组成。目前,国内已知肉杯菌科共有10属33种1变种^[17,26],而在兴山县就发现了5属7种,说明该地肉杯菌科物种多样性较高。

兴山县大型子囊菌物种多集中于海拔800~1600 m,具有典型亚热带常绿阔叶混交林的区域,最具代表性的区域为龙门河、万朝山和榛子乡等地。郑院、平水河村和竹园河村等地海拔为200~800 m,林分类型以落叶阔叶林和针阔混交林为主,大型子囊菌资源较少,主要为柔膜菌目物种,且多生长于枯枝腐木上。后坪林场和孟家陵林场海拔为1200~1600 m,林分类型以针叶林为主,大型子囊菌资源也较少,这可能与这些地方植被成分较单一有关。

兴山县西北区域与神农架国家级自然保护区相接,地貌和植被相近。神农架已发现大型子囊菌16科26属51种^[11,16,23-25],笔者研究确认兴山县大型子囊菌20科48属96种,两地共有物种包括黄绿盘菌(*Chlorosplenium chlorea*)、蛹虫草、皱柄白马鞍菌(*Helvella crispa*)和肿丝圆盘菌(*Orbilina inflatula*)等16种。神农架发现9种虫草,兴山县也发现9种虫草,两地共有虫草物种5种。神农架发现9种马鞍菌,兴山县发现8种马鞍菌,两地共有马鞍菌物种5种。



加粗的 GenBank 登录号为 NCBI 下载的序列,其他为该研究获得的标本序列。

图 2 兴山县大型子囊菌主要类群的系统发育树

Fig. 2 Phylogenetic tree about major macro-ascomycetes species in Xingshan County

笔者研究未发现兴山县和神农架都被报道的鹿花菌(*Gyromitra esculenta*)^[15-16],但发现黄褐鹿花菌(*Gyromitra leucoxantha*)。笔者在兴山县发现肉座菌科的红棕肉座菌(*Hypocrea rufa*),神农架也曾发现同属物种黄肉座菌(*Hypocrea argillacea*)^[16]。笔者在兴山县发现的大型子囊菌中有80种未曾在神农架发现,这说明兴山县具有独特的大型子囊菌物种组成和丰富的物种资源。

笔者对兴山县大型子囊菌进行的分子系统学研究支持或佐证了子囊菌一些单元的分类处理观点^[9-10]。由图2可知,来自兴山县龙门河国家森林公园的1份圆盘菌目圆盘菌科圆盘菌属肿丝圆盘菌在系统发育树上独立成为一个分支,且与盘菌科为平行分支,这支持了圆盘菌目为单目单科,具有独立分类地位的观点^[27]。分支Ⅱ主要为盘菌属物种,但厚盘菌属也位于此分支内,这佐证了盘菌属不是单系类群的观点^[28]。虽然鹿花菌属与马鞍菌属和羊肚菌属形态特征有些相似,但鹿花菌属与羊肚菌属的系统发育关系更近,而马鞍菌科马鞍菌属5种却独立组成1个分支,这表明鹿花菌属和羊肚菌属与马鞍菌属的系统发育关系并不与形态特征一致^[29]。肉盘菌科在系统发育关系方面与火丝菌科更近,而从营养菌丝隔膜的超微结构来看,肉盘菌科与肉杯菌科的关系比其与盘菌目其他科的关系更近^[17]。笔者研究中肉盘菌科首先独立构成1个小分支,再与火丝菌科等7属组成1个大分支,然后与肉杯菌科组成的分支成为姐妹群,但由于样本量较少,肉盘菌科与肉杯菌科的系统发育关系还需要进一步深入研究。柔膜菌目构成的分支较复杂,其中柔膜菌科的囊盾盘菌属、小双孢盘菌属和膜盘菌属分属于不同分支,这支持了柔膜菌科不是单系群的观点^[8]。在肉座菌目中,虫草菌科与肉座菌科亲缘关系更近,这也证实了前人的研究结论^[30]。

参考文献:

- [1] 马克平.生物多样性科学的热点问题[J].生物多样性,2016,24(1):1-2.[MA Ke-ping.Hot Topics for Biodiversity Science[J].Biodiversity Science,2016,24(1):1-2.]
- [2] Royal Botanic Gardens Kew.State of the World's Fungi 2018[EB/OL].[2018-10-19].https://stateoftheworldsfungi.org.
- [3] ANGELINI P,COMPAGNO R,ARCANGELI A,et al.Macrofungal Diversity and Ecology in Two Mediterranean Forest Ecosystems[J].Plant Biosystems-an International Journal Dealing With All Aspects of Plant Biology,2016,150(3):540-549.
- [4] 姜朵朵,孙璐,卜元卿,等.耐砷真菌分离鉴定及对土壤生物有效砷的影响[J].生态与农村环境学报,2015,31(5):774-778.[JIANG Duo-duo,SUN Lu,BU Yuan-qing,et al.Isolation,Identification and Effect of Three Arsenic-Resistant Strains on Bioavailable Arsenic in Soil[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2015,31(5):774-778.]
- [5] MUELLER G M,SCHMIT J P,LEACOCK P R,et al.Global Diversity and Distribution of Macrofungi[J].Biodiversity and Conservation,2007,16(1):37-48.
- [6] 贺新生.中国自然保护区大型真菌生物多样性研究进展[J].中国食用菌,2004,23(5):3-5.
- [7] 陈添兴,陈双林.南京紫金山大型真菌的物种组成和生态特征[J].生态与农村环境学报,2012,28(4):373-379.[CHEN Tian-xing,CHEN Shuang-lin.Species Composition and Ecological Characteristics of Macrofungi in Zijin Mountain,Nanjing[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2012,28(4):373-379.]
- [8] 任菲,庄文颖.柔膜菌科并非单系群[J].菌物学报,2017,36(3):282-291.[REN Fei,ZHUANG Wen-ying.Non-Monophyly of the Family Helotiaceae (Helotiales)[J].Mycosystema,2017,36(3):282-291.]
- [9] KAREN H S,LAESSOE T,PFISTER D H.Phylogenetics of the Pezizaceae,With an Emphasis on Peziza[J].Mycologia,2001,93(5):958.
- [10] PERRY B A,KAREN H S,PFISTER D H.A Phylogenetic Overview of the Family Pyronemataceae (Ascomycota,Pezizales)[J].Mycological Research,2007,111(5):549-571.
- [11] 中国科学院神农架真菌地衣考察队.神农架真菌与地衣[M].北京:世界图书出版公司,1989:95-106.
- [12] 王义勋,陈京元,林亲雄,等.后河自然保护区野生大型真菌资源调查[J].湖北林业科技,2011,40(1):33-35,66.[WANG Yi-xun,CHEN Jing-yuan,LIN Qin-xiong,et al.Investigation on Wild Macrofungi in Houhe Nature Reserve[J].Hubei Forestry Science and Technology,2011,40(1):33-35,66.]
- [13] 谭爱华,焦海涛,刘世玲.宜昌市野生真菌资源调查初报[J].食用菌学报,2006,13(1):58-61.
- [14] 徐江,边银丙,黄浩,等.湖北省野生食药菌资源调查(I)[J].食用菌学报,2012,19(4):87-90.[XU Jiang,BIAN Yin-bing,HUANG Hao,et al.Edible and Medicinal Fungi of Hubei Province(I)[J].Acta Edulis Fungi,2012,19(4):87-90.]
- [15] 马立安,陈启武,夏群香.长江三峡大型真菌调查[J].长江大学学报(自然科学版):农学,2008,5(2):54-56,112.[MA Li-an,CHEN Qi-wu,XIA Qun-xiang.An Investigation of Macro-Fungi From the Three Gorges of Yangtze River[J].Journal of Yangtze University(Natural Science Edition):Agricultural Science,2008,5(2):54-56,112.]
- [16] 陈启武.湖北省大型真菌调查:子囊菌亚门真菌名录[J].湖北农学院学报,1998(4):349-351.[CHEN Qi-wu.An Investigation on Macro-fungi in Hubei Province:A List of Ascomycotina Fungi[J].Journal of Hubei Agricultural College,1998(4):349-351.]
- [17] 庄文颖.中国真菌志 第二十一卷 晶杯菌科 肉杯菌科 肉盘菌科[M].北京:科学出版社,2004:1-189.[ZHUANG Wen-ying.Flora Fungorum Sinicorum Vol. 21 Hyaloscyphaceae Sarcoscyphaceae et Sarcosomataceae[M].Beijing:Science Press,2004:1-189.]
- [18] 梁宗琦.中国真菌志 第三十二卷 虫草属[M].北京:科学出版

- 社, 2007: 1-175. [LIANG Zong-qi. Flora Fungorum Sinicorum Vol. 32 Cordyceps [M]. Beijing: Science Press, 2007: 1-175.]
- [19] 庄文颖, 宋霞. 中国真菌志 第四十八卷 火丝菌科 [M]. 北京: 科学出版社, 2014: 1-228. [ZHUANG Wen-ying, SONG Xia. Flora Fungorum Sinicorum Vol. 48 Pyrenomataceae [M]. Beijing: Science Press, 2014: 1-228.]
- [20] XU J P, YOELL H J, ANDERSON J B. An Efficient Protocol for Isolating DNA From Higher Fungi [J]. Trends in Genetics, 1994, 10 (7): 226-227.
- [21] WHITE T J, BRUNS T, LEE S, et al. Amplification and Direct Sequencing of Fungal Ribosomal RNA Genes for Phylogenetics [M] // INNIS M A, GELFAND D H, SNINSKY J J, et al. PCR Protocols: A Guide to Methods and Applications. San Diego, USA: Academic Press, Inc., 1990: 315-322. DOI: 10. 1016/b978-0-12-372180-8.50042-1.
- [22] VILGALYS R, HESTER M. Rapid Genetic Identification and Mapping of Enzymatically Amplified Ribosomal DNA From Several Cryptococcus Species [J]. Journal of Bacteriology, 1990, 172 (8): 4238-4246.
- [23] 邹晓, 周家喜, 梁宗琦, 等. 寄生革翅目蠋蛾的被毛孢一新种 [J]. 菌物学报, 2016, 35 (9): 1070-1079. [ZOU Xiao, ZHOU Jia-xi, LIANG Zong-qi, et al. *Hirsutella shennongjiaensis*, a New Entomopathogenic Species Infecting Earwig (Dermaptera) [J]. Mycosystema, 2016, 35 (9): 1070-1079.]
- [24] PÖLDMAN K. Generic Delimitation of the Fungicolous *Hypocreaceae* [J]. Studies in Mycology, 2000, 45: 83-94.
- [25] 曾昭清, 庄文颖. 菌寄生属 3 个新种和 2 个中国新记录种 [J]. 菌物学报, 2016, 35 (9): 1048-1055. [ZENG Zhao-qing, ZHUANG Wen-ying. Three New Species and Two New Chinese Records of Hypomyces (Hypocreales) [J]. Mycosystema, 2016, 35 (9): 1048-1055.]
- [26] 刘铁志, 乌兰图雅, 庄文颖. 小口盘菌属一新种及该属分种检索表 [J]. 菌物学报, 2018, 37 (5): 555-558. [LIU Tie-zhi, WULANTUYA, ZHUANG Wen-ying. A New Species of *Microstoma* (Sarcoscyphaceae) From China With a Key to Known Species of the Genus [J]. Mycosystema, 2018, 37 (5): 555-558.]
- [27] PFISTER D H. Castor, Pollux and Life Histories of Fungi [J]. Mycologia, 1997, 89 (1): 1.
- [28] KAREN H, LOBUGLIO K F, PFISTER D H. Evolutionary Relationships of the Cup-Fungus Genus *Peziza* and Pezizaceae Inferred From Multiple Nuclear Genes: RPB2, B-Tubulin, and LSU rDNA [J]. Molecular Phylogenetics and Evolution, 2005, 36 (1): 1-23.
- [29] LANDEROS F, ITURRIAGA T, RODRÍGUEZ A, et al. Advances in the Phylogeny of *Helvella* (Fungi: Ascomycota), Inferred From Nuclear Ribosomal LSU Sequences and Morphological Data [J]. Revista Mexicana De Biodiversidad, 2015, 86 (4): 856-871.
- [30] 庄文颖, 曾昭清. 肉座菌目一新科 [J]. 菌物学报, 2017, 36 (12): 1591-1598. [ZHUANG Wen-ying, ZENG Zhao-qing. *Cocoonihibitaceae* sinensis Gen. et Sp. Nov. on Remaining Leaf Veins of Cocoons in a New Family (Cocoonihibitaceae Fam. Nov.) of Hypocreales [J]. Mycosystema, 2017, 36 (12): 1591-1598.]
- 作者简介: 王睿 (1993—), 女, 山西长治人, 硕士生, 主要研究方向为大型真菌多样性和系统发育学研究。E-mail: 1936954797@qq.com
- (责任编辑: 王昌群)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2018.0882

罗鼎晖, 李翔, 骆蓓菁, 等. 大金山岛常绿阔叶林和落叶阔叶林中小型土壤动物群落特征[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 349–357.

LUO Ding-hui, LI Xiang, LUO Bei-jing, et al. Soil Meso- and Micro-fauna Characteristics in Evergreen Broad-leaved Forest and Deciduous Broad-leaved Forest in Dajinshan Island, China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 349–357.

大金山岛常绿阔叶林和落叶阔叶林中小型土壤动物群落特征

罗鼎晖, 李翔, 骆蓓菁, 许洺山, 妥彬, 阎恩荣, 由文辉^① (浙江普陀山森林生态系统定位观测研究站/华东师范大学生态与环境科学学院, 上海 200241)

摘要: 于2017年秋季(10月)和冬季(12月)及2018年春季(3月)和夏季(6月)分别对大金山岛8个植物群落中小型土壤动物群落进行调查,共捕获5门14纲23个类群土壤动物8506只,优势类群分别为线虫纲(66.06%)、蛴螬亚纲(17.95%)和弹尾纲(11.15%),其余为稀有类群(4.84%)。常绿阔叶林中小型土壤动物4季平均密度和类群数均高于落叶阔叶林,且2种林型间类群数差异显著($P<0.05$),而这2种植被类型夏季中小型土壤动物密度均显著高于其他3季($P<0.05$);常绿阔叶林秋季中小型土壤动物类群数显著高于春、冬2季($P<0.05$),而落叶阔叶林表现为秋季显著高于其他3季($P<0.05$)。在垂直分布上,2种植被类型中小型土壤动物密度均表现出明显的表聚型,其0~5 cm土层密度分别占0~20 cm土层总密度的68.68%和66.94%。常绿阔叶林Shannon-Wiener多样性指数和Margalef丰富度指数均高于落叶阔叶林,且常绿阔叶林秋季这2个指数均显著高于其他3季($P<0.05$);落叶阔叶林秋季中小型土壤动物Margalef丰富度指数显著高于其他3季($P<0.05$)。由Pearson相关性分析可知,中小型土壤动物总密度以及线虫纲、蛴螬亚纲和弹尾纲密度均与土壤有机质含量呈正相关,与土壤pH呈负相关。

关键词: 大金山岛; 常绿阔叶林; 落叶阔叶林; 中小型土壤动物群落; 季节动态

中图分类号: S714.3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0349-09

Soil Meso- and Micro-fauna Characteristics in Evergreen Broad-leaved Forest and Deciduous Broad-leaved Forest in Dajinshan Island, China. LUO Ding-hui, LI Xiang, LUO Bei-jing, XU Ming-shan, TUO Bin, YAN En-rong, YOU Wen-hui^① (Putuo Forest Ecosystem Research and Observation Station/ School of Ecological and Environmental Sciences, East China Normal University, Shanghai 200241, China)

Abstract: Soil meso- and micro-fauna across 8 plant communities in Dajinshan Island were investigated in the seasons of autumn (October), winter (December) in 2017, and spring (March), summer (June) in 2018. Totally, 8506 soil animals were captured that belong to 5 phyla, 14 classes, and 23 groups. Among these animals, Nematoda, Acari, and Collembola were the dominant groups which accounting for 66.06%, 17.95%, and 11.15%, respectively. The others (4.84%) were belonging to rare groups. The annual average density and group number of soil meso- and micro-fauna in evergreen broad-leaved forest in autumn were higher than those in deciduous broad-leaved forest, and significantly different in group number ($P<0.05$); Density of soil meso- and micro-fauna in summer was significantly higher than in other seasons that both in the two forests ($P<0.05$); Group number of soil meso- and micro-fauna in evergreen broad-leaved forest in autumn was significantly higher than that in spring and winter ($P<0.05$), and the number of deciduous broad-leaved forest in autumn was significantly higher than that in other seasons ($P<0.05$). The density of soil meso- and micro-fauna in both two forests was higher in the surface layer, and in 0–5 cm soil layer in evergreen broad-leaved forest and 0–20 cm in deciduous broad-leaved forest that accounted for the fauna density of 68.68% and 66.94%, respectively. Shannon-Wiener and Margalef richness indexes in evergreen broad-leaved forest were higher than in deciduous broad-leaved forest, and they were higher in autumn than those in other seasons ($P<0.05$); Shannon-Wiener index in deciduous broad-leaved forest in autumn was significantly higher than in other season ($P<0.05$). Pearson's correlation show that the density of soil total, Nematoda, Acari and Collembola animals were positively correlated with soil organic matter, and negatively corrected with soil pH.

收稿日期: 2018-12-26

基金项目: 国家自然科学基金(31670438); 大金山岛植被等岛陆调查项目(17-60129)

① 通信作者 E-mail: whyou@ admin.ecnu.edu.cn

Key words: Dajinshan Island; evergreen broad-leaved forest; deciduous broad-leaved forest; soil meso- and micro-fauna; seasonal dynamics

土壤动物一般指生活阶段大部分或全部在土体内或土表凋落物层度过的动物^[1]。目前的研究一般根据体宽将土壤动物分成小型(平均体宽小于0.1或0.2 mm,例如线虫和轮虫等)、中型[平均体宽在0.1(或0.2)~2 mm之间,例如螨虫和跳虫等]和大型(平均体宽在2 mm以上,例如蚯蚓和马陆等)^[2]。相较于大型土壤动物,中小型土壤动物由于体积较小,挖掘能力较弱,其适应生存环境水热条件改变的能力较差,因此其群落特征对于季节变化的响应较为明显^[3]。此外,中小型土壤动物对土壤物理结构的改变较小,因此主要通过取食作用影响土壤物质和能量循环,例如:土壤线虫可以通过取食微生物显著改变土壤碳、氮周转^[4]。“金山三岛海洋生态自然保护区”是上海市所辖范围内第一个自然保护区^[5],大金山岛作为其中最大的岛屿,其上自然植被保护良好,甚少有人类活动,土壤动物的生存环境近似自然水平。目前国外大部分研究主要集中于海岛土壤动物分类学相关内容的探索^[6],鲜有涉及海岛土壤动物群落多样性的研究^[7]。国内对于海岛土壤动物群落多样性研究同样较为匮乏^[8]。基于此,笔者分秋、冬、春和夏4季调查分析了大金山岛常绿阔叶林和落叶阔叶林中小型土壤动物密度、类群数、垂直分布及群落多样性指标,解析土壤理化特性与中小型土壤动物群落特征参数的关系,旨在探究岛屿森林植被对中小型土壤动物群落特征的影响规律及其机制,为大金山岛森林生态系统的保护提供基础理论依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区概况

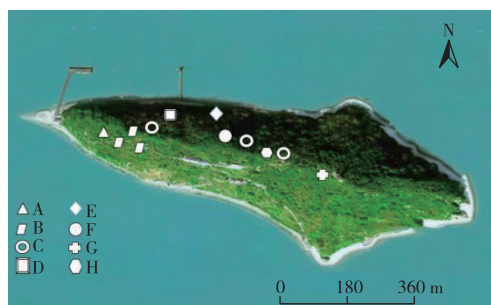
大金山岛(30°41′42″ N, 121°24′25″ E)地处上海西南角的杭州湾,位于中亚热带北缘,受东南季风及太平洋暖湿气团的影响,属于海洋性气候区,温和湿润,四季分明。金山区气象资料显示,大金山岛年均温度为16.9℃,平均最高温度为37.2℃,平均最低温度为-5.1℃,年均总降水量约为1 000 mm,年日照时间为2 000 h^[9]。大金山岛植被在外貌水平上可划分为草甸、灌草丛、灌木林、常绿阔叶林和落叶阔叶林5个类型^[10]。通过前期调查,典型和代表性的大金山岛森林植物群落包括常绿阔叶林中青冈、天竺桂和红楠群落以及落叶阔叶林中麻栎、野桐、椿叶花椒、朴树和丝绵木群落8种类型。

1.2 样品采集及处理

在8种森林植物群落类型样地选址(图1)完成后,对每个群落的基本群落学特征进行调查,调查内容包括群落内乔木、灌木和草本层植物名称,建群种平均胸径以及凋落物层厚度,结果见表1。由于季节变化与土壤动物群落特征参数间存在密切关系^[11],因此,于2017年秋季(10月)和冬季(12月)以及2018年春季(3月)和夏季(6月)分别对大金山岛12个样地(8个植物群落)进行4次采样;除麻栎群落(样地面积为0.07 hm²)和天竺桂群落(样地面积为0.02 hm²)外,其余植物群落样地面积均为0.04 hm²。在每个样地设置3个样点,样点间距离均在5 m以上,样地分布见图1。

中小型土壤动物按生活习性分为湿生(线虫、线蚓和原生生物等)和干生(螨虫和跳虫等)类型^[12]。湿生和干生土壤动物分别采用直径3.6和5 cm的不锈钢采样器按0~5、>5~10、>10~15和>15~20 cm分层采集土样,用塑封袋分袋后带回实验室。干生土壤动物采用干漏斗法(Tullgren法)分离,所得土壤动物用 $\varphi=75\%$ 的乙醇固定;湿生土壤动物采用湿漏斗法(Baremann法)分离,进行活体镜检。所有土壤动物样本参照《中国土壤动物检索图鉴》^[13]和《昆虫分类图谱》^[14]进行鉴定。

在土壤动物样点旁采集0~20 cm土壤,供测定土壤理化性质。土壤容重、含水量采用环刀法^[15]测定,pH采用pH计法(NY/T 1377—2007)测定,全氮含量采用凯氏定氮法(LY/T 1228—2015)测定,全磷含量采用碱熔法(LY/T 1232—2015)测定,全钾含量采用酸消解法-ICP-AES(EPA3050B)测定。



A为麻栎(*Quercus acutissima*)群落,B为野桐(*Mallotus japonicus*)群落,C为青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)群落,D为椿叶花椒(*Zanthoxylum ailanthoides*)群落,E为红楠(*Machilus thunbergii*)群落,F为朴树(*Celtis sinensis*)群落,G为丝绵木(*Euonymus maackii*)群落,H为天竺桂(*Cinnamomum japonicum*)群落。

图1 大金山岛样地分布

Fig. 1 Sample plot in Dajinshan Island

表 1 研究样地植物群落及群落组成

Table 1 Plant community and community commposition of study plots

群落类型	乔木层	灌木层	草本层
麻栎群落	建群种为麻栎, 落叶乔木, 平均胸径为 73.48 cm	白檀 (<i>Symplocos paniculata</i>) 柃木 (<i>Eurya japonica</i>)	金樱子 (<i>Rosa laevigata</i>) 酢浆草 (<i>Oxalis corniculata</i>) 红盖鳞毛蕨 (<i>Dryopteris erythrosora</i>) 凋落物层厚度为 0.02 m
野桐群落	建群种为野桐, 落叶乔木, 平均胸径为 15.76 cm	野桐 白檀	金樱子 凋落物层厚度为 0.04 m
丝绵木群落	建群种为丝绵木, 落叶乔木, 平均胸径为 31.11 cm	白檀 构树 (<i>Broussonetia papyifera</i>)	竹子 (<i>Bambusoideae</i>) 络石 (<i>Trachelospermum jasminoides</i>) 小果蔷薇 (<i>Rosa cymosa</i>) 凋落物层厚度为 0.06 m
椿叶花椒群落	建群种为椿叶花椒, 落叶乔木, 平均胸径为 28.81 cm	白檀 柃木 桑树 (<i>Morus alba</i>) 野桐 海州常山 (<i>Clerodendrum trichotomum</i>)	红盖鳞毛蕨 天南星 (<i>Arisaema heterophyllum</i>) 凋落物层厚度为 0.06 m
朴树群落	建群种为朴树, 落叶乔木, 平均胸径为 22.33 cm	白檀 构树 海州常山	红盖鳞毛蕨 金樱子 凋落物层厚度为 0.04 m
青冈群落	建群种为青冈, 常绿乔木, 平均胸径为 69.92 cm	白檀 野桐 天竺桂 (<i>Cinnamomum japonicum</i>)	海金沙 (<i>Lygodium japonicum</i>) 红盖鳞毛蕨 蔷薇 (<i>Rosa multiflora</i>) 凋落物层厚度为 0.03 m
天竺桂群落	建群种为天竺桂, 常绿乔木, 平均胸径为 15.81 cm	白檀 柃木	无 凋落物层较薄
红楠群落	建群种为红楠, 常绿乔木, 平均胸径为 46.33 cm	柃木	红盖鳞毛蕨 野葡萄 (<i>Vitis heyneana</i>) 凋落物层厚度为 0.12 m

1.3 数据处理

将各季节捕获到的土壤动物个体数换算为密度(ind · m⁻²), 并根据以下公式分别计算中小型土壤动物群落 Shannon-Wiener 多样性指数(*H'*)、Pielou 均匀度指数(*E*)、Simpson 优势度指数(*C*)和 Margalef 丰富度指数(*D*)。

$$H' = - \sum n_i / N \ln (n_i / N), \tag{1}$$

$$E = H / \ln S, \tag{2}$$

$$C = \sum (n_i / N)^2, \tag{3}$$

$$D = (S - 1) / \ln N. \tag{4}$$

式(1)~(4)中,*n_i* 为第*i* 个类群个体数;*N* 为群落中所有类群个体总数;*S* 为类群数。采用 SPSS 23.0 软件进行单因素方差分析(one-way ANOVA), 多重比较采用最小显著性检验法(LSD), 并对各样地中小型土壤动物密度、主要优势类群密度、类群数、群落多样性指标与土壤理化因子进行 Pearson 相关性分析。

2 结果与分析

2.1 群落结构

如表 2 所示, 8 个植物群落 4 个季度共捕获中小型土壤动物 8 506 只, 隶属于 23 个类群, 优势类群为线虫纲、蛴螬亚纲和弹尾纲, 分别占总密度的 66.06%、17.95% 和 11.15%, 其余为稀有类群。

图 2 显示, 按密度比较, 常绿阔叶林中小型土壤动物 4 季平均总密度高于落叶阔叶林, 常绿阔叶林春季中小型土壤动物密度显著高于落叶阔叶林(*P*<0.05); 2 种植被夏季中小型土壤动物密度均显著高于其他 3 季(*P*<0.05)。按类群数比较, 常绿阔叶林 4 季平均类群数显著高于落叶阔叶林(*P*<0.05), 常绿阔叶林春、夏、冬季中小型土壤动物类群数显著高于落叶阔叶林(*P*<0.05); 落叶阔叶林秋季中小型土壤动物类群数显著高于其他 3 季(*P*<0.05), 而常绿阔叶林秋季中小型土壤动物类群数显著高于春、冬两季(*P*<0.05)。

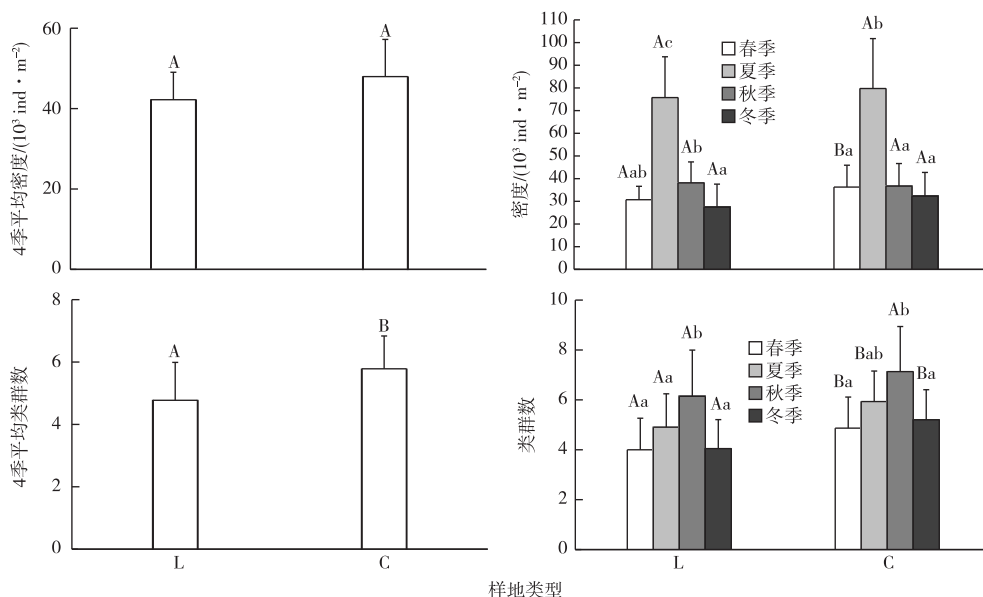
表 2 大金山岛不同群落类型中小型土壤动物群落组成

Table 2 Composition of soil meso- and micro-fauna in different community types in Dajinshan Island

类群	A				B				C				D				E			
	密度	占比/%	多度		密度	占比/%	多度		密度	占比/%	多度		密度	占比/%	多度		密度	占比/%	多度	
线虫纲(Nematoda)	31 110	58.21	+++		26 280	66.73	+++		27 126	64.92	+++		30 373	68.28	+++		25 297	69.71	+++	
轮虫纲(Rotatoria)	982	1.84	++		191	0.48			409	0.98	+		409	0.92	+		654	1.80	++	
线蚓科(Enchytraeidae)	0	0.00			163	0.41	+		0	0.00	+		166	0.37	+		0	0.00		
涡虫纲(Turbellaria)	81	0.15	+		0	0.00			163	0.39	+		81	0.18	+		0	0.00		
蜱螨亚纲(Acari)	12 229	22.88	+++		7 062	17.93	++		7 855	18.80	+++		7 303	16.42	+++		5 805	16.00	+++	
弹尾纲(Collembola)	6 199	11.60	+++		5 180	13.15	++		4 812	11.52	+++		4 798	10.79	+++		3 474	9.57	++	
原尾纲(Protura)	0	0.00			42	0.11	+		42	0.10	+		169	0.38	+		127	0.35		
综合纲(Symphyla)	254	0.48	+		113	0.29	+		56	0.13	+		467	1.05	++		0	0.00		
双尾纲(Diplura)	0	0.00			0	0.00			240	0.57	+		127	0.29	+		42	0.12	+	
地蜈蚣目(Geophilomorpha)	212	0.40	+		28	0.07	+		113	0.27	+		254	0.57	+		0	0.00		
少足纲(Pauropoda)	169	0.32	+		0	0.00			28	0.07	+		84	0.19	+		0	0.00		
蜘蛛目(Araneae)	0	0.00			0	0.00			84	0.20	+		42	0.09	+		0	0.00		
伪蝎目(Pseudoscorpionida)	84	0.16	+		0	0.00			0	0.00			0	0.00			0	0.00		
石蛎目(Microcoryphia)	0	0.00			0	0.00			14	0.03	+		0	0.00			0	0.00		
啮目(Psocoptera)	42	0.08	+		0	0.00			0	0.00			0	0.00			0	0.00		
膜翅目(Hymenoptera)	1 231	2.30	++		56	0.14	+		84	0.20	+		0	0.00			847	2.33	++	
等翅目(Isoptera)	0	0.00			70	0.18	+		240	0.57	+		0	0.00			0	0.00		
等足目(Isopoda)	0	0.00			141	0.36	+		0	0.00			0	0.00			0	0.00		
倍足纲(Diplopoda)	0	0.00			0	0.00			56	0.13	+		0	0.00			0	0.00		
双翅目(Diptera)成虫	127	0.24	+		0	0.00			0	0.00			0	0.00			0	0.12	+	
双翅目(Diptera)幼虫	467	0.87	+		28	0.07	+		127	0.30	+		42	0.09	+		0	0.00		
鳞翅目(Leopdaoptera)幼虫	127	0.24	+		28	0.07	+		14	0.03	+		127	0.29	+		0	0.00		
鞘翅目(Coleoptera)幼虫	127	0.24	+		0	0.00			141	0.34	+		42	0.09	+		0	0.00		
总密度	53 441 ^{cd}	100			39 382 ^{ab}	100			41 786 ^{abc}	100			44 526 ^{abcd}	100			36 288 ^a	100		
类群数	15				13				18				15				7			

类群	F				G				H				总量	占比/%	多度
	密度	占比/%	多度		密度	占比/%	多度		密度	占比/%	多度				
线虫纲(Nematoda)	36 104	72.78	+++		35 695	65.89	+++		35 122	63.72	+++		247 107	66.06	+++
轮虫纲(Rotatoria)	654	1.32	++		0	0.00			245	0.44	+		3 544	0.95	+
线蚓科(Enchytraeidae)	245	0.49	+		0	1.22	++		0	0.00			574	0.15	+
涡虫纲(Turbellaria)	81	0.16	+		654	0.00			0	0.00			1 060	0.28	+
蜱螨亚纲(Acari)	6 921	13.95	+++		9 511	17.56	+++		10 445	18.95	+++		67 131	17.95	+++
弹尾纲(Collembola)	4 076	8.22	++		6 709	12.38	+++		6 454	11.71	+++		41 702	11.15	+++
原尾纲(Protura)	84	0.17	+		42	0.08	+		0	0.00			506	0.14	+
综合纲(Symphyla)	0	0.00			297	0.55	+		169	0.31	+		1 356	0.36	+
双尾纲(Diplura)	0	0.00			84	0.15	+		84	0.15	+		577	0.15	+
地蜈蚣目(Geophilomorpha)	0	0.00			297	0.55	+		339	0.62	+		1 243	0.33	+
少足纲(Pauropoda)	0	0.00			254	0.47	+		0	0.00			535	0.14	+
蜘蛛目(Araneae)	0	0.00			0	0.00			169	0.31	+		295	0.08	+
伪蝎目(Pseudoscorpionida)	0	0.00			0	0.00			84	0.15	+		168	0.04	+
石蛎目(Microcoryphia)	0	0.00			84	0.16	+		0	0.00			98	0.03	+
啮目(Psocoptera)	0	0.00			0	0.00			0	0.00			42	0.01	+
膜翅目(Hymenoptera)	127	0.26	+		0	0.00			0	0.00			2 345	0.63	+
等翅目(Isoptera)	1 316	2.65	++		0	0.00			0	0.00			1 626	0.43	+
等足目(Isopoda)	0	0.00			0	0.00			1 868	3.39	++		2 009	0.54	+
倍足纲(Diplopoda)	0	0.00			0	0.00			84	0.15	+		140	0.04	+
双翅目(Diptera)成虫	0	0.00			127	0.23	+		0	0.00	+		254	0.07	+
双翅目(Diptera)幼虫	0	0.00			84	0.16	+		28	0.05	+		776	0.21	+
鳞翅目(Leopdaoptera)幼虫	0	0.00			297	0.55	+		28	0.05	+		621	0.17	+
鞘翅目(Coleoptera)幼虫	0	0.00			42	0.08	+		0	0.00			352	0.09	+
总密度	49 608 ^{bed}	100			54 177 ^{cd}	100			55 119 ^d	100			374 061	100	
类群数	9				14				13				23		

+++优势类群(>10%); ++常见类群(1%~10%); +稀有类群(<1%)。A 为椿叶花椒群落,B 为野桐群落,C 为青冈群落,D 为朴树群落,E 为麻栎群落,F 为丝绵木群落,G 为天竺桂群落,H 为红楠群落; 同一行数据后英文小写字母不同表示不同植被类型间中小型土壤动物总密度差异显著($P<0.05$)。空白处表示无数据。



L 为落叶阔叶林, C 为常绿阔叶林。各分图中直方柱上方英文小写字母不同表示相同植被类型不同季节间某指标差异显著 ($P < 0.05$), 英文大写字母不同表示相同季节不同植被类型间某指标差异显著 ($P < 0.05$)。

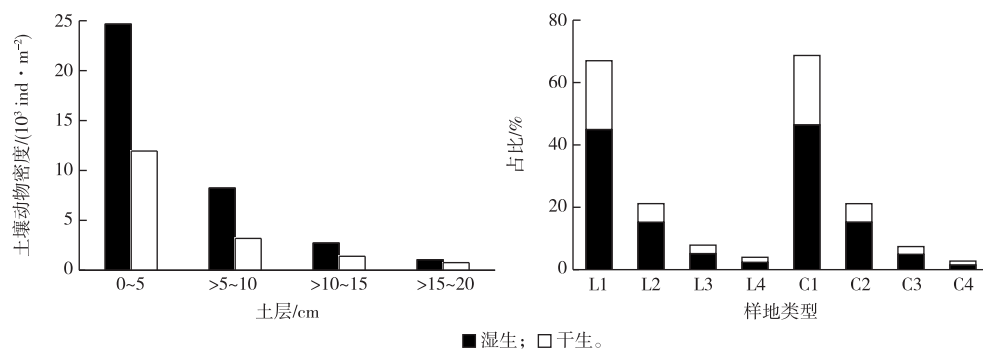
图2 大金山岛常绿阔叶林和落叶阔叶林中小型土壤动物密度和类群数

Fig. 2 Density and group number of soil meso- and micro-fauna in evergreen broad-leaved forest and deciduous broad-leaved forest in Dajinshan Island

2.2 垂直分布

图3显示,大金山岛森林植被中小型土壤动物表现出明显的表聚性,0~5 cm 土层中小型土壤动物密度占0~20 cm 土层总密度的67.81%;常绿阔叶

林和落叶阔叶林0~5 cm 土层中小型土壤动物密度分别占0~20 cm 土层总密度的68.68%和66.94%;4个土层中小型土壤动物密度呈明显递减趋势,且湿生土壤动物密度均高于干生土壤动物。



右分图中, L 为落叶阔叶林, C 为常绿阔叶林, 英文大写字母后的 1、2、3 和 4 分别表示土层深度为 0~5、>5~10、>10~15 和 >15~20 cm。

图3 大金山岛常绿阔叶林和落叶阔叶林中小型湿、干生土壤动物垂直分布

Fig. 3 Vertical distribution of soil meso- and micro-fauna between wet and dry types in evergreen broad-leaved forest and deciduous broad-leaved forest in Dajinshan Island

2.3 多样性指数的季节变化

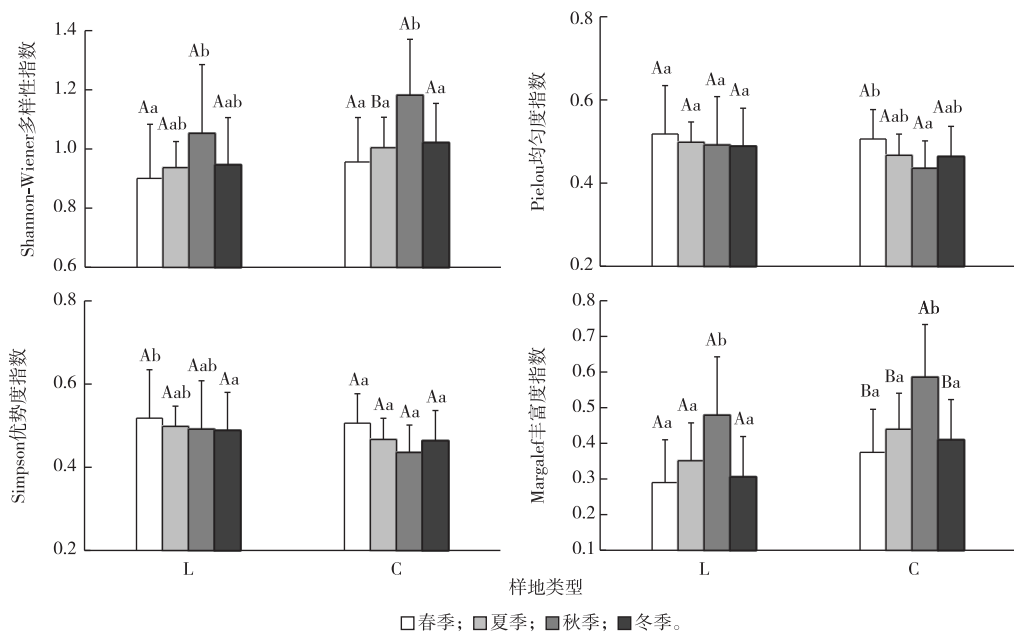
如图4所示,常绿阔叶林秋季中小型土壤动物群落 Shannon-Wiener 多样性指数和 Margalef 丰富度指数均显著高于其他3季 ($P < 0.05$);落叶阔叶林秋季中小型土壤动物群落 Margalef 丰富度指数均显著高于其他3季 ($P < 0.05$)。常绿阔叶林夏季中小型土壤动物群落 Shannon-Wiener 多样性指数显著高于

落叶阔叶林 ($P < 0.05$), 而常绿阔叶林春、夏、冬中小型土壤动物群落 Margalef 丰富度指数显著高于落叶阔叶林 ($P < 0.05$)。

2.4 环境因子与中小型土壤动物的相关性

由表3可知,常绿阔叶林和落叶阔叶林土壤含水量和 pH 无显著差异 ($P > 0.05$),落叶阔叶林土壤容重显著高于常绿阔叶林 ($P < 0.05$);常绿阔叶林土

壤有机质、全 N、全 P 和全 K 含量显著高于落叶阔叶林($P<0.05$)。结果表明相较于落叶阔叶林,常绿阔叶林土壤较为疏松,养分含量较为丰富。



L 为落叶阔叶林, C 为常绿阔叶林。各分图中直方柱上方英文小写字母不同表示相同植被类型不同季节间某指标差异显著 ($P<0.05$), 英文大写字母不同表示相同季节不同植被类型间某指标差异显著 ($P<0.05$)。

图 4 大金山岛常绿阔叶林和落叶阔叶林 4 季中小型土壤动物群落多样性指数
Fig. 4 Diversity indices of soil meso- and micro-fauna in four seasons in evergreen broad-leaved forest and deciduous broad-leaved forest in Dajinshan Island

表 3 大金山岛常绿阔叶林和落叶阔叶林土壤理化性质
Table 3 Soil physicochemical properties in evergreen broad-leaved forest and deciduous broad-leaved forest in Dajinshan Island

样地	含水量 $w/\%$	容重/ ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	pH	$w(\text{全 N})/$ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$w(\text{全 P})/$ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$w(\text{有机质})/$ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$w(\text{全 K})/$ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
落叶阔叶林	27.12±4.58 ^a	0.92±0.20 ^b	4.86±0.95 ^a	4.82±1.09 ^a	1.28±0.41 ^a	13.91±4.28 ^a	595.16±89.15 ^a
常绿阔叶林	27.29±5.52 ^a	0.75±0.22 ^a	4.56±0.83 ^a	5.94±1.44 ^b	1.70±0.44 ^b	17.16±2.88 ^b	680.13±112.79 ^b

同一列数据后英文小写字母不同表示不同植被类型间某指标差异显著 ($P<0.05$)。

对不同植被类型土壤理化性质及中小型土壤动物总密度、主要优势类群密度、类群数和群落多样性指标作 Pearson 相关分析。由表 4 可知,土壤全 N 含量与土壤容重呈极显著负相关 ($P<0.01$),土壤全 P 含量与土壤 pH 呈显著负相关 ($P<0.05$),土壤全 K 含量与土壤全 P 含量呈极显著正相关 ($P<0.01$),其余各土壤理化因子间无显著相关性;中小型土壤动物类群数及 Margalef 丰富度指数与土壤全 K 呈显著负相关 ($P<0.05$),其余指标与土壤理化因子无显著相关性。由表 5 可知,弹尾纲密度与土壤有机质含量呈显著正相关 ($P<0.05$),蛴螬亚纲密度与土壤 pH 值呈显著负相关 ($P<0.05$),其余土壤理化因子与主要优势类群密度无显著相关性。

3 讨论

3.1 大金山岛森林植被土壤动物群落的影响因素

大金山岛由于其明显的海域隔离和较少的人为干扰,植物和动物的生活环境近似自然。笔者研究发现大金山岛干生土壤动物优势类群主要为蛴螬目和弹尾目,与靳亚丽等^[8]在大金山岛所调查的有关干生土壤动物的结果一致。此外,笔者研究额外捕获到石蛎目(表 2),但并未捕获到靳亚丽等^[8]发现的腹足纲动物。相比同纬度大陆城市森林生态系统和自然森林生态系统,大金山岛中小型土壤动物密度及类群数均高于城市森林生态系统,但低于自然森林生态系统^[12]。相比同纬度自然森林,海岛生态系统易受损且难恢复^[16],这可能是大金山岛

中小型土壤动物密度和类群数较少的原因。而相比邻近大陆的城市森林生态系统,人为干扰是限制土壤动物繁殖生存的主要因素^[17],大金山岛相对自然的生存环境较其更为适合土壤动物生存。

表 4 中小型土壤动物群落总密度、类群数、群落多样性指数与土壤理化性质相关性分析

Table 4 Correlation analysis of total density, group number, community diversity and soil physicochemical properties of soil meso- and micro-fauna

指标	W	dv	pH	OC	K	N	P	S	TD	H'	C	E
dv	-0.230	1										
pH	-0.282	0.284	1									
OC	-0.212	0.097	-0.035	1								
K	-0.156	-0.067	-0.042	0.259	1							
N	0.278	-0.654 **	-0.316	0.070	0.146	1						
P	0.069	-0.202	-0.357 *	0.240	0.504 **	0.328	1					
S	0.263	-0.207	-0.280	-0.239	-0.393 *	0.266	-0.024	1				
TD	0.114	0.096	-0.318	0.255	-0.076	0.187	0.137	0.629 **	1			
H'	0.097	-0.121	-0.312	-0.160	-0.095	0.177	-0.186	0.715 **	0.499 **	1		
C	-0.246	0.162	0.023	0.120	0.298	-0.207	-0.201	-0.732 **	-0.433 *	-0.157	1	
E	-0.007	0.049	0.241	0.072	-0.104	-0.134	0.169	-0.366 *	-0.290	-0.856 **	-0.211	1
D	0.261	-0.189	-0.253	-0.256	-0.408 *	0.225	-0.041	0.995 **	0.616 **	0.703 **	-0.738 **	-0.350 *

W 为土壤含水量,dv 为土壤容重,OC 为土壤有机质含量,K 为全钾含量,N 为全氮含量,P 为全磷含量,S 为土壤动物类群数,TD 为土壤动物总密度,H' 为 Shannon-Wiener 多样性指数,C 为 Simpson 优势度指数,E 为 Pielou 均匀度指数,D 为 Margalef 丰富度指数。* 和 ** 分别表示相关显著 ($P<0.05$) 和相关极显著 ($P<0.01$)。

表 5 中小型土壤动物主要优势类群密度与土壤理化性质相关性分析

Table 5 Correlation analysis of main dominant group density and soil physicochemical properties of soil meso- and micro-fauna

指标	W	dv	pH	OC	K	N	P	线虫纲	蛴螬亚纲
dv	-0.230	1							
pH	-0.282	0.284	1						
OC	-0.212	0.097	-0.035	1					
K	-0.156	-0.067	-0.042	0.259	1				
N	0.278	-0.654 **	-0.316	0.070	0.146	1			
P	0.069	-0.202	-0.357 *	0.240	0.504 **	0.328	1		
线虫纲	-0.019	0.132	-0.108	0.333	-0.096	0.056	0.281	1	
蛴螬亚纲	0.060	-0.057	-0.387 *	0.114	0.002	0.269	0.004	0.406 *	1
弹尾纲	-0.054	0.142	-0.165	0.360 *	0.286	0.083	0.254	0.430 *	0.497 **

W 为土壤含水量,dv 为土壤容重,OC 为土壤有机质含量,K 为全钾含量,N 为全氮含量,P 为全磷含量,线虫纲、蛴螬亚纲和弹尾纲为此 3 种优势类群密度。* 和 ** 分别表示相关显著 ($P<0.05$) 和相关极显著 ($P<0.01$)。

植被类型对土壤动物的影响一直是学者们的研究热点^[18]。不同植被类型凋落物层的组成、厚度和质量等是影响土壤动物密度的重要因素^[19]。笔者研究中,红楠群落可能由于其成林时间较早,较其他群落类型累积了更多的凋落物,对其下的土壤动物起到了一定的促进作用,导致其土壤动物总密度和线虫纲密度均位于前列(表 2)。不同植被类型的植物群落组成复杂程度也会对土壤动物密度和类群数产生影响^[20]。通常,植物群落组成越复杂,其能给土壤动物提供的小生境就越多,类群数也会有所提高。笔者研究中,青冈群落、椿叶花椒群落和朴树群落的组成较为复杂,灌木层和草本层植物种类繁多,这 3 种群落类型土壤动物类群数相较于

其他群落类型都要位于前列(表 2),表明群落组成复杂程度对土壤动物群落具有一定的积极影响。

不同植被类型由于其建群种、成林时间和各种微地形气候等的不同,导致其群落环境内土壤环境因子有所差异。已有文献表明,通常,常绿阔叶林土壤动物密度和类群数都要高于落叶阔叶林^[21]。这可能是由于常绿阔叶林土壤养分含量在一般情况下高于落叶阔叶林^[22],笔者研究也支持这一观点,因此养分含量较高的常绿阔叶林较适合土壤动物生存。笔者研究发现中小型土壤动物密度及其优势类群密度均与土壤有机质含量呈正相关,与土壤 pH 呈负相关(表 4~5)。土壤有机质作为土壤养分含量中的重要指标,其对中小型土壤动物个体数

一般具有正向促进作用^[23]。通常,土壤动物适宜生存在微酸性和中性土壤中^[24],笔者研究发现中小型土壤动物密度与土壤 pH 呈负相关的原因可能在于酸性程度较高的样地具有较高的土壤养分含量,而长期生存也提高了土壤动物对于酸性土壤的耐受能力。笔者研究发现中小型土壤动物类群数和 Margalef 丰富度指数均与土壤全钾含量呈显著负相关(表 4),韩慧莹等^[23]研究同样发现中小型土壤动物类群数对土壤全钾含量具有显著负向响应,2 项研究结果一致。

3.2 土壤动物群落的时空格局

温度和降雨是影响土壤动物群落的重要因素,而此 2 种因素通常随着季节更替而变化,因此不同季节间土壤动物密度和类群数通常具有差异性。笔者研究显示,大金山岛森林植被中小型土壤动物秋季(10 月)类群数最高,夏季(6 月)密度最高(图 2),此与王邵军等^[25]对武夷山典型植被群落土壤动物群落结构的研究结果相类似。其他研究^[26]表明,土壤动物类群数在秋季最高,说明相较于植被类型,气候条件可能是造成土壤动物类群数季节变化更为主要的原因。值得注意的是,笔者研究中线虫纲密度占土壤动物总密度的 66.06%(表 2),表明线虫纲密度对土壤动物总密度的影响较大。故笔者研究中夏季(6 月)中小型土壤动物大量发生主要在于线虫大量繁殖,而线虫大量繁殖可能与大金山岛所处的亚热带海洋性气候有关,夏季降水多、土壤含水量较高可能是其原因,此与李志鹏等^[27]对哀牢山常绿阔叶林线虫群落的研究结果一致,雨季线虫纲密度在不同林地均要大于干季。

土壤动物个体数量和类群数的季节变化导致群落多样性指数的季节变化^[28],笔者研究中常绿阔叶林秋季中小型土壤动物群落 Shannon-Wiener 多样性指数和 Margalef 丰富度指数均显著高于其他 3 季($P < 0.05$,图 4),落叶阔叶林秋季 Margalef 丰富度指数显著高于其他 3 季($P < 0.05$,图 4),结果表明秋季大金山岛森林植被中小型土壤动物群落多样性水平高于其他 3 季。对比易兰等^[29]对天童栲树林土壤动物的研究发现,2 项研究中土壤动物群落多样性水平均表现为秋季最高。就笔者研究而言,秋季较高的群落多样性水平主要在于类群数最多,而主要优势类群在 4 季均有发生,因此稀有类群的季节变化对不同季节群落多样性水平的影响较大。

在自然植被土壤动物垂直分布方面,已有文献大部分表明土壤动物具有明显的表聚性^[30],笔者研究也支持这一观点。这可能是由于随着土层加深,

土壤养分含量减少,土壤容重增加,紧实、贫瘠的土壤限制了土壤动物的生存。

4 结论

大金山岛森林植被中小型土壤动物密度夏季(6 月)最高,类群数秋季(10 月)最高。大金山岛森林植被中小型土壤动物表现出明显的表聚性。大金山岛常绿阔叶林中小型土壤动物群落多样性水平高于落叶阔叶林。

致谢:感谢上海交通大学环境科学与工程学院程金平老师课题组冯晶晶博士在大金山岛野外工作中和在提供该文所使用的环境因子数据方面给予的帮助。

参考文献:

- [1] 尹文英.中国土壤动物[M].北京:科学出版社,2000:1-339. [YIN Wen-ying. Soil Animals of China [M]. Beijing: Science Press, 2000:1-339.]
- [2] WALL D H. Introduction [M] // Soil Ecology and Ecosystem Services. Oxford: Oxford University Press, 2012: 1-2. DOI: 10.1093/acprof:oso/9780199575923.003.0001.
- [3] 寇新昌,殷秀琴.长白山地不同次生林土壤动物群落多样性特征及其分布格局[J].山地学报,2017,35(4):429-436. [KOU Xin-chang, YIN Xiu-qin. Soil Fauna Community Diversity and Distribution Characteristics in Different Secondary Forest of Changbai Mountains [J]. Journal of Mountain Science, 2017, 35(4): 429-436.]
- [4] 邵元虎,张卫信,刘胜杰,等.土壤动物多样性及其生态功能[J].生态学报,2015,35(20):6614-6625. [SHAO Yuan-hu, ZHANG Wei-xin, LIU Sheng-jie, et al. Diversity and Function of Soil Fauna [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(20): 6614-6625.]
- [5] 王志勇.上海自然保护区建设与发展问题的讨论[J].上海环境科学,1993(3):5-7,46. [WANG Zhi-yong. Approach on Construction and Development of Natural Reserve in Shanghai [J]. Shanghai Environmental Sciences, 1993(3): 5-7, 46.]
- [6] BABENKO A B. The Springtail (Hexapoda, Collembola) Fauna of Wrangel Island [J]. Entomological Review, 2010, 90(5): 571-584.
- [7] HUGO E A, CHOWN S L, MCGEOCH M A. The Microarthropods of Sub-Antarctic Prince Edward Island: A Quantitative Assessment [J]. Polar Biology, 2006, 30(1): 109-119.
- [8] 靳亚丽,李必成,耿龙,等.上海大金山岛不同植被类型下土壤动物群落多样性[J].生物多样性,2017,25(3):304-311. [JIN Ya-li, LI Bi-cheng, GENG Long, et al. Soil Fauna Community in Different Natural Vegetation Types of Dajinshan Island, Shanghai [J]. Biodiversity Science, 2017, 25(3): 304-311.]
- [9] 李必成.大金山岛科学考察报告[M].上海:上海科技教育出版社,2014:1-189.
- [10] 达良俊,杨永川,陈燕萍.上海大金山岛的自然植物群落多样

- 性[J].中国城市林业,2004,2(3):22-25.[DA Liang-jun, YANG Yong-chuan, CHEN Yan-ping. The Diversity of Plant Community on Dajinshan Island, Shanghai [J]. Journal of Chinese Urban Forestry, 2004, 2(3): 22-25.]
- [11] 朱永恒,赵春雨,王宗英,等.我国土壤动物群落生态学研究综述[J].生态学报,2005,24(12):1477-1481.[ZHU Yong-heng, ZHAO Chun-yu, WANG Zong-ying, et al. Research on Soil Animal Community Ecology in China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2005, 24(12): 1477-1481.]
- [12] 易兰.浙江天童受损害常绿阔叶林的次生演替对土壤动物群落的影响[D].上海:华东师范大学,2005.[YI Lan. Influences of Secondary Succession of the Damaged Evergreen Broad-leaved Forest on Soil Animal Community in Tiantong, Zhejiang Province [D]. Shanghai: East China Normal University, 2005.]
- [13] 尹文英.中国土壤动物检索图鉴[M].北京:科学出版社,1998:1-392.[YIN Wen-ying. Pictorial Keys to Soil Animals of China [M]. Beijing: Science Press, 1998: 1-392.]
- [14] 钟党民.昆虫分类图谱[M].南京:江苏科学技术出版社,1985:1-317.
- [15] 杜森,高祥照.土壤分析技术规范[M].2版.北京:中国农业出版社,2006:1-256.[DU Sen, GAO Xiang-zhao. Technical Specifications for Soil Analysis [M]. 2nd ed. China Agricultural Press, 2006: 1-256.]
- [16] 池源,石洪华,郭振,等.海岛生态脆弱性的内涵、特征及成因探析[J].海洋学报,2015,37(12):93-105.[CHI Yuan, SHI Hong-hua, GUO Zhen, et al. Connotation, Features and Causes of Island Ecological Vulnerability [J]. Acta Oceanologica Sinica, 2015, 37(12): 93-105.]
- [17] 武海涛,吕宪国,杨青,等.土壤动物主要生态特征与生态功能研究进展[J].土壤学报,2006,43(2):314-323.[WU Hai-tao, LÜ Xian-guo, YANG Qing, et al. Ecological Characteristics and Functions of Soil Fauna Community [J]. Acta Pedologica Sinica, 2006, 43(2): 314-323.]
- [18] 殷秀琴,宋博,董炜华,等.我国土壤动物生态地理研究进展[J].地理学报,2010,65(1):91-102.[YIN Xiu-qin, SONG Bo, DONG Wei-hua, et al. A Review on the Eco-geography of Soil Fauna in China [J]. Acta Geographica Sinica, 2010, 65(1): 91-102.]
- [19] 余广彬,杨效东.不同演替阶段热带森林地表凋落物和土壤节肢动物群落特征[J].生物多样性,2007,15(2):188-198.[YU Guang-bin, YANG Xiao-dong. Characteristics of Litter and Soil Arthropod Communities at Different Succession Stages of Tropical Forests [J]. Biodiversity Science, 2007, 15(2): 188-198.]
- [20] KORBOULEWSKY N, PEREZ G, CHAUVAT M. How Tree Diversity Affects Soil Fauna Diversity: A Review [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2016, 94: 94-106.
- [21] 李萌,吴鹏飞,王永.贡嘎山东坡典型植被类型土壤动物群落特征[J].生态学报,2015,35(7):2295-2307.[LI Meng, WU Peng-fei, WANG Yong. Vertical Distributions of Soil Fauna Communities on the Eastern Slope of Gongga Mountain [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(7): 2295-2307.]
- [22] 程瑞梅,肖文发,王晓荣,等.三峡库区植被不同演替阶段的土壤养分特征[J].林业科学,2010,46(9):1-6.[CHEN Rui-mei, XIAO Wen-fa, WANG Xiao-rong, et al. Soil Nutrient Characteristics in Different Vegetation Successional Stages of Three-gorges Reservoir Area [J]. Scientia Silvae Sinicae, 2010, 46(9): 1-6.]
- [23] 韩慧莹,殷秀琴,寇新昌.长白山地低山区土壤动物群落特征及其对环境因子变化的响应[J].生态学报,2017,37(7):2197-2205.[HAN Hui-ying, YIN Xiu-qin, KOU Xin-chang. Community Characteristics of Soil Fauna in the Low-mountain of the Changbai Mountains and Its Respond to the Change of Environmental Factors [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(7): 2197-2205.]
- [24] 钱复生,王宗英.水东枣园土壤动物与土壤环境的关系[J].应用生态学报,1995,6(1):44-50.[QIAN Fu-sheng, WANG Zong-ying. Relationship Between Soil Fauna and Soil Environment in Jubu Garden or Shuidong, Anhui Province [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1995, 6(1): 44-50.]
- [25] 王邵军,阮宏华,汪家社,等.武夷山典型植被类型土壤动物群落的结构特征[J].生态学报,2010,30(19):5174-5184.[WANG Shao-jun, RUAN Hong-hua, WANG Jia-she, et al. Composition Structure of Soil Fauna Community Under the Typical Vegetations in the Wuyi Mountains, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(19): 5174-5184.]
- [26] 林英华,张夫道,张俊清,等.鼎湖山不同自然植被土壤动物群落结构时空变化[J].生态学报,2005,25(10):2616-2622.[LIN Ying-hua, ZHANG Fu-dao, ZHANG Jun-qing, et al. Preliminary Investigation on Temporal and Spatial Variation of Structure of Soil Fauna Community in Different Natural Vegetations of Dinghusan [J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(10): 2616-2622.]
- [27] 李志鹏,韦祖粉,杨效东.哀牢山常绿阔叶林不同演替阶段土壤线虫群落的变化特征[J].生态学报,2016,35(11):3023-3031.[LI Zhi-peng, WEI Zu-fen, YANG Xiao-dong. Seasonal Variations of Soil Nematode Community at Different Secondary Succession Stages of Evergreen Broad-leaved Forests in Ailao Mountain [J]. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(11): 3023-3031.]
- [28] 张雪萍,黄丽荣,姜丽秋.大兴安岭北部森林生态系统大型土壤动物群落特征[J].地理研究,2008(3):509-518.[ZHANG Xue-ping, HUANG Li-rong, JIANG Li-qiu. Characteristics of Macro-soil Fauna in Forest Ecosystem of Northern Da Hinggan Mountains [J]. Geographical Research, 2008(3): 509-518.]
- [29] 易兰,由文辉.浙江天童栲树林土壤动物群落结构及其季节变化[J].华东师范大学学报(自然科学版),2006(2):112-120.[YI Lan, YOU Wen-hui. Community Structure and Seasonal Change of Soil Animals in *Castanopsis fargesii* Forest at Tiantong, Zhejiang Province [J]. Journal of East China Normal University (Natural Science), 2006(2): 112-120.]
- [30] 殷秀琴,吴东辉,韩晓梅.小兴安岭森林土壤动物群落多样性的研究[J].地理科学,2003(3):316-322.[YIN Xiu-qin, WU Dong-hui, HAN Xiao-mei. Diversity of Soil Animals Community in Xiao Hinggan Mountains [J]. Scientia Geographica Sinica, 2003(3): 316-322.]

作者简介:罗鼎晖(1991—),男,湖南隆回人,硕士生,研究方向为土壤生态学。E-mail: dinghui@139.com

(责任编辑:李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0042

洪鑫, 韩成, 孔帆, 等. 抗虫-耐除草剂转基因玉米种植对根际土壤细菌和真菌群落的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 358–366.

HONG Xin, HAN Cheng, KONG Fan, et al. Effects of Insect-resistant and Herbicide-tolerant Transgenic Maize on Rhizospheric Bacterial and Fungal Communities[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 358–366.

抗虫-耐除草剂转基因玉米种植对根际土壤细菌和真菌群落的影响

洪鑫^{1,2}, 韩成¹, 孔帆¹, 周丰武¹, 吴少松^{1,2}, 钟文辉^{1①}, 刘标^{3②} (1. 南京师范大学地理科学学院江苏省物质循环与污染控制重点实验室, 江苏 南京 210023; 2. 南京师范大学环境学院, 江苏 南京 210023; 3. 生态环境部南京环境科学研究所国家环境保护生物安全重点实验室, 江苏 南京 210042)

摘要: 全生育期种植抗虫基因 *cry1Ab/cry2A* 和耐除草剂基因 *G10evo-spss* 的转基因玉米及其亲本非转基因玉米, 采用定量聚合酶链式反应(PCR)和高通量测序技术, 测定玉米拔节期和成熟期根际土壤细菌和真菌群落数量、组成及多样性, 研究种植抗虫耐除草剂转基因玉米对根际土壤微生物的影响。结果表明, 种植转基因玉米未显著影响根际土壤理化性质、土壤荧光素二乙酸酯水解酶活性、微生物群落丰度及多样性; 在门水平上, 种植转基因玉米仅显著提高 2 个生长时期根际土壤细菌放线菌门(Actinobacteria)相对丰度; 在属水平上, 种植转基因玉米均显著降低 2 个生长时期根际土壤细菌 *Candidatus_Nitrososphaera* 相对丰度; 种植转基因玉米未影响真菌门水平相对丰度, 但影响根际土壤真菌 *Fusarium*、*Staphylotrichum* 和 *Lophiostoma* 属相对丰度。另外, 生长时期显著影响根际土壤可溶性有机碳和全氮含量, 也显著影响根际土壤细菌群落组成和多样性, 但未显著影响根际土壤真菌群落组成和多样性。该研究旨在为转基因作物产业化的自然生态风险管理和控制提供基础数据和理论支撑。

关键词: 复合性状转基因作物; 根际环境; 高通量测序; 细菌; 真菌; 微生物多样性

中图分类号: S154.1; S154.3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0358-09

Effects of Insect-resistant and Herbicide-tolerant Transgenic Maize on Rhizospheric Bacterial and Fungal Communities. HONG Xin^{1,2}, HAN Cheng¹, KONG Fan¹, ZHOU Feng-wu¹, WU Shao-song^{1,2}, ZHONG Wen-hui^{1①}, LIU Biao^{3②} (1. Jiangsu Provincial Key Laboratory of Materials Cycling and Pollution Control, School of Geography Sciences, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 2. School of Environment, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 3. State Environmental Protection Key Laboratory of Biosafety, Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: Transgenic maize with insect-resistant gene *cry1Ab/cry2A* and herbicide-tolerant gene *G10evo-spss* was planted during the whole growth period. In order to investigate the effect of planting insect-resistant and herbicide-tolerant transgenic maize on rhizospheric microbial communities, quantitative PCR and high-throughput sequencing technologies were employed to analyze the community abundance and composition of bacteria and fungi in maize rhizosphere soils at the jointing and mature stages. The isogenic non-transgenic maize was chosen as the control. Results show that planting transgenic maize had no significant impact on the rhizospheric soil physicochemical properties, fluorescein diacetate hydrolase activity, microbial community abundance and microbial community diversity. At the phylum level, planting transgenic maize significantly increased the relative abundance of rhizospheric Actinobacteria at the jointing and mature stages; at the genus level, planting transgenic maize significantly decreased the relative abundance of rhizospheric *Candidatus_Nitrososphaera* at the jointing and mature stages. Planting transgenic maize had no impact on fungal taxa at the phylum level, but significantly affected the relative abundance of *Fusarium*, *Staphylotrichum* and *Lophiostoma* at the genus level. In addition,

收稿日期: 2019-01-21

基金项目: 转基因生物新品种培育重大专项(2016ZX08012005)

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

② 共同通信作者 E-mail: liubiao@nies.org

growth stage significantly affected rhizospheric soil dissolved organic carbon and total nitrogen contents; rhizospheric bacterial (rather than fungal community composition and diversity) also affected by growth stage. The findings could provide basic data and theoretical support for the management and control of natural ecological risk of genetically modified crop industrialization.

Key words: stacked traits transgenic crop; rhizosphere environment; high-throughput sequencing; bacteria; fungus; microbial diversity

复合性状转基因作物包含多个外源基因的转入,外源基因间或其与植物原有基因间可能存在关联、非关联和代谢等作用,改变蛋白质的表达水平,对生物产生不利影响或导致其他非预期反应,加大复合性状转基因作物对农田生态系统的潜在风险^[1]。姜伟丽等^[2]研究发现抗虫耐除草剂转基因棉花田中刺吸式害虫数量显著低于 Bt 棉田害虫数量。在转基因作物生长过程中,外源基因表达产物主要通过植株残体(含花粉)和根系分泌物进入土壤^[3]。植物根系生长伴随整个作物季,外源基因表达产物将会直接与根际土壤环境接触,吸附或结合在黏土颗粒、腐殖质组分或有机矿物复合物表面并在土壤中积累,从而影响土壤微生物群落变化^[4]。江帆等^[5]研究发现,抗虫耐除草剂转基因玉米雄穗的 CP4 EPSPS 蛋白表达量比耐除草剂玉米显著高 31.6%,而抗虫玉米叶片中 Cry1Ac 蛋白表达量比抗虫耐除草剂玉米显著高 129%,在喷施多倍草甘膦的条件下,抗虫耐除草剂玉米与耐除草剂玉米株高无显著差异,但是均显著高于抗虫玉米。可见,转基因作物种植可能会对土壤生态系统产生影响。另外,多种外源基因转入可改变作物代谢途径,其根系分泌物组成及含量也会发生变化,并影响根际微生物群落。据报道,转 Bt+CpTI 基因棉花比亲本棉花能分泌更多的赖氨酸和甲硫氨酸,而转 Bt 基因棉花与其亲本相比,根系分泌物组成相同,但是酪氨酸、亮氨酸等含量有显著差异^[6]。目前,大部分研究者主要集中关注单一性状转基因作物对土壤根际微生物的影响^[7],复合性状转基因作物如何影响根际土壤微生物群落的报道鲜见。

土壤酶活性与土壤微生物活性密切相关,在催化有机质分解和养分循环中发挥重要作用,常常被用作衡量微生物活性和土壤肥力的指标^[8]。荧光素二乙酸酯(FDA)水解酶是土壤中能催化水解 FDA 的一类非专一性酶,包括蛋白酶、酯酶和脂肪酶等,其与土壤微生物活性、土壤各养分指标均显著相关,能够很好地反映土壤微生物活性和有机质转化^[9],因而被广泛应用于土壤质量评价。以往报道常采用平板培养^[10]、变性梯度凝胶电泳^[11]等技

术研究转基因作物对土壤微生物的影响;而平板培养技术仅能研究土壤微生物中的极少部分,变性梯度凝胶电泳技术也有检出限低的缺点,不能全面评价微生物群落。近年来,定量聚合酶链式反应(PCR)技术具有实时、准确等特点,高通量测序技术能全面解析复杂土壤样品中微生物群落,在土壤微生物学和生物安全研究领域得到广泛应用^[12]。

该研究基于温室微区实验,采集抗虫耐除草剂复合性状转基因玉米“双抗 12-6”及其非转基因亲本玉米“郑单 958”拔节期和成熟期根际土壤,测定土壤 FDA 水解酶活性以表征土壤微生物活性,采用定量 PCR、Illumina HiSeq 高通量测序技术分析根际土壤细菌和真菌群落丰度、组成和多样性,研究抗虫耐除草剂复合性状转基因玉米对根际土壤细菌和真菌群落的影响。上述研究结果可为抗虫耐除草剂转基因玉米风险评估提供实验数据支持。

1 材料与方法

1.1 玉米微区种植及根际土壤采集

选用转 *cry1Ab/cry2Aj* 和 *G10evo-spsps* 基因抗虫耐除草剂玉米“双抗 12-6”(GM)及非转基因玉米品种“郑单 958”(CK),种植于南京师范大学仙林校区温室微区内,微区由 1 m×1 m×0.5 m 混凝土筑成,处理间留有 0.5 m 隔离带,各重复之间设置 0.1 m 厚隔层,每个处理设置 4 个重复,每个微区种植 4 株玉米,微区内随机填充旱地土壤。供试土壤填充前采用风干、粉碎、机械研磨和机械混匀等方式确保土壤均匀,并采用四分法采集 4 份土壤测定土壤基本理化性质,保存于-20℃条件下。供试土壤预处理前所测理化性质、微生物活性及数量的变异系数范围为 0.3%~4.8%,土壤均一性较好。玉米种植期为 2018 年 5 月至 8 月,以玉米幼苗破土记为 0 d,共生长 105 d。温室内设置降温系统,控制室温为 18~35℃。玉米种植前每个微区施基肥(包括发酵后鸡粪 1 kg,复合肥 60 g)并混匀,生长期根据每周玉米长势施肥(共施复合肥 240 g、尿素 390 g),平均每 2 d 浇水 1 次。于玉米幼苗破土 10 d 后,使用试剂盒(QuickStix™ KIT for *Cry1Ab* Corn Leaf &

Seed, EnviroLogix, USA) 法检测玉米苗外源蛋白表达状况, 确保供试转基因玉米具有外源蛋白表达且非转基因玉米无外源蛋白表达。

于玉米生长 60 d 时拔节期(营养生长代表时期, S1)、105 d 时成熟期(生殖生长代表时期, S2)选取长势一致的玉米植株进行破坏性采样, 收集根际土壤^[13]。土壤样品及时分离过筛, 一部分土壤存于 4 ℃ 条件下, 用于土壤理化性质和微生物活性指标测定; 一部分土壤于 -80 ℃ 条件下保存, 用于微生物群落测定。

1.2 土壤理化性质和 FDA 水解酶测定

土壤 pH 按 $w(\text{土}) : V(\text{水}) = 1 : 2.5$ 摇匀静置后测定; 土壤有效磷含量采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗分光光度法测定; 土壤速效钾含量采用乙酸铵-原子吸收法测定; 土壤全氮含量采用开氏消煮法^[12]测定; 土壤有机碳和可溶性有机碳含量采用 TOC 自动分析仪(Shimadzu TOC-L, Japan)^[14]测定。FDA 水解酶采用荧光素比色法^[15]测定。

1.3 土壤总 DNA 提取及微生物丰度测定

每个土壤样品称取 0.5 g 鲜土, 采用试剂盒(FastDNA[®] Spin Kit for Soil, MP, Biomedicals, USA)法提取土壤总 DNA。采用 NanoDrop 2000 分光光度计(Thermo, USA)测定 DNA 溶液的纯度和浓度, DNA 溶液于 -80 ℃ 条件下保存备用。采用实时荧光定量 PCR 技术测定土壤细菌 16S rRNA 基因和真菌 ITS 基因丰度分别表征细菌和真菌群落丰度。细菌 16S rRNA 基因扩增采用引物对 515F(5'-GTGNCAGCMGCCGCGGTAA-3')/926R(5'-CCGYCAAT-TYMTTTRAGTTT-3')^[16], 反应体系体积为 20.0 μL , 包含 10.0 μL 2 × SYBR Premix Ex Taq、0.3 μL 上下游引物、1.0 μL 稀释 10 倍后 DNA 样品和 8.4 μL 灭菌超纯水。反应程序为: 95 ℃ 预变性, 3 min; 40 个循环(95 ℃ 变性 10 s, 56 ℃ 退火 20 s, 72 ℃ 延伸 20 s), 每轮循环结束后采集荧光数据, 并采用溶解曲线分析扩增产物的特异性; 采用含有 16S rRNA 基因的浓度为 $6.53 \times 10^2 \sim 6.53 \times 10^8 \text{ copies} \cdot \mu\text{L}^{-1}$ 的标准质粒构建标准曲线, 扩增效率为 85.3% (R^2 为 0.994)。真菌 ITS 基因扩增采用引物对 ITS1F(CT-TGCTCATTTAGAGGAAGTAA)/ITS2R (GCTGCGT-TCTTCATCGATGC)^[17], 反应体系体积为 20.0 μL , 包含 10.0 μL 2 × SYBR Premix Ex Taq、0.3 μL 上下游引物、1.0 μL 稀释 10 倍后 DNA 样品和 8.4 μL 灭菌超纯水。反应程序为: 95 ℃ 预变性, 5 min; 40 个循环(95 ℃ 变性 30 s, 53 ℃ 退火 30 s, 72 ℃ 延伸 45 s), 每个循环结束后采集荧光数据, 并采用溶解曲线

分析扩增产物的特异性; 采用含有 ITS 基因的浓度为 $1.83 \times 10^2 \sim 1.83 \times 10^8 \text{ copies} \cdot \mu\text{L}^{-1}$ 的标准质粒构建标准曲线, 扩增效率为 101.5% (R^2 为 0.994)。每个样品共 3 个技术重复并设置阴性对照。

1.4 高通量测序分析

采用 515F/926R 和 ITS1F/ITS2R 分别对细菌 16S rRNA 基因 V4 + V5 区和真菌 ITS 基因 ITS1 区进行扩增, 并委托广东美格基因科技有限公司完成高通量测序。测序采用 Illumina Hiseq 2500 测序平台, 利用双末端测序 Paire-end 方法, 从每条序列的 5' 和 3' 端产生 250 bp 的 reads, 对原始数据进行处理获得有效数据; 将 PE reads 拼接成 Tags, 再次过滤获得目标片段, 通过 QIIME^[18] 平台在 97% 相似水平上对 OTU 进行分类, 并基于 Silva^[19] 和 UNITE^[20] 数据库分别对 16S rRNA 基因和 ITS 基因进行 OTU 分类注释。

细菌样品共获得 411 226 条有效序列数, CK 处理 S1 和 S2 时期各获得 22 695 ~ 28 405 和 23 266 ~ 36 758 条有效序列数, GM 处理 S1 和 S2 时期分别获得 16 007 ~ 25 165 和 21 634 ~ 29 628 条有效序列数。真菌样品共获得 1 519 764 条有效序列数, CK 处理 S1 和 S2 时期分别获得 75 391 ~ 105 131 和 94 265 ~ 133 401 条有效序列数, GM 处理 S1 和 S2 时期分别获得 70 194 ~ 90 973 和 86 665 ~ 104 663 条有效序列数。选取细菌和真菌群落的门、属数量以及 Chao1、Shannon 指数分别表征细菌和真菌群落的 α 多样性; 采用 Bray-Curtis 距离和多变量统计学方法主坐标分析(principal coordinates analysis, PCoA)比较不同样品间细菌群落结构差异; 选取门、属水平上相对丰度大于 1% 的细菌和真菌群落分析其群落组成。

1.5 数据处理

采用 SPSS 18.0 软件(IBM, USA)进行数据分析, 采用单因素方差(Tukey 检验, $P < 0.05$, $n = 4$)分析比较不同样品间土壤理化性质、微生物活性、丰度和多样性的差异; 采用双因素方差(Tukey 检验)分析比较玉米品种或生长时期对土壤理化性质、微生物群落活性、多样性和门水平上群落组成差异的影响力大小。采用独立样本 t 检验分析比较玉米品种或生长时期属水平上微生物群落组成的差异。

2 结果与分析

2.1 抗虫耐除草剂转基因玉米对根际土壤理化性质、微生物活性及数量的影响

根际土壤 pH 约为 7.2, 呈中性。单因素方差分

析显示,GM 处理 S2 时期根际土壤 DOC 含量比 GM 处理 S1 时期显著高 40.1% ($P<0.05$),S1 时期 GM 和 CK 处理土壤 C/N 比值比 S2 时期 2 个处理显著提高 17.2% 和 19.3% ($P<0.05$),与 CK 处理相比,GM 处理均未显著影响土壤 C/N 比值和 DOC 含量;4 个处理间根际土壤 pH、TOC、TN、AP 和 AK 含量均无显著差异。双因素方差分析显示,玉米品种未显著影响土壤理化性质,但生长时期显著影响根际土壤 DOC ($P<0.01$)、TN 含量 ($P<0.01$) 和 C/N 比值 ($P<0.001$);根际土壤 AP 含量 ($P<0.05$) 显著受到

玉米品种和生长时期的交叉影响。根际土壤 FDA 水解酶活性为 $5.24\sim6.81\ \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$,细菌 16S rRNA 基因丰度为 $6.26\times10^{10}\sim7.65\times10^{10}\ \text{copies}\cdot\text{g}^{-1}$,真菌 ITS 基因丰度为 $2.72\times10^8\sim5.20\times10^8\ \text{copies}\cdot\text{g}^{-1}$ 。单因素方差分析显示,根际土壤 FDA 水解酶活性、细菌 16S rRNA 基因和真菌 ITS 基因丰度在各处理间均无显著差异。双因素方差分析显示,细菌 16S rRNA 基因丰度显著受生长时期影响 ($P<0.05$),FDA 水解酶活性和真菌 ITS 基因丰度未显著受到玉米品种或生长时期的影响(表 1)。

表 1 玉米根际土壤理化性质、微生物活性和数量

Table 1 Maize rhizospheric soil physicochemical properties, microbial activity and community abundance

处理	pH	$w(\text{TOC})/$	$w(\text{DOC})/$	C/N 比值	$w(\text{TN})/$	$w(\text{AP})/$	$w(\text{AK})/$	$D/(\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1})$	$\lg [A/(\text{copies}\cdot\text{g}^{-1})]$	
		$(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$		$(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	$(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$		B	C
种植前	7.62±0.01	8.65±0.16	32.84±0.79	12.49±0.24	1.03±0.02	13.2±0.52	104±3.25	ND	9.89±0.01	7.71±0.04
GM_S1	7.22±0.02 ^a	8.92±0.01 ^a	36.70±1.64 ^b	11.10±0.23 ^a	1.28±0.04 ^a	15.7±1.11 ^a	146±8.64 ^a	5.24±0.39 ^a	10.80±0.04 ^a	8.43±0.05 ^a
CK_S1	7.28±0.02 ^a	8.30±0.17 ^a	40.90±3.01 ^{ab}	11.30±0.41 ^a	1.27±0.05 ^a	21.6±2.79 ^a	143±5.99 ^a	6.64±0.86 ^a	10.80±0.02 ^a	8.66±0.05 ^a
GM_S2	7.27±0.01 ^a	8.52±0.07 ^a	51.40±3.91 ^a	9.47±0.37 ^b	1.46±0.04 ^a	21.5±3.16 ^a	169±9.03 ^a	5.95±0.98 ^a	10.90±0.02 ^a	8.72±0.11 ^a
CK_S2	7.27±0.04 ^a	8.47±0.30 ^a	44.50±0.55 ^{ab}	9.47±0.36 ^b	1.44±0.04 ^a	16.5±0.44 ^a	149±12.80 ^a	6.81±0.48 ^a	10.90±0.03 ^a	8.56±0.13 ^a
品种	1.500	3.716	0.256	0.064	0.705	0.038	1.709	2.721	0.886	0.139
时期	0.667	0.428	12.229 ^{**}	23.447 ^{***}	13.539 ^{**}	0.023	2.448	0.408	4.870 [*]	0.877
品种×时期	1.500	2.641	4.479	0.064	0.041	6.271 [*]	0.830	0.158	0.002	4.421

数据为平均值±标准误差($n=4$)。同一列数据后英文小写字母不同表示 2 个生长时期不同处理间某指标显著差异,ND 表示未测定,分析方法为单因素方差分析(Tukey 检验), $P<0.05$, $n=4$ 。采用双因素方差分析(Tukey 检验)对不同品种处理和不同时期之间做比较分析,其中, F 为膨胀系数,表示影响力大小。* 表示 $P<0.05$,** 表示 $P<0.01$,*** 表示 $P<0.001$ 。A 为丰度,B 为细菌 16S rRNA 基因,C 为真菌 ITS 基因,D 为 FDA 水解酶活性。

2.2 抗虫耐除草剂转基因玉米对根际土壤细菌及真菌群落 α 多样性的影响

细菌群落在门和属水平上分类的有效数量分别为 27~29 和 251~264。单因素方差分析显示,CK 处理 S1 时期细菌群落门、属水平上的数量均显著高于 GM 处理 S2 时期 ($P<0.05$);GM 处理 S1 时期 Shannon 指数显著高于 CK 处理 S2 时期 ($P<0.05$);细菌群落 Chao1 指数在各处理间无显著差异。双因素方差分析显示,细菌群落门 ($P<0.01$) 和属 ($P<0.05$) 水平上的数量、Chao1 指数 ($P<0.05$)、Shannon 指数 ($P<0.01$) 均显著受生长时期的独立影响。真菌群落在门和属水平上分类的有效数量分别为 6~7 和 156~179。单因素方差分析显示,真菌群落门和属水平上的数量、Chao1 指数以及 Shannon 指数在各处理间均无显著差异。双因素方差分析显示,真菌群落门和属水平上的数量、Chao1 指数以及 Shannon 指数均未显著受玉米品种或生长时期的影响(表 2)。

2.3 抗虫耐除草剂转基因玉米对根际土壤细菌和真菌群落 β 多样性的影响

细菌群落 PCoA 分析见图 1(a)。第 1 和 2 主坐标解释度分别为 55.27% 和 13.59%,样品在第 1、2 主坐标排序中聚成 2 组,GM 处理 S1 时期和 CK 处理 S1 时期聚成 1 组,GM 处理 S2 时期和 CK 处理 S2 时期聚成 1 组,2 组的 Bray-Curtis 相似度指数分别为 0.178 和 0.180 ($P>0.05$),说明 GM 处理 S1 时期和 CK 处理 S1 时期之间、GM 处理 S2 时期和 CK 处理 S2 时期之间群落结构相似。GM 处理 S1 和 S2 时期、CK 处理 S1 和 S2 时期的 Bray-Curtis 相似度指数分别为 0.420 和 0.556 ($P<0.05$),说明 GM 处理 S1 和 S2 时期之间、CK 处理 S1 和 S2 时期之间的群落结构差异显著。真菌群落 PCoA 分析见图 1(b)。第 1、2 主坐标解释度分别为 60.70% 和 12.02%,样品在第 1、2 主坐标排序中均没有聚类,S1 时期 GM 和 CK 处理、S2 时期 GM 和 CK 处理、CK 处理 S1 和 S2 时期以及 GM 处理 S1 和 S2 时期的 Bray-Curtis

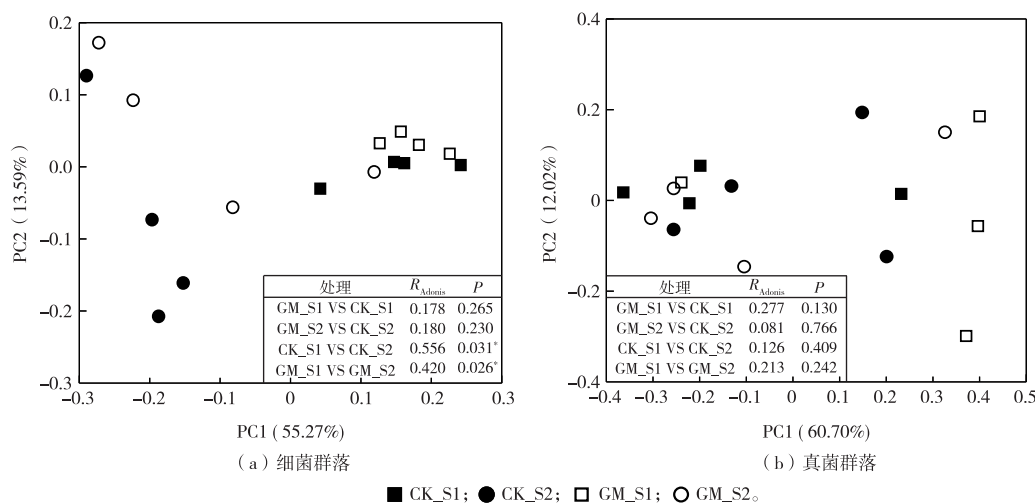
相似度指数分别为 0.277、0.081、0.126 和 0.213 ($P>0.05$),说明各处理真菌群落结构相似。

表 2 玉米根际土壤细菌和真菌群落 α 多样性

Table 2 Community diversity of bacteria and fungi in maize rhizosphere soils

处理	细菌 16S rRNA 基因				真菌 ITS 基因			
	P	G	Chao1 指数	Shannon 指数	P	G	Chao1 指数	Shannon 指数
GM_S1	29±0 ^{ab}	256±2 ^{ab}	1 567±34 ^a	7.56±0.18 ^a	6±0 ^a	179±5 ^a	936±26 ^a	5.03±0.63 ^a
CK_S1	28±0 ^a	264±3 ^a	1 572±26 ^a	7.43±0.21 ^{ab}	6±0 ^a	156±11 ^a	865±38 ^a	3.67±0.81 ^a
GM_S2	27±0 ^b	251±3 ^b	1 479±60 ^a	5.95±0.64 ^{ab}	6±0 ^a	158±8 ^a	902±41 ^a	3.65±0.76 ^a
CK_S2	27±0 ^{ab}	253±1 ^{ab}	1 431±50 ^a	5.73±0.43 ^b	7±0 ^a	170±9 ^a	863±37 ^a	4.39±0.54 ^a
品种	0.273	3.366	0.247	0.178	0.429	0.402	2.298	0.199
时期	11.000 ^{**}	8.087 [*]	6.588 [*]	16.232 ^{**}	0.429	0.120	0.264	0.229
品种×时期	0.091	1.018	0.357	0.010	3.857	4.072	0.191	2.292

数据均为平均值±标准误差($n=4$)。同一列数据后英文小写字母不同表示 2 个生长时期不同处理间某指标显著差异,分析方法为单因素方差分析(Tukey 检验), $P<0.05$, $n=4$ 。采用双因素方差分析(Tukey 检验)对不同品种处理和不同时期之间做比较分析,其中, F 为膨胀系数,表示影响力大小。* 表示 $P<0.05$, ** 表示 $P<0.01$, *** 表示 $P<0.001$ 。P 和 G 为门水平上和属水平上分类的有效数量。



R_{Adonis} 为非参数多因素方差分析 (nonparametric MANOVA) 指数,基于 Bray-Curtis 距离计算得到;* 表示 2 个处理间差异显著。

图 1 玉米根际土壤细菌和真菌群落结构的 PCoA 分析

Fig. 1 Principal coordinate analysis (PCoA) of bacterial and fungal community structure in maize rhizosphere soils

2.4 抗虫耐除草剂转基因玉米对根际土壤细菌和真菌群落组成的影响

共获取 12 个门水平上相对丰度大于 1% 的细菌类群,有奇古菌门(Thaumarchaeota)、变形菌门(Proteobacteria)、放线菌门(Actinobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidetes)和酸杆菌门(Acidobacteria) 5 个优势细菌群落,占总细菌群落的 80% 以上[图 2(a)]。其中,奇古菌门相对丰度最高,占总细菌群落的 13.9%~44.6%。其次是变形菌门,其相对丰度占总细菌群落的 17.9%~31.0%。双因素方差分析显示,放线菌门显著受玉米品种或生长时期的独立影响;奇古菌门、变形菌门、酸杆菌门等均显著受生长时期的独立影响。共获取 3 个门水平上相对丰度大于 1% 的真菌类群,其中,子囊菌门(Ascomycota)相对丰度占总真菌群落的 38%~73%[图 2(b)]。双

因素方差分析显示,子囊菌门、担子菌门(Basidiomycota)未显著受玉米品种或生长时期的独立影响;接合菌门(Zygomycota)受玉米品种和生长时期的交叉影响。

选取细菌属水平上相对丰度大于 1% 且变化量绝对值总和位居前 10 位的物种进行独立样本 t 检验分析(表 3)。表 3 显示,S1 时期 GM 处理 *Candidatus_Nitrososphaera* 相对丰度比 CK 处理显著降低 0.98%;S2 时期 GM 处理 *Candidatus_Nitrososphaera* 相对丰度比 CK 处理显著降低 6.02%;其中,*Marmoricola* 是放线菌门属水平上相对丰度变化最大的物种,在 S1 和 S2 时期,GM 处理 *Marmoricola* 相对丰度分别比 CK 处理高 1.46% 和 1.03%。CK 处理 S2 时期 *Candidatus_Nitrocosmicus*、*Candidatus_Nitrososphaera* 相对丰度分别比 S1 时期显著升高

20.76%和6.09%,而CK处理S2时期*MND1*、*Sphingomonas*、*Flavisolibacter*等相对丰度显著低于S1时期。

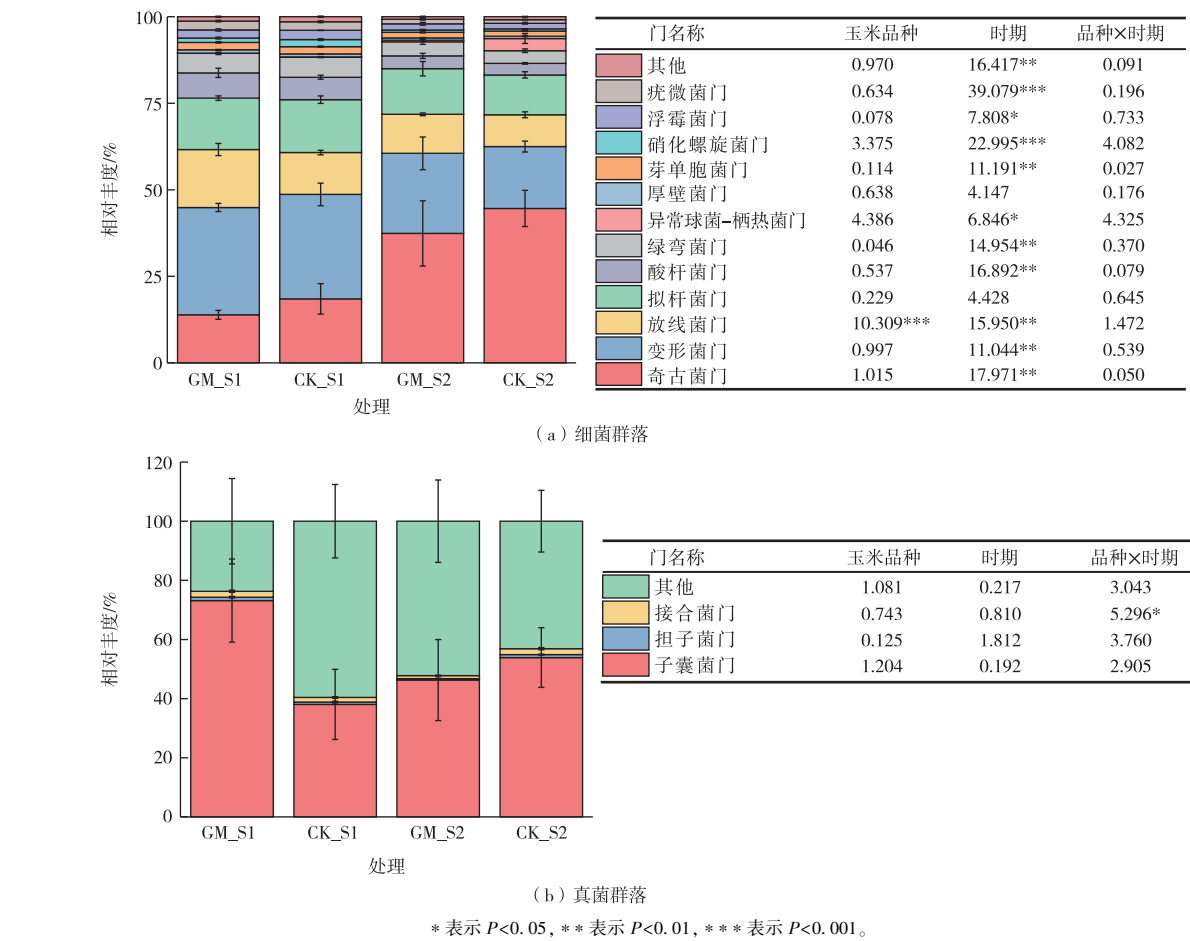


图 2 玉米根际土壤细菌和真菌群落的组成

Fig. 2 Community composition of bacteria and fungi in maize rhizosphere soils

表 3 属水平上细菌和真菌相对丰度变化量

界		属名称	相对丰度变化量/%			
			GM_S1-CK_S1	GM_S2-CK_S2	CK_S2-CK_S1	GM_S2-GM_S1
细菌		<i>Candidatus_Nitrocosmicus</i>	-2.32	0.25	20.76*	23.33*
		<i>Candidatus_Nitrososphaera</i>	-0.98*	-6.02*	6.09*	1.05*
		<i>Marmoricola</i>	1.46	1.03	-1.31*	-1.74
		<i>MND1</i>	0.23	0.69	-2.39*	-1.93*
		<i>Sphingomonas</i>	-0.20	0.71	-2.27**	-1.37
		<i>Flavisolibacter</i>	-0.91	0.36	-1.48**	-0.21
		<i>Nitrospira</i>	-0.81	0.03	-1.40**	-0.56
		<i>Luteimonas</i>	0.16	0.50	-0.83*	-0.50
		<i>Ramlibacter</i>	0.09	0.19	-0.66***	-0.56*
		<i>Chryseolinea</i>	0.11	0.24	-0.60**	-0.47
真菌		<i>Fusarium</i>	1.22*	-2.21	2.78*	-0.65
		<i>Staphylotrichum</i>	0.91**	-0.54	0.49	-0.96**
		<i>Lophiostoma</i>	-0.25	-0.004**	-0.25	-0.01

采用独立样本 t 检验对各处理做比较分析, *表示 $P<0.05$, **表示 $P<0.01$, ***表示 $P<0.001$ 。如 GM_S1-CK_S1 表示 S1 时期 GM 处理属水平相对丰度减去 CK 处理属水平相对丰度。

GM 处理 S2 时期 *Candidatus_Nitrocosmicus*、*Candidatus_Nitrososphaera* 相对丰度分别比 S1 时期显著升高 23.33% 和 1.05%, 而 GM 处理 S2 时期 *MND1*、*Ramlibacter* 相对丰度显著低于 S1 时期。选取真菌属水平上相对丰度大于 1% 的物种进行独立样本 *t* 检验分析(表 3)。S1 时期 GM 处理 *Fusarium*、*Staphylotrichum* 相对丰度显著高于 CK 处理。S2 时期 GM 处理 *Lophiostoma* 相对丰度显著低于 CK 处理。CK 处理 S2 时期 *Fusarium* 相对丰度显著高于 S1 时期。GM 处理 S2 时期 *Staphylotrichum* 相对丰度显著低于 S1 时期。

3 讨论

3.1 抗虫耐除草剂转基因玉米对根际土壤微生物活性的影响

FDA 水解酶能够很好地反映土壤微生物活性和土壤质量变化,是土壤生物学重要指标之一^[21]。笔者研究发现,抗虫耐除草剂转基因玉米未显著改变根际土壤理化性质和 FDA 水解酶活性,成熟期根际土壤可溶性有机碳和全氮含量显著高于拔节期根际土壤(表 1)。孙彩霞等^[22]通过短期种植转 Bt 基因水稻和棉花,发现转基因性状均未显著影响土壤全碳、全氮和速效磷等理化性质,笔者研究结果与之相似。景小鹏等^[23]研究发现与非转基因玉米相比,转 Bt 基因玉米未显著影响根际土壤全氮含量,但是在特定时期会显著影响根际土壤有机质、全磷等其他理化性质。SUN 等^[4]研究指出转 Bt 基因棉花组织可能会刺激土壤微生物活性,从而使土壤脲酶、转化酶、纤维素酶活性普遍提高。SHEN 等^[24]研究表明转基因棉花和非转基因棉花的根际土壤脲酶和蛋白酶活性等没有显著差异,笔者研究结果与之有相似之处。笔者研究认为在玉米种植过程中追施尿素和复合肥,可能是导致玉米成熟期根际土壤可溶性有机碳和全氮含量显著高于拔节期的主要原因。

3.2 抗虫耐除草剂转基因玉米对根际土壤细菌群落的影响

细菌最多可占土壤微生物总量的 90%,是土壤微生物组成中最大的类群,对土壤生态系统的作用至关重要^[25]。根际土壤细菌群落非常敏感,可能受作物种类、植株生长时期和耕种管理方式等生物和非生物因素的影响^[26]。笔者研究发现,抗虫耐除草剂转基因玉米未显著影响根际土壤细菌群落丰度和多样性,而生长时期对细菌群落丰度和多样性有显著影响(表 1)。刘凯等^[27]研究发现转 Bt 基因玉

米未显著影响根际土壤细菌、氨化细菌和好氧性固氮菌数量。BARRIUSO 等^[28]发现转 Bt 基因玉米与亲本玉米根际细菌丰度和丰富度均无显著差异,对细菌群落结构的影响较小,而植物生长时期或环境因素可能对微生物群落产生更显著的影响。GRIFFITHS 等^[29]研究发现转 Bt 基因玉米对土壤微生物有一定影响,但是受土壤类型和植株生长时期的影响更大,这可能是因为不同玉米株系间自然变异所致,笔者研究结果与之相似。

笔者研究发现奇古菌门、变形菌门、放线菌门、拟杆菌门和酸杆菌门是细菌群落的优势种群,抗虫耐除草剂转基因玉米对土壤细菌放线菌门有显著影响(图 2)。放线菌广泛存在于土壤中,对土壤有机物矿化有着重要作用^[30]。笔者研究中 GM 处理土壤样品总有机碳(TOC)含量在 2 个时期均高于 CK 处理,其中在 S1 时期达到显著水平(*t* 检验, $P < 0.05$),环境因子的微小变化可能对土壤微生物有显著影响,这可能是 GM 处理放线菌门相对丰度显著高于 CK 处理的原因(图 2)。对细菌同时期不同处理属水平上物种进行分析,GM 处理 *Candidatus_Nitrososphaera* 相对丰度在 2 个时期分别比 CK 处理显著低 0.98% 和 6.02%,GM 处理 *Marmoricola* 相对丰度在 2 个时期分别比 CK 处理高 1.46% 和 1.03%(表 3),这可能是造成放线菌门产生品种差异的主要物种。土壤可溶性有机碳(DOC)可直接被土壤微生物利用,笔者研究中 S2 时期根际土壤 DOC 含量显著高于 S1 时期,这可能是 S2 时期 2 个处理放线菌门相对丰度显著高于 S1 时期的主要原因。BARRIUSO 等^[28]连续 4 a 种植转 Bt 基因玉米,发现根际土壤细菌中优势种群主要是变形菌门、酸杆菌门和放线菌门,笔者研究与之有所不同。奇古菌门主要组成部分是氨氧化古菌,与土壤硝化作用密切相关^[31]。笔者研究中各处理奇古菌门相对丰度较高,可能是由于在玉米生长过程中多次施肥导致, S2 时期根际土壤全氮含量显著高于 S1 时期($P < 0.01$),这可能是 S2 时期 2 个处理奇古菌门相对丰度显著高于 S1 时期的主要原因。对细菌同一处理不同时期属水平上差异物种变化进行分析, S2 时期 *Candidatus_Nitrocosmicus* 和 *Candidatus_Nitrososphaera* 相对丰度分别比 S1 时期显著增加 20.76%~23.33% 和 1.05%~6.09%(表 3), S2 时期根际土壤细菌 Chao1 指数($P < 0.05$)和 Shannon 指数($P < 0.01$)均显著低于 S1 时期,说明大量施加氮肥会增加物种丰度,降低物种多样性,笔者研究结果与之相符。

3.3 抗虫耐除草剂转基因玉米对根际土壤真菌群落的影响

真菌是土壤微生物区系的重要组成部分,具有较高的生物活性^[32]。根际真菌群落的组成和功能具有很强的动态性,受植物生长阶段、土壤类型、年际和品种类型的影响较小^[33]。笔者研究发现,抗虫耐除草剂转基因玉米未显著影响根际土壤真菌群落丰度、多样性和门水平上群落组成。LEE等^[34]发现转基因水稻根际真菌群落丰度和多样性与亲本水稻间无显著差异,笔者研究结果与之相似。王敏等^[35]研究发现转Bt基因玉米未显著影响根际土壤真菌数量,Bt玉米对根际细菌群落的影响大于真菌群落,笔者研究结果与之相似。LI等^[36]研究发现转Bt基因棉花未显著影响根际土壤真菌群落丰度和多样性,真菌群落多样性显著受生长时期的影响,根系微环境会显著影响真菌群落结构。目前大多数关于土壤真菌群落的研究表明,转基因作物对土壤真菌的影响与其亲本相似。通过对真菌属水平上差异物种变化进行研究发现,仅 *Fusarium*、*Staphylotrichum* 和 *Lophiostoma* 属有显著差异。相较于细菌,各处理真菌属水平物种变化量较小,此与前人研究结果相似。

4 结论

近年来,由于转基因作物在世界范围内的释放以及对传统作物的替代,转基因作物对环境和人类健康的潜在风险一直备受关注,许多风险评估都集中于转基因作物对土壤微生物的影响。笔者研究发现,抗虫耐除草剂转基因玉米未显著影响根际土壤真菌群落,对细菌群落有一定程度的影响,但是受植株生长时期的影响更显著。目前,转基因作物使用的基因种类繁多,尚无通用的风险评估标准,研究转基因作物对土壤生态系统的影响还需要长期连续监测,确定外源基因导入所带来的影响,为转基因作物推广提供实验数据。

参考文献:

- [1] 刘柳,向钱,李宁,等.复合性状转基因植物安全性评价[J].中国食品卫生杂志,2011,23(2):177-180.[LIU Liu, XIANG Qian, LI Ning, et al. Safety Assessment on Stacked Genetically Modified Plants[J]. Chinese Journal of Food Hygiene, 2011, 23(2):177-180.]
- [2] 姜伟丽,马艳,马小艳,等.转基因抗草甘膦抗虫棉对棉田冠层节肢动物群落的影响[J].生物安全学报,2013,22(1):51-56.[JIANG Wei-li, MA Yan, MA Xiao-yan, et al. Effects of Transgenic Glyphosate-insect Resistant Cotton on Arthropod Communities in Cotton Fields in Henan Province, East Central China[J]. Journal of Biosafety, 2013, 22(1):51-56.]
- [3] LIU B, ZENG Q, YAN F M, et al. Effects of Transgenic Plants on Soil Microorganisms[J]. Plant and Soil, 2005, 271(1/2):1-13.
- [4] SUN C X, CHEN L J, WU Z J, et al. Soil Persistence of *Bacillus thuringiensis* (Bt) Toxin From Transgenic Bt Cotton Tissues and Its Effect on Soil Enzyme Activities[J]. Biology and Fertility of Soils, 2007, 43(5):617-620.
- [5] 江帆,刘凯强,张天涛,等.转基因抗虫耐除草剂(*CryIAc* + *EPSPS*)玉米对草甘膦耐受性研究[J].植物保护,2016,42(2):74-78.[JIANG Fan, LIU Kai-qiang, ZHANG Tian-tao, et al. Tolerance of Transgenic and Herbicide- and Insect-resistant Corn to Glyphosate[J]. Plant Protection, 2016, 42(2):74-78.]
- [6] 李孝刚,刘标,刘苑苑,等.转基因抗虫棉根系分泌物对棉花黄萎病菌生长的影响[J].应用生态学报,2009,20(1):157-162.[LI Xiao-gang, LIU Biao, LIU Dou-dou, et al. Effects of Transgenic Insect-resistant Cotton Root Exudates on the Growth of *Verticillium Dahliae* Kleb[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(1):157-162.]
- [7] LIU W, LU H H, WU W X, et al. Transgenic Bt Rice Does not Affect Enzyme Activities and Microbial Composition in the Rhizosphere During Crop Development [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(2):475-486.
- [8] 张翠萍,李淑英,王蓓,等.六氯苯胁迫下2种湿地植物根际土壤微生物数量与酶活性变化[J].生态与农村环境学报,2018,34(2):177-183.[ZHANG Cui-ping, LI Shu-ying, WANG Bei, et al. Changes in Population of Soil Microbe and Activity of Soil Enzyme in Rhizospheres of Two Wetland Plants Under Stress of Hexachlorobenzene[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(2):177-183.]
- [9] SCHNÜRER J, ROSSWALL T. Fluorescein Diacetate Hydrolysis as a Measure of Total Microbial Activity in Soil and Litter[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1982, 43(6):1256-1261.
- [10] 张美俊,杨武德,李燕娥.不同生育期转Bt基因棉种植对根际土壤微生物的影响[J].植物生态学报,2008,32(1):197-203.[ZHANG Mei-jun, YANG Wu-de, LI Yan-e. Effects of Bt Transgenic Cottons Planting on Rhizosphere Soil Microorganisms at Different Growth Stages [J]. Journal of Plant Ecology, 2008, 32(1):197-203.]
- [11] 辜运富,张小平,涂仕华.变性梯度凝胶电泳(DGGE)技术在土壤微生物多样性研究中的应用[J].土壤,2008,40(3):344-350.[GU Yun-fu, ZHANG Xiao-ping, TU Shi-hua. Application of Denaturing Gradient Gel Electrophoresis to the Study of Soil Microbial Diversity[J]. Soils, 2008, 40(3):344-350.]
- [12] 夏围围,贾仲君.高通量测序和DGGE分析土壤微生物群落的技术评价[J].微生物学报,2014,54(12):1489-1499.[XIA Wei-wei, JIA Zhong-jun. Comparative Analysis of Soil Microbial Communities by Pyrosequencing and DGGE [J]. Acta Microbiologica Sinica, 2014, 54(12):1489-1499.]
- [13] 郭宁,石洁.我国北部及中东部地区玉米根际土壤中寄生线虫种类调查研究[J].玉米科学,2012,20(6):132-136.[GUO Ning, SHI Jie. Investigation on Species of Plant Parasitic Nematodes in the Rhizospheric Soil of Corn in Northern and Mid-eastern China

- [J]. Journal of Maize Sciences, 2012, 20(6): 132–136.]
- [14] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 12–109.
- [15] BOLAN N S, BASKARAN S, THIAGARAJAN S. An Evaluation of the Methods of Measurement of Dissolved Organic Carbon in Soils, Manures, Sludges, and Stream Water[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1996, 27(13/14): 2723–2737.
- [16] WALTERS W, HYDE E R, BERG-LYONS D, et al. Improved Bacterial 16S rRNA Gene (V4 and V4–5) and Fungal Internal Transcribed Spacer Marker Gene Primers for Microbial Community Surveys[J]. mSystems, 2016, 1(1). DOI: 10.1128/msystems.00009–15.
- [17] XIONG W, LI R, REN Y, et al. Distinct Roles for Soil Fungal and Bacterial Communities Associated With the Suppression of Vanilla *Fusarium* Wilt Disease[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 107: 198–207.
- [18] CAPORASO J G, KUCZYNSKI J, STOMBAUGH J, et al. QIIME Allows Analysis of High-throughput Community Sequencing Data[J]. Nature Methods, 2010, 7(5): 335–336.
- [19] QUAST C, PRUESSE E, YILMAZ P, et al. The SILVA Ribosomal RNA Gene Database Project: Improved Data Processing and Web-based Tools[J]. Nucleic Acids Research, 2013, 41(D1): D590–D596.
- [20] KÖLJALG U, LARSSON K H, ABARENKOV K, et al. UNITE: A Database Providing Web-based Methods for the Molecular Identification of Ectomycorrhizal Fungi[J]. New Phytologist, 2005, 166(3): 1063–1068.
- [21] 陈琦, 尹粉粉, 曹靖, 等. 秦岭西部不同发育阶段油松和日本落叶松人工林土壤酶活性变化和分布特征[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(5): 466–471. [CHEN Qi, YIN Fen-fen, CAO Jing, et al. Variation and Spatial Characteristics of Soil Enzyme Activities in *Pinus tabulaeformis* and *Larix kaempferi* Plantation at Different Development Stages in Western Qinling Mountains[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2010, 26(5): 466–471.]
- [22] 孙彩霞, 张玉兰, 缪璐, 等. 转 Bt 基因作物种植对土壤养分含量的影响[J]. 应用生态学报, 2006, 17(5): 943–946. [SUN Cai-xia, ZHANG Yu-lan, MIAO Lu, et al. Changes of Nutrients in Soil of Transgenic Bt Crops[J]. Journal of Applied Ecology, 2006, 17(5): 943–946.]
- [23] 景小鹏, 李建东, 周旭梅, 等. 转 Bt 基因玉米对土壤养分含量的影响[J]. 辽宁农业科学, 2015(2): 17–22. [JING Xiao-peng, LI Jian-dong, ZHOU Xu-mei, et al. Effects of Transgenic Bt Maize on Soil Nutrient Content[J]. Liaoning Agricultural Sciences, 2015(2): 17–22.]
- [24] SHEN R F, CAI H, GONG W H. Transgenic Bt Cotton Has No Apparent Effect on Enzymatic Activities or Functional Diversity of Microbial Communities in Rhizosphere Soil[J]. Plant and Soil, 2006, 285(1/2): 149–159.
- [25] BARDGETT R D, FREEMAN C, OSTLE N J. Microbial Contributions to Climate Change Through Carbon Cycle Feedbacks[J]. The ISME Journal, 2008, 2(8): 805–814.
- [26] 徐征. 农业转基因生物对土壤生态系统功能影响的研究进展[J]. 中国农学通报, 2004, 20(4): 47–50, 72. [XU Zheng. Studies on the Effects Influenced the Function of Soil-ecosystem by Transgenics[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2004, 20(4): 47–50, 72.]
- [27] 刘凯, 李永山, 范巧兰, 等. 转基因玉米对土壤微生物群落的影响[J]. 山西农业科学, 2015, 43(9): 1138–1140. [LIU Kai, LI Yong-shan, FAN Qiao-lan, et al. Effects of Transgenic Corn on Soil Microbial Population[J]. Journal of Shanxi Agricultural Sciences, 2015, 43(9): 1138–1140.]
- [28] BARRIUSO J, VALVERDE J R, MELLADO R P. Effect of Cry1Ab Protein on Rhizobacterial Communities of Bt-maize Over a Four-year Cultivation Period[J]. PLoS ONE, 2012, 7(4): e35481. DOI: 10.1371/journal.pone.0035481.
- [29] GRIFFITHS B S, CAUL S, THOMPSON J, et al. Soil Microbial and Faunal Community Responses to Maize and Insecticide in Two Soils[J]. Journal of Environmental Quality, 2006, 35(3): 734–741.
- [30] 吴晋元, 职晓阳, 李岩, 等. 云南江城和黑井盐矿沉积物未培养放线菌多样性比较[J]. 微生物学通报, 2008, 35(10): 1550–1555. [WU Jin-yuan, ZHI Xiao-yang, LI Yan, et al. Comparison of Actinobacterial Diversity in Jiangcheng and Heijing Saline Mines in Yunnan by Using Culture-independent Approach[J]. Microbiology China, 2008, 35(10): 1550–1555.]
- [31] 张丽梅, 贺纪正. 一个新的古菌类群: 奇古菌门 (Thaumarchaeota)[J]. 微生物学报, 2012, 52(4): 411–421. [ZHANG Li-mei, HE Ji-zheng. A Novel Archaeal Phylum: Thaumarchaeota: A Review[J]. Acta Microbiologica Sinica, 2012, 52(4): 411–421.]
- [32] 张伟, 许俊杰, 张天宇. 土壤真菌研究进展[J]. 菌物研究, 2005, 3(2): 52–58. [ZHANG Wei, XU Jun-jie, ZHANG Tian-yu. Advancement on Soil Fungal Research[J]. Journal of Fungal Research, 2005, 3(2): 52–58.]
- [33] EMILIA H S, WIETSE D B, JOHANNES V V, et al. A 3-year Study Reveals That Plant Growth Stage, Season and Field Site Affect Soil Fungal Communities while Cultivar and GM-trait Have Minor Effects[J]. PLoS ONE, 2012, 7(4): e33819.
- [34] LEE S H, KIM C G, KANG H. Temporal Dynamics of Bacterial and Fungal Communities in a Genetically Modified (GM) Rice Ecosystem[J]. Microbial Ecology, 2011, 61(3): 646–659.
- [35] 王敏, 孙红伟, 武海斌, 等. 转 Bt 基因玉米根际微生物和细菌生理群多样性[J]. 生态学杂志, 2010, 29(3): 511–516. [WANG Min, SUN Hong-wei, WU Hai-bin, et al. Quantity of Culturable Microorganisms and Diversity of Bacterial Physiological Groups in Transgenic Bt Corn Rhizosphere[J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29(3): 511–516.]
- [36] LI P, XUE Y, SHI J L, et al. The Response of Dominant and Rare Taxa for Fungal Diversity Within Different Root Environments to the Cultivation of Bt and Conventional Cotton Varieties[J]. Microbiome, 2018, 6: 184.

作者简介: 洪鑫(1993—), 男, 湖北黄冈人, 硕士生, 研究方向为土壤生态与环境微生物多样性研究。E-mail: 162502010@stu.njnu.edu.cn

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0384

刘标,薛堃,刘来盘,等.转 *EPSPS+PAT* 基因大豆向非转基因大豆的基因漂移研究[J].生态与农村环境学报,2020,36(3):367–373.

LIU Biao, XUE Kun, LIU Lai-pan, et al. Research on the Gene Flow From Transgenic *EPSPS+PAT* Soybean S4003.14 to Non-transgenic Soybeans[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 367–373.

转 *EPSPS+PAT* 基因大豆向非转基因大豆的基因漂移研究

刘 标¹, 薛 堃²*, 刘来盘¹, 沈文静¹, 郭 慧² (1. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042; 2. 中央民族大学生命与环境科学学院, 北京 100081)

摘要: 基因漂移是转基因作物环境风险的重要内容之一。我国不仅是世界上栽培大豆的种植大国和野生大豆最重要的分布区,而且栽培大豆的种植区域与野生大豆的分布区高度重叠,因此,如果转基因大豆在我国进行商业化种植,必须对其向栽培大豆和野生大豆的基因漂移进行严格的评价和研究。以我国自主研发的转 *EPSPS+PAT* 基因大豆 S4003.14 为材料,在吉林省伊通县大田条件下研究其向 5 种非转基因栽培大豆和 5 个野生大豆材料的基因漂移。结果表明,S4003.14 与 5 种非转基因栽培大豆和 5 个野生大豆材料的花期重叠时间分别为 17~27 和 19~23 d;在隔行种植条件下,S4003.14 向 5 种非转基因栽培大豆和 5 个野生大豆材料基因漂移的异交率分别为 0.16%~0.93% 和 0.06%~0.19%,且杂交代育性正常;在 S4003.14 大豆与非转基因栽培大豆之间的距离超过 1 m 的条件下,未检测到基因漂移的发生。

关键词: 转基因大豆;栽培大豆;野生大豆;基因漂移;异交率

中图分类号: X176; Q71 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0367-07

Research on the Gene Flow From Transgenic *EPSPS+PAT* Soybean S4003.14 to Non-transgenic Soybeans. LIU Biao¹, XUE Kun²*, LIU Lai-pan¹, SHEN Wen-jing¹, GUO Hui² (1. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China; 2. College of Life and Environmental Sciences, Minzu University of China, Beijing 100081, China)

Abstract: Gene flow is one of the important environmental risks of transgenic crops. China is one of the most important country with cultivated soybeans and wild soybeans. Furthermore, the distribution area of cultivated soybean and that of wild soybean highly overlap in China. Therefore, strict evaluation and researches on gene flow from transgenic soybean to cultivated soybeans and wild soybeans must be conducted before the commercial cultivation of transgenic soybeans in China. In Yitong County, Jilin Province, transgenic *EPSPS+PAT* soybean S4003.14, developed by local organization, was studied on its gene flow to 5 cultivated soybeans and 5 wild soybeans. The results show that the flowering overlaps of S4003.14 and the 5 non-transgenic soybeans were 17–27 days, and that of S4003.14 and 5 wild soybean lines were 19–23 days. Under the intercropping condition, as the results of gene flow, the outcrossing rates of transgenic *EPSPS+PAT* soybean S4003.14 to the 5 non-transgenic soybeans and to the 5 wild soybeans were 0.16%–0.93% and 0.06%–0.19%, respectively. The fertility of the hybrid offsprings was normal. No gene flow was detected when the distance between S4003.14 soybean and non-transgenic cultivated soybeans was more than 1 m.

Key words: transgenic soybean; cultivated soybean; wild soybean; gene flow; outcrossing rate

自 1997 年商业化生产以来,全球转基因作物的种植面积快速扩大,并产生了显著的经济效益^[1]。但是,转基因作物的大规模环境释放也可能产生一系列环境风险,包括转基因作物中外源基因以花粉为媒介向其栽培品种和野生近缘种的基因漂移所引起的风险^[2–3]。基因漂移指 1 个或多个基因从 1 个孟德尔遗传群体转移到另 1 个孟德尔遗传群体的现象或者过程^[4]。自从转基因作物商业化生产以来,转基因油菜 (*Brassica napus*)^[5] 和转基因玉米

(*Zea mays*)^[6–7] 向其栽培种或者野生近缘种发生基因漂移的现象已经被科学数据所证实,转基因大豆 (*Glycine max*)、棉花 (*Gossypium hirsutum*) 和水稻

收稿日期: 2019–05–30

基金项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务专项 (GYZX190103); 转基因生物新品种培育重大专项 (2016ZX08012005); 生态环境部生物多样性调查、观测和评估项目

* 通信作者 E-mail: xuekun@muc.edu.cn

(*Oryza saliva*)等转基因作物的基因漂移风险越来越引起政府有关管理部门和科学团体的高度重视^[8-9]。

栽培大豆(*Glycine max* L. Merr.)为自花授粉的有性繁殖植物,异花授粉率一般低于 1%^[10]。栽培大豆起源于野生大豆(*Glycine soja* Seib. et Zucc.),我国是世界上最主要的野生大豆生物多样性起源地。栽培大豆与野生大豆虽然同属不同种,但是拥有相同的基因组(染色体均为 $2n=40$),两者容易杂交且结实性良好,相互之间易于发生基因漂移,而且杂交后代性状的遗传方式与栽培大豆品种间杂交后代的遗传方式相似^[11]。自从转基因大豆开展商业化生产以来,不同国家的科学家开展了一系列转基因大豆向栽培大豆和野生大豆基因漂移的研究。这些研究结果表明,耐草甘膦转 *EPSPS* 基因大豆可以向不同品种的栽培大豆和野生大豆发生基因漂移,但是异交率一般低于 1%^[12-15]。对于常规大豆种植面积大且有野生大豆大面积分布的中国来说,开展转基因大豆向栽培大豆和野生大豆基因漂移的评价和研究工作是非常重要的。耐草甘膦和草铵膦除草剂转 *EPSPS+PAT* 基因大豆 S4003.14 是大北农生物技术有限公司研发的转基因作物,阿根廷农业产业部于 2019 年 2 月 27 日批准了表达相同外源基因的转基因大豆 DBN-09004-6 的种植许可^[16],但是其在我国向非转基因栽培大豆和野生大豆的基因漂移风险尚鲜见报道。笔者参照有关国家标准规定的方法,研究了 S4003.14 向 10 个非转基因大豆的基因漂移风险,为评价和控制该转基因大豆可能产生的基因漂移风险提供科学数据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试材料:耐草甘膦和草铵膦除草剂转 *EPSPS+PAT* 基因大豆 S4003.14,由北京大北农生物技术有限公司研发和提供;采集自伊通、张家界、海宁、上饶、江浦 5 个地区的野生大豆;与耐除草剂转基因大豆 S4003.14 生育期相当的 5 个非转基因栽培大豆品种(吉育 47、吉育 69、吉育 71、吉育 91、东农 52)。

1.2 试验地点及时间

试验地点位于吉林省伊通满族自治县西苇林场大北农实验基地($43^{\circ}15'N$ 、 $125^{\circ}20'E$),试验地为开垦林地。试验基地所在地区属于中温带大陆季风气候区,四季分明,年平均气温为 $4.6^{\circ}C$,无霜期为 138 d,年降水量为 627.3 mm,7—8 月(大豆花期)以西南风为主,风力 3~4 级。土壤类型为白浆

土。试验地以垄施复合肥($m(N):m(P):m(K)=15:15:15$)作为底肥。当地田块主要杂草为稗草(*Echinochloa crusgalli*)、牛筋草(*Eleusine indica*)和狗尾草(*Setaria viridis*)等禾本科杂草和反枝苋(*Amaranthus retroflexus*)、野西瓜苗(*Hibiscus trionum*)、铁苋菜(*Acalypha australis*)和苘麻(*Abutilon theophrasti*)等阔叶杂草。

试验地四周设有围栏同外界隔离。试验地周围以松树(*Pinus* sp.)和柞树(*Quercus* sp.)为次生林,周围 1 000 m 范围内无其他大豆种植。该试验事先得到了国家农业转基因生物安全主管部门的批准[农基安办报告字(2017)第 253 号]。

1.3 试验方法

试验依据《转基因植物及其产品环境安全检测耐除草剂大豆 第 3 部分:外源基因漂移(农业部 2031 号公告-3-2013)》和《转基因大豆环境安全检测技术规范(中华人民共和国农业行业标准 NY/T 719.1-2003)》执行。

1.3.1 转基因大豆 S4003.14 向非转基因栽培大豆和野生大豆的基因漂移

采用对比法设计试验,耐除草剂转基因大豆 S4003.14 分别与 5 种野生大豆和 5 个非转基因栽培大豆品种依次隔行间作,共设置 4 个重复(东西向、南北向各 2 个重复),株距为 8 cm,行距为 40 cm(图 1)。



方框部分为田间试验地。

图 1 基因漂移率试验田间种植情况

Fig. 1 Field experiment of the rate of gene flow

转基因耐除草剂大豆 S4003.14 和 10 个非转基因大豆均按单行进行播种。为保证转基因大豆与非转基因大豆花期相遇,试验材料分 3 期播种:第 1 期耐除草剂转基因大豆 S4003.14 播种时间为 2017 年 5 月 5 日,第 2 期耐除草剂转基因大豆 S4003.14 和非转基因栽培大豆及野生大豆同时于 2017 年 5 月 12 日播种,2017 年 5 月 19 日进行第 3 期耐除草

剂转基因大豆 S4003. 14 播种。

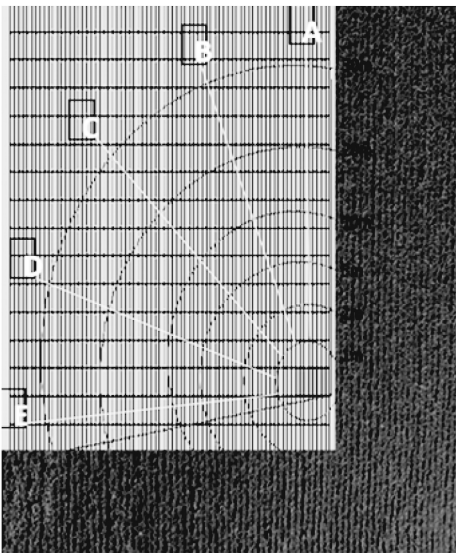
记录各试验材料的生长情况和完整花期,在非转基因大豆成熟后,收获所有大豆种子,并自然风干保存备用。每个方向每种非转基因大豆随机选取 2 000 粒外表完整的种子在温室条件下播种并进行聚合酶链式反应(PCR)分子检测。

1.3.2 转基因大豆向非转基因栽培大豆基因漂移的距离

在开展转基因大豆向非转基因栽培大豆和野生大豆基因漂移研究的同时,选取非转基因大豆吉育 47 和耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 进行基因漂移的距离和频率试验。试验地块为大于 90°的扇形区域(图 2),半径为 32 m。扇形区域顶角位于上风口。在扇形顶角处种植耐除草剂转基因大豆 S4003. 14,种植半径为 2 m,扇形的其他部分种植非转基因大豆吉育 47。非转基因大豆播种前将扇形分为面积相等的 5 个亚区,分别标记为 A、B、C、D、E,并保证每个亚区在距离转基因耐除草剂大豆种植区 1、2、5、10、20 和 30 m 处非转基因大豆均能够出苗,种植行距为 40 cm,株距为 8 cm。为了保证花期相遇,2017 年 5 月 12 日播种非转基因栽培大豆,耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 分别于 2017 年 5 月 12 日和 2017 年 5 月 19 日进行 2 次播种。

对试验材料的生长发育和完整花期进行记录。当非转基因大豆成熟时,在距离转基因耐除草剂大豆 S4003. 14 种植区 1、2、5、10、20 和 30 m 处取样,每个亚区选择 1 个样点收获不少于 1 000 粒的吉育 47 大豆种子。收获后将同一距离的 A、B、C、D、E 5 个样点的大豆种子混合备用,分别检测和统计距离 S4003. 14 种植区 1、2、5、10、20 和 30 m 处 1 000 粒种子中含有外源基因的阳性种子数,计算不同距离转基因耐除草剂大豆 S4003. 14 与吉育 47 的异

交率。



同心弧中心部分为转化体材料 S4003. 14,同心弧线代表不同取样距离。

图 2 基因流散距离试验的种植及取样方案示意

Fig. 2 Planting and sampling scheme of the experiment of gene flow distance

1.3.3 检测方法

将上述试验中选取的种子在温室种植,待出苗并长出第 1 片真叶后,先喷施草甘膦除草剂(以有效成分计,1 230 g · hm⁻²),3 d 后再喷施草铵膦除草剂(以有效成分计,600 g · hm⁻²),施药后 4 周记录存活株数,并取存活大豆植株的新鲜叶片进行转基因大豆 S4003. 14 的 2 个目的基因的 PCR 分子检测。PCR 反应条件为 94 ℃ 5 min 变性,94 ℃ 30 s、55 ℃ 30 s、72 ℃ 30 s 进行 30 个循环,之后 72 ℃ 保持 10 min。目的基因 *EPSPS* 和 *PAT* 的 PCR 特异引物见表 1。阴性对照为受体材料 Jack 的 DNA,阳性对照为转化体 S4003. 14 的 DNA。

表 1 目的基因特异引物及特征片段大小

Table 1 Specific primers sequence and fragment size of target gene

基因	引物名称	引物序列	片段大小/bp
<i>EPSPS</i>	Primer I (CP4-02-F)	5' AAAGACTCCAACGCCAATCACCTACAG 3'	288
	Primer II (CP4-02-R)	5' GCAGCAACCAATGGGAAAGCAGT 3'	
<i>PAT</i>	Primer I (Pat-F)	5' CCGGAGAGGAGACCACTTGAGAT 3'	227
	Primer II (Pat-R)	5' TTCCAGGGCCGACGTAAG 3'	

1.4 异交率的计算

根据耐除草剂性状和 2 个目的基因的 PCR 分子检测结果确定转基因耐除草剂大豆 S4003. 14 与非转基因大豆的异交率,计算公式为 $P = N/T \times 100\%$ 。其中, P 为异交率; N 为检测到的含有 2 个

目的基因的大豆植株数,株; T 为播种后大豆出苗总数,株。

1.5 繁殖性状的测定

将前述具有耐除草剂性状和 PCR 检测结果阳性的 F₁ 植株移栽至直径 30 cm、高 35 cm 的盆中,每

盆 1 株,于主茎上挂标签。于温室中培养至结荚鼓粒后,单株套透明尼龙网袋。至完全成熟后整袋干燥,并记录单株的荚数、每荚饱粒数和百粒重等。

2 结果与分析

2.1 耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 与非转基因大豆的花期重叠时间

表 2 显示,3 个播种时期耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 的花期均为 21 d,而 3 个播种时期耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 的花期为 2017 年 7 月 10 日至 8 月 5 日,共 27 d。每个非转基因大豆的花期与耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 相似,5 个非转基因栽培大豆的花期为 2017 年 7 月 10 日至 8 月 3 日,共 25 d,与 3 个播种时期耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 的花期重叠 25 d。野生大豆花期约为 35 d,5 个野生大豆的花期为 2017 年 7 月 7 日至 8 月 25 日,与 3 个播种时期耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 的花期重叠 27 d。可见,耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 与 10 个非转基因大豆在花期上有 17~27 d 的重叠时间,为耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 向 10 个非转基因大豆发生基因漂移提供了可能性。

表 2 耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 与非转基因大豆的花期重叠时间

Table 2 Flowering overlaps of herbicide-tolerant transgenic soybean S4003. 14 and non-transgenic soybean

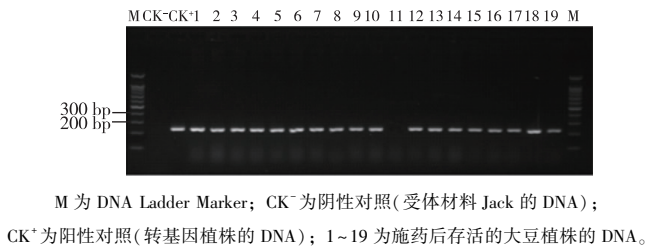
试验材料		花期	t/d
大类	小类		
A	S4003. 14(第 1 期)	07-10-07-30	—
	S4003. 14(第 2 期)	07-10-07-30	—
	S4003. 14(第 3 期)	07-15-08-05	—
B	伊通野生大豆	07-07-08-10	27
	张家界野生大豆	07-20-08-25	17
	海宁野生大豆	07-20-08-25	17
	上饶野生大豆	07-20-08-25	17
	江浦野生大豆	07-20-08-25	17
C	吉育 47	07-10-07-30	21
	吉育 69	07-12-08-03	23
	吉育 71	07-10-07-30	21
	吉育 91	07-10-07-30	21
	东农 52	07-12-07-30	19

A 为耐除草剂转基因大豆 S4003. 14,B 为野生大豆,C 为非转基因栽培大豆,t 为与 S4003. 14 花期重叠时间。“—”表示无数据。

2.2 耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 向非转基因大豆基因漂移的异交率

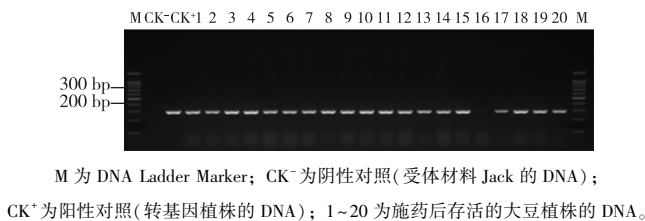
将收获的 10 个非转基因大豆种子种植于温室中并先后喷施草甘膦、草铵膦 2 种除草剂,记录施药后 4 周的存活株数,并对存活大豆苗进行 PCR 分子

检测(图 3~4),得出隔行种植条件下耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 向 10 个非转基因大豆发生基因漂移的异交率在 0. 06%~0. 93%之间,其中 S4003. 14 向 5 个野生大豆基因漂移的异交率范围为 0. 06%~0. 19%,向 5 个非转基因栽培大豆基因漂移的异交率为 0. 16%~0. 93%(表 3~4)。



M 为 DNA Ladder Marker; CK⁻ 为阴性对照(受体材料 Jack 的 DNA); CK⁺ 为阳性对照(转基因植株的 DNA); 1~19 为施药后存活的大豆植株的 DNA。

图 3 PAT 基因的 PCR 部分检测结果
Fig. 3 PCR results of PAT gene (in part)



M 为 DNA Ladder Marker; CK⁻ 为阴性对照(受体材料 Jack 的 DNA); CK⁺ 为阳性对照(转基因植株的 DNA); 1~20 为施药后存活的大豆植株的 DNA。

图 4 EPSPS 基因的 PCR 部分检测结果
Fig. 4 PCR results of EPSPS gene (in part)

表 3 S4003. 14 向非转基因大豆发生基因漂移的异交率(东西方向)

Table 3 Outcrossing rates of S4003. 14 to non-transgenic soybeans (east-west direction)

非转基因大豆	出苗数/ 株	A/ 株	B/ 株	异交率/ %
伊通野生大豆	1 657	2	2	0. 12
张家界野生大豆	1 685	2	2	0. 12
海宁野生大豆	1 696	2	2	0. 12
上饶野生大豆	1 700	1	1	0. 06
江浦野生大豆	1 617	3	3	0. 19
吉育 47	1 812	10	8	0. 44
吉育 69	1 832	4	3	0. 16
吉育 71	1 835	12	12	0. 66
吉育 91	1 815	12	11	0. 60
东农 52	1 822	11	10	0. 55

播种数均为 2 000 粒。A 为喷施除草剂后存活株数,B 为 PCR 检测阳性株数。

相同条件下,耐除草剂转基因大豆 S4003. 14 向 5 个野生大豆发生基因漂移的平均异交率显著或极显著低于向 5 个非转基因栽培大豆发生基因漂移的平均异交率(东西方向野生大豆与非转基因栽培大豆比较 $P=0. 016$,南北方向野生大豆与非转基因栽培大豆相比较 $P=0. 006$,所有野生大豆与非转基因

栽培大豆相比较 $P=0.001$), 且南北方向种植的耐除草剂转基因大豆 S4003.14 向野生大豆和非转基因栽培大豆品种的平均异交率(0.13%和 0.65%)比东西方向(0.12%和 0.48%)高,这可能与在大豆生长季和花期试验地区以西南风为主有关。

表 4 S4003.14 向非转基因大豆发生基因漂移的异交率(南北方向)

Table 4 Outcrossing rates of S4003.14 to non-transgenic soybeans (north-south direction)

非转基因大豆	出苗数/ 株	A/ 株	B/ 株	异交率/ %
伊通野生大豆	1 705	3	3	0.18
张家界野生大豆	1 664	1	1	0.06
海宁野生大豆	1 658	2	2	0.12
上饶野生大豆	1 771	2	2	0.11
江浦野生大豆	1 675	4	3	0.19
吉育 47	1 817	13	12	0.66
吉育 69	1 819	6	5	0.27
吉育 71	1 738	16	16	0.93
吉育 91	1 749	13	13	0.74
东农 52	1 742	11	11	0.63

播种数均为 2 000 粒。A 为喷施除草剂后存活株数,B 为 PCR 检测阳性株数。

表 5 S4003.14 与非转基因大豆杂交后代的繁殖数据

Table 5 Reproductive data of hybrids of S4003.14 and non-transgenic soybeans

非转基因大豆	耐 2 种除草剂且 PCR 检测阳性株数	结籽株数/ 株	单株荚数	单株饱粒数/ 粒	每荚饱粒数/ 粒	百粒重/ g
伊通野生大豆	5	4	182.5	255.0	1.40	19.49
张家界野生大豆	3	3	136.7	200.0	1.46	4.84
海宁野生大豆	4	3	134.3	202.3	1.51	6.55
上饶野生大豆	3	3	14.7	21.3	1.45	9.26
江浦野生大豆	6	5	134.4	227.2	1.69	10.76
吉育 47	20	17	49.6	124.4	2.08	21.73
吉育 69	8	7	66.0	110.8	1.89	19.49
吉育 71	28	28	57.5	103.1	1.93	15.72
吉育 91	24	23	65.8	99.2	1.87	20.77
东农 52	21	19	52.8	122.9	1.88	21.12

3 讨论

在国家对转基因技术的大力支持下,由大北农业技术有限公司、上海交通大学、中国农业科学院作物科学研究所等国内科研单位培育的转 *G10-EPSPS* 基因抗草甘膦大豆 SHZD32-01、转 *EPSPS* 和 *PAT* 基因抗草甘膦大豆 S4003.14、转 *G2-EPSPS* 和 *GAT* 基因抗草甘膦大豆、抗旱转 *TaDREB3a* 基因大豆等发展迅速,部分转基因大豆在技术上已经具备了商业化种植的条件^[17-18]。尽管国外进口的转基因大豆在我国已有 20 余年的安全食用记录,而且国内外已有一些转基因大豆基因漂移方面的研究;

2.3 耐除草剂转基因大豆 S4003.14 向非转基因栽培大豆基因漂移的距离

由表 2 可知,耐除草剂转基因大豆 S4003.14 与吉育 47 的花期重叠时间为 21 d,两者之间有发生基因漂移的可能性。对 1.3.2 节试验中收获的吉育 47 种子进行温室种植并喷施 2 种除草剂,结果显示,在喷施 2 种除草剂 1 周后,所有试验大豆苗全部死亡。该结果表明在耐除草剂转基因大豆 S4003.14 与常规大豆吉育 47 存在 21 d 花期重叠的情况下,此次试验未在距离大于 1 m 的农田条件下检测到基因漂移。

2.4 耐除草剂转基因大豆 S4003.14 与非转基因大豆杂交后代的生长和生殖

2.2 节所述耐草甘膦和草铵膦又经 PCR 检测含有 2 个目的基因的大豆个体为耐除草剂转基因大豆 S4003.14 与非转基因大豆的杂交后代。在温室条件下继续按照常规方式培养这些杂交后代直至结实,结果表明,所有杂交后代均可以正常生长,绝大部分杂交后代还可以正常结实(表 5)。

但考虑到我国不但是栽培大豆生产大国,而且是世界野生大豆最重要的起源地和分布中心,若我国自主研发的转基因大豆进行商业化种植,需要根据转基因生物安全管理的个案评价原则(case-by-case principle),对其向非转基因栽培大豆和野生大豆基因漂移的风险进行充分的评估和研究,为管理和控制转基因大豆基因漂移风险提供科学支撑。

基因漂移发生的前提条件是相邻生长且花期相遇^[19]。笔者研究结果表明,耐除草剂转基因大豆 S4003.14 与 5 个栽培大豆和 5 个野生大豆花期重叠时间为 17~27 d,使转基因大豆 S4003.14 有足够的时间将其花粉传递给栽培大豆和野生大豆。考

虑到栽培大豆在我国不仅种植面积大,而且与野生大豆的自然分布区域高度重叠(笔者在伊通常规栽培大豆田曾经多次发现野生大豆缠绕在常规栽培大豆植株上),其花粉活力与非转基因大豆无显著差异,使转基因大豆向常规栽培大豆和野生大豆发生基因漂移具备时间和空间上的条件^[17]。

在笔者试验隔行(行距为40 cm)种植条件下,耐除草剂转基因大豆S4003.14向5个野生大豆基因漂移的异交率范围为0.06%~0.19%,向5个非转基因栽培大豆基因漂移的异交率为0.16%~0.93%;在中国的另1个隔行种植试验中,转*EPSPS*基因抗除草剂大豆AG5601与36个非转基因栽培大豆品种的自然异交率为0~0.934%^[13];日本学者NAKAYAMA等^[19]开展的1个为期4 a的试验结果也表明,当转*EPSPS*基因大豆AG3701RR(Event 40-3-2)与非转基因大豆相距0.7 m时,两者之间的基因漂移异交率可达0.19%。笔者试验结果与上述2个研究结果基本一致。笔者试验中在S4003.14大豆与非转基因栽培大豆之间的距离超过1 m的条件下,未检测到基因漂移的发生。而在巴西开展的1个转基因大豆与栽培大豆基因漂移的大田试验中,当非转基因大豆距离转*EPSPS*基因大豆花粉供体1 m时,平均异交率为0.52%,2 m处的平均异交率为0.12%^[12];陈新等^[14]的试验结果显示,转*EPSPS*基因大豆ARG04与野生大豆之间最远漂移距离为10 m。刘杰等^[15]的研究结果表明,转*EPSPS*基因大豆和不同品种非转基因大豆之间相距5 m处基因漂移频率为0.03%,而在29 m处降至0.001%。笔者研究依据我国有关国家和行业标准,在每个方向上,每种非转基因大豆随机选取2 000粒外表完整的种子,在温室条件下播种后进行筛选,并进行PCR分子检测。结果表明,转基因大豆与非转基因大豆在距离超过1 m时异交率为0的结果与上述研究结果不同的原因,可能与试验地点的温度、风向、风速、传粉昆虫种类和数量等自然条件不同有关,也可能与所检测样品量偏低有关。虽然增加检测样本量会提高成本,但是可以提高检测数据的精确度和科学性。建议国家有关主管部门修改笔者试验所依据的2个技术标准,适当增加检测样本量,并在0~1 m范围内减小取样间隔距离,以获得更加科学、准确的基因漂移数据。

外源基因通过基因漂移进入非转基因植物后,其对表达该外源基因的非转基因植物的适合度所产生的影响是评价基因漂移可能产生生态风险的核心^[9,20]。笔者试验结果和其他相关研究结果表

明,虽然转基因大豆向非转基因栽培大豆和野生大豆发生基因漂移的异交率很低;但是,由于栽培大豆在我国种植面积大,野生大豆分布区域与栽培大豆种植区域高度重叠,如果转基因大豆在我国进行长期的大规模种植,外源基因通过花粉向非转基因栽培大豆和野生大豆发生基因漂移是无法避免的。如果向非转基因栽培大豆发生基因漂移,杂交后代的种子被人类收获后主要用作加工原料,其环境风险比较小且更易于控制;如果向野生大豆发生基因漂移,则意味着外源基因会进入主要在自然环境下生长的野生大豆群体之中,可能对野生大豆资源造成无法预料的风险。作物野生种的保护已经引起国际组织和各国政府的高度重视,而野生大豆是我国和世界宝贵的生物遗传资源,外源基因漂移可能对我国野生大豆生物物种资源的影响是转基因大豆在我国商业化生产前必须解决的科学问题之一。从笔者研究结果(表5)来看,耐除草剂转基因大豆S4003.14与10个非转基因大豆杂交所产生的F₁种子,绝大部分可以正常萌发、生长并产生种子。已经发表的2个试验结果^[21-22]显示,在没有草甘膦的条件下,与母本野生大豆相比,表达*EPSPS*基因的“转基因大豆-野生大豆”杂交后代(F₁和F₂)的某些适合度指标没有发生显著变化,在某些适合度参数(尤其是繁殖指标)上甚至显著高于野生大豆,表明表达*EPSPS*基因的“转基因大豆-野生大豆”杂交后代可能具有更强的环境风险。因此,开展转基因大豆与其近缘种(常规栽培大豆和野生大豆)杂交后代的适合度研究,是今后评价和研究转基因大豆向非转基因大豆发生基因漂移可能引起生态风险的重要内容。

4 结论

根据“个案”原则,笔者对耐除草剂转基因大豆S4003.14与非转基因栽培大豆和野生大豆之间的基因漂移进行研究。结果表明,大田种植条件下,转基因大豆S4003.14与不同品种栽培大豆和野生大豆具有17~27 d的花期重叠时间,并在一定范围内有低频的杂交发生。外源基因可能通过这种方式转移到自然生态系统中,并伴随杂交后代的传代而实现对其他近缘种的渗透。转基因大豆的安全性问题,尤其是野生大豆分布区的生态安全性,需要长期的观察和监测才能更加准确地进行评价。

参考文献:

- [1] ISAAA. Global Status of Commercialized Biotech/GM Crops in

- 2017: Biotech Crop Adoption Surges as Economic Benefits Accumulate in 22 Years ISAAA Brief No. 53 [R]. Ithaca, NY: ISAAA, 2017.
- [2] STEWART C N, HALFHILL M D, WARWICK S I. Transgene Introgression From Genetically Modified Crops to Their Wild Relatives[J]. *Nature Reviews Genetics*, 2003, 4(10): 806–817.
- [3] WOLFENBARGER L L, PHIFER A P R. The Ecological Risks and Benefits of Genetically Engineered Plants[J]. *Science*, 2000, 290(5499): 2088–2093.
- [4] 卢宝荣, 王磊, 王哲. 转基因栽培稻基因漂移是否会带来环境生物安全影响? [J]. *中国科学: 生命科学*, 2016, 46(4): 420–431. [LU Bao-rong, WANG Lei, WANG Zhe. Can Transgene Flow Lead to Environmental Biosafety Impacts in Rice? [J]. *Scientia Sinica Vitae*, 2016, 46(4): 420–431.]
- [5] WARWICK S I, LÉGÈRE A, SIMARD M J, *et al.* Do Escaped Transgenes Persist in Nature? The Case of an Herbicide Resistance Transgene in a Weedy *Brassica rapa* Population[J]. *Molecular Ecology*, 2008, 17(5): 1387–1395.
- [6] DALTON R. Modified Genes Spread to Local Maize[J]. *Nature*, 2008, 456(7219): 149.
- [7] QUIST D, CHAPELA I H. Transgenic DNA Introgressed Into Traditional Maize Landraces in Oaxaca, Mexico[J]. *Nature*, 2001, 414(6863): 541–543.
- [8] 石雪, 董姗姗, 于赐刚, 等. 转 WYMV-Nib8 基因抗黄花叶病小麦花粉漂移研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2015, 31(4): 522–527. [SHI Xue, DONG Shan-shan, YU Ci-gang, *et al.* Pollen Flow of Transgenic WYMV-Nib8 Wheat Resistant of Yellow Mosaic Virus [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2015, 31(4): 522–527.]
- [9] 董姗姗, 石雪, 于赐刚, 等. 花粉源大小及花粉竞争对抗病毒转基因小麦基因漂移的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2018, 34(2): 140–145. [DONG Shan-shan, SHI Xue, YU Ci-gang, *et al.* Effects of Size of Pollen Source and Competition of Pollens on Gene Flow of Virus-resistant Transgenic Wheat [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34(2): 140–145.]
- [10] CAVINESS C E. Estimates of Natural Crosspollination in Jackson Soybeans in Arkansas[J]. *Crop Science*, 1966, 6(2): 211–212.
- [11] KIANG Y T, CHIANG Y C, KAIZUMA N. Genetic Diversity in Natural Populations of Wild Soybean in Iwate Prefecture, Japan[J]. *Journal of Heredity*, 1992, 83(5): 325–329.
- [12] ABUD S, SOUZA PI M D, VIANNA G R, *et al.* Gene Flow From Transgenic to Non-transgenic Soybean Plants in the Cerrado Region of Brazil[J]. *Genetics & Molecular Research: GMR*, 2007, 6(2): 445–452.
- [13] HUANG W K, PENG H, WANG G F, *et al.* Assessment of Gene Flow From Glyphosate-resistant Transgenic Soybean to Conventional Soybean in China[J]. *Acta Physiologiae Plantarum*, 2014, 36(7): 1637–1647.
- [14] 陈新, 严继勇, 高兵. 野生大豆抗草甘膦基因漂移的初步研究[J]. *中国油料作物学报*, 2004, 26(2): 89–91. [CHEN Xin, YAN Ji-yong, GAO Bing. Preliminary Study on Roundup Ready Soybean's Round-up Ready Gene Move to Wild Soybean [J]. *Chinese Journal of Oil Crop Sciences*, 2004, 26(2): 89–91.]
- [15] 刘杰, 周波, 杨春燕, 等. 抗草甘膦转 *EPSPS* 大豆的基因漂移研究[J]. *大豆科学*, 2012, 31(4): 517–521. [LIU Jie, ZHOU Bo, YANG Chun-yan, *et al.* Gene Flowing of Genetically Modified Glyphosate-resistant Soybean With *EPSPS* [J]. *Soybean Science*, 2012, 31(4): 517–521.]
- [16] 农业农村部科技教育司. 大北农转基因大豆正式获阿根廷种植许可[EB/OL]. (2019-03-07) [2019-05-23]. http://www.moa.gov.cn/ztzl/zjyqwgz/ckzl/201903/t20190307_6173391.htm. [Department of Science and Technology Education, Ministry of Agriculture and Rural Areas. GM Soybean of Da Bei Nong Has Been Officially Licensed to Grow in Argentina [EB/OL]. (2019-03-07) [2019-05-23]. http://www.moa.gov.cn/ztzl/zjyqwgz/ckzl/201903/t20190307_6173391.htm.]
- [17] 刘来盘, 刘标. 耐除草剂转基因大豆对花粉生活力的影响[J]. *大豆科学*, 2018, 37(5): 86–90. [LIU Lai-pan, LIU Biao. Effects of Transgenic Glyphosate-tolerant Soybean on Pollen Viability [J]. *Soybean Science*, 2018, 37(5): 86–90.]
- [18] 张彬彬, 张伟娜, 邓晶, 等. 转 *TaDREB3a* 基因大豆抗旱筛选鉴定[J]. *东北农业大学学报*, 2019, 50(3): 1–11. [ZHANG Bin-bin, ZHANG Wei-na, DENG Jing, *et al.* Screening and Identification of Drought Resistance of Transgenic *TaDREB3a* Soybean [J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2019, 50(3): 1–11.]
- [19] NAKAYAMA Y, YAMAGUCHI H. Natural Hybridization in Wild Soybean (*Glycine max* ssp. *soja*) by Pollen Flow From Cultivated Soybean (*Glycine max* ssp. *max*) in a Designed Population[J]. *Weed Biology and Management*, 2002, 2(1): 25–30.
- [20] 付健美, 方志翔, 郭汝清, 等. 贫瘠营养条件下转 *cryIAb/c* 基因水稻的生态适合度[J]. *生态与农村环境学报*, 2015, 31(4): 528–533. [FU Jian-mei, FANG Zhi-xiang, GUO Ru-qing, *et al.* Ecological Fitness of Transgenic *cryIAb/c* Rice in Nutrient-deficient Soils [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2015, 31(4): 528–533.]
- [21] GUAN Z J, ZHANG P F, WEI W, *et al.* Performance of Hybrid Progeny Formed Between Genetically Modified Herbicide-tolerant Soybean and Its Wild Ancestor[J]. *AoB Plants*, 2015, 7: plv121.
- [22] 阚贵珍, 童振峰, 胡振宾, 等. 野生大豆和抗草甘膦转基因大豆杂交后代的适合度分析[J]. *大豆科学*, 2015, 34(2): 177–184. [KAN Gui-zhen, TONG Zhen-feng, HU Zhen-bin, *et al.* Fitness of Hybrids Between Wild Soybeans (*Glycine soja*) and the Glyphosate-resistant Transgenic Soybean (*Glycine max*) [J]. *Soybean Science*, 2015, 34(2): 177–184.]

作者简介: 刘标(1969—), 男, 江苏南京人, 研究员, 博士, 主要从事转基因生物安全和生物多样性保护研究。E-mail: liubiao@nies.org

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0175

杨丽扬,张永清,田静,等.基于最小数据集的生草覆盖对吉县苹果园土壤肥力质量的影响评价[J].生态与农村环境学报,2020,36(3): 374–381.

YANG Li-yang, ZHANG Yong-qing, TIAN Jing, *et al.* Effect of Grass Covering on Soil Fertility Quality of Apple Orchard in Jixian County Based on a Minimum Data Set[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 374–381.

基于最小数据集的生草覆盖对吉县苹果园土壤肥力质量的影响评价

杨丽扬¹, 张永清^{1①}, 田 静², 王思琦¹ (1. 山西师范大学地理科学学院, 山西 临汾 041000; 2. 中国农业大学资源与环境学院/国家农业绿色发展研究院/教育部植物-土壤重点实验室, 北京 100193)

摘要: 为研究生草覆盖对山西省吉县苹果园土壤质量的影响并探索限制吉县苹果产量的土壤因素,选取人工草、自然生草和清耕 3 种覆草方式的苹果园,对果园土壤物理、化学和酶活性特性进行研究。采用典型对应分析和主成分分析方法,并通过全体数据集、最小数据集和灰色关联度方法评估土壤肥力质量。结果表明:(1)自然生草显著提高土壤含水量和土壤 pH;(2)人工草种植显著提高土壤有机质、全氮、全磷和全钾含量;(3)土壤过氧化氢酶活性在自然生草条件下最大,多酚氧化酶和脲酶活性在人工草条件下最大,蔗糖酶活性在清耕条件下最大;(4)研究区土壤肥力质量评价的最小数据集为土壤容重、土壤含水量、有机质、速效钾、全磷和脲酶 6 个指标,3 种覆草方式的土壤肥力质量评价结果表明覆草显著提高了土壤肥力质量,且人工种草效果优于自然生草,灰色关联度分析结果与之一致。吉县土壤肥力质量限制因素为土壤含水量、有机质和蔗糖酶,土壤有机质含量和蔗糖酶活性是影响苹果产量的主要制约因素,增加土壤有机质含量和提高土壤酶活性是提高果园土壤肥力的主要途径。

关键词: 生草覆盖; 土壤质量评价; 最小数据集; 灰色关联度

中图分类号: S158 文献标志码: A 文章编号: 1673-4831(2020)03-0374-08

Effect of Grass Covering on Soil Fertility Quality of Apple Orchard in Jixian County Based on a Minimum Data Set. YANG Li-yang¹, ZHANG Yong-qing^{1①}, TIAN Jing², WANG Si-qi¹ (1. College of Geographical Sciences, Shanxi Normal University, Linfen 041000, China; 2. College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University/ National Academy of Agriculture Green Development/ Key Laboratory of Plant-Soil Interactions, Ministry of Education, Beijing 100193, China)

Abstract: In order to investigate the influence of grass covering on the soil quality of an apple orchard and explore the soil factors that limiting the apple yield in Jixian County of Shanxi Province, three grass-covering methods (planted grass RC, natural grass ZC and clear farming QG) were selected to study the physical, chemical and enzymatic activities of the orchard soils. Soil fertility quality was assessed by canonical correspondence analysis, principal component analysis, total data set (TDS), minimum data set (MDS) and gray correlation degree (GRA). The results show that: (1) the soil water content and soil pH of the field covered with natural grass significantly increased; (2) soil organic matter, total nitrogen, total phosphorus and total potassium concentration of the field covered with artificial grass significantly increased; (3) catalase activity was highest under natural grass, polyphenol oxidase and urease activities were the largest under planted grass, and sucrase was the largest under clear farming. (4) there are six indicators (soil bulk density, soil water content, organic matter, available potassium, total phosphorus, urease) in the MDS for soil quality assessment in the study area. The results of soil quality evaluation show that grass covering significantly improved soil quality, and the effect of planted grass cultivation was better than natural grass cultivation. Similar conclusion was found by using the method of GRA. The limiting factors of soil fertility in Jixian County are soil water content, organic matter, and sucrase activity. Organic matter

收稿日期: 2019-03-22

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(31571604,41571130041)

① 通信作者 E-mail: yqzhang208@126.com

and sucrase activity are the main limiting factors for yield. Increasing organic matter content and soil enzyme activity are the main ways for improving soil fertility in orchard soils.

Key words: grass covering; soil quality assessment; minimum data set; grey correlation

位于黄土高原南部丘陵区山西吉县,因光照充足,昼夜温差较大而成为我国北方地区优质苹果产地之一。吉县苹果不仅畅销于全国各地,且出口国外^[1]。目前,全县苹果种植面积已发展到 187 km²,年产量为 18 万 t。苹果产业在土地面积、专业村、产值、果农收入和从业人数占比上都达到 80%,苹果产业已成为吉县第 1 大主导产业^[2]。苹果的种植与管理已受到地方政府及果农的广泛重视。但是,笔者调查发现当地果农在果园管理方面还存在着一些问题,如果树专用肥施用不普及,生草覆盖等新技术的应用认可程度不高,致使果园土壤肥力下降。因此,分析果园土壤肥力质量现状,探明不同管理措施对果园土壤的影响,对指导施肥、科学管理果园具有重要实践意义^[3]。

目前关于土壤肥力质量的研究^[4-5]已有很多,但有关苹果园土壤质量方面的研究相对较少^[6],关于吉县果园土壤肥力质量的评价尚鲜见报道。为此,通过建立 3 种数据集对吉县苹果园土壤肥力质量展开研究。通过主成分分析方法得到的全体数据集(TDS)与最小数据集(MDS)之间具有较好的相关性,而主成分分析与灰色关联度(GAR)分析的评价结果之间是否具有较好的相关性尚需进一步分析。选择适合评价土壤肥力质量的指标建立最小数据集,通过对全体数据集、最小数据集和灰色关联度的评价结果进行比较,旨在探究最小数据集方法的适用性,并明确不同生草覆盖模式对研究区苹果园土壤肥力质量的影响,进而为提升土壤质量和缓解限产因素提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

吉县位于山西省西南部,隶属于山西省临汾市。介于北纬 36°10′~36°19′、东经 110°30′~110°43′之间,总面积为 1 777 km²。吉县三面环山,一面临水,地势东高西低。研究区属于温带大陆性季风气候区,年平均气温为 10.2 ℃,年降水量为 522.8 mm,季节分明,春季干旱多风,夏季降雨集中,秋季多连阴雨,冬季寒冷干燥。吉县光照充足,日照时数为 2 538 h,大于 10 ℃的有效积温为 3 361.5 ℃,年平均无霜期为 172 d,非常适宜种植苹果。

1.2 样品采集

依据吉县苹果种植方式,选取果农主要采用的

清耕(QG)、人工草(RC)和自然生草(ZC)3种生草覆盖模式样地(试验期为3a)采集土壤样品。3种果园均为10年生红富士果园,果树行距为5m×5m,透光性好,山地,土壤类型为褐土,主要施用有机肥、复合肥、磷肥和钾肥,除种植方式外,土壤类型、浇水方式等种植条件均一致。其中,清耕模式为在杂草生长期进行人工耕除,人工草模式为在果树行间种植三叶草,自然生草模式为在行间自然生长狗尾草等浅根、矮秆杂草,当草长到高约30cm时,进行刈割覆于地面,割后草高约8cm。

采样时间为2018年5月,行间草正处于生长状态。每种覆草模式选择2块样地,每块样地面积为2 666 m²,每块样地选取10个样点,样点距离为10m×20m,共计60个样点。每块样地根据S型布点采样,采集0~20cm表层土样1.5kg封装在自封口塑料袋中带回实验室。其中1kg土样在自然状态下风干,用于测定土壤理化性质,0.5kg土样保存在4℃条件下,用于测定土壤酶活性。

1.3 样品分析

土壤容重(BD)和含水率(WC)分别采用环刀法和烘干法进行测定^[7];土壤总孔隙度(STP)和土壤有机质(SOM)含量分别采用环刀法和重铬酸钾外加热法进行测定^[8];全氮(TN)含量采用半微量凯氏定氮法进行测定^[9];全磷(TP)含量由硫酸和高氯酸消化后采用钼锑抗比色法进行测定^[10];速效磷(AP)含量由碳酸氢钠浸提采用钼锑抗比色法进行测定,全钾(TK)含量由浓硫酸和高氯酸消化后采用原子吸收分光光度计法进行测定,速效钾(AK)含量由乙酸铵浸提后采用火焰分光光度计法进行测定,土壤pH值采用电位法进行测定^[11]。过氧化氢酶(CA)活性测定采用高锰酸钾滴定法^[12],每克土壤消耗高锰酸钾体积(mL)表示;多酚氧化酶(PO)活性测定采用邻苯三酚比色法,以每克土壤中红紫精质量(mg)表示;脲酶(UR)活性测定采用苯酚钠比色法,以每克土壤中铵态氮质量(mg)表示;蔗糖酶(SU)活性测定采用3,5-二硝基水杨酸比色法,以每克土壤中葡萄糖质量(mg)表示。

1.4 典型对应分析(CCA)

典型对应分析法将对应分析与多元回归相结合,是一种非线性多重直接梯度分析^[13],是分析土壤因子内部关系的重要工具。CCA法要求2个数

据矩阵,1 个为酶活性数据矩阵(过氧化氢酶、多酚氧化酶、脲酶和蔗糖酶),另 1 个为土壤环境数据矩阵(土壤容重、含水量、总孔隙度、pH 以及土壤有机质、全氮、全钾、速效钾、全磷和速效磷含量)。通过对酶活性数据进行排序分析,将排序值与环境数据进行回归分析,分析结果既能反映酶活性的组成情况,又能反映其与环境之间的关系。

1.5 土壤肥力质量评价方法

1.5.1 最小数据集的建立

根据主成分分析,选择特征值>1 的主成分,选取因子载荷绝对值达到该主成分中最大因子载荷 90%的指标为主要因子,当某主成分主要因子数为 1 时,则该因子进入最小数据集。当某主成分主要因子数>1 时,对其分别做相关性分析,若因子间相关性较小($r<0.5$),则各因子均被选入最小数据集;若相关性较高($r\geq 0.5$),与其他因子相关系数之和最大的因子被选入最小数据集^[14-15]。对理化性质和酶活性进行主成分分析,得到 5 个主成分。通过对每个主成分最大因子载荷 90%的指标进行相关性分析,建立最小数据集。

1.5.2 土壤评价指标

采用主成分分析法确定评价因子的权重 W_i ,同时对各因子做无量纲化处理,计算各因子质量得

分。土壤各因子质量得分计算公式^[16]为

$$Q_i = (X_i - X_{i,\min}) / (X_{i,\max} - X_{i,\min}) \quad (1)$$

式(1)中, Q_i 为因子质量得分; X_i 为第 i 项土壤因子值; $X_{i,\min}$ 为第 i 项土壤因子最小值; $X_{i,\max}$ 为第 i 项土壤因子最大值。

根据各指标权重(W_i)和质量得分计算土壤肥力质量指数(SQI)^[17],其计算公式为

$$I_{SQ} = \sum W_i Q_i \quad (2)$$

式(2)中, I_{SQ} 为土壤肥力质量指数,取值为 0~1 之间,其值越大,说明土壤肥力质量越好。

1.5.3 灰色关联度

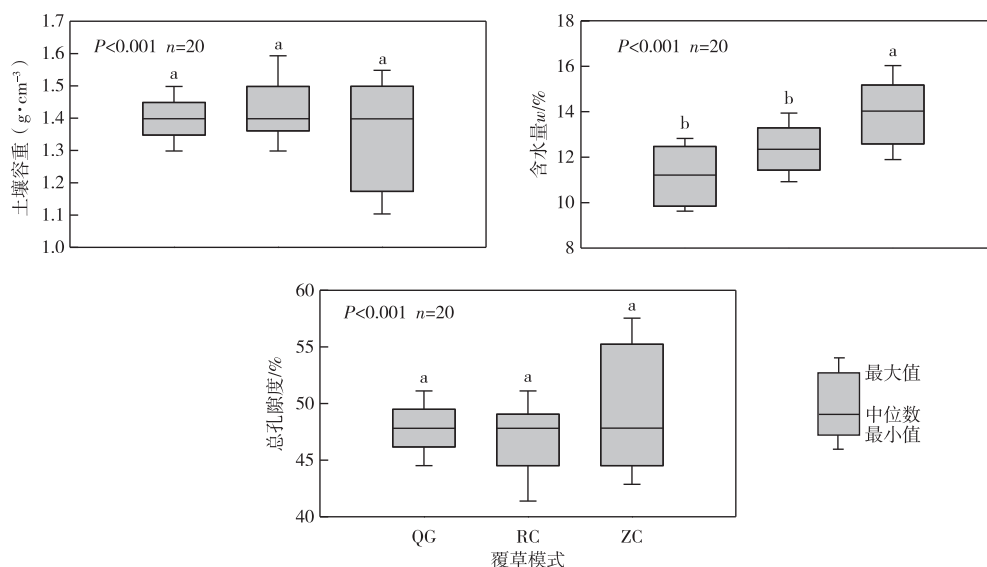
将 3 种生草覆盖模式下土壤的 14 项指标作为 1 个灰色系统,以各指标最优值构成理想的参考数列,将各指标测定值通过无量纲化转化为评价值,计算各指标关联系数 r_i 和权重 w_i ,最后计算加权关联度 I_R ^[18]。关联度越大,说明越接近最优参考列,即土壤肥力越好,反之说明土壤肥力越差。

$$I_R = \sum w_i r_i \quad (3)$$

2 结果与分析

2.1 土壤物理性状分析

由图 1 可知,生草覆盖模式对土壤物理性质影响与指标有关。



QG、RC 和 ZC 分别为清耕、人工草和自然生草覆盖模式。同一分图中,图柱上方英文小写字母不同表示不同生草覆盖模式间某指标差异显著($P<0.05$)。

图 1 不同生草覆盖模式对土壤物理性质的影响

Fig. 1 Effects of different grass cover patterns on soil physical properties

不同生草覆盖模式下果园土壤容重和总孔隙度差异不显著,而土壤含水量差异显著,自然生草模式土壤含水量显著高于人工草和清耕模式,而人

工草与清耕模式土壤含水量之间差异不显著。这表明人工干扰,不论是清耕还是人工草模式都有可能加剧土壤水分损失。

2.2 土壤化学性状分析

由表 1 可知,人工草模式显著提高土壤有机质含量和全量养分,同时降低土壤 pH,使其更接近最适宜苹果树生长的土壤 pH 值(5.7~6.7),有利于苹果生长。人工草模式土壤 $w(\text{SOM})$ 和 $w(\text{TN})$ 比自然生草和清耕模式显著提高。不同模式 $w(\text{TK})$ 由大到小依次为人工草、清耕和自然生草模式,且

不同模式间差异显著,这说明与自然生草模式相比,清耕模式显著降低土壤 $w(\text{TK})$,而人工草模式能显著提高土壤 $w(\text{TK})$ 。3 种覆草模式下土壤 $w(\text{AK})$ 差异不显著。人工草模式土壤 $w(\text{TP})$ 比清耕和自然生草模式显著提高,而清耕和自然生草模式间 $w(\text{TP})$ 差异不显著。人工草和清耕模式 $w(\text{AP})$ 显著高于自然生草模式。

表 1 3 种生草覆盖模式土壤化学性质比较

Table 1 Comparison of soil chemical properties of three grass cover patterns

覆草模式	$w(\text{SOM})/\%$	$w(\text{TN})/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	$w(\text{TK})/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	$w(\text{AK})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	$w(\text{TP})/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	$w(\text{AP})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	pH
清耕(QG)	1.50±0.45 ^b	1.14±0.33 ^b	4.93±0.66 ^b	203.90±12.14 ^a	1.58±0.38 ^b	34.89±9.27 ^b	8.21±0.15 ^b
人工草(RC)	1.96±0.25 ^a	1.57±0.25 ^a	5.68±0.60 ^a	218.84±48.04 ^a	2.02±0.54 ^a	44.25±19.39 ^a	7.94±0.20 ^c
自然生草(ZC)	1.66±0.22 ^b	1.18±0.16 ^b	4.31±0.49 ^c	202.29±11.36 ^a	1.42±0.26 ^b	21.70±12.05 ^c	8.53±0.18 ^a
平均值	1.70±0.38	1.30±0.32	4.97±0.81	208.34±30.28	1.67±0.48	33.61±16.96	8.23±0.30

SOM 为有机质,TN 为全氮,TK 为全钾,AK 为速效钾,TP 为全磷,AP 为速效磷。同一列数据后英文小写字母不同表示不同生草覆盖模式间某指标差异显著($P<0.05$)。

2.3 土壤酶活性分析

由表 2 可知,自然生草模式过氧化氢酶活性显著高于清耕和人工草模式。而清耕和人工草模式多酚氧化酶活性显著高于自然生草模式。人工草模式脲酶活性显著高于自然生草模式。清耕和自然生草模式蔗糖酶活性显著高于人工草模式。

3),发现主成分 1~4 各有 1 个高载荷因子,主成分 5 有 2 个高载荷因子。有机质和速效磷之间的相关系数 <0.4 ,所以主成分 5 保留 2 个因子。最终选择土壤容重、含水量、有机质、速效钾、全磷和脲酶建立最小数据集。

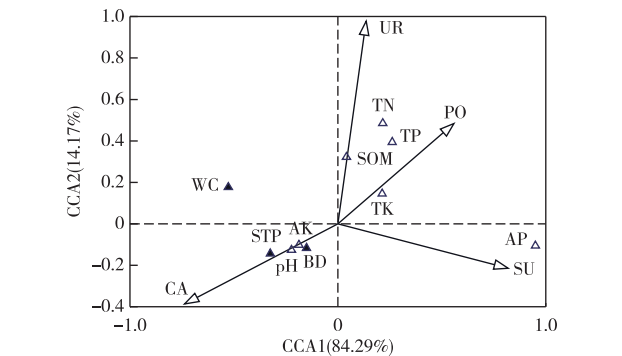
表 2 不同生草覆盖模式对土壤酶活性的影响

Table 2 Effects of different grass cover patterns on soil enzyme activities

覆草模式	过氧化氢酶/ ($\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$)	多酚氧化酶/ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	脲酶/ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	蔗糖酶/ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)
QG	6.59±0.73 ^b	1.78±0.16 ^a	0.15±0.12 ^{ab}	61.65±18.16 ^a
RC	6.81±1.84 ^b	1.78±0.13 ^a	0.18±0.10 ^a	55.91±11.41 ^a
ZC	8.51±0.70 ^a	1.56±0.12 ^b	0.11±0.05 ^b	29.26±9.49 ^b
平均值	7.30±1.49	1.71±0.17	0.15±0.10	48.94±19.56

QG、RC 和 ZC 分别为清耕、人工草和自然生草覆盖模式。同一列数据后英文小写字母不同表示不同生草覆盖模式间某指标差异显著($P<0.05$)。

由图 2 可知,过氧化氢酶活性主要受土壤容重、总孔隙度、pH 和 $w(\text{AK})$ 的影响;脲酶活性主要受土壤 $w(\text{SOM})$ 的影响;多酚氧化酶活性主要受 $w(\text{TK})$ 的影响; $w(\text{TN})$ 和 $w(\text{TP})$ 主要影响土壤中多酚氧化酶和脲酶活性;蔗糖酶活性主要受 $w(\text{AP})$ 的影响。



BD 为容重,WC 为含水量,STP 为总孔隙度,
SOM 为有机质,TN 为全氮,TK 为全钾,AK 为速效钾,
TP 为全磷,AP 为速效磷,CA 为过氧化氢酶,PO 为多酚氧化酶,
UR 为脲酶,SU 为蔗糖酶。箭头代表酶活性指标,白三角代表化学指标,
黑三角代表物理指标。箭头长度表示土壤因子间的相关程度,
箭头与三角形的线性距离表示酶活性指标对指标的影响,
两个箭头间的角度表示酶活性指标间的相关性。

图 2 土壤酶活性与环境因子的 CCA 分析
Fig. 2 CCA analysis of soil enzyme activity and environmental factors

2.4 土壤肥力质量评价

2.4.1 土壤肥力质量评价

对土壤各指标分析发现不同指标在不同模式间的变化规律不一致,无法通过单一指标来描述某模式是否有利于改良土壤。通过主成分分析(表

由图 3 可知,采用全体数据集(TDS)和最小数据集(MDS)方法得到的 3 种覆草模式土壤肥力质量趋势相同。人工草模式土壤肥力质量显著高于清耕和自然生草模式,这说明人工种草能够显著提

高土壤肥力质量。这可能是由于人工种草可以选择有利于苹果园地土壤的草本植物,能够提高土壤中某些养分的含量,如人工草模式土壤有机质含量显著高于清耕模式(表 1)。同时,自然生草可能会导致杂草过多,消耗土壤养分,所以人工草地模式土壤肥力质量显著高于自然生草。最小数据集中,3 种覆草模式下全磷和有机质指标在土壤肥力质量评价中占比较大,土壤容重、含水量和脲酶活性指标的占比次之,速效钾指标占比最小。

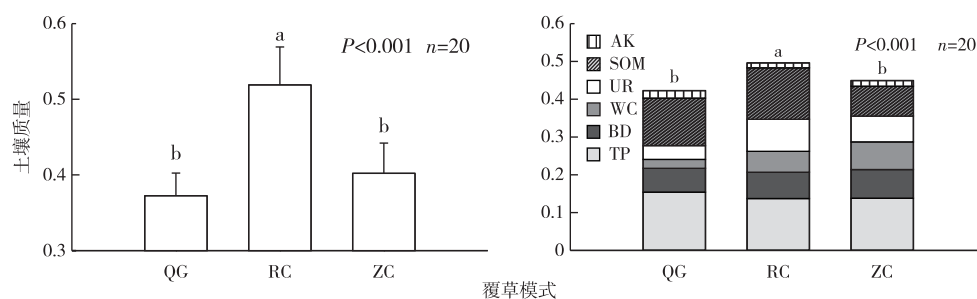
由表 4 可知,采用灰色关联度(GRA)方法的土壤肥力质量评价结果中全氮、全钾和全磷的权重较高,土壤含水量和速效钾的权重较低。清耕、人工草和自然生草模式土壤肥力质量评价结果分别为 0.58、0.68 和 0.60,且人工草模式土壤肥力质量显著高于其他 2 种模式,而清耕与自然生草模式土壤肥力质量差异不显著。这与主成分分析方法得到的土壤肥力质量评价趋势相同,均表明人工草模式

土壤肥力质量最高,清耕模式土壤肥力质量最低。

表 3 土壤理化性质与酶活性的主成分载荷矩阵

Table 3 Principal component load matrix of soil physico-chemical properties and enzyme activity

指标	主成分				
	1	2	3	4	5
容重(BD)	0.33	0.86	-0.25	0.21	-0.14
含水量(WC)	-0.07	-0.07	0.80	0.20	-0.19
总孔隙度(STP)	-0.33	-0.86	0.25	-0.20	0.14
有机质(SOM)	0.58	0.15	0.43	0.02	0.48
全氮(TN)	0.80	0.16	0.42	-0.15	0.24
全钾(TK)	0.76	0.01	-0.03	-0.21	-0.33
速效钾(AK)	0.37	0.11	0.19	-0.01	0.49
全磷(TP)	0.74	0.10	0.22	-0.33	-0.18
速效磷(AP)	0.62	-0.24	-0.16	-0.42	-0.12
pH	-0.68	0.31	0.22	0.19	0.04
过氧化氢酶(CA)	-0.50	0.29	0.11	-0.05	0.36
多酚氧化酶(PO)	0.57	-0.32	-0.21	0.65	0.13
脲酶(UR)	0.44	-0.24	0.35	0.66	-0.29
蔗糖酶(SU)	0.46	-0.27	-0.65	0.21	0.34



AK 为速效钾, SOM 为有机质, UR 为脲酶, WC 为含水量, BD 为容重, TP 为全磷。
QG、RC 和 ZC 分别为清耕、人工草和自然生草模式。同一分图中, 直方柱上方英文小写字母不同表示不同生草覆盖模式间土壤肥力质量差异显著 ($P < 0.05$)。

图 3 基于全体数据集 (TDS) 和最小数据集 (MDS) 的 3 种覆草模式土壤肥力质量

Fig. 3 Soil quality based on total data sets (TDS) and minimum data set (MDS) of three grass cover patterns

表 4 3 种覆草模式下灰色关联度的相关系数和权重

Table 4 Correlation coefficient and weight of GRA of three grass cover patterns

成分	关联系数			权重
	清耕	人工草	自然生草	
容重(BD)	0.75	0.78	0.74	0.04
含水量(WC)	0.54	0.55	0.61	0.03
总孔隙度(STP)	0.69	0.67	0.71	0.04
有机质(SOM)	0.59	0.76	0.62	0.07
全氮(TN)	0.54	0.71	0.54	0.12
全钾(TK)	0.67	0.81	0.59	0.11
速效钾(AK)	0.48	0.52	0.48	0.03
全磷(TP)	0.51	0.64	0.48	0.10
速效磷(AP)	0.42	0.48	0.37	0.07
pH	0.84	0.89	0.79	0.09
过氧化氢酶(CA)	0.61	0.67	0.84	0.05
多酚氧化酶(PO)	0.73	0.72	0.62	0.08
脲酶(UR)	0.41	0.41	0.37	0.05
蔗糖酶(SU)	0.61	0.54	0.40	0.06

由表 5 可知,对 3 种评价方法得到的土壤肥力质量进行相关分析,结果表明采用最小数据集方法得到的土壤肥力质量评价结果与采用主成分分析的全体数据集和 GRA 方法得到的结果显著相关 ($P < 0.01$),这说明开展土壤肥力质量评价时,最小数据集方法可以替代全体数据集和 GRA 分析方法。

2.4.2 确定苹果限产因素

土壤肥力质量评价结果最终要为作物产量服务。结合当地果园实际苹果产量,对各土壤指标与 3 种生草覆盖模式下苹果产量进行相关分析。表 6 表明,在土壤物理指标中,含水量与苹果产量相关显著;而在化学指标中,土壤有机质和全氮与苹果产量相关性达显著水平。4 种酶活性与苹果产量均呈显著相关,其中蔗糖酶相关系数最大。因此选择物理和化学指标以及酶活性中相关系数最大的土

壤含水量、有机质和蔗糖酶活性作为研究区苹果限产因素。

表 5 最小数据集、全体数据集与灰色关联度的相关性
Table 5 Correlation comparison of minimum data set, total data sets and GRA

评价方法	全体数据集	最小数据集
最小数据集	0.58 **	
灰色关联度	0.47 **	0.63 **

* 表示 $P<0.05$, ** 表示 $P<0.01$ 。

表 6 各因素与苹果产量的相关性
Table 6 Correlation between various affecting factors and apple yield

指标	相关系数	指标	相关系数
容重 (BD)	0.03	全磷 (TP)	0.13
含水量 (WC)	0.37 **	速效磷 (AP)	-0.05
总孔隙度 (STP)	-0.03	pH	0.04
有机质 (SOM)	0.38 **	过氧化氢酶 (CA)	0.33 **
全氮 (TN)	0.34 **	多酚氧化酶 (PO)	-0.29 *
全钾 (TK)	0.03	脲酶 (UR)	-0.33 **
速效钾 (AK)	0.10	蔗糖酶 (SU)	-0.45 **

* 表示 $P<0.05$, ** 表示 $P<0.01$ 。

3 讨论

土壤最小数据集指标的选择是土壤肥力质量评价的重要环节^[19]。邓绍欢等^[14]采用最小数据集方法研究南方地区冷浸田土壤肥力质量,发现最小数据集评价结果与全体数据集呈正相关,并能够较好代替全体数据集。金慧芳等^[20]采用最小数据集方法研究红壤坡耕地耕层土壤肥力质量,也发现最小数据集方法能够代替全体数据集。在最小数据集和全体数据集的基础上,笔者研究中加入灰色关联度的比较,结果表明 3 种分析方法的评价结果具有显著正相关性,这说明最小数据集方法能够较好代替全体数据集和灰色关联度方法,这与前人研究结果一致。

土壤容重是反映土壤通透性的重要指标,土壤容重为 $1.2\sim1.5\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$,表明处于为良好状态^[6]。ROSA 等^[21]表明种植生草能使土壤孔隙率降低,土壤容重增加。笔者研究中 3 种覆草方式土壤容重分别为 1.36 、 1.43 和 $1.38\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$,均处于良好状态,且覆草模式土壤容重高于清耕模式,这与前人研究结果一致。但 3 种覆草模式土壤容重间没有显著差异,这可能与清耕和覆草年限有关。土壤含水量也是土壤肥力质量的重要指标,刘建新^[22]发现果园覆草可以减缓土壤水分蒸发,增加土壤有效含水量。

孙霞等^[23]也发现人工草可显著提高苹果园土壤含水量。笔者研究中,与清耕模式相比,人工草和自然生草模式均可以增加果园地表覆盖度,加强表层土壤对降水的拦截,减少水分流失,降低果园土壤水分蒸散作用^[24],进而提高苹果园土壤含水量,这与前人研究结果一致。杨丽娜等^[25]发现最适宜果树生长的土壤 pH 值为 $5.7\sim6.7$ 。笔者研究中土壤 pH 值为 8.23 ,土壤整体呈碱性,这可能是由于研究区内土壤母质为黄土母质,其富含碳酸盐,且该区为半干旱地区,年降水量少,母质中碳酸盐得不到充分淋溶所致。

土壤有机质是土壤的基本组成部分,在维持土壤生产力方面发挥着重要作用^[26]。霍颖等^[27]研究了行间种草对土壤有机质的影响,表明果园覆草可以增加土壤有机质含量。笔者研究中人工草模式土壤有机质含量显著高于清耕和自然生草模式,也表明覆草增加了土壤有机质含量,且人工草模式优于自然生草模式。这是由于果园覆草可以使大量有机质进入土壤,进一步在土壤微生物腐殖化作用下增加土壤有机质含量^[26]。而自然生草与清耕模式土壤有机质含量差异不显著,这可能是由于自然生草模式下土壤生物量低,投入土壤的有机质较少。

土壤酶在土壤物质分解与转化中起着重要作用。已有研究^[28]表明森林生态系统中酶活性在物质转化和能量流动中起关键作用,它与土壤理化性质有关。笔者研究中通过 CCA 分析说明酶活性和土壤理化性质间有密切关系,如,脲酶与有机质含量,蔗糖酶与 AP 含量。同时,脲酶作为重要因子被保留在土壤肥力质量评价最小数据集中,4 种酶活性与苹果产量显著相关,进一步证明土壤酶的重要性。笔者研究中人工草模式脲酶活性显著高于自然生草模式,这可能是由于人工草模式有机质和全氮含量最高,而脲酶活性与有机质含量相关性高^[29],并且脲酶参与转化尿素中的氮^[24]。笔者研究中清耕和人工草模式蔗糖酶活性高于自然生草模式,这可能是由于蔗糖酶与土壤碳氮转化相关^[30]。酶分泌原理表明,酶活性主要由营养供应(即生物量效应)或营养需求驱动(即资源分配)^[31]。清耕模式土壤有机质和氮含量低于自然生草模式,碳、氮含量不足,营养需求驱动酶的生产,提高了蔗糖酶活性。人工草模式土壤有机质和氮含量高于自然生草模式,养分充足,营养供应驱动酶生产,也提高了蔗糖酶活性。此外,笔者研究中 CCA 分析结果(图 2)表明速效磷也会影响蔗糖酶活性。清耕模式速效磷含量高于自然生草模式,这

可能导致清耕模式蔗糖酶活性高于自然生草模式^[29-30]。

已有关于不同生草覆盖模式对苹果园土壤肥力影响的研究结果^[32]表明,与人工生草三叶草相比,自然生草植被覆盖度高,在雨季可促进土壤水分下渗,提高土层贮水量,渭北旱塬应积极推广果园自然生草。笔者研究结果表明,种植人工草可以显著提高果园土壤有机质和全量养分含量以及酶活性。因此,人工草模式土壤肥力质量最高,而清耕模式会影响土壤中养分,导致土壤肥力质量偏低。刘建新^[22]的研究结果表明覆草后,苹果单果重增加,与清耕相比,显著提高了苹果产量。笔者研究中,人工草和自然生草模式苹果产量高于清耕模式,与前人研究结果一致。同时3种生草覆盖模式土壤肥力质量差异与苹果产量差异一致。综上,笔者研究结果表明,种植人工草综合效果最好,应在吉县地区进行推广。同时,研究区土壤有机质含量偏低,土壤氮素与土壤有机质显著相关^[33],应提高土壤氮肥的施用,并根据果树生长需要施用有机复合肥。

4 结论

(1)基于最小数据集的土壤肥力质量评价结果与全体数据集和灰色关联度的结果呈正相关关系,可以采用最小数据集方法代替全体数据集及灰色关联度方法评价土壤肥力质量。

(2)3种生草覆盖模式下土壤肥力质量评价由高到低依次为人工草、自然生草和清耕模式,这与3种覆草模式苹果产量高低顺序一致。

(3)人工草模式苹果园土壤肥力质量最好,苹果产量最高,综合效果最好,应在吉县地区推广。

参考文献:

- [1] 王秋萍.山西:吉县苹果出口泰国累计达千余吨[J].中国果业信息,2018(5):50.
- [2] 窦兴华,王秋萍.吉县苹果产业发展现状、存在问题及建议[J].果农之友,2018(3):38-40.
- [3] MARZAIOLI R, D' ASCOLI R, DE PASCALE R A, *et al.* Soil Quality in a Mediterranean Area of Southern Italy as Related to Different Land Use Types[J].Applied Soil Ecology,2010,44(3):205-212.
- [4] 樊亚男,姚利鹏,瞿明凯,等.基于产量的稻田肥力质量评价及障碍因子区划:以进贤县为例[J].土壤学报,2017,54(5):1157-1169.[FAN Ya-nan, YAO Li-peng, QU Ming-kai, *et al.* Yield-based Soil Fertility Quality Assessment and Constraint Factor-based Zoning of Paddy Soil: A Case Study of Jinxian County [J].Acta Pedologica Sinica,2017,54(5):1157-1169.]
- [5] 郑琦,王海江,吕新,等.新疆棉田土壤质量综合评价方法[J].应用生态学报,2018,29(4):1291-1301.[ZHENG Qi, WANG Hai-jiang, LÜ Xin, *et al.* Comprehensive Method for Evaluating Soil Quality in Cotton Fields in Xinjiang, China [J].Chinese Journal of Applied Ecology,2018,29(4):1291-1301.]
- [6] 李柳莹.洛川苹果园土壤质量现状评价[D].杨凌:西北农林科技大学,2014.[LI Liu-ying. The Evaluation of Soil Fertility Quality in the Apple Orchard of Luochuan County [D].Yangling: Northwest A & F University,2014.]
- [7] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社,2000:1-495.[BAO Shi-dan. Soil and Agricultural Chemistry Analysis [M].3rd ed.Beijing:China Agricultural Press,2000:1-495.]
- [8] 李从娟,李彦,马健,等.干旱区植物根际土壤养分状况的对比研究[J].干旱区地理,2011,34(2):222-228.[LI Cong-juan, LI Yan, MA Jian, *et al.* Nutrition in the Rhizosphere of Five Xerophytic Plants [J].Arid Land Geography,2011,34(2):222-228.]
- [9] 彭旭东,戴全厚,李昌兰.模拟降雨下喀斯特坡耕地土壤养分输出机制[J].生态学报,2018,38(2):624-634.[PENG Xu-dong, DAI Quan-hou, LI Chang-lan. Output Mechanism of Soil Nutrients From Karst Slope Farmland Under Simulated Rainfall [J].Acta Ecologica Sinica,2018,38(2):624-634.]
- [10] 盛茂银,熊康宁,崔高仰,等.贵州喀斯特石漠化地区植物多样性与土壤理化性质[J].生态学报,2015,35(2):434-448.[SHENG Mao-yin, XIONG Kang-ning, CUI Gao-yang, *et al.* Plant Diversity and Soil Physical-chemical Properties in Karst Rocky Desertification Ecosystem of Guizhou, China [J].Acta Ecologica Sinica,2015,35(2):434-448.]
- [11] 杨永梅,李惠梅,高泽兵,等.三江源花石峡地区植被退化与土壤养分的关联[J].干旱区地理,2016,39(2):361-367.[YANG Yong-mei, LI Hui-mei, GAO Ze-bing, *et al.* Relevance of Vegetation Degradation and Soil Nutrient at Huashixia Area of Three River Source Region in China [J].Arid Land Geography,2016,39(2):361-367.]
- [12] 林先贵.土壤微生物研究原理与方法[M].北京:高等教育出版社,2010:1-429.[LIN Xian-gui. Principles and Methods of Soil Microbiology Research [M].Beijing: Higher Education Press,2010:1-429.]
- [13] TER BRAAK C J F. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis [J].Ecology,1986,67(5):1167-1179.
- [14] 邓绍宏,曾令涛,关强,等.基于最小数据集的南方地区冷浸田土壤质量评价[J].土壤学报,2016,53(5):1326-1333.[DENG Shao-huan, ZENG Ling-tao, GUAN Qiang, *et al.* Minimum Dataset-based Soil Quality Assessment of Waterlogged Paddy Field in South China [J].Acta Pedologica Sinica,2016,53(5):1326-1333.]
- [15] LI P, ZHANG T L, WANG X X, *et al.* Development of Biological Soil Quality Indicator System for Subtropical China [J].Soil and Tillage Research,2013,126:112-118.
- [16] 张平究,李恋卿,潘根兴,等.长期不同施肥下太湖地区黄泥土表微生物碳氮量及基因多样性变化[J].生态学报,2004,24(12):2818-2824.[ZHANG Ping-jiu, LI Lian-qing, PAN Gen-xing, *et al.* Influence of Long-term Fertilizer Management on Topsoil Microbial Biomass and Genetic Diversity of a Paddy Soil From the

- Tai Lake Region, China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(12): 2818-2824.]
- [17] 张汪寿, 李晓秀, 黄文江, 等. 不同土地利用条件下土壤质量综合评价方法[J]. *农业工程学报*, 2010, 26(12): 311-318. [ZHANG Wang-shou, LI Xiao-xiu, HUANG Wen-jiang, *et al.* Comprehensive Assessment Methodology of Soil Quality Under Different Land Use Conditions[J]. *Transactions of the CSAE*, 2010, 26(12): 311-318.]
- [18] 邓聚龙. 灰色系统基本方法[M]. 武汉: 华中科技大学出版社, 1987: 35-47.
- [19] ASKARI M S, HOLDEN N M. Indices for Quantitative Evaluation of Soil Quality Under Grassland Management[J]. *Geoderma*, 2014, 230/231: 131-142.
- [20] 金慧芳, 史东梅, 陈正发, 等. 基于聚类及PCA分析的红壤坡耕地耕层土壤质量评价指标[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(7): 155-164. [JIN Hui-fang, SHI Dong-mei, CHEN Zheng-fa, *et al.* Evaluation Indicators of Cultivated Layer Soil Quality for Red Soil Slope Farmland Based on Cluster and PCA Analysis[J]. *Transactions of the CSAE*, 2018, 34(7): 155-164.]
- [21] ROSA J D, MAFRA A L, MEDEIROS J C, *et al.* Soil Physical Properties and Grape Yield Influenced by Cover Crops and Management Systems[J]. *Revista Brasileira De Ciência Do Solo*, 2013, 37(5): 1352-1360.
- [22] 刘建新. 覆草对果园土壤肥力及苹果产量与品质的影响[J]. *干旱地区农业研究*, 2004, 22(1): 102-105. [LIU Jian-xin. The Effects of Grass Covering on Soil Fertility in Orchard and Output and Quality of Apple[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2004, 22(1): 102-105.]
- [23] 孙霞, 柴仲平, 蒋平安, 等. 土壤管理方式对苹果园土壤理化性状的影响[J]. *草业科学*, 2011, 28(2): 189-193. [SUN Xia, CHAI Zhong-ping, JIANG Ping-an, *et al.* Effects of Soil Managements on Soil Physical and Chemical Properties of the Apple Orchard in the South of Xinjiang[J]. *Pratacultural Science*, 2011, 28(2): 189-193.]
- [24] 焦润安, 焦健, 李朝周. 生草对油橄榄园土壤性质和油橄榄成花生理的影响[J]. *草业学报*, 2018, 27(7): 133-144. [JIAO Run-an, JIAO Jian, LI Chao-zhou. The Effect of Sod-culture on Orchard Soil Properties and the Floral Physiology of Olives[J]. *Acta Pratacultural Sinica*, 2018, 27(7): 133-144.]
- [25] 杨丽娜, 王小侠, 雷煜杰. 果园生草覆盖原理及技术[J]. *河北果树*, 2018(21): 54-55.
- [26] PAN G X, SMITH P, PAN W N. The Role of Soil Organic Matter in Maintaining the Productivity and Yield Stability of Cereals in China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 129(1/2/3): 344-348.
- [27] 霍颖, 张杰, 王美超, 等. 梨园行间种草对土壤有机质和矿质元素变化及相互关系的影响[J]. *中国农业科学*, 2011, 44(7): 1415-1424. [HUO Ying, ZHANG Jie, WANG Mei-chao, *et al.* Effects of Inter-row Planting Grasses on Variations and Relationships of Soil Organic Matter and Soil Nutrients in Pear Orchard[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2011, 44(7): 1415-1424.]
- [28] HUANG M, JIANG L G, ZOU Y B, *et al.* Changes in Soil Microbial Properties With No-tillage in Chinese Cropping Systems[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, 49(4): 373-377.
- [29] 魏树伟, 王少敏, 张勇, 等. 不同土壤管理方式对梨园土壤养分、酶活性及果实风味品质的影响[J]. *草业学报*, 2015, 24(12): 46-55. [WEI Shu-wei, WANG Shao-min, ZHANG Yong, *et al.* Effects of Different Soil Management Methods on the Soil Nutrients, Enzyme Activity and Fruit Quality of Pear Orchards[J]. *Acta Pratacultural Sinica*, 2015, 24(12): 46-55.]
- [30] 付学琴, 刘琚珥, 黄文新. 南丰蜜橘园自然生草对土壤微生物和养分及果实品质的影响[J]. *园艺学报*, 2015, 42(8): 1551-1558. [FU Xue-qin, LIU Ju-er, HUANG Wen-xin. Effects of Natural Grass on Soil Microbiology, Nutrient and Fruit Quality of Nanfeng Tangerine Yard[J]. *Acta Horticulturae Sinica*, 2015, 42(8): 1551-1558.]
- [31] OSBURN E D, ELLIOTT K J, KNOEPP J D, *et al.* Soil Microbial Response to Rhododendron Understory Removal in Southern Appalachian Forests: Effects on Extracellular Enzymes[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 127: 50-59.
- [32] 白岗栓, 邹超煜, 杜社妮. 渭北旱塬果园自然生草对土壤水分及苹果树生长的影响[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(3): 151-158. [BAI Gang-shuan, ZOU Chao-yu, DU She-ni. Effects of Self-sown Grass on Soil Moisture and Tree Growth in Apple Orchard on Weiwei Dry Plateau[J]. *Transactions of the CSAE*, 2018, 34(3): 151-158.]
- [33] 李会民, 程雪绒. 咸阳苹果园土壤养分状况调查及对策[J]. *北方果树*, 2002(6): 20-22.

作者简介: 杨丽扬(1994—), 女, 山西太原人, 硕士生, 研究方向为土壤生态与土地利用。E-mail: 604317039@qq.com

(责任编辑: 王昌群)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0051

邓永红, 王立景, 黄健强, 等. 鼎湖山天然针阔叶混交林优势树种对大气 SO₂ 的气孔吸收特征[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 382–389.

DENG Yong-hong, WANG Li-jing, HUANG Jian-qiang, et al. Sulfur Dioxide Uptake by the Dominant Canopy Tree Species in a Natural Mixed Conifer-broadleaf Forest in Dinghushan, Guangdong Province, South China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 382–389.

鼎湖山天然针阔叶混交林优势树种对大气 SO₂ 的气孔吸收特征

邓永红^{1,2}, 王立景^{2,3}, 黄健强^{1,2}, 孟 泽¹, 刘世忠¹, OTIENO Dennis^{1,4}, 李跃林^{1①} (1. 中国科学院华南植物园, 广东 广州 510650; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 4. Jaramogi Oginga Odinga University of Science and Technology, Bondo, Kenya 210–40601)

摘要: 利用树干液流技术、二氧化硫(sulfur dioxide, SO₂)测定技术和气象观测手段,同步获取了鼎湖山天然针阔叶混交林群落优势树种水分利用、生物特征、环境 SO₂ 浓度及相关气象因子。根据水汽与痕量气体通过气孔双向交换的耦合关系,定量计算鼎湖山针阔叶混交林中针叶树种马尾松(*Pinus massoniana*, Pm)及阔叶树种锥栗(*Castanopsis chinensis*, Cc)、木荷(*Schima superba*, Ss)、华润楠(*Machilus chinensis*, Mc)4种优势树种的冠层气孔 SO₂ 导度(G_{SO_2})、SO₂ 吸收通量(F_{SO_2})及累积吸收量($F_{SO_2, st}$),并分析其特征。结果表明,在日尺度上,日间 SO₂ 浓度和 G_{SO_2} 最大值时间基本重叠,各树种在正午前后出现最大吸收;在季节尺度上,SO₂ 浓度干季(10—翌年3月)平均浓度为 10.11 nL · L⁻¹,高于湿季(4—9月)的 5.45 nL · L⁻¹。4个树种 G_{SO_2} 在湿季显著高于干季($P < 0.001$), F_{SO_2} 在干季高于湿季($P < 0.001$)。锥栗和华润楠的 $F_{SO_2, st}$ 分别为 2.16 和 2.50 mmol · m⁻²,高于马尾松(1.70 mmol · m⁻²)和木荷(1.91 mmol · m⁻²)。优势树种对大气 SO₂ 的气孔吸收行为主要受水汽压亏缺(vapor pressure deficit, VPD)、光合有效辐射(photosynthetically active radiation, PAR)和 SO₂ 浓度等因素影响。该研究可为评估珠三角地区针阔叶混交林乃至粤港澳大湾区森林的 SO₂ 吸收通量提供参考,为定量计算该地区环境的变化奠定基础。

关键词: 树干液流; 针阔叶混交林; 冠层气孔导度; 二氧化硫; 痕量气体

中图分类号: Q148 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0382-08

Sulfur Dioxide Uptake by the Dominant Canopy Tree Species in a Natural Mixed Conifer-broadleaf Forest in Dinghushan, Guangdong Province, South China. DENG Yong-hong^{1,2}, WANG Li-jing^{2,3}, HUANG Jian-qiang^{1,2}, MENG Ze¹, LIU Shi-zhong¹, OTIENO Dennis^{1,4}, LI Yue-lin^{1①} (1. South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 4. Jaramogi Oginga Odinga University of Science and Technology, 210–40601 Bondo, Kenya)

Abstract: The water use, biological characteristics, concentration of sulfur dioxide (SO₂) and meteorological data were acquired by the sap flow measurements and environmental monitoring techniques. Based on the coupling relationship between water vapor and trace gas through two-dimensional exchange of pores, the canopy stomatal conductance for SO₂ (G_{SO_2}), canopy SO₂ uptake flux (F_{SO_2}), and accumulated stomatal SO₂ flux ($F_{SO_2, st}$) of four dominant tree species (*Pinus massoniana*, *Castanopsis chinensis*, *Schima superba*, and *Machilus chinensis*) in a natural mixed conifer-broadleaf forest at Dinghushan, south China were determined. The results show that, on a daily scale, the time at which the maximum concentration of SO₂ appeared was partly overlapped the time when the maximum G_{SO_2} occurred, and the maximum absorption of the four dominant tree species occurred at around noon time. On a seasonal scale, the average concentration of SO₂ in the dry season (from October to March) was 10.11 nL · L⁻¹, which was higher than that in the wet season (from April

收稿日期: 2019-01-25

基金项目: 国家自然科学基金(31670453, 41430529); 广东省自然科学基金(2014A030313746)

① 通信作者 E-mail: yuelin@scib.ac.cn

to September), 5.41 nL · L⁻¹. The G_{SO_2} of the four species was significantly higher in the wet season than that in the dry season ($P < 0.001$), while the F_{SO_2} in the wet season was higher than that in the dry season ($P < 0.001$). Furthermore, the $F_{SO_2, st}$ of *C. chinensis* and *M. chinensis* were 2.16 and 2.50 mmol · m⁻², which were higher than 1.70 and of 1.91 mmol · m⁻² for *P. massoniana* and *S. superba*, respectively. The SO₂ stomatal absorption behavior of the four dominant tree species was mainly affected by factors such as vapor pressure deficit (VPD), photosynthetically active radiation (PAR) and SO₂ concentration. This research provides the basic data for the reasonable evaluation of SO₂ absorption flux in mixed coniferous-broadleaf forests in the Pearl River Delta region, and provides a basis for risk prevention for environmental assessment.

Key words: sap flow; mixed conifer-broadleaf forest; canopy stomatal conductance; sulfur dioxide; trace gas

痕量气体包括二氧化硫(sulfur dioxide, SO₂)、氮氧化物(oxynitride, NO_x)、臭氧(ozone, O₃)等,可引起酸雨、化学烟雾、温室效应和臭氧层破坏等重大环境问题^[1]。其中,SO₂是主要的一次污染物,在大气中分布很广,影响极大。SO₂可直接危害生物健康^[2],在2017年被世界卫生组织国际癌症研究机构列为三类致癌物^[3]。除对生物健康有严重影响外,SO₂还可溶于雨中形成酸雨,对植被、土壤、水体和建筑物等都有危害作用^[4]。植物可通过气孔将水分扩散到空气中,气体也可由此进入植物体内,利用植物这一特性可以吸收甚至去除空气中的污染物^[5]。目前,对于南方森林树种去除SO₂能力的研究,主要集中于城市园林树种。研究结果表明多种园林植物均对SO₂具有较强的抗性和较高的吸收净化能力,且吸收量与大气中SO₂浓度呈正比^[6]。就研究尺度来说,大多数研究集中于叶片尺度^[7]。研究发现SO₂对植物体的伤害主要是通过影响细胞生理生化过程的动态平衡,如过量的SO₂进入植物细胞后溶解生成亚硫酸,产生大量H⁺降低细胞pH值,导致叶绿素分解等有害过程^[8]。而以森林生态系统为研究对象,针对优势树种群体水平SO₂吸收的研究难度较大。

树干液流技术在近20年来得到了成熟发展,可通过对木质部液流的准确测定获得单株整树蒸腾^[9],再利用测树学指标将其进行尺度转换可得到冠层总蒸腾,进而推算出林分冠层的平均气孔导度^[10]。在植物气孔对SO₂的吸收过程中,基于SO₂水溶性高的特点,胞间SO₂浓度接近于零,因此,叶片内外SO₂浓度梯度等同于所测得的冠层SO₂浓度^[11]。在此基础上,根据水汽与大气痕量气体通过气孔双向交换的耦联关系,结合大气物理学分子扩散的相关理论,即能准确计算SO₂吸收通量^[12]。

由珠三角9市和香港、澳门2个特别行政区形成的城市群所构成的粤港澳大湾区,总面积为5.6万km²^[13],大湾区已进入经济共建时代。大湾区SO₂年均浓度在空间分布上呈现西高东低的格局,

尤其是珠三角工业集中区域,SO₂浓度更高^[14]。2018年10月,珠三角9市全部建成国家森林城市,“珠三角国家森林城市群”雏形已现^[15]。从“十年绿化广东”到“新一轮绿化广东大行动”^[16],广东森林结构和类型也发生了相应变化,其中,20世纪80年代营造的马尾松林经自然演替已逐步为针阔叶林所替代。该文以位于大湾区西部的肇庆市鼎湖山针阔叶混交林优势树种为研究对象,利用树干液流技术计算冠层气孔导度;测定SO₂浓度,定量计算针阔叶混交林优势树种SO₂吸收通量,分析其特征;并结合气象数据,探讨树木吸收SO₂的影响因素。该研究可为评估珠三角地区乃至粤港澳大湾区森林SO₂吸收通量提供参考。

1 研究地区及方法

1.1 研究地区与样地

研究地点设在鼎湖山自然保护区(Dinghushan Biosphere Reserve),位于广东省肇庆市,地理坐标为23°09′21″~23°11′30″N,112°30′39″~112°33′41″E。研究区属于低山丘陵地貌,总面积为1155hm²,山峰海拔一般为450~600m,最高峰鸡笼山海拔为1000.3m。鼎湖山属于典型亚热带湿润季风气候区,年均温为20.9℃,最热月(7月)与最冷月(12月)均温为28和12℃。干湿季分明,4—9月为湿季,10—翌年3月为干季。年均降水量为1956mm,80%集中在湿季^[17]。针阔叶混交林是鼎湖山主要森林类型之一,林分树龄约为80a,其群落垂直结构分明,有明显的乔灌木层,乔木树种优势种包括针叶树种马尾松(*Pinus massoniana*, Pm)及阔叶树种锥栗(*Castanopsis chinensis*, Cc)、木荷(*Schima superba*, Ss)、华润楠(*Machilus chinensis*, Mc)。这4种优势树种生物量占针阔叶混交林群落生物量的85%以上^[18],对于评估该森林类型SO₂吸收能力具有代表性。在针阔叶混交林内设置20m×30m样地,从样地中选取主要优势树种每种各3株作为树干液流测定样树,要求树干圆满通直、生长

状况良好且无病虫害。样树基本特征见表 1^[19]。

表 1 树干液流测定样树的基本特征

Table 1 Characteristics of the trees selected for sap flow measurements

树种	编号	胸径/ cm	树高/ m	边材厚度/ cm	边材面积/ cm ²	冠层投影 面积/m ²
马尾松	1	17.3	11.0	0.70	73.5	12.56
	2	27.5	17.0	2.90	167.7	23.56
	3	21.5	14.0	2.20	106.8	7.07
锥栗	1	14.6	7.0	1.30	61.5	23.56
	2	21.7	10.0	1.90	101.7	8.25
	3	26.7	13.0	2.10	147.6	31.42
木荷	1	18.2	9.0	2.22	77.2	19.63
	2	20.3	16.0	3.10	98.0	37.70
	3	19.0	13.0	2.15	93.0	21.20
华润楠	1	35.0	17.0	1.53	205.4	32.99
	2	9.8	7.5	0.91	41.4	19.63
	3	20.0	13.0	1.20	125.6	23.56

1.2 研究方法

1.2.1 树干液流测定及相关计算

采用 Granier 热扩散探针法连续测定 12 株样树的液流密度,测定时间为 2010 年 7 月至 2011 年 6 月,共 12 个月。温差电势数据每 10 s 测读 1 次,每 60 min 的平均值自动记录和存储于数据采集器 DL2e(Delta-T Devices, UK)中。根据 Granier 经验公式计算液流密度^[20]:

$$J_s = 119 \times \left(\frac{\Delta T_m - \Delta T}{\Delta T} \right)^{1.231} \quad (1)$$

式(1)中, J_s 为瞬时液流密度,即单位时间通过单位边材面积的液流量, $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$; ΔT_m 为上探针与下探针间的最大昼夜温差,即液流为 0 时的温差, $^{\circ}\text{C}$; ΔT 为瞬时温差, $^{\circ}\text{C}$ 。

植物冠层蒸腾速率计算公式^[20]为

$$E_c = A_s \times (J_s/A_c) \quad (2)$$

式(2)中, E_c 为冠层蒸腾速率, $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$; A_s 为边材面积, m^2 ; A_c 为冠层投影面积, m^2 。

树干液流测定需考虑液流密度的径向变化。马尾松、锥栗和华润楠边材厚度($< 3.5 \text{ cm}$)较小,采用 0~20 mm 深度探针测量的液流能较准确地反映液流平均水平。木荷大于 4 cm 内部边材的液流密度约为外部边材(0~4 cm)的 45%^[19],其冠层蒸腾速率计算与前述树种不同^[21]:

$$E_c = J_s \times A_{4\text{cm}} + (A_s - A_{4\text{cm}}) \times 45\% \quad (3)$$

式(3)中, $A_{4\text{cm}}$ 为外部边材(0~4 cm)面积, m^2 。

冠层平均气孔导度是植物冠层与大气之间二氧化碳、水蒸气和其他气体的传导度,计算公

式^[22]为

$$G_s = E_c \times \rho \times G_v \times (T_a/D) \quad (4)$$

式(4)中, G_s 为冠层平均气孔导度, $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$; ρ 为水密度,取值 $998 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$; G_v 为水蒸气通用气体常数,取值 $0.462 \text{ m}^3 \cdot \text{kPa} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$; T_a 为大气温度, K ; D 为水汽压亏缺, kPa 。

1.2.2 边材面积测定

为避免对树干液流样树造成伤害,选择除样树以外树木用于建立边材面积与胸径之间关系式。每种样树选取 8~10 棵,使用皮尺量取胸径,同时使用直径 5 mm 生长锥钻取相应位置的木芯,测量边材厚度,计算边材面积,建立如下关系式:

$$A_s = m \times H_{\text{DB}}^n \quad (5)$$

式(5)中, H_{DB} 为胸径, cm ; m 、 n 为参数。

所测得 4 个优势树种的边材面积与胸径关系见表 2^[19]。

表 2 4 个优势树种边材面积与胸径关系式

Table 2 Relationship between sapwood area and diameter at breast height of four dominant tree species

树种	回归方程	决定系数 R^2
马尾松	$y = 0.84 x^{2.29}$	0.99
锥栗	$y = 1.4 x^{2.55}$	0.93
木荷	$y = 0.82 x^{2.16}$	0.96
华润楠	$y = 0.49 x^{2.08}$	0.81

x 为胸径, y 为边材面积。

1.2.3 环境因子测定

在样地内空旷地高约 10 m 的铁架上安装微型气象观测仪,以避免树木等障碍物影响数据准确性。其中,气温(T)和空气相对湿度(H_R)使用无线电测量记录器(Der elektronische Funk-Messlogger Funky _ Clima, 德国),光合有效辐射(photosynthetically active radiation, PAR)使用 Li-cor 光合有效辐射传感器(LI-COR Environmental, 美国)进行连续监测。

水汽压亏缺(vapor pressure deficiency, VPD)这一指标可综合表示温度和空气相对湿度的协同效应,计算公式^[23]为

$$e_{s,T} = a \times e^{b \times T \times (T+c)} \quad (6)$$

$$D = e_{s,T} - e_a = e_{s,T} \times (1 - H_R) \quad (7)$$

式(6)~(7)中, $e_{s,T}$ 为 T 温度条件下饱和水汽压, kPa ; a 、 b 、 c 为参数,取值分别为 0.611 kPa, 17.502 和 240.97 $^{\circ}\text{C}$; T 为实际温度, $^{\circ}\text{C}$; D 为叶片和空气之间的水汽压亏缺, kPa ; e_a 为实际水汽压, kPa ; H_R 为相对湿度, %。

1.2.4 SO₂浓度测定及通量计算

采用TEI Model 49i气体分析仪(Thermo Environmental Instruments Inc. Franklin, MA, USA)进行大气SO₂浓度监测,安装于高度与林分冠层相同、距离树干液流监测样地约30 m的铁架上。采集数据频率为10 Hz,每小时记录均值。

根据水汽耦合原理,冠层气孔对SO₂的导度(G_{SO_2} , $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)、冠层气孔对SO₂的吸收通量(F_{SO_2} , $\text{nmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)和SO₂累积吸收量($F_{\text{SO}_2, \text{st}}$, $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2}$)计算公式为

$$G_{\text{SO}_2} = 0.503 \times G_s, \quad (8)$$

$$F_{\text{SO}_2} = G_{\text{SO}_2} \times \varphi_{\text{SO}_2}, \quad (9)$$

$$F_{\text{SO}_2, \text{st}} = \sum (F_{\text{SO}_2} \times t) \quad (10)$$

式(8)~(10)中, G_s 为冠层导度, $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$; φ_{SO_2} 为大气SO₂体积分数, $\text{nL} \cdot \text{L}^{-1}$;0.503为转换系数,表示大气中SO₂和水蒸气扩散系数比^[24]; t 为时间,1 h=3 600 s。

1.3 数据整理及统计分析

在获取原始数据的基础上,由于总辐射、水汽压亏缺或林段蒸腾非常低时计算冠层导度的不确定性较大,将小于最大值5%的数据剔除^[25]。根据黄德卫等^[26]的研究,该研究区域树木虽然在夜间也存在液流,但气孔开放程度很低,所以计算气孔吸收时也去除夜间数据,只分析日间8:00—18:00的SO₂吸收。

在Rstudio(v 1.1.383)集成环境中使用R 3.5.1软件^[27],调用基础包和dplyr包进行数据整理^[28]。采用基础包中aov函数进行双因素和多因素方差分析,采用agricolae包中duncan.test函数进行多重比较^[29]。方差分析时为使数据满足正态分布,将原本呈对数分布的日间SO₂浓度及 G_{SO_2} 、 F_{SO_2} 进行对数转换后再进行分析。用边界线分析方法评价 G_{SO_2} 对VPD和PAR的响应规律;选取不同VPD(步长为0.2 kPa)或PAR(步长为50 $\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$)等级下4个树种的最大冠层导度,用幂函数或指数方程拟合 G_{SO_2} 对VPD的响应曲线。采用SigmaPlot 13软件作图。

2 结果与分析

2.1 针阔叶混交林SO₂的气孔吸收特征

2.1.1 日变化特征

2010年7月至2011年6月,鼎湖山12个月的SO₂日平均体积分数为5.41 $\text{nL} \cdot \text{L}^{-1}$ 。日间SO₂浓

度变化呈单峰曲线,干湿季峰值均出现在10:00—11:00(图1)。日间冠层对SO₂导度 G_{SO_2} 均呈单峰曲线,湿季锥栗的 G_{SO_2} 在10:00最大,华润楠、马尾松、木荷均在11:00最大;干季锥栗、华润楠、木荷 G_{SO_2} 均在12:00—13:00达到峰值,马尾松在14:00—15:00达到峰值(图2)。各树种对SO₂吸收通量曲线和SO₂体积分数、 G_{SO_2} 相似,呈单峰曲线。湿季各树种峰值时间和 G_{SO_2} 相同;干季锥栗和华润楠 F_{SO_2} 均在11:00最高,马尾松在13:00—14:00达到峰值,木荷最高峰则出现在12:00—13:00(图2)。

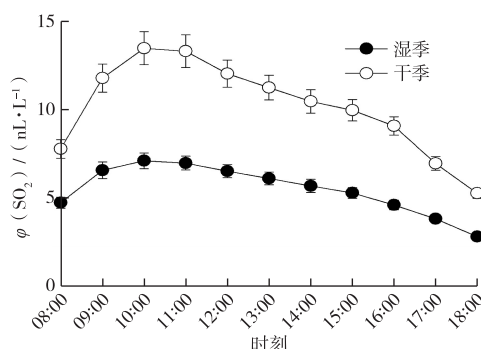


图1 干湿季SO₂日间小时浓度

Fig. 1 Day time variation of SO₂ concentrations in the wet and dry season

2.1.2 季节特征

将对数转换后的日间(8:00—18:00)小时SO₂体积分数进行双因素方差分析(干湿季、小时),结果表明干季 $\varphi(\text{SO}_2)$ 为10.11 $\text{nL} \cdot \text{L}^{-1}$,显著高于湿季的5.45 $\text{nL} \cdot \text{L}^{-1}$ (图1, $P < 0.001$)。

多因素方差分析(干湿季、树种、小时)表明,湿季各树种冠层对SO₂导度 G_{SO_2} 明显高于干季($P < 0.001$),其趋势和SO₂体积分数相反(图3)。Duncan多重比较($\alpha = 0.05$)结果(表3)显示,在湿季, G_{SO_2} 大小顺序为锥栗>华润楠>马尾松>木荷,干季 G_{SO_2} 大小顺序为华润楠、锥栗>马尾松、木荷。

多因素方差分析(干湿季、树种、小时)结果(表3)显示,干季SO₂吸收通量 F_{SO_2} 高于湿季($P < 0.001$),不同树种间也有差异($P < 0.001$)且树种和干湿季有交互作用。对方差分析结果的干湿季和树种2个因素进行Duncan多重比较($\alpha = 0.05$)结果显示,在干季,华润楠>锥栗>马尾松、木荷;在湿季,华润楠>锥栗>马尾松>木荷。

锥栗、华润楠、马尾松和木荷SO₂累积吸收量 $F_{\text{SO}_2, \text{st}}$ 分别为2.16、2.50、1.70和1.91 $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2}$ 。

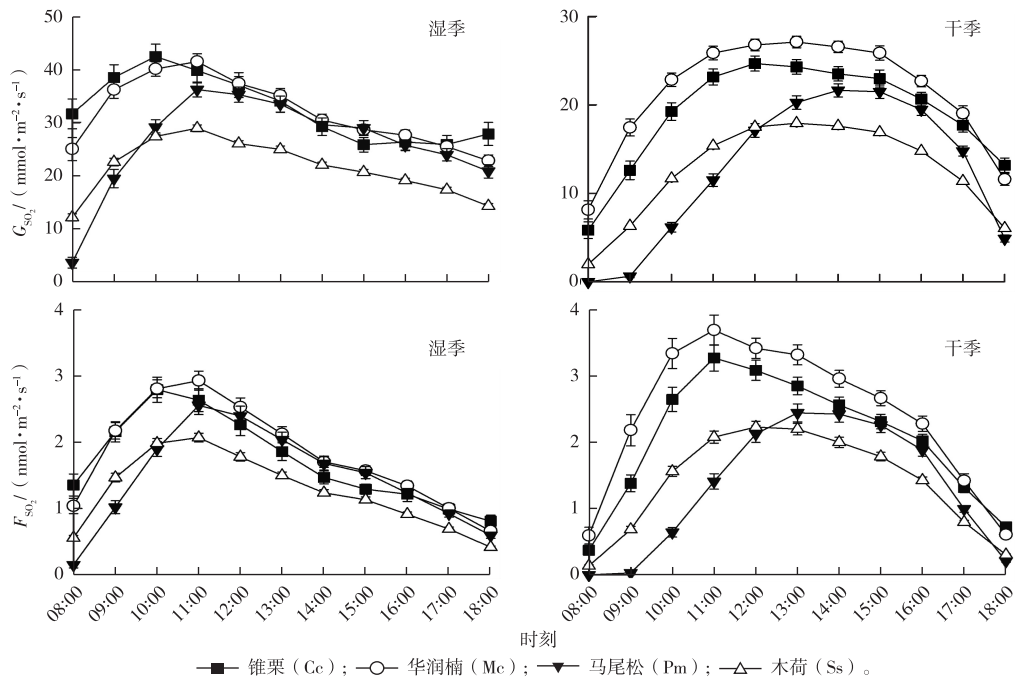


图 2 4 个优势树种干湿季对 SO₂ 导度 (G_{SO_2}) 和吸收通量 (F_{SO_2}) 的日变化
Fig. 2 Day time variation of canopy stomatal conductance for SO₂ (G_{SO_2}) and canopy SO₂ uptake flux (F_{SO_2}) of the 4 dominant tree species in the wet and dry seasons

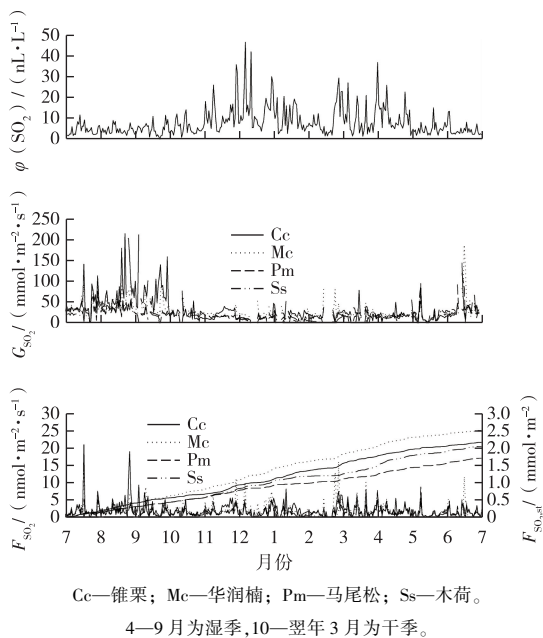


图 3 SO₂ 体积分数以及不同树种对 SO₂ 气孔导度 (G_{SO_2})、SO₂ 吸收通量 (F_{SO_2}) 日间平均和 SO₂ 累积吸收量 ($F_{SO_2,st}$) 的年进程
Fig. 3 Annual changes in the daytime average SO₂ concentration, canopy stomatal conductance for SO₂ (G_{SO_2}), canopy SO₂ uptake flux (F_{SO_2}), and accumulated stomatal SO₂ flux ($F_{SO_2,st}$) of the 4 dominant tree species

表 3 4 个优势树种干湿季冠层气孔对 SO₂ 的导度、吸收通量及 SO₂ 累积吸收量
Table 3 Average canopy stomatal conductance for SO₂ (G_{SO_2}), canopy SO₂ uptake flux (F_{SO_2}), and accumulated stomatal SO₂ flux ($F_{SO_2,st}$) of the 4 dominant tree species during the wet and dry season

树种	季节	$G_{SO_2}^{1)}/$ (mmol · m ⁻² · s ⁻¹)	$F_{SO_2}^{1)}/$ (nmol · m ⁻² · s ⁻¹)	$F_{SO_2,st}/$ (mmol · m ⁻²)
马尾松	干季	13.03±0.20 ^e	1.36±0.03 ^f	0.82
	湿季	26.57±0.38 ^e	1.50±0.03 ^e	0.88
	全年	19.80±0.22	1.43±0.02	1.70
锥栗	干季	19.23±0.25 ^d	2.08±0.04 ^b	1.22
	湿季	32.57±0.55 ^a	1.72±0.04 ^d	0.94
	全年	25.90±0.31	1.90±0.03	2.16
木荷	干季	12.82±0.12 ^e	1.42±0.02 ^{fg}	1.01
	湿季	21.63±0.16 ^d	1.27±0.01 ^g	0.89
	全年	17.22±0.10	1.34±0.01	1.91
华润楠	干季	21.60±0.22 ^d	2.44±0.04 ^a	1.45
	湿季	32.01±0.36 ^b	1.83±0.03 ^c	1.05
	全年	26.80±0.22	2.14±0.03	2.50

1) 数据以平均值±标准误形式表示; 同一列数据后英文小写字母不同表示各树种干湿季间某指标差异显著 ($P<0.05$)。

2.2 SO₂ 吸收对 VPD 和 PAR 的响应

边界线分析结果表明,随着 VPD 升高,SO₂ 体积分数先增后减,VPD 约为 1 kPa 时,SO₂ 体积分数最

高;VPD 在 0~4 kPa 范围内冠层气孔对 SO₂的导度 G_{SO_2} 下降趋势明显,之后趋于平缓;马尾松和木荷吸收通量 F_{SO_2} 先增后减,锥栗和华润楠逐步降低(图 4)。 G_{SO_2} 受 VPD 的影响,马尾松 G_{SO_2} 与 VPD 呈指数关系,锥栗、华润楠、木荷 G_{SO_2} 分别与 VPD 呈幂函数

关系,回归方程见表 4。随 PAR 增加,SO₂体积分数先略增后减少;当 PAR 高于 1 000 W·m⁻²时,4 个树种 G_{SO_2} 呈不规则波动下降趋势;马尾松、华润楠和木荷 F_{SO_2} 先增加后降低,锥栗 F_{SO_2} 逐渐降低,PAR 约为 1 000 W·m⁻²时 F_{SO_2} 出现最大值(图 4)。

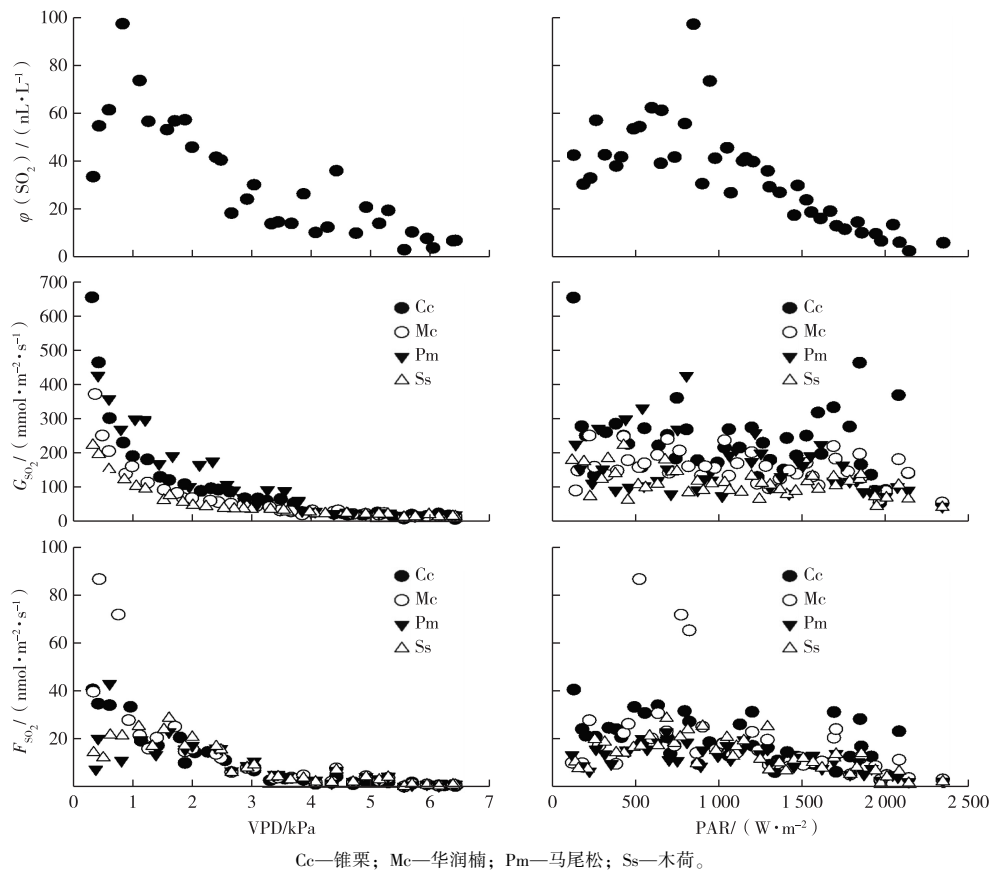


图 4 SO₂体积分数、冠层气孔对 SO₂的导度(G_{SO_2})、SO₂吸收通量(F_{SO_2})对水汽压亏缺(VPD)和光合有效辐射(PAR)的响应规律

Fig. 4 SO₂ Concentration, canopy stomatal conductance for SO₂(G_{SO_2}), and canopy SO₂ uptake flux (F_{SO_2}) of the 4 dominant tree species in relation to vapor pressure deficit (VPD) and photosynthetically active radiation (PAR)

表 4 冠层气孔对 SO₂导度与水汽压亏缺的回归方程(边界线分析)

Table 4 Regression models of canopy stomatal conductance to SO₂ (G_{SO_2}) and vapor pressure deficit (VPD) in boundary line approach

树种	回归方程	决定系数 R^2
马尾松	$y = 436.18 e^{-0.551x}$	0.92
锥栗	$y = 207.85 x^{-1.354}$	0.91
华润楠	$y = 137.51 x^{-1.151}$	0.96
木荷	$y = 98.292 x^{-0.97}$	0.97

x 为水汽压亏缺(VPD), y 为冠层气孔对 SO₂的导度(G_{SO_2})。

3 讨论与结论

研究时段内,鼎湖山地区大气 $\phi(\text{SO}_2)$ 年平均

值为 5.41 nL·L⁻¹,低于 GB 3095—2012《环境空气质量标准》二级标准的 7 nL·L⁻¹[30];小时体积分数最高为 97.15 nL·L⁻¹,高于 GB 3095—2012 二级标准的 52.5 nL·L⁻¹。在日尺度上,SO₂体积分数、 G_{SO_2} 和 F_{SO_2} 均呈单峰曲线,峰值出现在正午前后,略有差别。日间 SO₂体积分数和 G_{SO_2} 高峰有重叠,森林冠层在正午前后 F_{SO_2} 较高,能吸收较多 SO₂。这与同一地点王立景等[31]对 O₃吸收的研究结果相似。在季节尺度上,干季 SO₂体积分数高于湿季,湿季 G_{SO_2} 高于干季。这是由于干、湿季水热条件存在差异,湿季 G_{SO_2} 高于干季[26];同时,由于湿季的多雨和更高的空气湿度,SO₂溶解于雨水中或转化为气溶胶,体积分数低于干季[32]。 F_{SO_2} 更多受 SO₂体

分数影响,表现为干季略高于湿季。HU等^[33]对广州木荷、大叶相思和柠檬桉SO₂吸收的研究结果表明,3个树种平均吸收通量为151.98 mg·m⁻²(相当于2.37 mmol·m⁻²)。2个研究地水热条件相似,笔者研究地区SO₂体积分数高于广州市区,4种优势树种平均SO₂吸收通量为2.07 mmol·m⁻²,低于广州市区。一方面可能是因为大叶相思为双面叶,气孔导度较高;另一方面,空气中SO₂主要来自于发电、工业、交通、住宅,由于产业结构不同,珠三角各地在SO₂日变化规律和季节特征方面都存在较大差异^[25]。边界线分析结果表明,各树种G_{SO₂}与VPD呈负相关;当PAR高于1 000 W·m⁻²时,G_{SO₂}随PAR降低;树木对SO₂吸收通量F_{SO₂}依赖于气孔导度G_{SO₂}和SO₂体积分数,受VPD和PAR的影响。这与王华等^[25]、王立景等^[31]、HU等^[33]的结论类似。各树种在干湿季的表现有所差异:湿季马尾松G_{SO₂}高于木荷,干季无显著差异;湿季锥栗G_{SO₂}高于华润楠,干季无显著差异;湿季马尾松和木荷F_{SO₂}无显著差异,干季马尾松高于木荷。这说明不同树种在不同水分供应条件下水分利用策略不同。如马尾松G_{SO₂}低于锥栗和华润楠,但在对VPD和PAR的边界分析中有较高值,且与其他3个树种拟合方程类型不同,说明马尾松G_{SO₂}对环境因子的响应较直接。根据周小勇等^[34]的研究,鼎湖山针阔叶混交林正逐步向常绿阔叶林演变,马尾松优势地位逐渐丧失,木荷和锥栗等优势地位日渐巩固。林分结构向阔叶林转化将会导致树木水分利用增加^[14],冠层平均气孔导度也会相应增加,常绿阔叶树种成分更高的针阔叶混交林会有更高的SO₂吸收。

笔者研究为合理估算大湾区针阔叶林SO₂吸收通量提供了科学方法,奠定了环境参数量化的科学理论基础。区域自然生态空间随着社会经济和城市化的快速发展发生着剧烈变化,大湾区内珠三角9市针阔叶林面积约为1 160 km²^[35],如何合理评估整个大湾区针阔叶林SO₂吸收产生的生态效益,需要更详细的土地利用变化数据及森林资源清查数据。基于这些相关数据的获取,可全面科学评估针阔叶混交林或其他林型的吸收通量,这是今后相关研究努力的方向。

参考文献:

- [1] 杨志峰,刘静玲.环境科学概论[M].2版.北京:高等教育出版社,2010:181-182.
- [2] 张云,叶万辉,李跃林.大气污染对植食昆虫的影响及作用机制[J].农村生态环境,2002,18(3):49-55.[ZHANG Yun, YE Wan-hui, LI Yue-lin. Effect of Atmospheric Pollution on Phytophagous Insects and Its Mechanism[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2002, 18(3): 49-55.]
- [3] International Agency for Research on Cancer. Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1-123[EB/OL]. (2017-10-27) [2019-01-10]. <https://monographs.iarc.fr/list-of-classifications-volumes/>.
- [4] DU E, DE VRIES W, LIU X, et al. Spatial Boundary of Urban 'acid Islands' in Southern China[J]. Scientific Reports, 2015, 5: 12625.
- [5] ANDERSON T A, GUTHRIE E A, WALTON B T. Bioremediation in the Rhizosphere[J]. Environmental Science & Technology, 1993, 27(13): 2630-2636.
- [6] 张德强,褚国伟,余清发,等.园林绿化植物对大气二氧化硫和氟化物污染的净化能力及修复功能[J].热带亚热带植物学报,2003,11(4):336-340.[ZHANG De-qiang, CHU Guo-wei, YU Qing-fa, et al. Decontamination Ability of Garden Plants to Absorb Sulfur Dioxide and Fluoride[J]. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 2003, 11(4): 336-340.]
- [7] 文璐.绿化植物对二氧化硫吸收能力及其生理特性分析[J].江苏农业科学,2018,46(18):141-146,152.[WEN Lu. Absorption Capacity of Green Plants to Sulfur Dioxide and Analysis of Its Physiological Characteristics[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2018, 46(18): 141-146, 152.]
- [8] 邱靖.三种垂直绿化植物净化大气中SO₂能力研究[D].南京:南京林业大学,2009.[QIU Jing. Study on the Purification Ability of Three Vertical Greening Plants Against Sulfur Dioxide in the Atmosphere[D]. Nanjing: Nanjing Forestry University, 2009.]
- [9] 蔡锡安,赵平,曾小平,等.两种木兰科植物的树干液流特征及其与环境因子的关系[J].生态学杂志,2012,31(9):2163-2169.[CAI Xi-an, ZHAO Ping, ZENG Xiao-ping, et al. Dynamics of Xylem Sap Flow of Two Magnoliaceae Tree Species in Relation to Environmental Factors[J]. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(9): 2163-2169.]
- [10] 赵平,马玲,孙谷畴,等.利用基于sap flow测定值的冠层气孔导度和¹³C 甄别率测定森林的碳同化率[J].科学通报,2005,50(15):78-84.
- [11] ARDÖ J, BARKMAN A, ARVIDSSON P. Critical Levels of SO₂ in Northern Czech Republic-uncertainty and Relationship to Regional Forest Decline[J]. Geographical and Environmental Modelling, 2000, 4(2): 131-161.
- [12] TAYLOR G E, TINGEY D T. Sulfur Dioxide Flux Into Leaves of *Geranium carolinianum* L.: Evidence for a Nonstomatal or Residual Resistance[J]. Plant Physiology, 1983, 72(1): 237-244.
- [13] 丁宇,张雷,曾祥坤.粤港澳大湾区生态功能网络构建及对策[J].生态与农村环境学报,2019,35(5):573-581.[DING Yu, ZHANG Lei, ZENG Xiang-kun. The Construction of an Ecological Function Network and Its Application in the Greater Bay Area, China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(5): 573-581.]
- [14] 湛社霞.粤港澳大湾区常规大气污染物变化趋势与影响因素研究[D].北京:中国科学院大学,2018.[ZHAN She-xia. Research on Changing Trend and Influencing Factors of Con-

- tional Air Pollutants in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2018.]
- [15] 黄进, 杜艳, 郭冬冬. 珠三角9市全部建成国家森林城市 [EB/OL]. (2018-10-16) [2019-01-10]. http://www.gd.xinhuanet.com/newscenter/2018-10/16/c_1123562908.htm.
- [16] 广东省人民政府. 省政府召开深入推进新一轮绿化广东大行动工作会议 [EB/OL]. (2017-04-12) [2019-01-14]. http://www.gd.gov.cn/ywdt/szfdt/201704/t20170412_250102.htm.
- [17] 周国逸, 闫俊华. 鼎湖山区域大气降水特征和物质元素输入对森林生态系统存在和发育的影响 [J]. 生态学报, 2001, 21 (12): 2002-2012. [ZHOU Guo-yi, YAN Jun-hua. The Influences of Regional Atmospheric Precipitation Characteristics and Its Element Inputs on the Existence and Development of Dinghushan Forest Ecosystems [J]. Acta Ecologica Sinica, 2001, 21 (12): 2002-2012.]
- [18] OTIENO D, LI Y L, LIU X D, *et al.* Spatial Heterogeneity in Stand Characteristics Alters Water Use Patterns of Mountain Forests [J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2017, 236: 78-86.
- [19] 程静, 欧阳旭, 黄德卫, 等. 鼎湖山针阔叶混交林4种优势树种树干液流特征 [J]. 生态学报, 2015, 35 (12): 4097-4104. [CHENG Jing, OUYANG Xu, HUANG De-wei, *et al.* Sap Flow Characteristics of Four Dominant Tree Species in a Mixed Conifer-broadleaf Forest in Dinghushan [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35 (12): 4097-4104.]
- [20] GRANIER A. Evaluation of Transpiration in a Douglas-fir Stand by Means of Sap Flow Measurements [J]. Tree Physiology, 1987, 3 (4): 309-320.
- [21] 胡彦婷. 基于树干液流的城市植被冠层对大气痕量气体 SO₂、NO_x、O₃ 的气孔吸收及其影响因子 [D]. 北京: 中国科学院大学, 2017. [HU Yan-ting. Canopy Stomatal Uptake of NO_x, SO₂ and O₃ by Mature Urban Plantations and Its Affecting Factors Based on Sap Flow Measurement [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2017]
- [22] KÖSTNER B, MATYSSEK R, HEILMEIER H, *et al.* Sap Flow Measurements as a Basis for Assessing Trace-gas Exchange of Trees [J]. Flora-morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants, 2008, 203 (1): 14-33.
- [23] CAMPBELL G S. An Introduction to Environmental Biophysics [M]. New York, NY: Springer, 1977: 104.
- [24] WIESER G, HAVRANEK W M. Environmental Control of Ozone Uptake in *Larix decidua* Mill.: A Comparison Between Different Altitudes [J]. Tree Physiology, 1995, 15 (4): 253-258.
- [25] 王华, 欧阳志云, 任玉芬, 等. 基于树干液流技术的北京市刺槐冠层吸收臭氧特征研究 [J]. 生态学报, 2013, 33 (23): 7323-7331. [WANG Hua, OUYANG Zhi-yun, REN Yu-fen, *et al.* Ozone Uptake at the Canopy Level in *Robinia pseudoacacia* in Beijing Based on Sap Flow Measurements [J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33 (23): 7323-7331.]
- [26] 黄德卫, 张德强, 周国逸, 等. 鼎湖山针阔叶混交林优势树种树干液流特征及其与环境因子的关系 [J]. 应用生态学报, 2012, 23 (5): 1159-1166. [HUANG De-wei, ZHANG De-qiang, ZHOU Guo-yi, *et al.* Characteristics of Dominant Tree Species Stem Sap Flow and Their Relationships With Environmental Factors in a Mixed Conifer-broadleaf Forest in Dinghushan, Guangdong Province of South China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23 (5): 1159-1166.]
- [27] R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing [EB/OL]. (2018-12-15) [2017-09-28]. <https://www.R-project.org/>.
- [28] WICKHAM H, FRANÇOIS R, HENRY L, *et al.* Dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R Package Version 0.7.5 [EB/OL]. (2018-12-15) [2018-05-09]. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.
- [29] DE MENDIBURU F. Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research. R Package Version 1.2-8 [EB/OL]. (2018-12-15) [2017-12-09]. <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>.
- [30] GB 3095—2012, 环境空气质量标准 [S].
- [31] 王立景, 胡彦婷, 张德强, 等. 鼎湖山亚热带天然针阔叶混交林臭氧吸收特征 [J]. 生态学报, 2018, 38 (17): 6092-6100. [WANG Li-jing, HU Yan-ting, ZHANG De-qiang, *et al.* Ozone Uptake by the Dominant Canopy Tree Species in a Natural Mixed Conifer-broadleaf Forest in Dinghushan, Guangdong Province, South China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38 (17): 6092-6100.]
- [32] 林子瑜, 唐孝炎, 王文兴, 等. 广州地区 SO₂ 转化规律及其形成气溶胶特征的研究 [J]. 环境科学研究, 1992, 5 (3): 18-24. [LIN Zi-yu, TANG Xiao-yan, WANG Wen-xing, *et al.* Study of the Transformation Rate of SO₂ and Aerosol Formation in the Ambient Air of Guangzhou City [J]. Research of Environmental Sciences, 1992, 5 (3): 18-24.]
- [33] HU Y T, ZHAO P, NIU J F, *et al.* Canopy Stomatal Uptake of NO_x, SO₂ and O₃ by Mature Urban Plantations Based on Sap Flow Measurement [J]. Atmospheric Environment, 2016, 125: 165-177.
- [34] 周小勇, 黄忠良, 史军辉, 等. 鼎湖山针阔混交林演替过程中群落组成和结构短期动态研究 [J]. 热带亚热带植物学报, 2004, 12 (4): 323-330. [ZHOU Xiao-yong, HUANG Zhong-liang, SHI Jun-hui, *et al.* Short-term Dynamics of Community Composition and Structure During Succession of Coniferous and Broad-leaved Mixed Forest in Dinghushan [J]. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 2004, 12 (4): 323-330.]
- [35] 郑君瑜, 郑卓云, 王兆礼, 等. 珠江三角洲天然源 VOCs 排放量估算及时空分布特征 [J]. 中国环境科学, 2009, 29 (4): 345-350. [ZHENG Jun-yu, ZHENG Zhuo-yun, WANG Zhao-li, *et al.* Biogenic VOCs Emission Inventory and Its Temporal and Spatial Characteristics in the Pearl River Delta Area [J]. China Environmental Science, 2009, 29 (4): 345-350.]

作者简介: 邓永红 (1994—), 女, 重庆合川人, 硕士, 研究方向为森林生态系统碳、氮、水循环及大气痕量气体动态变化与森林植物的吸收能力评估。E-mail: dengyonghong@scbg.ac.cn

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0182

寄博华,李玮,常军军,等.滇池湖滨湿地不同挺水植物区沉积物细菌群落结构特征[J].生态与农村环境学报,2020,36(3):390–398.

Ji Bo-hua, Li Wei, Chang Jun-jun, et al. Characteristics of Bacterial Community Structure in Sediments With Different Emergent Plants in Dianchi Lake-side Wetland[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 390–398.

滇池湖滨湿地不同挺水植物区沉积物细菌群落结构特征

寄博华^{1,2}, 李 玮^{1,3}, 常军军^{1,3①}, 李 璇^{1,2}, 司光正^{1,2}, 何 芳^{1,2}, 陈金全^{1,3②} (1. 云南大学生态学与环境学院, 高原湖泊生态与治理研究院, 云南 昆明 650091; 2. 云南大学国际河流与生态安全研究院, 云南 昆明 650091; 3. 云南省高原山地生态与退化环境修复重点实验室, 云南 昆明 650091)

摘要: 滇池湖滨湿地在削减入湖面源污染和维持生态多样性等方面起着重要作用。通过高通量测序技术考察解析滇池斗南湿地菖蒲(*Acorus calamus*)、芦苇(*Phragmites communis*)和美人蕉(*Canna indica*)3种代表性挺水植物根区沉积物的细菌群落结构特征,并结合冗余分析考察环境因子对细菌群落结构的影响。结果表明:门水平上相对丰度较大的细菌为变形菌门(Proteobacteria)、绿弯菌门(Chloroflexi)、放线菌门(Actinobacteria)和酸杆菌门(Acidobacteria)。属水平上相对丰度较大的是厌氧绳菌科(Anaerolineaceae)下的未知属和假单胞菌(*Pseudomonas*)。菖蒲区沉积物细菌群落丰富度和多样性均最大,芦苇区细菌群落丰富度大于美人蕉区,但多样性小于美人蕉区。相同植物不同采样区沉积物细菌群落结构较相似,但不同植物区菌群结构差异较大,表明植物种类对细菌群落特征具有显著影响。相较于硝态氮和铵态氮含量,速效磷和有机质含量对细菌群落 α 和 β 多样性影响更大。

关键词: 滇池; 湖滨湿地; 芦苇; 美人蕉; 菖蒲; 细菌群落结构

中图分类号: X832 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0390-09

Characteristics of Bacterial Community Structure in Sediments With Different Emergent Plants in Dianchi Lake-side Wetland. Ji Bo-hua^{1,2}, Li Wei^{1,3}, Chang Jun-jun^{1,3①}, Li Xuan^{1,2}, Si Guang-zheng^{1,2}, He Fang^{1,2}, Chen Jin-quan^{1,3②} (1. Institute for Ecological Research and Pollution Control of Plateau Lakes, School of Ecology and Environmental Science, Yunnan University, Kunming 650091, China; 2. Institute of International Rivers and Eco-security, Yunnan University, Kunming 650091, China; 3. Yunnan Key Laboratory for Plateau Mountain Ecology and Restoration of Degraded Environments, Yunnan University, Kunming 650091, China)

Abstract: Wetlands constructed beside Dianchi Lake play important roles in reducing non-point source pollution and maintaining the ecological diversity. In this study, high-throughput sequencing technology was used to reveal the bacterial community structures in the sediments grown with three representative emergent plants, *Acorus calamus*, *Phragmites communis* and *Canna indica* in Dounan Wetland beside Dianchi Lake. The results show that the bacteria occupying relatively high abundance at the phylum level were Proteobacteria, Chloroflexi, Actinobacteria and Acidobacteria. At the genus level, the dominant bacteria were the unknown genus belonging to Anaerolineaceae and *Pseudomonas*. The richness and diversity of the bacterial communities in sediment with *Acorus calamus* were the largest. The bacterial richness in sediment with *Phragmites communis* was higher than that with *Canna indica*, but the diversity was lower. The bacterial community structure in sediments from different sampling points with the same macrophyte was similar, but was greatly different in those with different macrophytes, indicating that plant species had a significant effect on sediment bacterial community characteristics. The contents of available phosphorus and organic matter had a greater effect on α and β diversities of the sediment bacterial communities compared with nitrate and ammonium contents.

Key words: Dianchi Lake; lakeside wetland; *Phragmites communis*; *Canna indica*; *Acorus calamus*; bacterial community structure

收稿日期: 2019-03-25

基金项目: 国家自然科学基金(31700411); 云南省应用基础研究计划项目(2017FB090, 2018FD007); 云南省高原山地生态与退化环境修复重点实验室开放基金(2018DG005)

① 通信作者 E-mail: changjunjun@ynu.edu.cn

② 共同通信作者 E-mail: chengjinquan@ynu.edu.cn

位于云南省昆明市的滇池属于高原城市湖泊,是我国第6大淡水湖。湖泊及湖滨带的各类生物与周围环境构成了极其复杂多样的生态系统,具有重要的生态系统服务功能。但随着工农业和生活废水的大量排入,滇池发生了严重的富营养化,生态系统功能严重退化,引发了国内外学者的广泛关注^[1]。人工湿地是一种可有效去除污水中有机物、氮、磷等污染物的生态型技术,对于低浓度污水或污水处理厂尾水也有相对较好的去除效果^[2]。研究及工程实践表明,在入湖河口建设湖滨型人工湿地可截留或降解有机物和无机盐,起到湖泊污染防治中最后一道屏障的作用^[3]。为了保护滇池水环境,近几年来滇池周边已建成数个人工湿地公园,其除了具有提高生物多样性、恢复滇池湖滨生态系统、为市民提供休闲娱乐场地等功能外,另一项重要功能便是削减进入滇池的面源污染^[4]。

人工湿地中的微生物参与碳、氮、硫等物质的循环,是湿地的关键要素之一。微生物中细菌占比最高,作用最为显著。细菌可通过好氧/厌氧分解、硝化-反硝化、硫酸盐还原等作用去除或转化污水中有机物、氮、硫等污染物,在湿地净化污水过程中起着十分关键的作用。不同种类细菌在环境中的占比不同,构成了特有的群落结构,显著影响着湿地的污水处理效能。湿地沉积物中细菌数量比水体高数个数量级^[5],群落结构也更加稳定,因此可以充分反映湿地细菌的特征。不同湿地植物因根系形态、泌氧量、分泌物以及凋落残体生物量及成分等的不同,将对其周围环境理化性质造成不同影响,进而直接或间接影响细菌的生长和分布^[6]。因此,不同植物作用下的湿地沉积物微生物群落特征值得关注。

分析细菌群落结构的方法包括分离培养法、酞

指纹技术、荧光原位杂交技术、聚合酶链式反应-变性梯度凝胶电泳(PCR-DGGE)技术、末端限制性片段长度多态性(T-RFLP)技术等。但这些技术存在操作复杂、耗时长、成本高等缺点。而近年来兴起的高通量测序技术不仅免去了微生物培养步骤,能更全面地反映微生物群落结构,还具有速度快、灵敏度高、分析结果准确等优点,因此已被广泛应用于各种复杂环境中微生物群落结构分析^[7]。

目前,已有研究考察分析了滇池水体及沉积物的微生物群落结构特征^[8],但鲜有对滇池湖滨人工湿地典型植物群丛根系细菌群落结构的比较研究。笔者采用高通量测序技术分析了滇池典型湖滨湿地——斗南湿地中菖蒲(*Acorus calamus*)、芦苇(*Phragmites communis*)和美人蕉(*Canna indica*)3种典型挺水植物根区沉积物中细菌群落结构,结合沉积物化学性质,探讨不同植物和环境因子对沉积物细菌群落结构的影响及其环境意义,为滇池湖滨型湿地管理和湖泊污染防治提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集

斗南湿地(24°53′51.87″ N, 102°46′4.84″ E)位于滇池东岸,库容达13万m³,是在滇池湖滨建设的主要功能型湿地之一,其地理位置及地形见图1。该湖滨湿地的主要功能是处理昆明市洛龙河污水处理厂排放的尾水^[9]。同时该湿地也具有较强的生态和社会服务价值。选择湿地中分布最多的美人蕉、菖蒲和芦苇3种挺水植物群丛生长区域并沿水流方向不同功能区采集沉积物样品。其中,进水口处(分别记为MR0、CP0、LW0)、湿地中部(分别记为MR1、CP1、LW1)和出水口处(分别记为MR2、CP2、LW2)各设定1个采样区域(图1)。

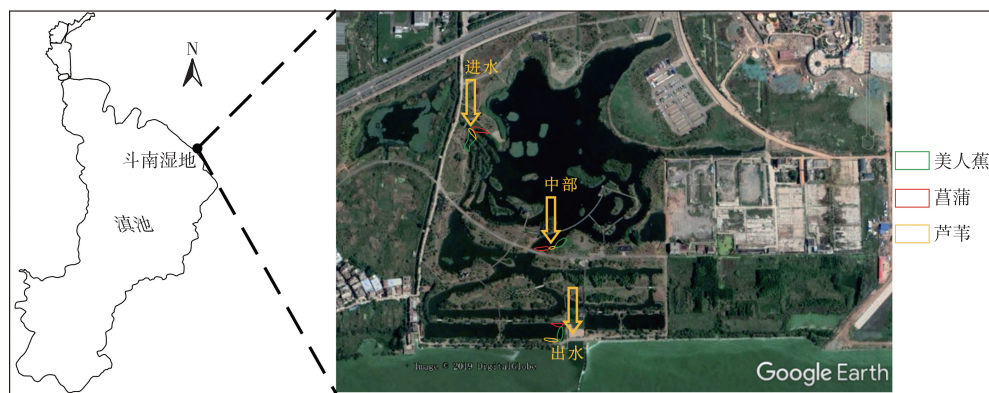


图1 斗南湿地位置、遥感地形图及采样点

Fig. 1 Location, remote sensing topographic map of Dounan Wetland and the sampling sites

2018 年 6 月 2 日下午于各植物群丛区域的陆地与湿地水体交界处采集植物根系表层沉积物的混合样品。该时段植物生长茂盛,湿地状况良好。将样品置于灭菌聚乙烯袋中密封,使用便携式冰箱将其带回实验室,去除其中碎石等杂物,一部分样品置于 $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 条件下保存用于微生物群落结构分析。

1.2 沉积物理化性质的测定

另一部分沉积物样品风干后,按 NY/T 395—2012《农田土壤环境质量监测技术规范》要求对样品进行研磨、过筛。铵态氮 (NH_4^+-N)、硝态氮 (NO_3^--N) 和速效磷含量采用 CleverChem 380 自动化学分析仪测定;有机质含量采用重铬酸钾容量法测定。

1.3 细菌群落结构分析

1.3.1 微生物总 DNA 提取与 PCR 扩增

沉积物中总 DNA 采用 PowerSoil DNA 提取试剂盒 (MoBio, USA) 进行提取,使用 $w=0.8\%$ 琼脂糖凝胶电泳检验 DNA 样品质量。采用细菌 16S rRNA 基因 V3-V4 可变区通用引物对 PCR 进行扩增。引物序列为 338F ($5'-\text{ACTCCTACGGGAGGCAGCA}-3'$) 和 806R ($5'-\text{GGACTACHVGGGTWTCTAAT}-3'$) (引物含有标签序列)。扩增反应条件参见文献[10]。PCR 扩增产物通过琼脂糖凝胶电泳进行检测,并采用 PCR 产物纯化试剂盒纯化 (Qiagen, Germany)。

1.3.2 MiSeq 高通量测序

使用 Illumina MiSeq 2000 测序平台对扩增后的 PCR 产物进行测序,测序由派森诺(上海)生物科技有限公司完成。对序列进行质量控制,运用 QIIME v1.8.0 软件去除短序列、模糊序列和嵌合序列。

1.3.3 测序数据分析

按 $\geq 97\%$ 序列相似度对有效序列进行归并和分类操作单元 (OTU) 划分,将 OTU 代表序列与 GreenGenes 数据库进行比对。根据 OTU 值计算物种丰富度指数 (Chao 1 指数、ACE 指数) 和多样性指数 (Shannon 指数);根据物种和 OTU 丰度矩阵,使用 R 软件,绘制物种热图和 Venn 图;根据获得的各样本在门和属分类水平上的组成和丰度分布表,使用 OriginPro 2018 软件绘制各分类水平及功能细菌的相对丰度柱状图;根据环境因子和属水平物种组成,使用 R 软件做冗余分析。

1.4 统计分析

使用 SPSS 25 软件做 Pearson 相关性分析,由 Pearson 相关系数分析采样点沉积物化学性质与微生物 α 多样性指数的相关性。

2 结果与分析

2.1 沉积物化学性质

不同采样点 3 种植物区域沉积物化学指标见表 1。美人蕉区从进水口至出水口沉积物中铵态氮、速效磷和有机质含量呈下降趋势,芦苇区进水口处速效磷含量高于中部和出水口处,菖蒲区沉积物铵态氮、速效磷和有机质含量则以中部区域为高。美人蕉区硝态氮含量低于其他 2 种植物相应点位的值。美人蕉区对应点位有机质含量明显较高,芦苇区次之,菖蒲区则最低,这表明 3 种植物生长区域有机肥力条件不同,这与不同植物的生物量、根系生长和凋落物分解有关。美人蕉生物量较大,根系密集交错分布于沉积物表层,凋落物分解快速,这可能是其区域有机质含量较高的原因^[11]。3 种植物区沉积物多项化学指标值以中部为最高,这可能与尾水通过路径有关。尾水路径在中部有明显弯曲,且采样点位于凸岸一侧,水流速度减慢,污水中吸附的氮、磷、有机物小颗粒易在此处沉降,导致大部分中部沉积物样品中有机质、氮、磷含量高于进水和出水口。

表 1 沉积物化学指标

Table 1 Sediment chemical properties

植物区域	采样点	$w(\text{硝态氮})/w(\text{铵态氮})$ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$w(\text{速效磷})/w(\text{有机质})$ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$w(\text{速效磷})/w(\text{有机质})$ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$w(\text{有机质})$ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)
美人蕉	MR0	0.48	49.82	203.60	128.97
	MR1	0.72	42.29	96.81	106.62
	MR2	0.45	23.04	76.93	52.62
芦苇	LW0	0.83	32.61	79.76	30.95
	LW1	1.32	35.48	40.56	51.59
	LW2	0.57	31.50	59.05	34.74
菖蒲	CP0	3.19	22.53	81.52	29.58
	CP1	0.80	38.75	103.67	40.58
	CP2	4.66	29.01	70.60	16.85

2.2 沉积物细菌 α 多样性

α 多样性指数可用于反映群落多样性。根据 OTU 计算出表征细菌 α 多样性的 Chao 1、ACE 和 Shannon 指数,各指数大小见图 2。Chao 1 和 ACE 指数表征群落丰富度,指数越大,群落丰富度就越高;Shannon 指数表征群落多样性,指数越大,群落多样性就越高。

分析可知,3 种湿地植物区沉积物细菌群落丰富度以湿地中部为最高,在进水处最小,这可能与进水区存在较为复杂的污染物质有关。美人蕉和菖蒲区沉积物细菌群落多样性以出水区为最高。

菖蒲区 Chao 1、ACE 和 Shannon 指数平均值分别为 3 658.37、3 953.88 和 10.38,都大于芦苇区和美人蕉区,表明菖蒲区沉积物细菌群落的丰富度和多样性均最大。芦苇区 Chao 1 和 ACE 指数平均值次之,分别为 3 252.94 和 3 472.94。但芦苇区 Shannon 指数为 9.96,略小于美人蕉区(10.17)。这说明芦苇区沉积物细菌群落丰富度大于美人蕉区,但多样性稍小于美人蕉区。

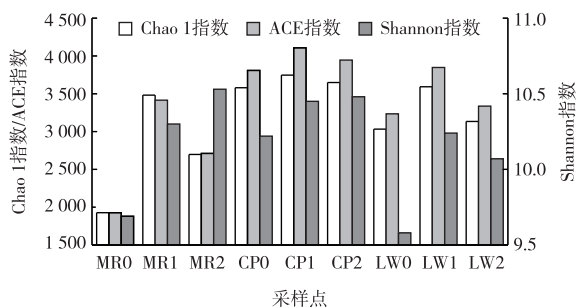


图2 沉积物细菌群落多样性和丰富度

Fig. 2 Bacterial community diversity and richness in sediment

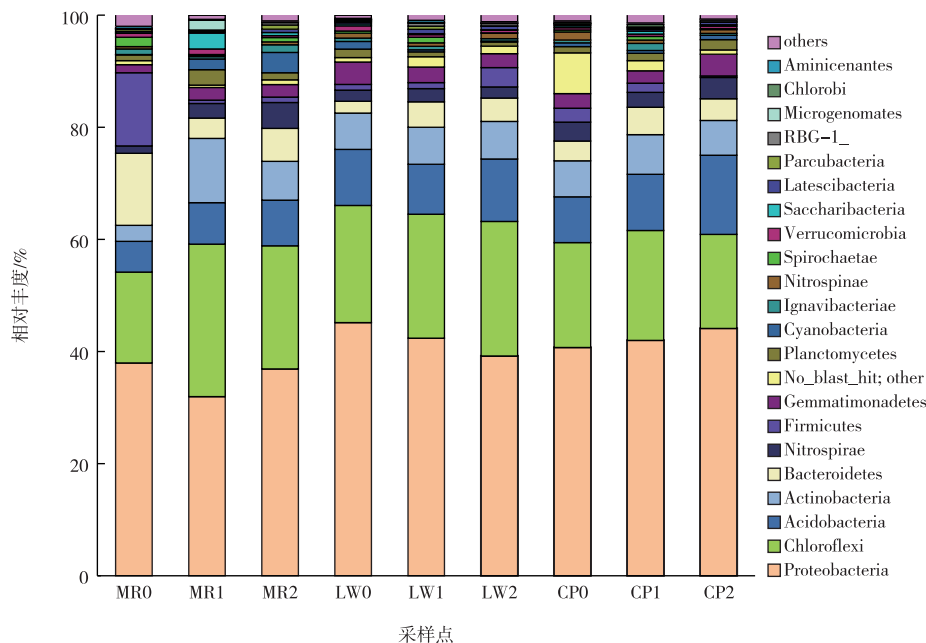


图3 沉积物细菌门水平群落结构

Fig. 3 Sediment bacteria community structure at the phylum level

放线菌门和酸杆菌门是重要的根际细菌^[14],对土壤生态和植物生长有影响。两者的相对丰度和均在出水口处达到最大,也许能最大程度地促进该处植物的生长。绿弯菌门与沉积物碳循环有关,具有发酵、固定 CO₂ 和乙酸化作用^[15]。美人蕉区和

2.3 沉积物细菌群落结构及功能

在门水平上,所得的 OTU 分属 42 个门类。由图 3 可知,9 个样点优势菌均为变形菌门(Proteobacteria),平均相对丰度为 40.0%。这与 WU 等^[12]对佛山市一处复合人工湿地的研究结果类似。其次为绿弯菌门(Chloroflexi),平均相对丰度为 20.8%。相对丰度平均值超过 1% 的门类还有酸杆菌门(Acidobacteria, 9.3%)、放线菌门(Actinobacteria, 6.8%)、拟杆菌门(Bacteroidetes, 5.0%)、硝化螺旋菌门(Nitrospirae, 2.7%)、厚壁菌门(Firmicutes, 2.7%)、芽单胞菌门(Gemmatimonadetes, 2.7%)、浮霉菌门(Planctomycetes, 1.4%)和蓝细菌门(Cyanobacteria, 1.0%)。变形菌门下包括 α -Proteobacteria (6.36% ~ 15.81%)、 β -Proteobacteria (6.0% ~ 14.8%)、 γ -Proteobacteria (3.74% ~ 20.4%)、 δ -Proteobacteria (5.1% ~ 12.3%)。 α -Proteobacteria、 β -Proteobacteria 和 γ -Proteobacteria 中含有许多反硝化细菌,可进行自养或异养反硝化^[13]。变形菌门丰度在芦苇、菖蒲区较高。

芦苇区绿弯菌门丰度沿采样点依次增加,美人蕉区由 16.20% 增至 27.20%,芦苇区由 20.90% 增至 24.00%。菖蒲区绿弯菌门丰度则以中部区域为最大,为 19.60%。拟杆菌门和厚壁菌门在各样点的占比差异性较大。在美人蕉区,拟杆菌门和厚壁菌

门在进水口处占比较高,分别达 12.8% 和 13.1%,而湿地中部和出水口处 2 个门类占比下降,分别为 3.6% 和 0.6% 以及 5.9% 和 1.0%。其余样点拟杆菌门和厚壁菌门相对丰度均偏低,为 0.3%~4.9%。

在属水平上,各沉积物样品中共有 344 个属。由图 4 可知,平均相对丰度最高的为厌氧绳菌科(Anaerolineaceae)下的未知属(10.7%),其次为假单胞菌属(*Pseudomonas*, 6.8%),平均相对丰度超过

1% 的属还有芽单胞菌科(Gemmatimonadaceae)下的未知属(2.1%)、Xanthomonadales_Incertae_Sedis 科下的未知属(1.6%)、亚硝化单胞菌科(Nitrosomonadaceae)下的未知属(1.5%)、硝化螺旋菌属(*Nitrospira*, 1.5%)、酸杆菌门(*Acidobacteria*)下的未知属(1.4%)、脱氯单胞菌属(*Dechloromonas*, 1.3%)、KD4-96 纲下的未知属(1.3%)和 *Bryobacter* (1.1%)。

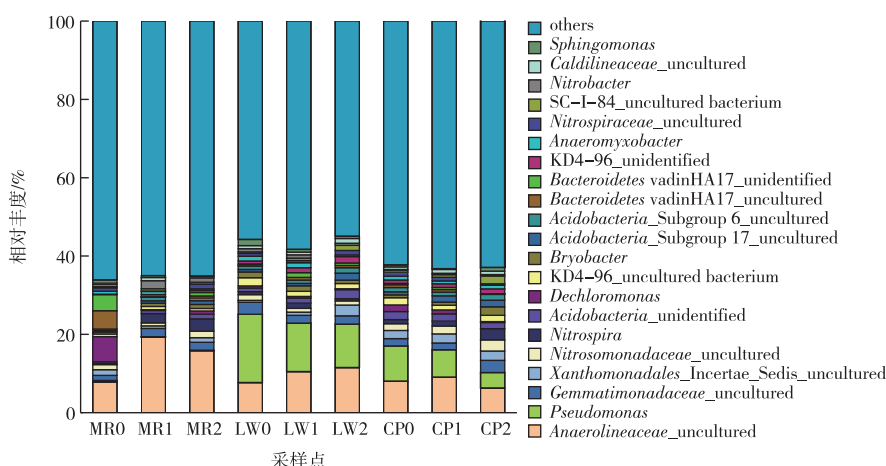


图 4 沉积物细菌属水平群落结构

Fig. 4 Sediment bacteria community structure at the genus level

厌氧绳菌科是绿弯菌门下的厌氧细菌且在该门中占主导^[16],具有发酵作用,可利用糖类和蛋白质进行代谢生长^[17]。厌氧绳菌科下的未知属在美人蕉区占比最高,达 7.8%~19.3%,在其他植物区占比则为 6.3%~11.5%。大多数假单胞菌为反硝化细菌^[18],其中,一部分还存在新型脱氮途径——异养硝化-好氧反硝化,这是一种与硝化-反硝化同时进行的方式^[19]。假单胞菌在美人蕉区占比很低,不足 1%,但在芦苇和菖蒲区占比较高,最高可达 17.4%(芦苇区进水口处),表明芦苇和菖蒲根区可能更有利于脱氮细菌的富集。

微生物去除水中含氮污染物的途径包括氨化、硝化、反硝化和厌氧氨氧化等。硝化细菌可将 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_2^-$ 转变为 NO_3^- 。9 个样品中平均丰度较高的硝化细菌包含硝化螺旋菌属(*Nitrospira*)、亚硝化单胞菌科下的未知属(*Nitrosomonadaceae*_uncultured),亚硝化单胞菌科包含的属均为硝化细菌^[20]和硝化杆菌属(*Nitrobacter*)。反硝化细菌则通过异养或自养反硝化将 NO_3^- 最终转化为 N_2 。沉积物样品中丰度较高的反硝化细菌包含假单胞菌属(*Pseudomonas*)、脱氯单胞菌属(*Dechloromonas*)、硫杆菌属(*Thiobacillus*)和红杆菌属(*Rhodobacter*)

等。如图 5 可知,硝化细菌在美人蕉和菖蒲区分布较多,在 MR1 和 CP2 样点丰度均较高(6.48%, 6.97%)。

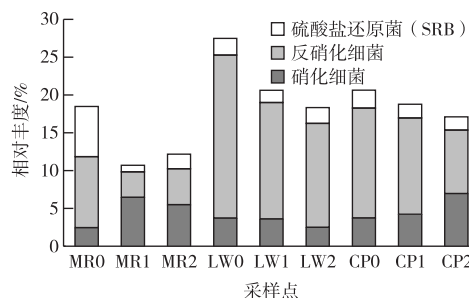


图 5 沉积物部分功能细菌相对丰度

Fig. 5 Relative abundances of some functional bacteria in sediments

反硝化细菌丰度以每个植物区进水口处为最大,可能与进水中含有较多 NO_3^- 有关,其丰度在芦苇区进水口处高达 21.53%,推测此处反硝化过程最为强烈。值得注意的是,美人蕉区反硝化细菌占比明显低于其他 2 个植物区,这可能与该区域 NO_3^- 含量以及植物生长特征有关。9 个样点还检出相当比例的硫酸盐还原菌(SRB, 0.86%~6.64%),其是

厌氧细菌,可将 SO_4^{2-} 还原为 H_2S ,在 S 和重金属的地球化学循环中起着重要作用。水体中 SO_4^{2-} 来源于生活废水、化肥溶解、矿山废水和酸沉降等^[21]。过量的 SO_4^{2-} 会导致水体酸化,也会对人体健康产生危害^[22]。9 个沉积物样品中丰度较高的 SRB 为脱硫杆菌科 (Desulfobacteraceae) 下的 Sva0081_sediment_group (脱硫杆菌科下的菌属均为 SRB^[23])、脱硫叶菌属 (*Desulfobulbus*)、*Desulfobacterium_catecholicum_group* 和脱硫微菌属

(*Desulfomicrobium*)。SRB 在 MR0 样点占比最高 (6.64%),是其他样点的 2.8~7.7 倍。这同样与水体和沉积物理化特征以及植物的生长特征有关。SRB 丰度在每个区域进水口处最大,这可能与进水中 SO_4^{2-} 等含量较高有关。

2.4 细菌群落结构相似性分析

选取属水平上相对丰度大于 0.5% 的细菌制作物种热图,对 9 个样点细菌群落进行聚类分析,结果见图 6。

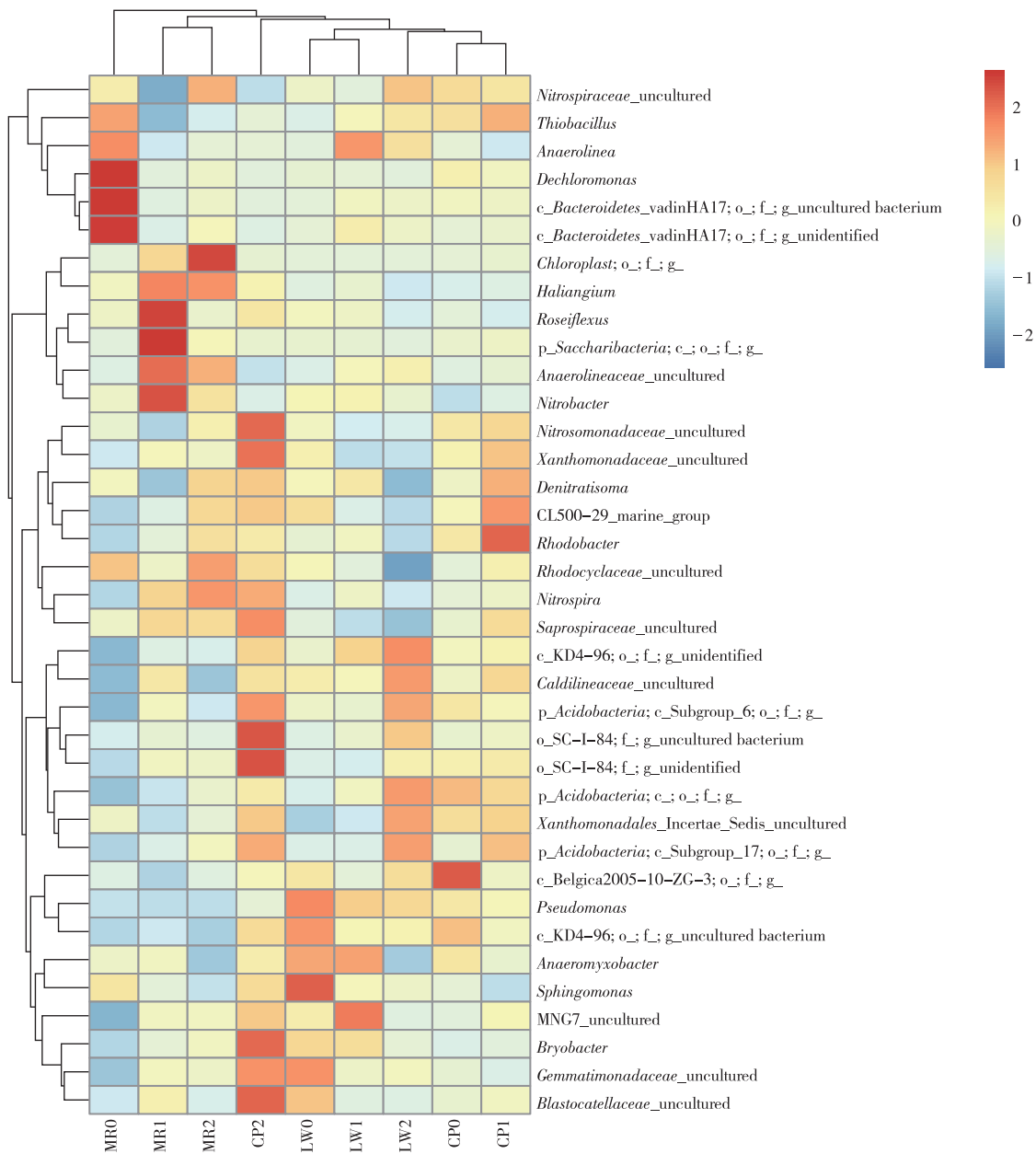


图 6 沉积物细菌群落属水平聚类热图

Fig. 6 Clustering heatmap of sediment bacterial community at the genus level

分别用“c_”“o_”“f_”“g_”表示纲、目、科、属水平上的未知细菌。总体来说,可分为 MR1、MR2,

CP0、CP1 和 LW0、LW1 共 3 个分支。可见,相同植物区中沉积物细菌群落结构较为相似,表明植物种

类对沉积物细菌群落结构存在显著影响。MR0 样点细菌群落与其他样点差异最大,主要原因是此样点分布了较多的脱氯单胞菌属 (*Dechloromonas*, 6.44%)、*Sporacetigenium* (1.88%)、*Romboutsia* (1.67%)、脱硫盒菌属 (*Desulfocapsa*, 1.58%) 和脱硫化李子菌属 (*Desulfoprunum*, 1.48%) 等。脱氯单胞菌属 (*Dechloromonas*) 可降解氯酸盐和高氯酸盐,将其还原为氯化物^[24]。

由 Venn 图(图 7)可得到 3 种植物分布区特有和独有的 OTU。芦苇和美人蕉区共有 759 个 OTU, 芦苇和菖蒲区共有 1 447 个 OTU, 美人蕉和菖蒲区共有 746 个 OTU。3 种植物区共有 2 417 个 OTU, 占 OTU 总个数的 20.38%。独有 OTU 个数最多的是美人蕉区,达到 1 127 个。

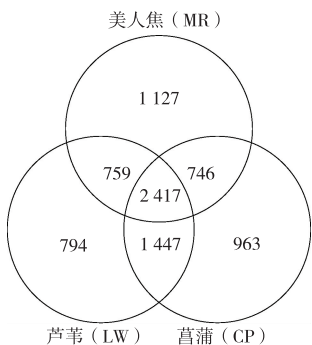


图 7 沉积物 OTU 分布的 Venn 分析

Fig. 7 Venn analysis of sediment OTU distribution

2.5 细菌群落与沉积物化学指标的关系

对 α 多样性指数与沉积物化学性质做 Pearson 相关性分析,结果见表 2。

表 2 沉积物化学性质与沉积物细菌群落 α 多样性指数相关性分析

Table 2 Correlation analysis between sediment chemical properties and α diversity index of bacterial community

α 多样性指数	硝态氮含量	铵态氮含量	速效磷含量	有机质含量
Chao 1	0.487	-0.366	-0.713 *	-0.611
ACE	0.515	-0.380	-0.704 *	-0.688 *
Shannon	0.339	-0.420	-0.439	-0.301

* 表示相关显著 ($P < 0.05$)。

速效磷含量与 Chao 1 指数呈显著负相关 ($P = 0.031$),速效磷含量和有机质含量与 ACE 指数也呈显著负相关 ($P = 0.034, P = 0.040$),说明速效磷含量对细菌群落丰富度具有显著影响,有机质含量对丰富度也有一定影响。但硝态氮、铵态氮含量则与

α 多样性指数相关性较小。Shannon 指数与 4 个指标无显著相关性,即沉积物这 4 个化学性质对细菌群落多样性无显著影响。

β 多样性用于反映不同样品间细菌群落的差异性,冗余分析则可解释这种差异在多大程度上是由环境因子造成的。对各样点沉积物细菌属水平群落与化学性质做冗余分析,结果见图 8。2 个轴累积贡献率为 35.85%,表明沉积物 4 个化学指标对细菌群落结构有一定影响。铵态氮含量、速效磷含量和有机质含量与第 1 主轴呈负相关,硝态氮含量与第 1 主轴呈正相关。第 1 主轴的主要影响因子为有机质含量和速效磷含量 ($P = 0.004, P = 0.001$),相关系数分别为-0.96 和-0.83。

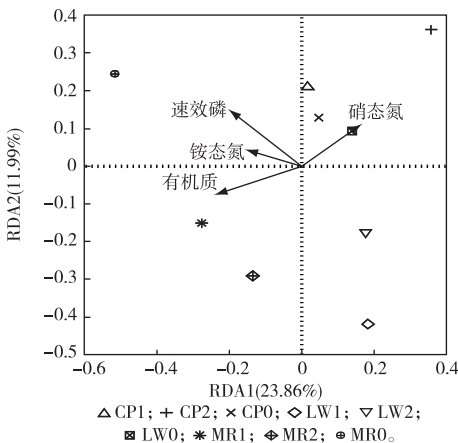


图 8 属水平细菌群落与沉积物化学性质的冗余分析

Fig. 8 Redundancy analysis between sediment bacterial community at the genus level and chemical properties

3 讨论

3.1 湿地水生植物类型对细菌群落结构的影响

植物根系是微生物富集和发挥作用的集中场所。不同湿地植物因根的形态与分布、凋落物生物量及其化学性质、泌氧量和根际分泌物等的不同,导致植物根系基质中细菌群落存在差异,进而影响污染物的去除效果并间接影响湿地生态功能^[25]。美人蕉、芦苇和菖蒲的根系属于须根系,对沉积物水力特征有较大影响。植物根系通过影响流速、沉降特性、水力传导率等为细菌附着生长提供有利条件^[26]。植物凋落物进入水体后,有机质和营养物质等在微生物作用下被分解或矿化,可促进微生物生长。美人蕉、芦苇和菖蒲均为挺水植物,与沉水植物和漂浮植物相比,其凋落物分解较慢^[27]。此外,

湿地植物通过径向泌氧向水体补充溶解氧,菖蒲和美人蕉的径向泌氧(ROL)速率普遍高于芦苇^[28],因此菖蒲和美人蕉浅层根系可能有利于好氧微生物的生长,使得好氧的硝化细菌丰度更高(图5)。湿地植物的根系分泌物为根系微生物提供代谢底物。根系分泌物的产生和累积可使植物形成根际效应,使得根际区细菌数量明显增多,特定功能细菌也会在根系周围聚集^[29]。另一方面,水生植物根系分泌的部分化学物质存在化感效应,可抑制藻类和某些微生物的生长^[30];一些分泌物还存在杀菌作用,对大肠杆菌(*Escherichia coli*)等致病菌去除效果好^[31]。湿地中3种不同类型植物产生的根系分泌物的种类和数量不同,从而促进或抑制了不同种类微生物的生长繁殖。微生物又可能通过其次生代谢产物影响根系生长^[32]。植物根系的上述作用直接或间接地影响了微生物群落结构。

3.2 湿地沉积物理化因子对细菌群落的影响

环境因子可影响细菌群落特征。3个湿地植物区硝态氮平均值大小与细菌群落 α 多样性 Chao 1 和 ACE 指数大小顺序一致(表1,图2),可能是因为随着硝态氮含量的增加,细菌可利用氮源也增加,促进了细菌的生长,使其群落丰富度提高。沉积物速效磷含量和有机质含量与 Chao 1 指数或 ACE 指数呈显著相关。磷和碳源是细菌的重要物质能量来源,在一定程度上可影响细菌群落丰富度。

斗南湿地主要接纳污水处理厂尾水,尾水具有有机物浓度低、硝态氮浓度较高和 C/N 比值低的特点^[33],不利于异养反硝化细菌的生长和脱氮作用的发挥。但斗南湿地底部较厚的沉积物可能向低 C/N 比值水体释放一定量有机碳,部分补充反硝化细菌所需碳源。因此,湿地中反硝化细菌相对丰度仍较高(图5)。笔者研究考察的硝态氮、铵态氮、速效磷和有机质含量4个指标中,速效磷和有机质含量与 β 多样性相关(图8),可能是因为硝态氮和铵态氮含量在各植物区间差异较小,对细菌分布影响有限;而速效磷和有机质含量在各植物区间差异较大,且有机质中的糖类作为碳源,是细菌重要的能量物质。尽管如此,笔者研究中冗余分析的前2个主轴解释率较低,合计仅有35.85%,其原因主要是影响沉积物细菌群落的环境因素很多,而滇池湖滨湿地是较为开放的休闲型湿地,微生物群落结构可能受到除上述因素外的其他诸多因素的影响。

4 结论

(1) 滇池典型湖滨湿地——斗南湿地中菖蒲区

表层沉积物细菌群落多样性和丰富度都大于芦苇区和美人蕉区。各样点优势菌门均为变形菌门和绿弯菌门,平均丰度分别为40.0%和20.8%;属水平上,厌氧绳菌科下的未知属丰度以美人蕉区为最高,而假单胞菌属丰度以菖蒲区和芦苇区为较高。

(2) 硝化细菌、反硝化细菌和硫酸盐还原菌3种功能细菌在3种植物区占有显著比例。硝化细菌在美人蕉和菖蒲区的占比高于芦苇区,反硝化细菌在进水口处占比很高,尤其在芦苇区进水口处达21.53%。硫酸盐还原菌在美人蕉进水口处占比高于其他8个样点,相对丰度为6.64%。

(3) 聚类分析表明湿地不同点位相同植物群丛作用下沉积物中细菌群落结构较为相似,不同湿地植物对沉积物细菌群落结构存在显著影响。相比于硝态氮和铵态氮含量,速效磷与有机质含量对沉积物细菌群落 α 多样性指数和群落结构的影响更大。

参考文献:

- [1] HUANG C C, WANG X L, YANG H, *et al.* Satellite Data Regarding the Eutrophication Response to Human Activities in the Plateau Lake Dianchi in China From 1974 to 2009[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 485/486: 1–11.
- [2] 张家宏, 王桂良, 徐荣, 等. 菱鸭共作人工湿地消纳养殖池塘富营养化水的初步研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2017, 33(6): 546–554. [ZHANG Jia-hong, WANG Gui-liang, XU Rong, *et al.* Nutrient Assimilating Effects of *Zizania latifolia*-Duck Symbiotic Artificial Wetland on Eutrophied Water From Fishing Ponds[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2017, 33(6): 546–554.]
- [3] LI L F, LI Y H, BISWAS D K, *et al.* Potential of Constructed Wetlands in Treating the Eutrophic Water: Evidence From Taihu Lake of China[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(6): 1656–1663.
- [4] LIU W B, WANG S R, ZHANG L, *et al.* Water Pollution Characteristics of Dianchi Lake and the Course of Protection and Pollution Management[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 74(5): 3767–3780.
- [5] MEYER-REIL L A, DAWSON R, LIEBEZEIT G, *et al.* Fluctuations and Interactions of Bacterial Activity in Sandy Beach Sediments and Overlying Waters[J]. *Marine Biology*, 1978, 48(2): 161–171.
- [6] 雷旭, 李冰, 李晓, 等. 复合垂直流人工湿地系统中不同植物根际微生物群落结构[J]. *生态学杂志*, 2015, 34(5): 1373–1381. [LEI Xu, LI Bing, LI Xiao, *et al.* Rhizosphere Microbial Communities of Three Plants in Vertical-flow Constructed Wetland[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(5): 1373–1381.]
- [7] 薛银刚, 江晓栋, 孙萌, 等. 基于高通量测序的冬季太湖竺山湾浮游细菌和沉积物细菌群落结构和多样性研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2017, 33(11): 992–1000. [XUE Yin-gang, JIANG Xiao-dong, SUN Meng, *et al.* Structure and Diversity Profiles of Planktonic and Sediment Bacteria Communities in the Zhushan Bay

- of Lake Taihu in Winter Based on High-throughput Sequencing [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, 33 (11): 992-1000.]
- [8] YANG Y Y, LI N N, WANG W, *et al.* Vertical Profiles of Sediment Methanogenic Potential and Communities in Two Plateau Freshwater Lakes [J]. Biogeosciences, 2017, 14 (2): 341-351.
- [9] 昆明市呈贡区人民政府. 呈贡区多措并举加强斗南湿地管理工作 [EB/OL]. (2018-06-21) [2019-03-22]. <http://cg.km.gov.cn/c/2018-06-21/2917588.shtml>.
- [10] DU L, TRINH X T, CHEN Q R, *et al.* Enhancement of Microbial Nitrogen Removal Pathway by Vegetation in Integrated Vertical-flow Constructed Wetlands (IVCWs) for Treating Reclaimed Water [J]. Bioresource Technology, 2018, 249: 644-651.
- [11] GINGERICH R T, ANDERSON J T. Decomposition Trends of Five Plant Litter Types in Mitigated and Reference Wetlands in West Virginia, USA [J]. Wetlands, 2011, 31 (4): 653-662.
- [12] WU Y H, HAN R, YANG X N, *et al.* Correlating Microbial Community With Physicochemical Indices and Structures of a Full-scale Integrated Constructed Wetland System [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2016, 100 (15): 6917-6926.
- [13] SCHREIER H J, MIRZOYAN N, SAITO K. Microbial Diversity of Biological Filters in Recirculating Aquaculture Systems [J]. Current Opinion in Biotechnology, 2010, 21 (3): 318-325.
- [14] LEE S H, KA J O, CHO J C. Members of the Phylum *Acidobacteria* Are Dominant and Metabolically Active in Rhizosphere Soil [J]. FEMS Microbiology Letters, 2008, 285 (2): 263-269.
- [15] HUG L A, CASTELLE C J, WRIGHTON K C, *et al.* Community Genomic Analyses Constrain the Distribution of Metabolic Traits Across the *Chloroflexi* Phylum and Indicate Roles in Sediment Carbon Cycling [J]. Microbiome, 2013, 1: 22.
- [16] BOVIO P, CABEZAS A, ETCHEBEHERE C. Preliminary Analysis of *Chloroflexi* Populations in Full-scale UASB Methanogenic Reactors [J]. Journal of Applied Microbiology, 2019, 126 (2): 667-683.
- [17] YAMADA T, SEKIGUCHI Y. Anaerolineaceae [M] // Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria. New Jersey: John Wiley & Sons Inc., 2019: 1-4.
- [18] PALLERONI N J. Pseudomonas [M] // Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria. New Jersey: John Wiley & Sons Inc., 2015: 9.
- [19] JIN R F, LIU T Q, LIU G F, *et al.* Simultaneous Heterotrophic Nitrification and Aerobic Denitrification by the Marine Origin Bacterium *Pseudomonas* sp. ADN-42 [J]. Applied Biochemistry and Biotechnology, 2015, 175 (4): 2000-2011.
- [20] GARRITY G M, BELL J A, LILBURN T. Nitrosomonadaceae Fam. Nov [M] // Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria. New Jersey: John Wiley & Sons Inc., 2015: 1.
- [21] 张东, 黄兴宇, 李成杰. 硫和氧同位素示踪黄河及支流河水硫酸盐来源 [J]. 水科学进展, 2013, 24 (3): 418-426. [ZHANG Dong, HUANG Xing-yu, LI Cheng-jie. Sources of Riverine Sulfate in Yellow River and Its Tributaries Determined by Sulfur and Oxygen Isotopes [J]. Advances in Water Science, 2013, 24 (3): 418-426.]
- [22] HEIZER W D, SANDLER R S, SEAL E, *et al.* Intestinal Effects of Sulfate in Drinking Water on Normal Human Subjects [J]. Digestive Diseases and Sciences, 1997, 42 (5): 1055-1061.
- [23] KUEVER J. The Family Desulfobacteraceae [M] // The Prokaryotes. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2014: 45-73. DOI: 10.1007/978-3-642-39044-9_266.
- [24] ACHENBACH L A, MICHAELIDOU U, BRUCE R A, *et al.* Dechloromonas [M] // Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria. New Jersey: John Wiley & Sons Inc., 2015: 1-2.
- [25] LAI W L, WANG S Q, PENG C L, *et al.* Root Features Related to Plant Growth and Nutrient Removal of 35 Wetland Plants [J]. Water Research, 2011, 45 (13): 3941-3950.
- [26] SHELEF O, GROSS A, RACHMILEVITCH S. Role of Plants in a Constructed Wetland: Current and New Perspectives [J]. Water, 2013, 5 (2): 405-419.
- [27] CHIMNEY M J, PIETRO K C. Decomposition of Macrophyte Litter in a Subtropical Constructed Wetland in South Florida (USA) [J]. Ecological Engineering, 2006, 27 (4): 301-321.
- [28] CHENG X Y, WANG M, ZHANG C F, *et al.* Relationships Between Plant Photosynthesis, Radial Oxygen Loss and Nutrient Removal in Constructed Wetland Microcosms [J]. Biochemical Systematics and Ecology, 2014, 54: 299-306.
- [29] 江福英, 陈昕, 罗安程. 几种植物在模拟污水处理湿地中根际微生物功能群特征的研究 [J]. 农业环境科学学报, 2010, 29 (4): 764-768. [JIANG Fu-ying, CHEN Xin, LUO An-cheng. Investigation on the Microbial Functional Groups Characteristics of Rhizosphere of Wetland Plants in Mimic Wastewater Treatment [J]. Journal of Agro-environment Science, 2010, 29 (4): 764-768.]
- [30] 张之浩, 吴晓芙, 陈永华. 湿地水生植物化感抑菌研究进展 [J]. 环境与可持续发展, 2015, 40 (5): 71-74. [ZHANG Zhi-hao, WU Xiao-fu, CHEN Yong-hua. Progress of Research on Inhibitory Allelopathy of Wetland Aquatic Plant Species on Algae [J]. Environment and Sustainable Development, 2015, 40 (5): 71-74.]
- [31] STOTTMEISTER U, WIEßNER A, KUSCHK P, *et al.* Effects of Plants and Microorganisms in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment [J]. Biotechnology Advances, 2003, 22 (1/2): 93-117.
- [32] 何欢, 王占武, 胡栋, 等. 根系分泌物与根际微生物互作的研究进展 [J]. 河北农业科学, 2011, 15 (3): 69-73. [HE Huan, WANG Zhan-wu, HU Dong, *et al.* Progress on Interactions Between Root Exudates and Rhizosphere Microorganisms [J]. Journal of Hebei Agricultural Sciences, 2011, 15 (3): 69-73.]
- [33] CHANG J J, WU S Q, DAI Y R, *et al.* Nitrate Removal From Tail Water by Integrated Vertical-flow Constructed Wetlands at a High Hydraulic Loading Rate [J]. Desalination and Water Treatment, 2013, 51 (31/32/33): 6031-6037.

作者简介: 寄博华 (1996—), 男, 陕西宝鸡人, 硕士生, 研究方向为水环境生态修复。E-mail: jibohua@qq.com

(责任编辑: 李祥敏)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0625

程遂, 逯峰, 黄勃, 等. Cr⁶⁺暴露对红树蚬卵巢中氧化应激和生殖基因表达的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 399–405.

CHENG Sui, LU Feng, HUANG Bo, et al. Effects of Cr⁶⁺ Exposure on Oxidative Stress and Reproductive Gene Expression in the Ovaries of *Polymesoda erosa*[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 399–405.

Cr⁶⁺暴露对红树蚬卵巢中氧化应激和生殖基因表达的影响

程 遂^{1,2,3}, 逯 峰^{1,2,3}, 黄 勃^{1,2,3①}, 郭云鹏^{1,2,3} (1. 海南大学海洋学院, 海南 海口 570228; 2. 南海海洋资源利用国家重点实验室, 海南 海口 570228; 3. 教育部热带生物资源重点实验室, 海南 海口 570228)

摘要: Cr⁶⁺具有较强的氧化能力,通常能够造成生物体脂质过氧化胁迫。为探究 Cr⁶⁺暴露对红树蚬(*Polymesoda erosa*)卵巢的生殖毒性效应,共设置 $\rho(\text{Cr}^{6+})$ 为0、0.25、1、4和8 mg·L⁻¹ 5个浓度梯度,暴露时间为0、5、10和15 d。结果表明,Cr⁶⁺对红树蚬卵巢造成氧化胁迫,并影响卵巢雌激素受体 er 基因和卵黄原蛋白 vtg 基因表达量。与对照相比,高浓度Cr⁶⁺胁迫使红树蚬性腺指数(GSI)显著降低($P<0.05$),且随着Cr⁶⁺浓度升高和试验时间增加,GSI下降程度越明显。高浓度Cr⁶⁺处理红树蚬 vtg 和 er 基因表达量显著低于低浓度处理和对照($P<0.05$)。此外,通过氧化应激试验发现,经低浓度Cr⁶⁺胁迫后,红树蚬卵巢过氧化氢酶(CAT)和谷胱甘肽转移酶(GST)活性以及丙二醛(MDA)含量在10 d后与对照相比无显著差异($P>0.05$);而与对照相比,高浓度Cr⁶⁺处理CAT和GST活性被显著抑制($P<0.05$),MDA含量也明显升高。Cr⁶⁺对红树蚬卵巢具有组织损伤和代谢干扰效应,并且高浓度Cr⁶⁺对红树蚬生殖存在明显毒害作用。

关键词: 红树蚬; 卵巢; Cr⁶⁺; 性腺指数; 酶活性; 生殖毒性

中图分类号: Q95-3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0399-07

Effects of Cr⁶⁺ Exposure on Oxidative Stress and Reproductive Gene Expression in the Ovaries of *Polymesoda erosa*. CHENG Sui^{1,2,3}, LU Feng^{1,2,3}, HUANG Bo^{1,2,3①}, GUO Yun-peng^{1,2,3} (1. Ocean College of Hainan University, Haikou 570228, China; 2. State Key Laboratory of Marine Resource Utilization in South China Sea, Haikou 570228, China; 3. Key Laboratory of Tropical Biological Resources of Ministry of Education, Haikou 570228, China)

Abstract: Cr⁶⁺ can usually cause lipid peroxidation stress in organisms due to its strong oxidative capacity. In this study, the reproductive toxicity of Cr⁶⁺ exposure on female *Polymesoda erosa* was investigated. Five concentration groups of Cr⁶⁺ were set as 0, 0.25, 1, 4 and 8 mg·L⁻¹ and the exposure time of each concentration group was set as 0, 5, 10 and 15 d. The results indicate that the exposure to Cr⁶⁺ could cause oxidative stress on the ovaries of *Polymesoda erosa* and change the expression of er (estrogen receptor gene) and vtg (vitellogenin gene). Compared with control group, the high concentration of Cr⁶⁺ treatment groups could significantly reduce the gonadosomatic index (GSI) of *Polymesoda erosa* ($P<0.05$). Moreover, the GSI varied significantly with the increase of Cr⁶⁺ concentration as time goes by. The expression of vtg and er in high concentration treatment group was significantly lower than that in low concentration treatment group as well as control group ($P<0.05$). In addition, it was found that the activities of CAT, GST and MDA content in ovaries would get back to normal level ($P>0.05$) after exposing to low concentration of Cr⁶⁺. On the other hand, high concentration of Cr⁶⁺ exposure would eventually inhibit the activities of both enzymes ($P<0.05$) and increase the content of MDA significantly. The results manifest that Cr⁶⁺ has tissue damage and metabolic disturbance effects on the ovaries of *Polymesoda erosa* and high concentration of Cr⁶⁺ would cause obvious toxic effects on the reproduction of *Polymesoda erosa*.

Key words: *Polymesoda erosa*; ovary; Cr⁶⁺; gonad index; enzyme activity; reproductive toxicity

收稿日期: 2019-08-12

基金项目: 国家科技基础资源调查专项(2017FY100703); 国家教育部优秀青年教师计划(002007007); 中国林业科学研究院热带林业研究所科研计划(41176084); 海南省重点研发计划(ZDYF2016089); 海南大学中西部计划(ZXBJH-XK006)

① 通信作者 E-mail: huangbolw@163.com

红树蚬 (*Polymesoda erosa*) 隶属于软体动物门 (Mollusca) 双壳纲 (Bivalvia) 帘蛤目 (Veneroida) 蚬科 (Corbiculidae) 红树蚬属 (*Polymesoda*), 广泛分布于热带、亚热带红树林和滩涂, 是红树林生态系统中特有的双壳贝类, 在我国海南、广西、广东和台湾等主要红树林区均有分布^[1]。红树蚬体型较大, 生长快, 是红树林周边居民采集的主要经济贝。台湾地区自 20 世纪末开展红树蚬养殖, 现已初具规模, 而广东和广西地区也已开始小规模养殖^[2]。由于红树蚬分布地域特殊, 对红树蚬的研究主要集中在生态学方面, 如栖息环境、生活习性、生长繁殖和种群结构等^[3-4]。

当前, 我国海洋污染状况严重, 由于双壳贝类种群数量大, 分布范围广, 移动性差, 营滤食生活, 对重金属和有机物的富集能力比其他生物更强, 其作为指示物种已被广泛用于海洋环境污染的生物监测^[5], 目前关于重金属富集对双壳贝类的影响研究主要集中在牡蛎、扇贝等经济贝类^[6-7], 而对红树蚬的相关研究则较少^[8]。

重金属 Cr 是造成海洋环境污染的重要原因之一, Cr^{6+} 在参与生物体氧化还原反应时可以产生活性氧自由基 (ROS), 造成氧化胁迫, 而水生生物体内含有大量多元不饱和脂肪酸, 对氧化反应十分敏感^[9], 因此其体内 Cr^{6+} 富集易造成过氧化代谢产物积累, 从而对各器官产生毒性效应^[10]。卵黄蛋白的合成与否表示卵母细胞的发育是否完善^[11], 而双壳贝类卵黄蛋白原由雌激素受体 *er* 基因和特异存在于成熟雌性动物体中卵黄蛋白原 *vtg* 基因进行调控^[12], 因此这 2 种基因表达量在一定程度上能够说明红树蚬卵巢发育的健康和成熟情况。通过分析不同剂量 Cr^{6+} 暴露下红树蚬卵巢性腺指数 (GSI) 和 2 种氧化逆境标志物活性及其介导基因表达量的变化情况, 研究 Cr^{6+} 暴露对红树蚬的生殖毒性效应, 可为探究重金属对红树蚬生殖毒性机制、保护贝类种质资源和开展海洋生态环境监测提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

于 2019 年 7 月, 红树蚬繁殖旺季, 在海南省文昌市八门湾海区霞场村附近海域 (19°37'28.02" N、110°47'38.84" E) 采集红树蚬。经形态判别后挑选大小相近的红树蚬 300 个用于试验并测量生物学性状, 样本平均壳长为 (49.85±3.42) mm, 平均壳宽为 (26.74±1.58) mm, 平均壳高为 (45.83±3.57) mm, 平均湿重为 (35.62±4.31) g。运回实验室后用自来

水刷洗贝壳表面游泥后, 擦干表面水分, 并在 5 个 100 cm×80 cm×90 cm 的养殖箱中培养 5 d, 养殖条件: 海水盐度为 30‰, 温度为 (27±1) °C, pH 值为 8.0。

1.2 试验方法

1.2.1 暴露试验方法

配制 5 组不同质量浓度 Cr^{6+} 溶液: 0 (对照)、0.25 (低浓度)、1 (中浓度)、4 (较高浓度) 和 8 mg·L⁻¹ (高浓度)。将 300 个红树蚬随机分为 5 组, 每组 60 个。试验期间, 每组持续充氧, 每天将养殖用水全部更换一次, 早、晚各投喂足量螺旋藻粉。每组分别于暴露试验 0、5、10 和 15 d 时随机取样, 挑选并解剖 5 个雌性红树蚬用于指标测定。

1.2.2 雌性红树蚬性腺指数的测定

称量各雌性红树蚬软体部质量, 然后分离性腺, 将其用生理盐水冲洗后用滤纸吸去水分, GSI 为生物性腺湿重与软体部湿重的比值^[13]。

1.2.3 氧化逆境标志物的提取与酶活性的测定

切取部分性腺组织用于制备酶液。每 1 g 组织样品用预冷双蒸水 3 mL 混合, 匀浆 5 min, 外置冰块降低温度。然后将匀浆液倒入离心管中, 在 0 °C 条件下按 20 000 r·min⁻¹ (离心半径为 10 cm) 离心 20 min, 取上清液测定红树蚬性腺组织抗氧化酶活性, 重复 3 次。抗氧化功能测定指标选择过氧化氢酶 (CAT)、谷胱甘肽转移酶 (GST) 和过氧化代谢产物丙二醛 (MDA)。各项指标均使用南京建成生物工程研究所生产的相应试剂盒进行测定, 具体操作参见产品说明书。

1.2.4 基因表达的分析

为了研究高浓度与低浓度 Cr^{6+} 对红树蚬卵巢中过氧化氢酶基因 *cat*、谷胱甘肽 S-转移酶基因 *gst*、雌激素受体基因 *er* 和卵黄蛋白原基因 *vtg* 表达量影响的差异, 除对照外, 另外选取低浓度处理 (0.25 mg·L⁻¹) 与高浓度处理 (8 mg·L⁻¹) 进行测定。

基因表达量采用荧光定量聚合酶链式反应 (qPCR) 方法进行检测。使用 Eastep[®] Super 总 RNA 提取试剂盒 (上海普洛麦格生物产品有限公司) 从样品中提取总 RNA, 具体操作参见产品说明书。经分光光度计 (岛津 UV-2450) 检测总 RNA 纯度 (OD260/OD280) 后, 取 1 μg 总 RNA 进行逆转录。从红树蚬转录组文库^[14] 中经功能注释后挑选目的基因序列, 并使用 Primer 5 软件设计引物序列 (表 1), 合成操作由生工生物工程 (上海) 股份有限公司完成。

表 1 qPCR 引物序列

Table 1 Primers used for qPCR

基因名称	引物序列	产物大小/ bp
cat	F:5'-CTCAGCCGGGCCAAAAATCGGCTAG-3', R:5'-CTAGCCGATTTTGGCCCGGCTGAG-3'	783
gst	F:5'-ATGCCCGAGTTAGGCTACTGGAAAA -3', R:5'-TTTTCAGTAGCCTAACTCGGGCAT -3'	852
er	F:5'-AGGGATGACCTAGAAGCAATATGGA -3', R:5'-TCCATATTGCTTCTAGGTCATCCCT-3'	324
vtg	F:5'-ATGCCCAGCTGTGCTAAAAGAAAGTT-3', R:5'-AACTTCTTTTAGCACAGCTGGGCAT -3'	487
β-actin	F:5'-ACAGGGAAGCCAAAGATGGAA-3', R:5'-TTGCCGACAGAATGCAGAAG-3'	132

qPCR 反应体系为 10 μL, 包含 SYBR Premix Ex Taq™ 5 μL, 10 μmol · L⁻¹ 正反向引物各 0.4 μL, 10 倍稀释的 cDNA 模板 1 μL, RNasefree H₂O 3.2 μL。qPCR 扩增条件为: 95 ℃ 预变性 30 s, 95 ℃ 变性 5 s, 60 ℃ 退火 30 s, 72 ℃ 延伸 30 s, 40 个循环。选取 β-actin 作为内参基因^[15], 试验样本与对照样本目标基因的相对表达水平采用 2^{-ΔΔC_t}(Livak) 法计算, 并绘图。

2 结果与分析

2.1 不同浓度 Cr⁶⁺胁迫下雌性红树蚬性腺指数

GSI 值越大, 说明红树蚬性腺发育越好。不同浓度 Cr⁶⁺对红树蚬卵巢性腺指数的影响见图 1。由对照组红树蚬卵巢 GSI 变化趋势可知, 试验所用红树蚬处于成熟后期。在 Cr⁶⁺胁迫下, 随暴露时间和暴露浓度的增加, 各浓度处理红树蚬 GSI 均呈下降趋势, 且暴露时间越长, 下降程度越明显。试验前、中期(5 和 10 d), 低浓度处理(0.25 mg · L⁻¹) 红

树蚬 GSI 与对照相比无显著差异($P>0.05$); 在整个试验期, 较高和高浓度处理(4 和 8 mg · L⁻¹) GSI 显著小于低、中浓度处理(0.25 和 1 mg · L⁻¹) ($P<0.05$); 8 mg · L⁻¹处理暴露 15 d 时 GSI 最小, 比对照 0 d 时下降 64%。

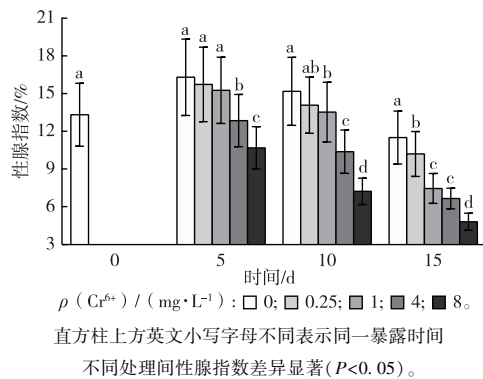


图 1 不同浓度 Cr⁶⁺对红树蚬卵巢性腺指数的影响
Fig. 1 Effects of exposure to Cr⁶⁺ on ovaries GSI of *Polymesoda erosa*

2.2 卵巢氧化逆境标志物活性、含量和基因表达水平变化

2.2.1 卵巢 CAT 和 GST 活性变化

不同浓度 Cr⁶⁺胁迫后, 红树蚬卵巢 CAT 和 GST 活性变化见图 2。如图 2 所示, 中、低浓度处理红树蚬卵巢 CAT 活性在试验前期(5 d 时)即受到诱导, 且诱导效果显著($P<0.05$), 但在 10 d 后其与对照相比无显著差异($P>0.05$)。除 8 mg · L⁻¹处理外, 其他处理 CAT 活性在试验前期(5 d 时)达到最大值后, 随暴露时间增加呈下降趋势。Cr⁶⁺浓度越高, 红树蚬卵巢 CAT 活性恢复越难, 两者呈负相关。

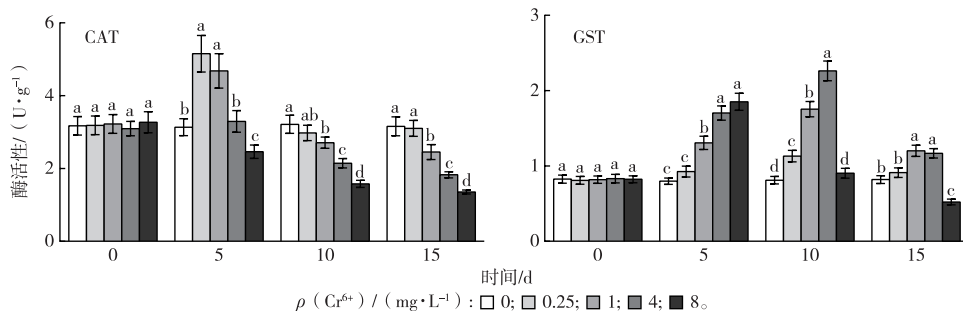


图 2 不同浓度 Cr⁶⁺对红树蚬卵巢 CAT 和 GST 活性的影响
Fig. 2 Effects of exposure to Cr⁶⁺ on activities of CAT and GST in ovaries of *Polymesoda erosa*

如图 2 所示, 试验过程中, 对照处理红树蚬卵巢 GST 活性变化不显著, 表明没有 Cr⁶⁺干扰条件下, 红

树蚬性腺 GST 活性相对稳定。各胁迫组 GST 活性均随暴露时间的增加呈先上升后下降趋势。在试

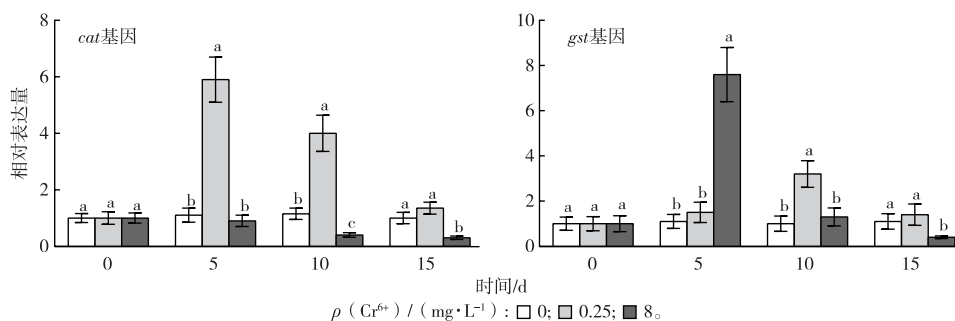
验前期(5 d时),除 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理外,其他处理 GST 活性均比对照显著升高 ($P < 0.05$),其中 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 GST 活性为对照的 2.2 倍。与对照相比,除 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理外,其他处理 GST 活性在试验中期(10 d 时)均显著受到诱导 ($P < 0.05$)。 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 GST 活性在试验前期(5 d 时)上升最明显,但随后迅速降低,15 d 时显著小于对照 ($P < 0.05$)。

2.2.2 卵巢过氧化氢酶基因 *cat* 和谷胱甘肽转移酶基因 *gst* 表达量变化

红树蚬卵巢 *cat* 和 *gst* 基因表达水平见图 3。如图 3 所示,红树蚬卵巢 *cat* 基因表达量受到显著诱导出现在试验前、中期(5 和 10 d 时)。与高浓度处理相比,低浓度处理更容易促进红树蚬性腺 *cat* 基

因的表达,在 5 d 时上调幅度显著 ($P < 0.05$),为对照的 5.9 倍,随后 *cat* 基因表达量逐渐降低,15 d 时恢复至正常水平 ($P > 0.05$)。在试验前、中期(5 和 10 d 时),高浓度处理会显著抑制 *cat* 基因的表达 ($P < 0.05$),15 d 时高浓度处理 *cat* 表达量仅为对照的 30%。

如图 3 所示,3 个处理红树蚬卵巢 *gst* 基因表达量都呈先升高后降低趋势。5 d 时,与同时期对照相比, $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 *gst* 表达量显著上升 7.6 倍 ($P < 0.05$),随后急剧降低。 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 *gst* 基因表达量变化趋势则较为平缓,其最大值仅为对照的 3.2 倍。



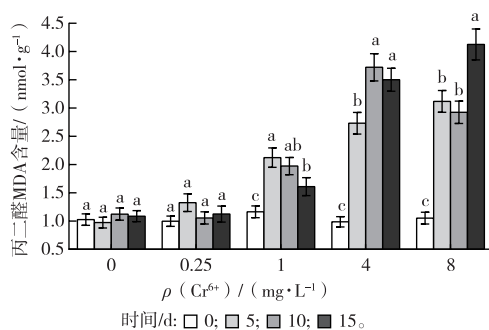
同一分图中,直方柱上方英文小写字母不同表示同一暴露时间不同处理间某种基因相对表达量差异显著 ($P < 0.05$)。

图 3 不同浓度 Cr^{6+} 对红树蚬卵巢中 *cat* 和 *gst* 基因表达量的影响

Fig. 3 Effects of exposure to Cr^{6+} on the expression of *cat* and *gst* in ovaries of *Polymesoda erosa*

2.2.3 卵巢 MDA 含量变化

不同浓度 Cr^{6+} 胁迫后,红树蚬性腺 MDA 含量随时间变化见图 4。



直方柱上方英文小写字母不同表示同一处理
不同暴露时间之间 MDA 含量差异显著 ($P < 0.05$)。

图 4 不同浓度 Cr^{6+} 对红树蚬卵巢中 MDA 含量的影响

Fig. 4 Effects of exposure to Cr^{6+} on content of MDA in ovaries of *Polymesoda erosa*

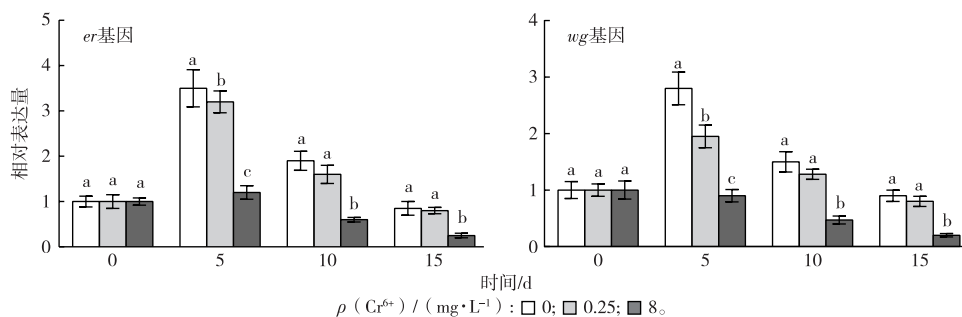
如图 4 所示,对照处理红树蚬性腺 MDA 含量相对稳定。除 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理外,其他处理 MDA 含

量在前期(5 d 时)均受到显著诱导 ($P < 0.05$),其中 4 和 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理诱导程度更为强烈,与对照相比,其 MDA 含量增加 1.7~3.1 倍。随着暴露时间增加, $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 MDA 含量逐渐恢复至对照水平,而 1、4 和 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理红树蚬性腺 MDA 含量恢复能力则与 Cr^{6+} 胁迫浓度呈负相关。

2.3 卵巢雌激素受体 *er* 基因和卵黄蛋白原 *vtg* 基因表达量变化

红树蚬卵巢 *er* 和 *vtg* 基因表达水平见图 5。在试验期间,各处理红树蚬 *er* 和 *vtg* 基因表达量总体呈先升高后降低趋势。对照 *er* 和 *vtg* 基因表达量在试验前期(5 d 时)均出现明显上调,分别为 0 d 时的 3.5 和 2.8 倍,这表明红树蚬正处于成熟期后期。不同浓度 Cr^{6+} 胁迫处理均显著抑制 2 个基因的表达 ($P < 0.05$), $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 *er* 和 *vtg* 基因表达量峰值分别为 0 d 时的 3.2 和 1.9 倍;而 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 *er* 和 *vtg* 基因表达量峰值则仅为 0 d 时的 1.2 倍和 90%。在试验中、后期(10、15 d 时), $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 2 个基因表达量均显著低于对照 ($P < 0.05$),这

说明 Cr^{6+} 浓度越高, 其对 *er* 和 *vtg* 基因表达的抑制作用越明显。



同一分图中, 直方柱上方英文小写字母不同表示同一暴露时间不同处理间某种基因相对表达量差异显著 ($P < 0.05$)。

图5 不同浓度 Cr^{6+} 对红树蚬卵巢中 *er* 和 *vtg* 基因表达量的影响

Fig. 5 Effects of exposure to Cr^{6+} on the expression of *er* and *vtg* in ovaries of *Polymesoda erosa*

3 讨论

近年来我国海洋环境污染日益严重, 尤以重金属污染问题较为突出, 而海洋贝类属于滤食性生物, 其生活习性和生理特点决定贝类易于累积重金属^[16]。部分海域一些贝类 Cd 和 As 污染的健康风险超出可接受水平^[17]; 厦门养殖贝类中, 只有牡蛎没有受到污染, 缢蛏、毛蚶、文蛤和花蛤均受到轻度 Pb、Hg 和 Cu 污染以及严重 As 污染, 花蛤和文蛤还受到轻度 Cr 污染^[18]。

性腺指数 GSI 又称生殖腺指数, 是反映性成熟度的一个指标, 常用来表示卵巢发育或睾丸发育来衡量动物的性成熟程度^[19]。笔者研究发现, Cr^{6+} 暴露会对红树蚬性腺发育和功能产生一定干扰, 不同浓度 Cr^{6+} 胁迫对红树蚬性腺指数产生影响的程度不同, 其中, 较高和高浓度 (4 和 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) Cr^{6+} 胁迫对红树蚬 GSI 造成的影响更为显著 ($P < 0.05$)。各处理 GSI 均随试验时间的增加而逐渐降低, 这表明 Cr^{6+} 在性腺中的累积可能影响红树蚬卵巢发育, 并损伤其正常组织。

CAT 和 GST 活性以及 MDA 含量是研究生物对各种胁迫影响效应中受到密切关注的生理指标^[20]。抗氧化酶 CAT 可以清除氧自由基保护机体, 能间接反映生物体内自由基含量变化, GST 具有解毒和抑制脂质过氧化作用^[21]。笔者研究发现, 0.25 和 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理红树蚬性腺 CAT 活性在 Cr^{6+} 暴露前期 (5 d 时) 达到最大值, 且较 0 d 时显著上升 ($P < 0.05$), 而 4 和 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理对 CAT 活性的诱导作用有限, 甚至随着试验时间的增长而产生抑制作用。随着暴露时间的增长, 低浓度 Cr^{6+} 处理酶活性比高浓度处理更快恢复到对照水平。 Cr^{6+} 胁迫浓度

越高, 红树蚬卵巢 CAT 活性恢复就越困难, Cr^{6+} 胁迫浓度与 CAT 活性恢复力呈负相关。在试验前、中期 (5 和 10 d 时), $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理卵巢 *cat* 基因表达水平比对照显著提高 ($P < 0.05$), 随后恢复至对照水平, 但 Cr^{6+} 胁迫浓度越高, 其表达水平就越难恢复。红树蚬卵巢 GST 活性变化较 CAT 有一定滞后性, $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 GST 活性在试验前期 (5 d 时) 无明显变化, 而除 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理外, 其他处理 GST 活性在试验中期皆受到显著诱导 ($P < 0.05$), 且最大值出现在 $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理的试验中期 (10 d 时)。当红树蚬卵巢 GST 活性较低时, CAT 会表现出一定活性, 以维持产生氧自由基与保护抗氧化防御系统之间的平衡, 此与赖廷和等^[8] 研究结果相似。有研究^[22] 认为超氧化物歧化酶 (SOD) 催化 $\text{O}_2^{\cdot -}$ 的歧化反应不是 CAT 底物 H_2O_2 的唯一来源, H_2O_2 也可能来自氨基酸或细胞色素 P450 氧化酶的激活, 这可能是初期 CAT 活性较高的原因。在笔者试验后期, $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 CAT 和 GST 活性受到显著抑制 ($P < 0.05$), 而同时卵巢 *cat* 和 *gst* 基因表达水平与对照相比显著降低 ($P < 0.05$), 这可能是由于高浓度 Cr^{6+} 暴露下, 红树蚬卵巢内产生过多 H_2O_2 , 超出了机体清除能力, 从而抑制了相关基因的表达, 这表明性腺组织已受到 Cr^{6+} 的严重破坏。

MDA 是脂质过氧化的产物, 对细胞膜有很强的破坏作用, 其含量可反映机体内自由基产生量及对机体的影响程度。BEBIANNO 等^[23] 提出高 MDA 含量是抗氧化防御机能丧失的结果。生物体在 Cr^{6+} 胁迫后会导致组织 MDA 含量增加, 进而造成肝脏和肾脏硫代巴比妥酸反应产物 (TBARS) 水平升高, 损伤肝、肾功能^[24]。笔者试验发现, 与其他处理不同, $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理红树蚬卵巢 *gst* 基因表达量最大值出

现在试验前期(5 d 时),且此时 GST 活性也显著高于对照($P < 0.05$),这表明机体可能通过加强 *gst* 基因表达产生更多 GST,以便清除迅速积累的自由基和脂质过氧化产生的有毒物质,此与 ZHANG 等^[25]的研究结果相似。MDA 含量峰值出现在 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 15 d 时,并且在整个试验过程中,高浓度 Cr^{6+} 处理 MDA 含量显著高于低浓度处理,这表明过高的 Cr^{6+} 已破坏生物体抗氧化系统,导致机体活性氧迅速累积,从而加剧膜脂过氧化作用。另外,受到 Cr^{6+} 胁迫后,红树蚬卵巢 MDA 含量无法恢复至最初水平,说明 Cr^{6+} 对红树蚬 MDA 含量产生不可逆影响。

卵黄蛋白原(VTG)常被用作检测内分泌干扰物的生物标志物^[26]。OSADA 等^[12]研究发现双壳贝类 VTG 在卵巢中合成并且在 *er* 和 *vtg* 基因的介导下由雌二醇(E2)调控,因此 *er* 和 *vtg* 基因表达量在生物体生殖发育中发挥重要作用。笔者试验发现,对照 *er* 和 *vtg* 基因表达量在试验初期(5 d 时)均出现明显上调,分别为 0 d 时的 3.5 和 2.8 倍,这表明红树蚬正处于成熟期后期,*er* 基因表达量变化与性腺发育相吻合,这与 MATSUMOTO 等^[27]对牡蛎和扇贝卵巢的研究结果相似。在整个试验中, $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 *vtg* 和 *er* 基因表达量显著低于 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和对照处理。这可能是由于高浓度 Cr^{6+} 进入红树蚬体内后,能够通过影响性腺激素含量进而影响激素调控的 *er* 和 *vtg* 等相关基因的表达,而 *er* 基因含量的变化又会导致依赖 *er* 基因介导的一系列基因的表达发生变化,最终对红树蚬产生明显生殖毒性效应。

4 结论

以红树蚬为试验对象,研究了不同浓度 Cr^{6+} 暴露下红树蚬卵巢中氧化逆境标志物及生殖基因表达的变化。研究结果表明, Cr^{6+} 对红树蚬卵巢具有组织损伤和代谢干扰效应,并且高浓度 Cr^{6+} 能对红树蚬造成明显生殖毒害作用。红树蚬由于其分布地域的特殊性,目前对该物种的研究与其他双壳贝类相比还较少,该研究可为进一步研究 Cr^{6+} 对红树蚬生殖毒性机制提供科学数据。下一步将开展 Cr^{6+} 暴露对雄性红树蚬性腺的影响研究。

参考文献:

- [1] 蔡英亚,黄翔鹤,吴洞科.红树蚬的生态观察[J].热带海洋,1995,14(1):94-98.[CAI Ying-ya, HUANG Xiang-hu, WU Dong-ke. Studies on the Ecology of *Polymesoda erosa* (Solander)
- [2] 张俊杰,潘红平,姜恒,等.红树蚬壳体尺寸性状对活体重的影响研究[J].安徽农业科学,2012,40(30):14730,14736.[ZHANG Jun-jie, PAN Hong-ping, JIANG Heng, et al. Study on the Effects of Shell Size Traits on the Live Weight of *Polymesoda erosa* [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2012, 40(30): 14730, 14736.]
- [3] 张俊杰.红树蚬的生物学研究[D].南宁:广西大学,2013.[ZHANG Jun-jie. Biological Study of the Mangrove Clam *Polymesoda (Geloina) erosa* [D]. Nanning: Guangxi University, 2013]
- [4] 周浩郎,张俊杰,邢永泽,等.广西红树蚬的分布特征及影响因素分析[J].广西科学,2014,21(2):147-152.[ZHOU Hao-lang, ZHANG Jun-jie, XING Yong-ze, et al. Characteristics of Distribution and the Influential Factors of Mangrove Clam, *Polymesoda erosa* (Solander 1786), in Guangxi [J]. Guangxi Sciences, 2014, 21(2): 147-152.]
- [5] AMOOZADEH E, MALEK M, RASHIDINEJAD R, et al. Marine Organisms as Heavy Metal Bioindicators in the Persian Gulf and the Gulf of Oman [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(3): 2386-2395.
- [6] 张庆鸿.锌与双酚 A 胁迫下福建牡蛎性腺差异表达蛋白的研究[D].厦门:厦门大学,2014.[ZHANG Qing-hong. Different Proteomics Profiling of *Crassostrea angulata* Gonad Exposed to Zn and Bisphenol-A [D]. Xiamen: Xiamen University, 2014.]
- [7] 张林宝,孙伟,张喆,等.三唑磷农药对翡翠贻贝性激素水平和性腺损伤效应的研究[J].南方水产科学,2018,14(2):60-65.[ZHANG Lin-bao, SUN Wei, ZHANG Zhe, et al. Influence of Triazophos on Sex Hormones Levels and Damage Effect of *Perna viridis* Gonad [J]. South China Fisheries Science, 2018, 14(2): 60-65.]
- [8] 赖廷和,何斌源,范航清,等.重金属 Cd 胁迫对红树蚬的抗氧化酶、消化酶活性和 MDA 含量的影响[J].生态学报,2011,31(11):3044-3053.[LAI Ting-he, HE Bin-yuan, FAN Hang-qing, et al. Effects of Cadmium Stress on the Activities of Antioxidant Enzymes, Digestive Enzymes and the Membrane Lipid Peroxidation of the Mangrove Mud Clam *Geloina coxans* (Gmelin) [J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(11): 3044-3053.]
- [9] 陈红星,吴星,毕然,等.水环境中 Cr(VI)对鱼类毒性机理研究进展[J].应用生态学报,2015,26(10):3226-3234.[CHEN Hong-xing, WU Xing, BI Ran, et al. Mechanisms of Cr(VI) Toxicity to Fish in Aquatic Environment: A Review [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(10): 3226-3234.]
- [10] LUSHCHAK V I. Environmentally Induced Oxidative Stress in Aquatic Animals [J]. Aquatic Toxicology, 2011, 101(1): 13-30.
- [11] 冷春玲,李春茂,迟庆宏,等.贻贝雌性生殖系统的组织学研究[J].水产科学,1999,18(3):26-29. DOI: 10.16378/j.cnki.1003-1111.1999.03.007.[LENG Chun-ling, LI Chun-mao, CHI Qing-hong, et al. Histology of the Female Reproductive System in Mussel *Mytilus edulis* (Lamellibranchia, Mytiloida) [J]. Fisheries Science, 1999, 18(3): 26-29. DOI: 10.16378/j.cnki.1003-1111.1999.03.007.]
- [12] OSADA M, TAKAMURA T, SATO H, et al. Vitellogenin Synthesis

- in the Ovary of Scallop, *Patinopecten yessoensis*: Control by Estradiol-17 β and the Central Nervous System[J]. Journal of Experimental Zoology Part A: Comparative Experimental Biology, 2003, 299A(2): 172–179.
- [13] GRIGORAKIS K, ALEXIS M N. Effects of Fasting on the Meat Quality and Fat Deposition of Commercial-size Farmed Gilthead Sea Bream (*Sparus aurata*, L.) Fed Different Dietary Regimes[J]. Aquaculture Nutrition, 2005, 11(5): 341–344.
- [14] WANG G S, ZHANG C K, HUANG B. Transcriptome Analysis and Histopathological Observations of *Geloina erosa* Gills Upon Cr(VI) Exposure[J]. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 2020, 231: 108706.
- [15] 车志群, 孙仁杰, 刘文爱, 等. 六溴环十二烷胁迫下红树蚬荧光定量 PCR 内参基因稳定性分析[J]. 广西科学院学报, 2018, 34(3): 242–249. [CHE Zhi-qun, SUN Ren-jie, LIU Wen-ai, et al. The Expression Stability Analysis of Reference Genes for qRT-PCR in *Polymesoda erosa* Under Hexabromocyclododecane Stress[J]. Journal of Guangxi Academy of Sciences, 2018, 34(3): 242–249.]
- [16] 陈海刚, 林钦, 蔡文贵, 等. 3 种常见海洋贝类对重金属 Hg、Pb 和 Cd 的积累与释放特征比较[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3): 1163–1167. [CHEN Hai-gang, LIN Qin, CAI Wen-gui, et al. Comparisons on the Accumulation and Elimination Characteristic of Hg, Pb and Cd in Three Kinds of Marine Bivalve Molluscs[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2008, 27(3): 1163–1167.]
- [17] 程家丽, 张贤辉, 卓勤, 等. 我国海洋食用贝类重金属污染特征及其健康风险[J]. 中国食品卫生杂志, 2016, 28(2): 175–181. [CHENG Jia-li, ZHANG Xian-hui, ZHUO Qin, et al. Accumulation and Health Risks of Heavy Metals in Edible Marine Shellfishes From China[J]. Chinese Journal of Food Hygiene, 2016, 28(2): 175–181.]
- [18] 孙莉娜, 黄玉英. 厦门沿海贝类中重金属的含量及污染状况评价[J]. 东华理工大学学报(自然科学版), 2018, 41(2): 181–184. [SUN Li-na, HUANG Yu-ying. The Assessment of Heavy Metals Content and Pollution of Shellfish Along the Coast of Xiamen[J]. Journal of East China University of Technology (Natural Science), 2018, 41(2): 181–184.]
- [19] 杨丽华, 查金苗, 王子健. 乙烯菌核利对稀有鮕鲫性腺组织及相关基因转录水平的影响[J]. 生态毒理学报, 2014, 9(2): 245–252. [YANG Li-hua, ZHA Jin-miao, WANG Zi-jian. Vinclozolin Affected the Gonad of Rare Minnow (*Gobiocypris rarus*) at Histopathological and Transcriptional Levels[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2014, 9(2): 245–252.]
- [20] 穆希岩, 黄瑛, 沈公铭, 等. 苯醚甲环唑对斑马鱼抗氧化酶的影响[J]. 中国环境科学, 2016, 36(4): 1242–1249. [MU Xi-yan, HUANG Ying, SHEN Gong-ming, et al. Impact of Difenconazole on the Antioxidases of Zebrafish (*Danio rerio*) [J]. China Environmental Science, 2016, 36(4): 1242–1249.]
- [21] 董学兴, 吕林兰, 吕富, 等. 17 β -雌二醇对双齿围沙蚕幼虫 SOD、CAT 和 GST 活性的影响[J]. 南方水产科学, 2014(6): 83–87. [DONG Xue-xing, LÜ Lin-lan, LÜ Fu, et al. Effect of 17 β -estradiol on Activities of SOD, CAT and GST in Larvae of *Perinereis aibuhitensis* [J]. South China Fisheries Science, 2014(6): 83–87.]
- [22] 梁晓敏, 曾凤, 张群芳, 等. 汞镉联合暴露对斑马鱼性腺组织学和抗氧化酶基因表达的影响[J]. 重庆师范大学学报(自然科学版), 2018, 35(3): 58–63, 2. [LIANG Xiao-min, ZENG Feng, ZHANG Qun-fang, et al. Effects of Combined Exposure to Mercury and Cadmium on Histology and the Expression of Antioxidative Enzyme Genes in Gonads of Zebrafish [J]. Journal of Chongqing Normal University (Natural Science), 2018, 35(3): 58–63, 2.]
- [23] BEBIANNO M J, COMPANY R, SERAFIM A, et al. Antioxidant Systems and Lipid Peroxidation in *Bathymodiolus azoricus* From Mid-atlantic Ridge Hydrothermal Vent Fields[J]. Aquatic Toxicology, 2005, 75(4): 354–373.
- [24] VELMA V, TCHOUNWOU P B. Oxidative Stress and DNA Damage Induced by Chromium in Liver and Kidney of Goldfish, *Carassius auratus* [J]. Biomarker Insights, 2013, 8: BMI.S11456.
- [25] ZHANG Q F, LI Y W, LIU Z H, et al. Reproductive Toxicity of Inorganic Mercury Exposure in Adult Zebrafish: Histological Damage, Oxidative Stress, and Alterations of Sex Hormone and Gene Expression in the Hypothalamic-pituitary-gonadal Axis [J]. Aquatic Toxicology, 2016, 177: 417–424.
- [26] MARIN M G, MATOZZO V. Vitellogenin Induction as a Biomarker of Exposure to Estrogenic Compounds in Aquatic Environments [J]. Marine Pollution Bulletin, 2004, 48(9/10): 835–839.
- [27] MATSUMOTO T, OSADA M, OSAWA Y, et al. Gonadal Estrogen Profile and Immunohistochemical Localization of Steroidogenic Enzymes in the Oyster and Scallop During Sexual Maturation [J]. Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology, 1997, 118(4): 811–817.

作者简介: 程遂(1994—), 男, 甘肃平凉人, 硕士生, 主要研究方向为海洋生物资源保护与开发利用。E-mail: 1366355852@qq.com

(责任编辑: 王昌群)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0424

许惠,汪贞,古文,等.超高效液相色谱-四级杆/静电场轨道阱高分辨质谱技术非靶向筛查涪陵地区有机污染物[J].生态与农村环境学报, 2020,36(3):406-412.

XU Hui, WANG Zhen, GU Wen, et al. Non-target Analysis of Organic Pollutants Based on Ultra-high Performance Liquid Chromatography-quadrupole/ Electrostatic Field Orbitrap High Resolution Mass Spectrometry (UPLC-Q Orbitrap HRMS) at Fuling City[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020,36(3):406-412.

超高效液相色谱-四级杆/静电场轨道阱高分辨质谱技术 非靶向筛查涪陵地区有机污染物

许惠^{1,2}, 汪贞², 古文², 周林军², 范德玲², 张志^{1①}, 刘济宁^{2②} (1. 黑龙江大学农业资源与环境学院, 黑龙江 哈尔滨 150000; 2. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042)

摘要: 利用超高效液相色谱-四级杆/静电场轨道阱高分辨质谱(UPLC-Q Orbitrap HRMS)技术,对环境样品中有机污染物进行非靶向定性筛查,并对检出率及检出浓度较高的14种污染物进行定量分析。表层水、土壤及沉积物采自长江和乌江涪陵段,水样采用HLB小柱固相萃取,土壤和沉积物样品用乙腈超声提取后净化。预处理后的样品经Hypersil Gold C18色谱柱(50 mm × 2.1 mm × 1.9 μm)分离,以φ=0.1%甲酸水溶液和乙腈为流动相进行梯度洗脱,在加热电喷雾离子源(HESI)、Full MS/ddMS2+Discovery监测模式下,分别在正离子模式和负离子模式下进样检测。结果显示,经全扫描非靶向筛查和Compound Discoverer 3.0软件定性分析,涪陵地区环境样品中共初步发现137种有机污染物,主要可分为农药、药物及个人护理产品(PPCPs)、塑料添加剂3类。对检出丰度和频率较高的14种有机污染物用外标法进行定量分析,水样中12种污染物检出含量为ND~286 ng·L⁻¹,土壤和沉积物样品中8种污染物检出含量为ND~30.9 ng·g⁻¹,其中6种有机污染物同时在3种介质中检出。该研究为环境中未知污染物的筛查提供了一种快速有效的高通量技术手段,可应用于环境中高暴露有机污染物的快速筛查。

关键词: 高分辨质谱; 非靶向筛查; 有机污染物

中图分类号: X592 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2020)03-0406-07

Non-target Analysis of Organic Pollutants Based on Ultra-high Performance Liquid Chromatography-quadrupole/ Electrostatic Field Orbitrap High Resolution Mass Spectrometry (UPLC-Q Orbitrap HRMS) at Fuling City. XU Hui^{1,2}, WANG Zhen², GU Wen², ZHOU Lin-jun², FAN De-ling², ZHANG Zhi^{1①}, LIU Ji-ning^{2②} (1. School of Agricultural Resources and Environment, Heilongjiang University, Harbin 150000, China; 2. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: Non-target analysis of surface water, soil and sediment samples from the Yangtze and Wujiang rivers at Fuling City was conducted with ultra-high performance liquid chromatography-quadrupole/electrostatic field orbitrap high resolution mass spectrometry combined with Compound Discoverer (v. 3.0) software. Accurate screening and pollution-level assessment of 14 organic pollutants in the region were conducted through a quantitative analysis of environmental pollutants with high detection frequency and exposure risk. The water samples were extracted by solid phase extraction (HLB column) while the soil and sediment samples were ultrasonically extracted with acetonitrile. The treated samples were separated by a Hypersil Gold C18 column (50 mm × 2.1 mm × 1.9 μm) and eluted with 0.1% aqueous formic acid solution and acetonitrile. The detection and analysis were performed separately with electrospray ionization, and in Full MS/ddMS2 + Discovery monitoring mode, positive ion mode and negative ion mode. In total, 137 organic pollutants were identified in the samples after full-scan non-targeted screening. The pollutants could be divided into pesticides, pharmaceutical

收稿日期: 2019-06-05

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC1801601)

① 通信作者 E-mail: dr_zhangzhi@163.com

② 共同通信作者 E-mail: ljn@nies.org

and personal care products, and plastic additives. Of these, 14 pollutants with high concentration and detection frequency were chosen for quantitative analysis in various environmental media. The water samples contained 12 types of pollutants with concentrations ranging from non-detectable to $286 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$. The soil and sediment samples contained eight pollutant types, ranging from non-detectable to $30.9 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$. Six pollutants were present in all water, soil and sediment samples. This study demonstrates a rapid and efficient high-throughput technology to determine unknown environmental pollutants. The results of this research are significantly helpful for rapid screening of highly exposed organic pollutants in the environment.

Key words: high-resolution mass spectrometry; non-targeted screening; organic pollutants

利用静电场轨道阱高分辨质谱 (Orbitrap-HRMS) 技术,通过频率测量质荷比的方式,可以得到超高分辨率碎片离子的精确质量^[1],具有在超高分辨率条件下测定环境污染物质精确相对分子质量的功能,借助同位素离子的丰度比来推断有机污染物元素组成,通过一级、二级谱库的匹配对复杂基质中未知组分进行筛选和确证^[2]。在国外,四级杆/静电场轨道阱-质谱 (Q Orbitrap-MS) 的应用主要集中于水样中某一类化合物的筛查与鉴定^[3],而药品、个人护理品及食品领域也有所涉及^[4]。CAS-ADO 等^[5]利用液相色谱-Q Orbitrap 高分辨率串联质谱法开发了一种用于测定地表水样品中 250 多种农药残留的定量方法并进行验证;MUZ 等^[6]建立了针对环境样品中芳香胺类化合物的液相色谱-高分辨质谱非靶向检测和鉴定方法,并将其成功用于废水样品检测,筛选和鉴定得到几种新型芳香胺衍生物;HUG 等^[1]建立了基于液相色谱-高分辨质谱 (LC-HRMS) 逐步识别化合物的筛选程序,通过对废水样品的检测和分析,确定了 6 种疑似目标物和 5 种非目标化合物,发现 2 种未曾报道的环境污染物;KNOLHOFF 等^[7]将液相色谱与高分辨质谱联用技术应用于食品安全分析领域,并检测和识别出食品基质中存在的有机污染物。PARK 等^[8]使用 LC-HRMS (QExactive plus Orbitrap) 对韩国 Yeongsan River 中药品和个人护理产品 (PPCPs) 进行优先排序和定量分析以确定高暴露的 PPCPs 种类。而在国内,Orbitrap 高分辨质谱技术主要应用于药物及毒品的检测与分析,近年来在水样及水产品污染物检测中也有应用。张宪臣等^[9]利用超高效液相色谱-四级杆/静电场轨道阱高分辨质谱法 (UPLC-Q Orbitrap HRMS) 的同时定性定量功能,建立了水产品中 25 种药物残留的检测方法。

目前国内外针对环境污染物质检测的相关研究中,UPLC-Q Orbitrap HRMS 的应用主要集中于对某一类化合物的定性筛查与定量分析^[10]。而该研究借助 UPLC-Q Exactive Orbitrap/HRMS+ Compound Discoverer 3.0 软件,对某地区多种环境样本中未知化合物进行有效快速筛查,同时对相对高暴露风险

化合物进行定量分析,从而建立环境中未知化合物的高通量非靶向筛查策略,为有机污染物的识别与定量分析提供了新的技术方法。

1 材料与方法

1.1 仪器与试剂

Ultimate 3000 UPLC system (美国 Thermo Fisher 公司);Q-Exactive Focus Orbitrap mass spectrometry (美国 Thermo Fisher 公司),配有电喷雾离子源 (HESI);Hypersil Gold C18 色谱柱 ($50 \text{ mm} \times 2.1 \text{ mm} \times 1.9 \mu\text{m}$, 美国 Thermo Fisher 公司);固相萃取装置 (美国 Supeco 公司);固相萃取柱 Oasis HLB 150 mg/6 mL (美国 Waters 公司);固相萃取柱 Oasis WAX 150 mg/6 mL (美国 Waters 公司);固相萃取柱 Oasis WCX 150 mg/6 mL (美国 Waters 公司);旋转蒸发仪 (瑞士 BUCHI 公司);氮吹浓缩仪 (美国 Zymark 公司);0.2 μm GHP 膜针头过滤器 (美国 Waters 公司);0.45 μm 玻璃纤维滤膜 (美国 Millipore 公司);Milli-Q 超纯水器 (美国 Millipore 公司);涡旋混合器 (日本 LMS 公司);GM-0.33A 真空泵 (中国津腾公司)。

甲醇、乙腈和乙酸乙酯 (德国 Merck 公司) 均为色谱纯;氨水和甲酸 (上海阿拉丁生化科技股份有限公司) 为色谱纯;实验用水为由超纯水机 (美国 Millipore 公司) 制备的去离子水 (电阻率为 $18.2 \text{ M}\Omega \cdot \text{cm}$)。

实验所用 14 种标准品 (纯度以质量分数表示):2-硝基-4-氨基苯酚 (5 g , 95%), 双酚 B (1 mL , $10 \text{ mg} \cdot \text{mL}^{-1}$), 二甲戊灵 (1 mL , $100 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$), 茚萘二酮 (5 g , 95%), 4,4'-二羟基二苯甲烷 (1 mL , $10 \text{ mg} \cdot \text{mL}^{-1}$), 对叔戊基苯酚 (1 kg , 99%), 4-仲丁基-2,6-二叔丁基苯酚 (25 g , 98%), 2-叔丁基-4-乙基苯酚 (10 g , 95%), 克拉屈滨 (25 mg , 99%), 雌酮 (1 g , 99%), 雌三醇 (1 g , 98.5%), 螺内酯 (1 g , 95%), 尼莫地平 (1 g , 99%), 扑米酮 (5 g , 99%), 均购自上海百灵威科技有限公司。

1.2 色谱和质谱参数

色谱条件:Hypersil Gold C18 色谱柱 ($50 \text{ mm} \times$

2.1 mm × 1.9 μm); 柱温为 40 ℃。正离子模式: 流动相 A 为 $\varphi=0.1\%$ 甲酸水溶液, 流动相 B 为乙腈; 负离子模式: 流动相 A 为 $\varphi=0.05\%$ 氨水, 流动相 B 为乙腈。梯度洗脱程序: 0~2 min, 90% A; 2~3 min, 90%~70% A; 3~6 min, 70%~50% A; 6~9 min, 50%~40% A; 9~15 min, 40%~0% A; 15~23 min, 0% A; 23~23.5 min, 0%~90% A; 23.5~25 min, 90% A。流速均为 $0.3 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$; 进样体积为 $5 \mu\text{L}$ 。

质谱条件: 电离方式为电喷雾离子源, 离子源温度为 375 ℃, 离子喷雾电压为 3 500 V, 鞘气流速为 40 arb, 辅助气为 10 arb, 反吹气为 0, S-lens RF 为 50; 辅助气压: 10 arb, 喷雾气和碰撞气均为氮气, 扫描方式采用 Full MS/ddMS2+Discovery, 正离子模式和负离子模式下分别进样, 此模式包含分辨率为 70 000 的一级全扫描和数据依赖的分辨率为 17 500 的二级扫描, 扫描范围为 $100 \sim 1\,500 \text{ m/z}$, 一级扫描自动增益控制设为 1.0×10^6 , 离子注入时间设为 100 ms; 数据依赖的二级扫描自动增益控制设为 1.0×10^5 , 最大离子注入时间设为 100 ms, 隔离窗口设为 3.0 m/z , 碰撞能量设为 40 eV, Loop count 设为 3, 动态排除设为 10.0 s。

1.3 样品采集

调查采样工作于 2018 年 11 月开展。根据涪陵地区的地形与水文特征, 参考《水和废水监测分析方法》(第 4 版)^[11] 采样点布设原则, 共设置 13 个水样采样点 (W1~W13) 和 5 个沉积物采样点 (E1~E5), 其中, 沉积物采样点位置分别对应水样采样点 W1、W2、W6、W7 和 W11; 此外, 布设 6 个土壤采样点 (S1~S6), 采样点分布见图 1。

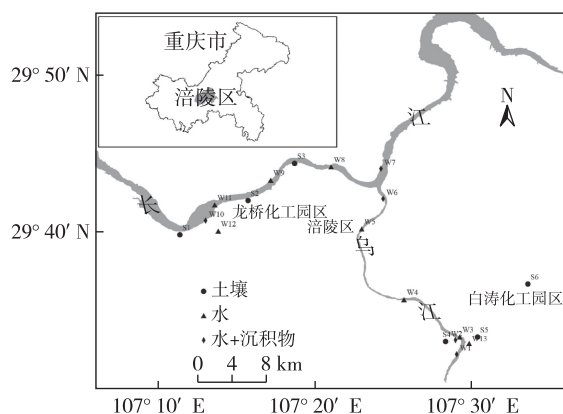


图 1 采样点分布

Fig. 1 Distribution of sampling points

水样采集: 采用 5 L 采水器采集, 每次采样前用采样现场的地表水冲洗采水器 3~4 次, 冲洗后使用

采水器采集水面以下 50 cm 水样 1 L 于棕色玻璃广口瓶中。采集的水样用 $6 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 盐酸溶液调节 pH 至 2~4 以抑制水样中细菌的繁殖生长, 并在 24 h 内运回实验室, 于 2 ℃ 条件下遮光保存直至实验分析。土壤样品: 在布点处采集 5~20 cm 表层土壤, 充分混匀后取样, 各采样点采集 1 kg 土壤放入铝箔袋密封遮光保存。沉积物样品: 采用抓斗式采泥器采集, 各采样点采集 0.5 kg 沉积物, 装入带盖不锈钢铝盒中低温保存, 在 24 h 内运回实验室, 并于 1 周内完成检测。

1.4 样品前处理方法

水样: 将预先用盐酸调节 pH = 2~4 的水样过 $0.45 \mu\text{m}$ 孔径玻璃纤维滤膜, 准确量取滤液 500 mL, 过预先用甲醇活化的 Oasis HLB 6cc 小柱, 上样速度约为 $5 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 。上样后, 用 10 mL 超纯水淋洗 HLB 小柱, 并在负压条件下抽真空 30 min 使其干燥, 用 10.0 mL 甲醇洗脱, 洗脱液经氮气吹至近干, 然后用甲醇定容到 1 mL, 涡旋振荡 1 min, 待 UPLC-HRMS 分析。

土壤样品: 取出研磨至粉末状的干燥土壤 5.0 g, 分别用 25 mL 乙腈超声提取 2 次, 每次 15 min, 合并 2 次提取液后旋转蒸发至近干, 氮气吹干后用 1 mL 甲醇溶解, 涡旋振荡 1 min, 过 $0.22 \mu\text{m}$ 有机滤膜后待 UPLC-HRMS 分析。

沉积物样品: 将沉积物样品冷冻干燥后取出研磨至粉末状, 称取 5.0 g 粉末状样品, 之后的处理方法同土壤样品。

1.5 环境样品中有机污染物非靶向筛查分析策略

非靶向筛查分析策略分为样品中潜在污染物的定性筛查和对暴露风险高的若干种污染物进行定量分析 2 个阶段。

阶段 1 分 4 步完成: (1) 潜在有机污染物全扫描原始数据的获得。包括利用 Oasis HLB 150 mg/6 mL 固相萃取柱对潜在有机污染物进行提取, 利用 UPLC-HRMS 对样品进行 full scan + data dependence MS2 模式扫描。(2) 全扫描源数据的解析。利用 Compound Discoverer 3.0 软件 (美国 Thermo Fisher 公司) 对原始数据进行解析。解析结果经人工二次整理和筛选后, 获得潜在污染物列表。(3) 根据污染物最大峰面积、检出频率和 mzCloud 匹配打分对列表中化合物进行初步暴露性评估赋分。(4) 基于污染物种类将列表中化合物进行分类, 并根据各类化合物的总峰面积制作污染物浓度分布图以研究污染来源及分布情况。

阶段 2 分 2 步完成: (1) 选择前述列表中暴露

风险高的污染物,采用外标法定量分析。(2)基于定量结果对污染物种类、来源和污染程度进行分析,验证方法的可靠性。

2 结果与分析

2.1 Compound Discoverer 非靶向筛查结果

采用 Compound Discoverer 3.0 软件进行非靶向筛查。基于 MS/MS 相似性搜索算法,从在线 mzCloud 数据库(包含 8 450 种化合物 2 913 613 张谱图)中获得最相似的谱图,从而获得相应的碎片结构信息,结合结构相似性算法,对候选化合物进行智能排序打分。按照一级母离子质量数偏差小于 5×10^{-6} 、保留时间偏差小于 0.2 min、同位素匹配阈值在 30%范围内的要求查找类似物,按峰面积大于 1×10^5 且配对分数(score)大于 85 的要求进行筛查。

结合 Compound Discoverer 3.0 软件匹配结果、相对峰面积和检出率,涪陵地区环境样品中共初步筛选出 137 种污染物。137 种污染物包含 55 种塑料添加剂(邻苯二甲酸酯类、双酚类等)、44 种 PPCPs(处方药和非处方药、兽药等)和 38 种农药(苯胺类除草剂、三唑类杀菌剂等),分别占有所有污染物种类的 40.15%、32.12%和 27.74%。

检出频率能够反映某一有机污染物的分布情况,检出浓度代表某一有机污染物的污染水平,根据 Compound Discoverer 3.0 软件匹配结果得分确定化合物具体的物质结构信息,进而结合统计学分析,将最大峰面积大于 1×10^8 的有机污染物赋值 100 分,大于 1×10^7 则赋值 90 分,分值依次按数量级递减而递减,分别将软件匹配结果、检出频率和相对峰面积各赋值 100 分^[8],总分 300 分。得分排序结果见表 1。

表 1 14 种高暴露风险有机污染物赋分情况汇总

Table 1 Summary of the 14 high-exposure risk organic matter pollutants

序号	CAS	相对分子质量	分子式	物质名称	类别	检出率/%	CD 赋分 ¹⁾	峰面积赋分	总分
1	119-34-6	153.030 57	C ₆ H ₆ N ₂ O ₃	2-硝基-4-氨基苯酚	PPCPs(医药中间体)	79	99.5	100	279
2	77-40-7	241.123 40	C ₁₆ H ₁₈ O ₂	双酚 B	塑料添加剂	96	95.2	100	291
3	40487-42-1	280.130 28	C ₁₃ H ₁₉ N ₃ O ₄	二甲戊灵	农药	88	95.7	100	284
4	117-37-3	253.085 92	C ₁₆ H ₁₂ O ₃	茚茚二酮	PPCPs(医药中间体)	83	99.7	100	283
5	620-92-8	199.076 45	C ₁₃ H ₁₂ O ₂	4,4'-二羟基二苯甲烷	塑料添加剂	83	99.2	100	282
6	80-46-6	163.112 84	C ₁₁ H ₁₆ O	对叔戊基苯酚	PPCPs(医药中间体)	83	96.5	100	280
7	17540-75-9	261.222 39	C ₁₈ H ₃₀ O	4-仲丁基-2,6-二叔丁基苯酚	PPCPs(医药中间体)	71	99.2	100	270
8	96-70-8	177.128 49	C ₁₂ H ₁₈ O	2-叔丁基-4-乙基苯酚	PPCPs(医药中间体)	67	96.2	100	263
9	4291-63-8	284.055 59	C ₁₀ H ₁₂ ClN ₅ O ₃	克拉屈滨	PPCPs(药物类)	63	99.2	100	262
10	53-16-7	269.154 70	C ₁₈ H ₂₂ O ₂	雌酮	PPCPs(药物类)	60	99.8	100	260
11	50-27-1	287.165 27	C ₁₈ H ₂₄ O ₃	雌三醇	PPCPs(药物类)	78	90.8	100	269
12	52-01-7	417.209 41	C ₂₄ H ₃₂ O ₄ S	螺内酯	PPCPs(药物类)	70	99.0	100	269
13	66085-59-4	419.181 28	C ₂₁ H ₂₆ N ₂ O ₇	尼莫地平	PPCPs(药物类)	78	90.3	100	268
14	125-33-7	217.098 25	C ₁₂ H ₁₄ N ₂ O ₂	扑米酮	PPCPs(药物类)	63	99.5	100	263

1)指 Compound Discoverer 3.0 软件赋分。

由表 1 可知,双酚 B、二甲戊灵、茚茚二酮、4,4'-二羟基二苯甲烷和对叔戊基苯酚总分 ≥ 280 分,2-硝基-4-氨基苯酚、4-仲丁基-2,6-二叔丁基苯酚、2-叔丁基-4-乙基苯酚、克拉屈滨、雌酮、雌三醇、螺内酯、尼莫地平 and 扑米酮总分均在 260 分以上,这 14 种污染物是定性结果准确、潜在暴露风险相对较高的主要污染物。因此,对这 14 种污染物进行外标法定量并分析其可能来源。

2.2 涪陵地区环境样品中有机污染物的种类及源解析

137 种污染物主要分为 PPCPs、农药、塑料添加剂 3 类。根据水样中不同污染物在不同点位检出水

平的对比分析(图 2)可知,农药污染主要覆盖在长江段 W9、W10、W11 和 W12 区域,W11 点位农药检出水平最高,其他点位均有少量检出,总体上从上游到下游呈下降趋势,农药的污染来源可能是由于周围农田施用所致。W2、W8、W9、W11 和 W12 处 PPCPs 检出水平较高,其中,W8 处检出水平达到最大值,W8~W11 区域周围人口密集是 PPCPs 检出水平较高的可能原因。而涪陵化工园区内食品加工、医药、电子和化工行业的聚集是水样中塑料添加剂普遍检出的主要原因。在乌江涪陵段主要污染物为塑料添加剂,并且检出水平呈从上游随水流方向下降趋势,长江和乌江交汇处 W7 点位污

染物检出水平较低。

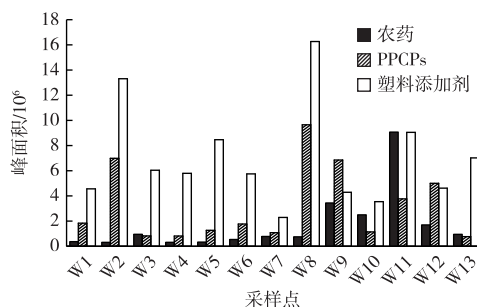
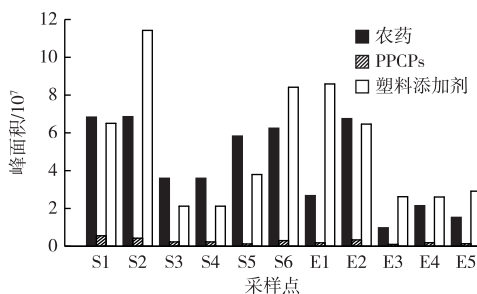


图 2 水样中检出物质的分布特征

Fig. 2 Distribution characteristics of detected substances in water samples

对于土壤和沉积物样品,PPCPs 检出水平较低,主要污染物为农药和塑料添加剂(图 3)。在 S1~S6 点位农药检出水平普遍较高,与水样中农药检出规律相似,很可能是周围农田施药所致。在乌江附近白涛化工园区 S4、S5 和 S6 点位,土壤中塑料添加剂检出水平也较高,说明化工加工产业是塑料添加剂类污染物的主要来源。对于沉积物样品中塑料添加剂,从乌江上游随着水流方向呈明显下降趋势。



S1~S6 为土壤采样点,E1~E5 为沉积物采样点。

图 3 土壤和沉积物样品中检出物质的分布特征

Fig. 3 Distribution characteristics of detected substances in soil and sediment samples

2.3 涪陵地区高暴露有机污染物浓度水平及源解析

基于匹配程度、相对峰面积和检出率综合排序,对总分 ≥ 260 分的 14 种化合物(水样 12 种,土壤和沉积物 8 种,6 种重复)进行定量分析,并验证化合物结构,结果表明谱库匹配分析结果正确。

2.3.1 水样中有机污染物浓度水平及源解析

根据水样中各有机污染物的检出率、检出浓度和 Compound Discoverer 3.0 软件得分情况,选取 2-硝基-4-氨基苯酚(A)、双酚 B(B)、二甲戊灵(C)、茚茚二酮(D)、4,4'-二羟基二苯甲烷(E)、对叔戊基苯酚(F)、

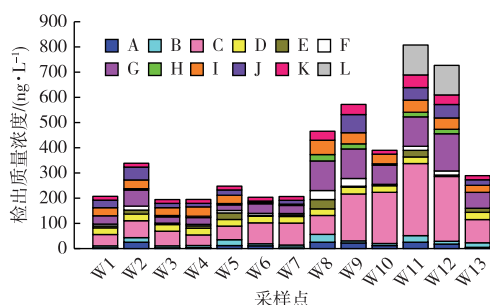
基苯酚(F)、克拉屈滨(G)、雌酮(H)、雌三醇(I)、螺内酯(J)、尼莫地平(K)和扑米酮(L)12 种有机污染物进行定量分析。

3 类有机污染物在涪陵地区的分布呈现明显规律性。除扑米酮外,其余 11 种污染物在 13 个采样点分布水平的总体趋势基本一致。12 种有机污染物包括 9 种 PPCPs(茚茚二酮、克拉屈滨、雌酮、雌三醇、螺内酯、尼莫地平、扑米酮、2-硝基-4-氨基苯酚和对叔戊基苯酚)、2 种塑料添加剂(双酚 B 和 4,4'-二羟基二苯甲烷)和 1 种农药(二甲戊灵)。图 4 显示,PPCPs 类污染物质量浓度范围为 $9.11 \sim 67.61 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$,其中,克拉屈滨、雌三醇和螺内酯质量浓度较高,分别为 67.61 、 32.98 和 $26.96 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$,并且在 W8、W9、W11、W12 这 4 个采样点的平均浓度明显高于其他采样点,与筛查分析结果基本一致。农药类污染物仅对二甲戊灵进行定量分析,检测质量浓度范围为 $42 \sim 286 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$,检出率为 88%,但质量浓度平均值达到 $118.08 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$,已超过欧盟规定的水环境中单个农药的最低限值($0.1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)^[5]。2 种塑料添加剂(双酚 B 和 4,4'-二羟基二苯甲烷)质量浓度平均值相对较低,分别为 14.18 和 $12.98 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$,检出率分别为 98% 和 86%,各个采样点浓度水平相差不大。扑米酮仅在 W10 和 W11 样点呈高水平分布,检测质量浓度分别为 118.7 和 $117.3 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$,但检出率仅为 16.67%,其余采样点均无检出,呈点源污染特性。

2.3.2 土壤和沉积物样品中有机污染物含量水平及源解析

与水样的赋分规则相同,选取土壤和沉积物样品中 8 种有机污染物进行定量分析,其中 6 种与水样相同。8 种有机污染物[2-硝基-4-氨基苯酚(A)、双酚 B(B)、二甲戊灵(C)、茚茚二酮(D)、4,4'-二羟基二苯甲烷(E)、对叔戊基苯酚(F)、4-仲丁基-2,6-二叔丁基苯酚(M)和 2-叔丁基-4-乙基苯酚(N)]包括 5 种 PPCPs、2 种塑料添加剂和农药二甲戊灵。其中,土壤中 PPCPs 类污染物质量分数范围为 $\text{ND} \sim 3.6 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,沉积物中质量分数范围为 $\text{ND} \sim 2.5 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,各个采样点的含量差异不大。农药类污染物分布特征与水样相似,但二甲戊灵含量水平远高于其他污染物,土壤中最大值为 $30.9 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,平均值为 $22.15 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$;沉积物中最大值为 $27 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,平均值为 $16.88 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,应是农药施用所致。2 种塑料添加剂(双酚 B 和 4,4'-二羟基二苯甲烷)的分布趋势与筛查分析结果基本一致,在 S2 处为最大值,SE1、SE2 处也呈高浓度分布,

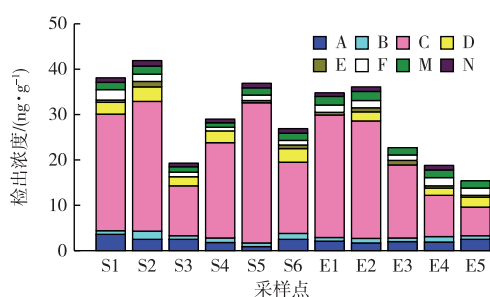
土壤中质量分数范围为 $\text{ND} \sim 1.8 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,沉积物中质量分数范围为 $0.4 \sim 1.2 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,平均值分别为 0.79 和 $0.8 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,检出率分别为 80% 和 94% (图5)。



A 为 2-硝基-4-氨基苯酚, B 为双酚 B, C 为二甲戊灵, D 为茚萘二酮, E 为 4,4'-二羟基二苯甲烷, F 为对叔戊基苯酚, G 为克拉屈滨, H 为雌酮, I 为雌三醇, J 为螺内酯, K 为尼莫地平, L 为扑米酮。

图4 水样中 12 种高暴露有机污染物浓度分布特征

Fig. 4 Concentration distribution characteristics of the 12 highly exposed organic pollutants in water samples



A 为 2-硝基-4-氨基苯酚, B 为双酚 B, C 为二甲戊灵, D 为茚萘二酮, E 为 4,4'-二羟基二苯甲烷, F 为对叔戊基苯酚, M 为 4-仲丁基-2,6-二叔丁基苯酚, N 为 2-叔丁基-4-乙基苯酚。S1~S6 为土壤采样点, E1~E5 为沉积物采样点。

图5 土壤及沉积物样品中 8 种高暴露有机污染物含量分布特征

Fig. 5 Concentration distribution characteristics of the 8 highly exposed organic pollutants in soil and sediment samples

3 讨论

笔者研究发现,PPCPs、农药、塑料添加剂这 3 类有机污染物在水环境中普遍被检测到。涪陵地区处于长江与乌江交汇处,属于长江上游地区。水环境、土壤和沉积物中共检测出 55 种塑料添加剂、44 种 PPCPs 和 38 种农药,分别占有所有有机污染物的 40.15% 、 32.12% 和 27.74% ,其中,邻苯二甲酸酯类是塑料添加剂中主要污染物类别,这与许艳秋^[12]对同属长江上游的嘉陵江中主要污染物的筛查及分类结果相似。但根据检出频率、峰面积综合赋分排序筛选后得到的 14 种高暴露风险污染物中,

PPCPs 占很大比例。高暴露水平的 9 种 PPCPs 质量浓度范围为 $\text{ND} \sim 118.7 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$,其中,克拉屈滨和雌三醇质量浓度尤其高,平均值分别为 67.61 和 $32.98 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$,检出率分别为 99.2% 和 99.0% 。国外报道巴西某水库中检测到 6 种 PPCPs,质量浓度范围为 $\text{ND} \sim 1\,192.39 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,平均值为 $170.87 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,检出频率为 100% ^[13]。李钟瑜^[14]对上海市 2 条河流水样的检测结果显示,6 种 PPCPs 质量浓度检出范围为 $6.56 \sim 302 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ 。刘娜等^[15]对太湖流域的检测分析显示,太湖水体中定性检出 PPCPs 类化合物 33 种,其中,17 种在定量检出限以上,质量浓度范围为 $0.03 \sim 25.77 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ 。可以看出,尽管同属于长江流域,不同地区 PPCPs 浓度水平差距较大。笔者研究中水体中塑料添加剂质量浓度范围为 $5.6 \sim 36.9 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

由图 4~5 可知,在不同采样点,塑料添加剂浓度差异不大,这可能取决于当地的水体排放量和河流的稀释作用^[16],更主要的是由于涪陵地区处长江与乌江交汇处,各个采样点附近的地理环境和社会环境相似,这也在一定程度上导致塑料添加剂类污染物基本处于同一水平。郭志顺等^[17]对重庆三峡库区蓄水后水体中增塑剂质量浓度的检测分析结果为 $\leq 0.957 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。太湖入湖河流和出湖河流中增塑剂质量浓度分别为 $222.6 \sim 2\,934.2$ 和 $340.1 \sim 1\,529.2 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[16]。相比较而言,涪陵地区两江水体中塑料添加剂浓度水平较低,这应与两江流量大而稀释作用强、人口密集度相对较低且人类活动相对较弱有关。对于苯胺类除草剂二甲戊灵,在水体、土壤和沉积物中平均浓度分别为 $118.08 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $22.15 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $16.88 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,应为当地农业生产施药所致。

4 结论

目前在环境有机污染物分析方面,研究者通常采用针对某一类目标物的分析方法。建立针对特定区域的高效快速的未知物非靶向筛查策略,对于全面分析研究环境污染状况具有重要参考价值。该文采用 UPLC-Q Orbitrap HRMS 对环境中弱极性至极性有机污染物开展非靶向筛查,涪陵地区环境样品中初步筛查发现 137 种有机污染物;选取相对丰度和检出率较高的 14 种污染物采用外标法进行定量分析,取得了满意结果。

从该研究的定性筛查分析结果中可以看出,筛选得到的污染物主要为弱极性至极性类化合物,未发现非极性类化合物。对于环境样品中非极性污

染物的非靶向筛查,尚需进行更深入的研究。

参考文献:

- [1] HUG C, ULRICH N, SCHULZE T, *et al.* Identification of Novel Micropollutants in Wastewater by a Combination of Suspect and Non-target Screening[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 184: 25–32.
- [2] 郭常川, 孙华, 石峰, 等. Orbitrap 高分辨质谱法高通量筛查生化药品、中成药与保健品中非法添加的 13 种消化类化学药物[J]. *分析测试学报*, 2018, 37(3): 300–306. [GUO Changchuan, SUN Hua, SHI Feng, *et al.* High-throughput Screening of 13 Digestive Drugs Adulterated Illegally in Biochemical Drugs, Chinese Patent Medicines and Dietary Supplements by Orbitrap High-resolution Mass Spectrometry[J]. *Journal of Instrumental Analysis*, 2018, 37(3): 300–306.]
- [3] SCHYMANSKI E L, SINGER H P, LONGRÉE P, *et al.* Strategies to Characterize Polar Organic Contamination in Wastewater: Exploring the Capability of High Resolution Mass Spectrometry[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(3): 1811–1818.
- [4] BARNABA C, DELLACASSA E, NICOLINI G, *et al.* Non-targeted Glycosidic Profiling of International Wines Using Neutral Loss-high Resolution Mass Spectrometry[J]. *Journal of Chromatography A*, 2018, 1557: 75–89.
- [5] CASADO J, SANTILLO D, JOHNSTON P. Multi-residue Analysis of Pesticides in Surface Water by Liquid Chromatography Quadrupole-orbitrap High Resolution Tandem Mass Spectrometry[J]. *Analytica Chimica Acta*, 2018, 1024: 1–17.
- [6] MUZ M, OST N, KÜHNE R, *et al.* Nontargeted Detection and Identification of (Aromatic) Amines in Environmental Samples Based on Diagnostic Derivatization and LC-high Resolution Mass Spectrometry[J]. *Chemosphere*, 2017, 166: 300–310.
- [7] KNOLHOFF A M, CROLEY T R. Non-targeted Screening Approaches for Contaminants and Adulterants in Food Using Liquid Chromatography Hyphenated to High Resolution Mass Spectrometry[J]. *Journal of Chromatography A*, 2016, 1428: 86–96.
- [8] PARK N, CHOI Y, KIM D, *et al.* Prioritization of Highly Exposable Pharmaceuticals Via a Suspect/Non-target Screening Approach: A Case Study for Yeongsan River, Korea[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 639: 570–579.
- [9] 张宪臣, 李蓉, 张朋杰, 等. QuEChERS-超高效液相色谱-四极杆/静电场轨道阱高分辨质谱快速测定水产品中 25 种药物残留[J]. *色谱*, 2018, 36(2): 114–124. [ZHANG Xian-chen, LI Rong, ZHANG Peng-jie, *et al.* Rapid Determination of 25 Drug Residues in Aquatic Products by Ultra Performance Liquid Chromatographyquadrupole/Electrostatic Field Orbitrap High Resolution Mass Spectrometry[J]. *Chinese Journal of Chromatography*, 2018, 36(2): 114–124.]
- [10] 黄鑫, 王妮, 张勇, 等. 超高效液相色谱-四极杆静电场轨道阱高分辨质谱联用法分析不同西洋参加工品的皂苷类成分[J]. *分析测试学报*, 2018, 37(6): 646–652. [HUANG Xin, WANG Ni, ZHANG Yong, *et al.* Analysis of Ginsenosides in Different Processed *Panax quinquefolium* L. Roots by UPLC Orbitrap HRMS[J]. *Journal of Instrumental Analysis*, 2018, 37(6): 646–652.]
- [11] 国家环境保护总局. 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: 32–47.
- [12] 许艳秋. 长江上游重庆主城区水体有机污染概况及典型有机污染物的环境迁移行为初探[D]. 重庆: 西南大学, 2010. [XU Yan-qiu. Study of Organic Pollution and Migration of Typical Organic Pollutants in the Upstream of the Yangtze River in Chongqing[D]. Chongqing: Southwest University, 2010.]
- [13] POMPEI C M E, CAMPOS L C, DA SILVA B F, *et al.* Occurrence of PPCPs in a Brazilian Water Reservoir and Their Removal Efficiency by Ecological Filtration[J]. *Chemosphere*, 2019, 226: 210–219.
- [14] 李钟瑜. UPLC-MS/MS 法同时测定地表水中多种药物及个人护理品[J]. *环境监测管理与技术*, 2019, 31(2): 54–57. [LI Zhong-yu. Simultaneous Determination of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Surface Water Using UPLC-MS/MS[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2019, 31(2): 54–57.]
- [15] 刘娜, 金小伟, 薛荔栋, 等. 太湖流域药物和个人护理品污染调查与生态风险评估[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(9): 3515–3522. [LIU Na, JIN Xiao-wei, XUE Li-dong, *et al.* Concentrations Distribution and Ecological Risk Assessment of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Taihu Lake[J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(9): 3515–3522.]
- [16] 庄园. 有机磷酸酯阻燃剂在太湖及其周边河流水体中的分布和源解析[D]. 南京: 南京大学, 2015. [ZHUANG Yuan. Distribution and Sources Apportionment of Organophosphorus Ester Flame Retardants in Water and Sediments From Taihu Lake and Surrounding Rivers[D]. Nanjing: Nanjing University, 2015.]
- [17] 郭志顺, 蹇川, 蔡素婷, 等. 重庆三峡库区蓄水后邻苯二甲酸酯污染研究[J]. *中国资源综合利用*, 2019, 37(2): 11–16. [GUO Zhi-shun, JIAN Chuan, CAI Su-ting, *et al.* The Research of the Phthalate Ester Pollution in the Three Gorges Region in Chongqing After the Water Storage Period[J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2019, 37(2): 11–16.]

作者简介: 许惠(1995—), 女, 山东淄博人, 硕士生, 主要从事有毒有害物质分析检测等方面的研究。E-mail: 1206048693@qq.com

(责任编辑: 李祥敏)

Contents

Humic Substances Amendments for Improving Phytoremediation of Heavy Metal Polluted Soils: A Review	HU Meng-ling, ZENG He-ping, DONG Da-cheng, LUO Yu, WANG Jin (273)
Impacts of Afforestation on the Carbon Stocks and Carbon Sequestration Rates of Regional Forest Ecosystems	FENG Yuan, XIAO Wen-fa, ZHU Jian-hua, LI Qi (281)
Dynamic Changes of the Sand-fixing Service in the Sandstorm Source Control Region of Xilin Gol League	ZHANG Biao, WANG Shuang (291)
Spatial Distribution of Rural Tourism Destination in Central Chongqing Based on Point of Interest (POI) Mining	LI Jia-xin, XIE De-ti, WANG San, YAN Jian-zhong (300)
Spatial Prediction Method of Regional Soil Heavy Metals Content Based on Multiple Model Optimization	HUANG Zhao-lin, DING Yi, WANG Jun-xiao, JIA Zhen-yi, ZENG Jing-jing, ZHOU Sheng-lu (308)
Farmers' Adoption of Green Production Technology: Policy Incentive or Value Identification?	YU Wei-zhen, LUO Xiao-feng, TANG Lin, HUANG Yan-zhong (318)
Decomposition and Calculation of Contribution Factors of Pesticide Use Increase in China: Based on the Perspective of Cropping Structure Adjustment	QIU Xiang-wei, HU Ji-lian (325)
Spatial Distribution Characteristics and Influencing Factors of 4 Main Kind of Protected Areas in Zunyi City, Guizhou Province	FAN Han, WANG Xiao-juan, YANG Zhao-hui, WANG Cheng, ZHANG Ming-ming (334)
An Investigation on Species Diversity of Macro-ascomycetes in Xingshan County, Hubei Province	WANG Rui, ZHANG Xian, GAO Yang, CHEN Shuang-lin, YAN Shu-zhen (342)
Soil Meso- and Micro-fauna Characteristics in Evergreen Broad-leaved Forest and Deciduous Broad-leaved Forest in Dajinshan Island, China	LUO Ding-hui, LI Xiang, LUO Bei-jing, XU Ming-shan, TUO Bin, YAN En-rong, YOU Wen-hui (349)
Effects of Insect-resistant and Herbicide-tolerant Transgenic Maize on Rhizospheric Bacterial and Fungal Communities	HONG Xin, HAN Cheng, KONG Fan, ZHOU Feng-wu, WU Shao-song, ZHONG Wen-hui, LIU Biao (358)
Research on the Gene Flow From Transgenic <i>EPSPS+PAT</i> Soybean S4003. 14 to Non-transgenic Soybeans	LIU Biao, XUE Kun, LIU Lai-pan, SHEN Wen-jing, GUO Hui (367)
Effect of Grass Covering on Soil Fertility Quality of Apple Orchard in Jixian County Based on a Minimum Data Set	YANG Li-yang, ZHANG Yong-qing, TIAN Jing, WANG Si-qi (374)
Sulfur Dioxide Uptake by the Dominant Canopy Tree Species in a Natural Mixed Conifer-broadleaf Forest in Dinghushan, Guangdong Province, South China	DENG Yong-hong, WANG Li-jing, HUANG Jian-qiang, MENG Ze, LIU Shi-zhong, OTIENO Dennis, LI Yue-lin (382)
Characteristics of Bacterial Community Structure in Sediments With Different Emergent Plants in Dianchi Lakeside Wetland	JI Bo-hua, LI Wei, CHANG Jun-jun, LI Xuan, SI Guang-zheng, HE Fang, CHEN Jin-quan (390)
Effects of Cr ⁶⁺ Exposure on Oxidative Stress and Reproductive Gene Expression in the Ovaries of <i>Polymesoda erosa</i>	CHENG Sui, LU Feng, HUANG Bo, GUO Yun-peng (399)
Non-target Analysis of Organic Pollutants Based on Ultra-high Performance Liquid Chromatography-quadrupole/ Electrostatic Field Orbitrap High Resolution Mass Spectrometry (UPLC-Q Orbitrap HRMS) at Fuling City	XU Hui, WANG Zhen, GU Wen, ZHOU Lin-jun, FAN De-ling, ZHANG Zhi, LIU Ji-ning (406)

编辑委员会

主任委员

赵克强

副主任委员

刘鸿亮 李文华 蒋有绪 刘国才 徐海根

主 编

蔡道基

副主编

吴孔明 吴丰昌 张福锁 高吉喜

执行副主编

唐晓燕

编 委 (按姓氏音序排列)

蔡祖聪 常志州 陈利顶 陈同斌 仇荣亮 党 志 邓良伟 董世魁 冯玉龙 高士祥 胡正义
贾仲君 蒋明康 李德波 李迪强 李建龙 李培军 李维新 李 周 林玉锁 刘红玉 刘 燕
龙 涛 卢宝荣 吕家珑 骆世明 马克平 闵庆文 潘根兴 彭少麟 濮励杰 单正军 沈渭寿
施卫明 石利利 石毓岷 (美国) 史 舟 孙勤芳 王长永 王国祥 王连军 王让会 王学军
武志林 席北斗 肖兴基 徐海根 徐会连 (日本) 徐明岗 许崇育 (挪威) 薛建辉 阎百兴
颜晓元 杨林章 杨柳燕 杨庆文 尹大强 翟保平 张 慧 张金池 张毅敏 赵克强 郑元润
周东美 周军英 周启星 周泽江 朱 波 朱永官 邹长新

生态与农村环境学报

SHENGTAI YU NONGCUN HUANJING XUEBAO

(月刊,1985年2月创刊)

第36卷 第3期(总第183期)2020年3月25日出版

JOURNAL OF ECOLOGY AND RURAL ENVIRONMENT

(Monthly, Founded in February 1985)

Vol. 36 No. 3 Mar. 25, 2020

主 管 中华人民共和国生态环境部
主 办 生态环境部南京环境科学研究所
主 编 蔡道基
编辑出版 《生态与农村环境学报》编辑部

地址:南京市蒋王庙街8号

邮编:210042

电话:025-85287052, 85287053, 85287036

网址: <http://www.ere.ac.cn>

E-mail: ere@vip.163.com; bjb@nies.org

印刷装订 江苏省地质测绘院

总发行处 江苏省邮政局

订 购 处 全国各地邮局

国外发行 中国国际图书贸易总公司(北京399信箱)

Superintended by Ministry of Ecology and Environment, P. R. China

Sponsored by Nanjing Institute of Environmental Sciences,
Ministry of Ecology and Environment

Editor-in-chief CAI Dao-ji

Edited and Published by

Editorial Office of
Journal of Ecology and Rural Environment
P. O. Box 4202, Nanjing 210042, China
E-mail: ere@vip.163.com; bjb@nies.org
Tel: +86-25-85287052, 85287053, 85287036

Printed by Jiangsu Geologic Surveying and Mapping Institute

Distributed by Domestic: All Local Post Offices in China

Foreign: China International Book Trading Corporation
P. O. Box 399, Beijing 100044, China



中国标准连续出版物号: ISSN 1673-4831
CN 32-1766/X

国内邮发代号: 28-114
国外发行代号: Q5688

定价: 30.00元

ISSN 1673-4831

