

湘中丘陵区自然景观异质性与稻田捕食性天敌保护及生态控害效能的相关性

刘雨芳* 阳 菲 谢美琦 田滕滕

(湖南科技大学生命科学学院, 湘潭 411201)

摘要: 为明确自然景观异质性与稻田捕食性天敌保护及生态控害效能的相关性,以湖南省湘潭市涟水河流域下游段为研究区域,选择自然条件下具有不同景观异质性的稻田,调查稻田捕食性天敌多样性并分析其控害效能。结果表明:在早稻期与晚稻期,高异质性景观稻田的捕食性天敌物种丰富度分别为 26.13 和 18.88;捕食性天敌个体数量分别为 253.96 个/m² 和 75.58 个/m²;低异质性景观稻田的捕食性天敌物种丰富度分别为 25.00 和 18.25;捕食性天敌个体数量分别为 302.50 个/m² 和 59.04 个/m²;在早稻期与晚稻期,高异质性景观稻田的物种丰富度益害比分别是低异质性景观稻田的 1.33 倍和 1.01 倍;捕食性天敌个体数量益害比分别是低异质性景观稻田的 1.40 倍和 1.53 倍。过低与过高的景观组成异质性稻田,捕食性天敌物种丰富度与个体数量值均较低。具有良好生境或斑块连通性的稻田的捕食性天敌个体数量、生态控害效能显著高于具较差生境或斑块连通性的稻田,在晚稻期具有良好生境或斑块连通性的稻田的物种丰富度显著高于具较差生境或斑块连通性的稻田。建议在强化稻田捕食性天敌的生态控害效能策略中,既要考虑适度的景观组成异质性,更应重视增加异质景观或生境斑块间的连通性,强化廊道连接,利于捕食性天敌迁移、避险与保存,以达到水稻害虫可持续生态控制的目的。

关键词: 景观异质性; 捕食性天敌; 生态控害效能; 湘中丘陵区

Correlations between the natural landscape heterogeneity and the conservation and ecological control efficiency of predatory natural enemies in rice fields in hilly regions of the central Hunan Province

Liu Yufang* Yang Fei Xie Meiqi Tian Tengting

(College of Life Sciences, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, Hunan Province, China)

Abstract: In order to determine the correlation between the heterogeneity of natural landscapes and the conservation and ecological control efficiency of predatory natural enemies in rice fields, the lower reaches of the Lianshui River Basin in Xiangtan City, Hunan Province were selected as the study region. The rice fields with different degrees of landscape heterogeneity under natural conditions were studied; the diversity of predatory natural enemies in rice fields was investigated, and their pest control efficiency was analyzed. The results showed that the species richness of predatory natural enemies in the highly heterogeneous landscape rice field (HHL) were 26.13 and 18.88 in the early and late rice stages, and the number of individuals were 253.96/m² and 75.58/m², respectively. The species richness of predatory natural enemies in low-heterogeneity landscape rice field (LHL) was 25.00 and 18.25, and the number of individuals was 302.50/m² and 59.04/m² in the early and late rice stages, respectively.

The predator-prey ratio in terms of species richness in HHL was 1.33 times and 1.01 times as much as that in LHL. The predator-prey ratio in terms of number of individuals in HHL was 1.40 times and 1.53 times as much as that in LHL in the early and late rice stages, respectively. The landscapes with too low or too high compositional heterogeneity were not conducive to the conservation of predatory natural enemies. Good patch connectivity was beneficial for maintaining predatory natural enemies and improving their ecological control efficiency. Too low or too high landscape compositional heterogeneity led to lower species richness and individual number of predatory natural enemies in rice fields. The study suggested that, for protecting predatory natural enemies in rice fields and strengthening their ecological pest control efficiency, not only the moderate compositional heterogeneity of landscape should be considered, but also more attention should be paid to the increase of the connectivity in landscape, habitat patches or enhanced corridor connections, which was conducive to the migration of predatory nature enemies and thus achieving the goal of sustainable ecological control of rice pests.

Key words: landscape heterogeneity; predatory natural enemies; ecological control efficiency; hilly region of the central Hunan Province

生物多样性、景观生态学和层次结构是水稻害虫可持续管理中需考虑的主要原则,其目标是促进包括粮食安全、人工生态系统与自然生态系统之间的平衡关系、生态系统服务保护等许多方面在内的农业可持续性发展(Fahrig et al., 2011; Savary et al., 2012)。农田生物多样性是生态系统功能形成和制约生态系统服务发挥的最关键因素(Mace et al., 2012; Wood et al., 2015; 卢训令等, 2019),通过营养级联与关键物种影响系统的生产力(Cardinale et al., 2012),与农田生态系统服务功能的实现呈明显正相关。

大量研究表明提高稻田边缘生境异质性,能有效提高捕食性天敌的个体数量与控害潜能(刘雨芳等, 2019; 2020),但扩大到景观尺度时,由于指示生物、分类等级及季节不同会导致影响不同(张旭珠等, 2012; 侯笑云等, 2015; Wilson et al., 2017)。农业景观格局变化会强烈影响区域生物多样性和生态系统服务(卢训令等, 2019)。如景观格局变化引起水域和陆地上蚊子天敌种群的变化,进而通过营养级联引起蚊子种群与天敌系统发生强烈变化(Wetering et al., 2018);景观内耕地面积占比加大,将引起植物与鸟类的物种数量降低(Söderström et al., 2001)。长期研究表明食虫鸟能显著降低害虫密度以控制农业景观中的虫害暴发(Grass et al., 2017);地貌类型与生境尺度对传粉昆虫多样性分别有极显著或显著影响(王润等, 2016)。

湖南省稻田生态系统中存在如蜘蛛、瓢虫、隐翅虫、步甲、花蝽、猎蝽、宽尾蝽和草蛉等大量的捕食性天敌(陈常铭等, 1980; 刘雨芳等, 2019),是稻田害虫生物防治的重要物质基础(刘雨芳等, 2020),这些天

敌在控制该地区的白背飞虱 *Sogatella urcifera*、褐飞虱 *Nilaparvata lugens*、稻纵卷叶螟 *Cnaphalocrocis medinalis*、黑尾叶蝉 *Nephotettix cincticeps* 和电光叶蝉 *Inazuma dorsalis* 等水稻主要害虫时发挥着重要的生态防控功能(戈峰和陈常铭, 1990; 刘雨芳, 2019)。但这些研究多关注的是群落生物多样性本身,景观异质性对该地区捕食性天敌及控害潜能的影响研究还较薄弱。尽管从景观尺度上探讨这个问题困难较大,但通过景观尺度上的研究能更有助于解决生物多样性与生态系统服务功能的关系、生物多样性保护策略和生态系统服务维持等问题(Isbell et al., 2017; Winfree et al., 2018)。本研究以采样点为中心选取半径 250 m 尺度(王玉婷等, 2014),研究湘中丘陵区不同自然景观异质性特征下稻田捕食性天敌的多样性及其控害效能,以期丰富稻田捕食性天敌保护策略、强化水稻害虫生态控制提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 材料

研究区域:研究区域地处湖南省湘潭市涟水河北域下游段,湘乡市、湘潭县与湘潭市 3 地接壤的湘中丘陵区(112°32'28"~112°48'27" E, 27°46'55"~27°52'41" N),是典型的亚热带季风湿润气候,年平均气温 17.3℃,年均日照时数 1 640 h,年均降雨量 1 312.8 mm;雨量充沛,土地肥沃,溪河密布,水资源丰富,作物生长期长,以种植水稻为主。根据研究区域所在地(含湘潭市、湘乡市、湘潭县、韶山市)2017年土地年度变更数据库(比例尺为 1:10 000),利

用遥感数据解译结合人工现场调查确定图斑地类与面积。区域内地类多样性极高,有水田、林地、草地、茶园果园、采矿用地、设施农用地及其他园地、生活用地(城市、村庄、建制镇、水工建筑用地等)、风景名胜及特殊用地、交通用地(公路、铁路)、水面(水库、河流、坑塘、沟渠、滩涂等)、裸地旱地等类型。研究区域总面积 20 344.25 hm², 其中水田面积占 42.25%, 林地与草地面积占 23.24%; 河流、沟渠、水库等水域面积占 10.09%, 城市、村庄、建制镇等生活用地面积占 16.45%。

景观采样点:在上述研究区域内初步筛选适合景观,再实地调查逐个核定各景观内的合适采样点。共选取 16 个景观,每景观确定 1 个采样点,共 16 个采样点,从西向东采样点地名与地理位置依次为:柘石塘(112°34'14" E, 27°47'47" N)、上花(112°34'23" E, 27°47'34" N)、王塘(112°35'30" E, 27°46'55" N)、田园(112°36'50" E, 27°47'26" N)、柘塘水库坝下(112°36'51" E, 27°48'4" N)、徐家老屋(112°36'52" E, 27°47'36" N)、杨家屋里(112°38'11" E, 27°47'33" N)、石桥(112°39'50" E, 27°48'51" N)、湖坪里(112°40'19" E, 27°48'47" N)、黄沙岭(112°40'26" E, 27°48'12" N)、土桥(112°41'15" E, 27°49'32" N)、云湖天河(112°41'45" E, 27°49'36" N)、税湖(112°43'0" E, 27°51'17" N)、排仙桥(112°43'23" E, 27°50'31" N)、七里铺(112°44'20" E, 27°50'56" N)、碧塘坳(112°47'16" E, 27°52'1" N)。

仪器及试剂:采集捕食性天敌的仪器为 John W Hock 1612 型汽油动力吸气昆虫采样器,配上三面固定、一面为可打开的 1 m×1 m 活动采样框,采样框用白色密纱制成,四角外缘留有可穿插固定杆的套筒,用于灵活插入固定杆,纱框高度可根据禾苗的生长情况通过伸缩移位灵活调节(刘雨芳等,2019;阳菲等,2020)。试验所用试剂均为国产分析纯。

1.2 方法

1.2.1 景观斑块丰富度与斑块密度的提取方法

参考侯笑云等(2015)与王玉婷等(2014)的方法,提取各采样点所在景观的斑块丰富度(patch richness, PR)与斑块密度(patch density, PD)数量。以 16 个采样点为中心,以半径 250 m 为尺度,利用 Google Earth(2018 年)距采样时间最近的卫星地图影像作为数据源,并结合实地调查结果,参考《土地利用现状分类》(GB/T 21010—2017),命名斑块类型,利用 BigemapGIS Designer(全能版)统计斑块数量并测量各斑块面积。

1.2.2 景观异质性等级与斑块连通性的判定方法

以组成异质性与构型异质性 2 个重要特征参数判定在空间维度上的景观异质性,其中组成异质性以景观中斑块丰富度表示,构型异质性以景观中斑块密度表示(侯笑云等,2015)。并参考侯笑云等(2015)与王玉婷等(2014)的方法,以均值为参考对景观异质性进行归类,当景观区域内 $PR \geq 7$ (均值 6.94), 定义为高组成异质性景观, $PR < 7$ 定义为低组成异质性景观;当景观区域内 $PD \geq 22$ (均值 22.18), 定义为高构型异质性景观, $PD < 22$ 定义为低构型异质性景观;并据此将研究区域内景观分为高组成异质性+高构型异质性的高异质性景观(highly heterogeneous landscape, HHL)与低组成异质性+低构型异质性的低异质性景观(low heterogeneity landscape, LHL)。本研究根据调查实际情况,即使具有相同景观异质性的不同采样点,稻田采样点与稻田周围生境或斑块的连接性是存在差异的,因此从连通性方面再考虑其影响,并以是否存在物理阻隔与人为干扰判定斑块连通性。当周围杂草或其他植被生境直接与稻田相连,没有河、沟、圳、堤等物理阻隔及人为清除植被等干扰,则定义为稻田具良好生境或斑块连通性(good patch connectivity, GPC),相反则定义为稻田具较差生境或斑块连通性(poor patch connectivity, PPC),采样时实地调查确定其连通性类型。

1.2.3 采样方法

2018 年分别于早稻期(6 月 9 日—10 日)与晚稻期(8 月 22 日—24 日)的孕穗后期,对同一景观的同一坐标点稻田采样。采用随机采样法,每个采样点采集 3 个样方,每个样方 1 m×1 m,将所得样品用 85% 乙醇浸泡,于室内完成清样、分类、鉴定。常见种类鉴定到种或属,稀少且鉴定困难的幼虫种类鉴定到科(刘雨芳等,2019),统计捕食性天敌的种类。主要参考中国动物志,蛛形纲蜘蛛目园蛛科、球蛛科(尹长民,1997;朱明生,1998)、中国蜘蛛(尹长民等,1990)、中国跳蛛(彭贤锦等,1993)、四川农田蜘蛛彩色图册(陈孝恩和高君川,1990)和稻田天敌昆虫原色图册(夏松云等,1988)等图谱进行鉴定分类。

1.2.4 生物参数及分析方法

采用个体数量 N 、物种丰富度 S 、物种多样性指数 H' 等群落特征参数比较具不同景观异质性与斑块连通性的采样点稻田中捕食性天敌的物种组成结构特征,多样性指数的计算公式为 $H' = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$, 式

中 $P_i = N_i/N$, 表示某物种个体数量 N_i 占总群落个体数量 N 的比例, S 表示物种丰富度。采用物种丰富度益害比 S_{pi} 与个体数量益害比 N_{pi} 参数评估捕食性天敌的控害潜能(刘雨芳等, 2019; 阳非等, 2020)。其中, $S_{pi} = S_p/S_i$, 式中 S_p 与 S_i 分别代表捕食性天敌与害虫的物种丰富度或种类数; 数量益害比 $N_{pi} = N_p/N_i$, 式中 N_p 与 N_i 分别代表捕食性天敌与害虫的个体数量。

分别以景观组成异质性(斑块丰富度)与景观构型异质性(斑块密度)为自变量, 以天敌物种丰富度与个体数量、或以物种丰富度益害比与个体数量益害比为因变量, 应用 Excel 2016 进行线性与非线性模型回归拟合, 分析景观异质性对捕食性天敌群落重要特征或捕食性天敌控害潜能的影响。

1.3 数据分析

试验数据应用 Excel 2016 和 SPSS 23.0 软件进行统计分析, 应用单因素 ANOVA 进行方差分析, 用独立样本 t 检验法进行差异显著性检验。

2 结果与分析

2.1 景观地类与斑块连通性特征分析

16个采样点有稻田、林地、其他农业用地、杂草地、裸地、交通道路、住宅用地、河流、坑塘、滩涂等10类景观斑块。其中有8个景观的 $PR \geq 7$ 且 $PD \geq 22$, 为高异质性景观; 有8个景观的 $PR < 7$ 且 $PD < 22$, 为低异质性景观。早稻与晚稻采样期分别有9个和7个采样点稻田具良好生境或斑块连通性; 其他为具较差生境或斑块连通性的稻田(表1)。

表1 景观异质性等级与斑块连通性

Table 1 Heterogeneity levels of landscapes and the patch connectivity

地名 Location	景观异质性 Landscape heterogeneity			斑块连通性 Patch connectivity	
	斑块丰富度 Patch richness	斑块密度 Patch density	等级 Level	早稻期 Early rice	晚稻期 Late rice
柘石塘 Zheshitang	10	33	HHL	GPC	PPC
上花 Shanghua	6	16	LHL	GPC	PPC
王塘 Wangtang	8	26	HHL	GPC	PPC
田园 Tianyuan	7	30	HHL	GPC	GPC
柘塘水库坝下 Under the dam of Zhetang reservoir	8	24	HHL	GPC	GPC
徐家老屋 Xujialiaowu	7	35	HHL	PPC	GPC
杨家屋里 Yangjiawuli	5	12	LHL	GPC	PPC
石桥 Shiqiao	6	20	LHL	GPC	PPC
湖坪里 Hupingli	6	9	LHL	PPC	PPC
黄沙岭 Huangshaling	5	13	LHL	GPC	PPC
土桥 Tuqiao	6	21	LHL	GPC	GPC
云湖天河 Yunhutianhe	6	18	LHL	PPC	GPC
税湖 Shuihu	6	17	LHL	PPC	PPC
排仙桥 Paixianqiao	8	25	HHL	PPC	PPC
七里铺 Qilipu	8	26	HHL	PPC	GPC
碧塘坳 Bitang 'ao	7	26	HHL	PPC	GPC

HHL 与 LHL 分别表示高异质性景观与低异质性景观, GPC 与 PPC 分别表示具良好生境或斑块连通性的稻田、具较差生境或斑块连通性的稻田。HHL and LHL represent high heterogeneity and low heterogeneity landscapes, respectively. GPC and PPC indicate good and poor habitat or patch connectivity, respectively.

2.2 景观异质性对捕食性天敌群落重要特征的影响

2.2.1 景观异质性对捕食性天敌群落重要特征影响

16个景观采样点, 在早稻期共采集捕食性天敌56种, 个体数量共计13 355头, 多样性指数1.78; 其中在8个低异质性景观稻田中共采集到捕食性天敌50种, 个体数量共计7 260头, 多样性指数1.75; 在8个高异质性景观稻田中采集到捕食性天敌51种, 个体数量共计6 095头, 多样性指数1.74。在晚稻期

共采集到捕食性天敌50种, 个体数量共计3 229头, 多样性指数2.77; 其中在8个低异质性景观稻田中采集到捕食性天敌44种, 个体数量共计1 417头, 平均59.04头/m², 多样性指数2.77; 在8个高异质性景观稻田中采集到捕食性天敌44种, 个体数量共计1 812头, 多样性指数2.64。

早稻期在低异质性景观稻田每个采样点的捕食性天敌平均物种丰富度为25.00种, 平均个体数量为

302.50头/m²,多样性指数1.58;早稻期高异质性景观稻田每个采样点的捕食性天敌平均物种丰富度为26.13种,平均个体数量为253.96头/m²,多样性指数1.60。晚稻期低异质性景观稻田每个采样点的捕食性天敌平均物种丰富度为18.25种,平均个体数量为59.04头/m²,多样性指数2.29;晚稻期高异质性景观

稻田每个采样点的捕食性天敌平均物种丰富度为18.88种,平均个体数量为75.58头/m²,多样性指数2.09。比较低异质性与高异质性2类景观稻田中的捕食性天敌平均物种丰富度、个体数量与多样性指数,均无显著差异($P<0.05$)(表2)。

表2 高异质性景观与低异质性景观稻田中捕食性天敌群落参数特征比较

Table 2 Comparison of the characteristics community parameters of predatory natural enemy in rice fields in HHL and LHL landscapes

参数 Parameter	采样期 Sampling period	高异质性景观 High-heterogeneity landscape	低异质性景观 Low-heterogeneity landscape
物种丰富度 Species richness	早稻 Early rice	26.13±0.99 a	25.00±1.43 a
	晚稻 Late rice	18.88±1.82 a	18.25±1.84 a
个体数量 Individual numbers/m ²	早稻 Early rice	253.96±25.72 a	302.50±45.17 a
	晚稻 Late rice	75.58±13.84 a	59.04±10.06 a
多样性指数 Diversity index	早稻 Early rice	1.60±0.10 a	1.58±0.08 a
	晚稻 Late rice	2.09±0.13 a	2.29±0.10 a

表中数据为平均数±标准误。同行相同字母表示经独立样本 t 检验法检验在 $P<0.05$ 水平无差异显著。Data in the table are mean±SE. Same letters in same column indicate no insignificant difference at $P<0.05$ level by independent sample t test.

2.2.2 斑块连通性对捕食性天敌群落重要特征的影响

具良好生境或斑块连通性的稻田,捕食性天敌个体数量显著高于(早稻期, $P<0.05$)或极显著高于(晚稻期, $P<0.01$)具较差生境或斑块连通性的稻田,早稻期具良好生境或斑块连通性稻田的物种丰富度

略高于具较差生境或斑块连通性的稻田,但没有显著差异,在晚稻期具良好生境或斑块连通性稻田的物种丰富度显著高于具较差生境或斑块连通性的稻田($P<0.05$)(表3)。

表3 具良好生境或斑块连通性与具较差生境或斑块连通性稻田中捕食性天敌群落参数特征比较

Table 3 Comparison of the characteristics community parameters of predatory natural enemy in rice fields with GPC and PPC

参数 Parameter	采样期 Sampling period	具良好生境或斑块连通性稻田 Paddy fields with good habitat or patch connectivity	具较差生境或斑块连通性稻田 Paddy fields with poor habitat or patch connectivity
物种丰富度 Species richness	早稻 Early rice	25.89±1.17	25.29±1.30
	晚稻 Late rice	21.57±1.96*	16.22±1.19
个体数量 Individual numbers/m ²	早稻 Early rice	340.78±30.55*	230.86±21.01
	晚稻 Late rice	95.09±10.96**	45.70±6.26
多样性指数 Diversity index	早稻 Early rice	1.59±0.06	1.59±0.12
	晚稻 Late rice	2.18±0.14	2.19±0.08

表中数据为平均数±标准误。*和**分别表示2种稻田经独立样本 t 检验法检验在 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 水平差异显著。Data in the table are mean±SE. * or ** indicates insignificant difference in two rice fields at $P<0.05$ or $P<0.01$ level by independent sample t test.

2.2.3 景观组成异质性对捕食性天敌群落重要特征的影响

稻田捕食性天敌的物种丰富度与景观组成异质性(斑块丰富度)的回归拟合结果显示,在早稻期与晚稻期的线性与非线性2种模型的 R^2 值均显著低于0.5,数据与模型拟合度均较差,回归方程 F 检验均表现为 $P>0.05$,表明斑块丰富度对天敌物种丰富度影响不显著。稻田捕食性天敌的个体数量与景观组成异质性在早稻期的2种模型与晚稻期的线性模型,其 R^2 值均显著低于0.5,数据与模型拟合度均较

差,回归方程 F 检验均表现为 $P>0.05$;在晚稻期的二次方回归方程中,虽然 $R^2<0.5$,但 F 检验 $P<0.05$ (图1),表现为此期斑块丰富度对天敌个体数量有显著影响。在晚稻期景观斑块丰富度过低与过高时,稻田捕食性天敌物种丰富度与个体数量值较低(图1)。

2.2.4 景观构型异质性对捕食性天敌群落重要特征影响

稻田捕食性天敌的物种丰富度及个体数量与景观构型异质性(斑块密度)的回归拟合结果显示,在早稻期与晚稻期的线性与非线性2种模型的 R^2 值均

显著低于0.5,回归方程 F 检验均表现为 $P>0.05$,表明斑块密度与捕食性天敌物种丰富度及个体数量没

有显著关联性(图2)。

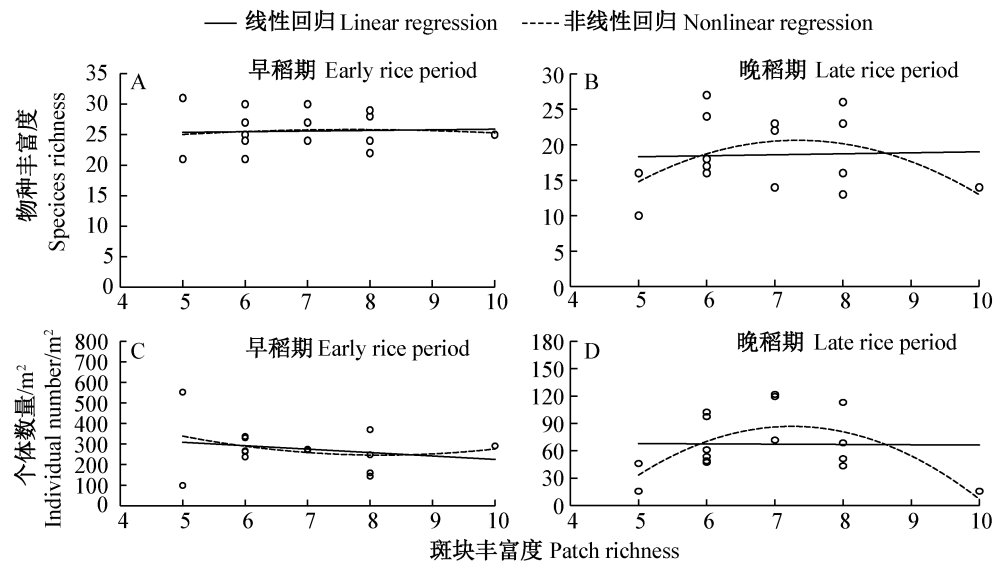


图1 稻田斑块丰富度与捕食性天敌群落特征的相关性

Fig. 1 Correlations between the patch richness and the community characteristics of predatory natural enemies in rice fields

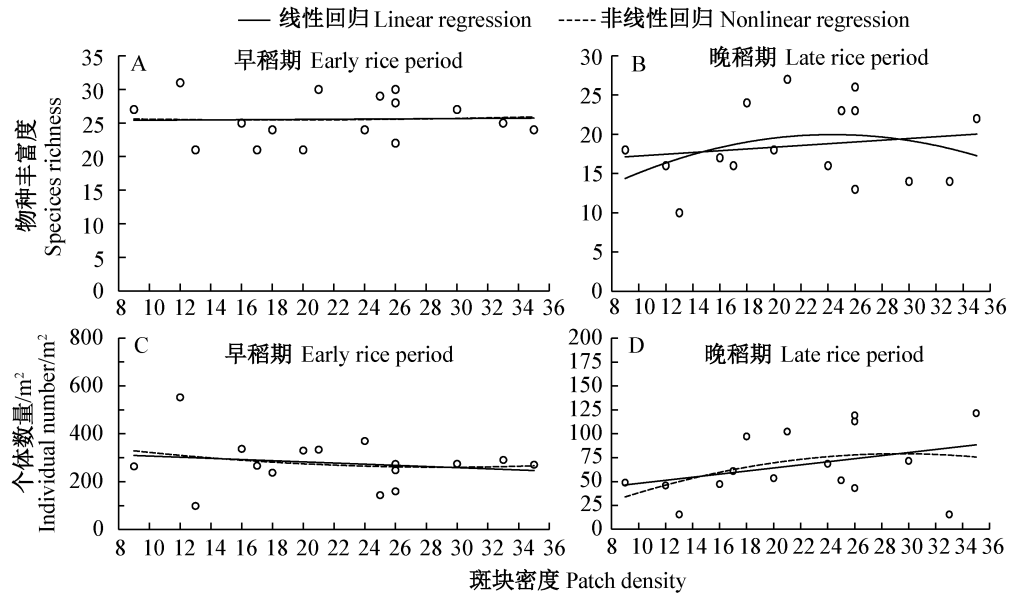


图2 稻田斑块密度与捕食性天敌群落特征的相关性

Fig. 2 Correlations between the patch density and the community characteristics of predatory natural enemies in rice fields

2.3 景观异质性对捕食性天敌控害潜能的影响

2.3.1 景观异质性等级对捕食性天敌控害潜能影响

从景观异质性等级分析,高异质性景观稻田的物种丰富度益害比明显高于低异质性景观稻田;早稻和晚稻高异质性景观稻田的物种丰富度益害比分别为低异质性景观稻田的1.33倍和1.01倍;早稻和晚稻个体数量益害比均表现高异质性景观稻田明显高于低异质性景观稻田,高异质性景观稻田的个体

数量益害比分别为低异质性景观稻田的1.40倍和1.53倍,虽然均未达到统计学意义的显著差异(表4),但这种差异不可忽略。

2.3.2 斑块连通性对捕食性天敌控害潜能的影响

在早稻期,具良好生境或斑块连通性的稻田中捕食性天敌物种丰富度益害比略低于具较差生境或斑块连通性的稻田,而在晚稻期则结果相反,但均无显著差异。个体数量益害比在早稻期与晚稻期均表

现为具良好生境或斑块连通性稻田显著高于具较差生境或斑块连通性的稻田($P<0.05$)(表5)。

表4 高异质性景观与低异质性景观稻田中捕食性天敌控害潜能比较分析

Table 4 Comparative analysis of the pest insect control potential of predatory natural enemies in paddy fields in HHL and LHL

参数 Parameter	采样期 Sampling period	高异质性景观 High heterogeneity landscape	低异质性景观 Low heterogeneity landscape
物种丰富度益害比 Ratio of beneficial natural enemies to pest insects in terms of species richness S_{pi}	早稻 Early rice	2.84±0.35 a	2.14±0.17 a
	晚稻 Late rice	1.65±0.11 a	1.64±0.23 a
个体数量益害比 Ratio of beneficial natural enemies to pest insects in terms of individual numbers N_{pi}	早稻 Early rice	2.23±0.30 a	1.60±0.17 a
	晚稻 Late rice	2.07±0.48 a	1.35±0.34 a

表中数据为平均数±标准误。同行相同字母表示经独立样本 t 检验法检验在 $P<0.05$ 水平无差异显著。Data in the table are mean±SE. Same letters in the same row indicate no insignificant difference at $P<0.05$ level by independent sample t test.

表5 具良好生境或斑块连通性与具较差生境或斑块连通性稻田中捕食性天敌控害潜能比较分析

Table 5 Comparative analysis of the pest insect control potential of predatory natural enemies in paddy fields with GPC and PPC

参数 Parameter	采样期 Sampling period	具良好生境或斑块连通性稻田 Paddy fields with good habitat or patch connectivity	具较差生境或斑块连通性稻田 Paddy fields with poor habitat or patch connectivity
物种丰富度益害比 Ratio of beneficial natural enemies to pest insects in terms of species richness S_{pi}	早稻 Early rice	2.47±0.19 a	2.55±0.43 a
	晚稻 Late rice	1.96±0.21 a	1.38±0.08 b
个体数量益害比 Ratio of beneficial natural enemies to pest insects in terms of individual numbers N_{pi}	早稻 Early rice	2.19±0.25 a	1.77±0.19 a
	晚稻 Late rice	2.43±0.48 a	1.14±0.27 b

表中数据为平均数±标准误。同行不同小写字母表示经独立样本 t 检验法检验在 $P<0.05$ 水平差异显著。Data in the table are mean±SE. Different letters in the same row indicate insignificant difference at $P<0.05$ level by independent sample t test.

2.3.3 景观组成异质性对捕食性天敌控害潜能影响

物种丰富度益害比与景观组成异质性(斑块丰富度)的回归拟合结果显示,早稻期与晚稻期拟合模型的 R^2 值均显著低于0.5,回归方程 F 检验均表现为 $P>0.05$,即斑块丰富度对物种丰富度益害比影响不显著。个体数量益害比与景观组成异质性拟合模型的 R^2 值均显著低于0.5,回归方程 F 检验均表现为 $P>0.05$,表明总体上斑块丰富度与个体数量益害比无显著相关性,但早稻期在较高的景观斑块丰富度下有较高的个体数量益害比,在晚稻期则表现为在适度景观斑块丰富度下有较高的个体数量益害比,过高的景观斑块丰富度反而只获得较低的个体数量益害比(图3)。表明景观组成异质性对捕食性天敌控害潜能可能主要通过对害虫个体数量的控制发挥作用,但不同时期影响不同,并未表现出显著相关性。

2.3.4 景观构型异质性对捕食性天敌控害潜能影响

物种丰富度益害比与个体数量益害比分别与景观构型异质性(斑块密度)的回归拟合结果显示,在早稻期与晚稻期2种拟合模型的 R^2 值均显著低于

0.5,回归方程 F 检验均表现为 $P>0.05$,即斑块密度对物种丰富度益害比与个体数量益害比影响均不显著(图4)。

3 讨论

湘中丘陵区稻田捕食性天敌群落物种丰富度、个体数量及多样性,与景观异质性等级高低没有呈现显著正相关关系,但高异质性景观稻田中捕食性天敌群落的生态控害效能明显强于低异质性景观稻田。这与Steingröver et al.(2010)、Veres et al.(2013)及王润等(2016)的研究结果基本一致。半自然的非作物景观要素可能提供了多种资源利于有益昆虫的生存,从而加强对作物害虫的自然控制(Steingröver et al.,2010)。景观中半自然区域比例较高则呈现害虫丰度较低与田间害虫防治功能较高,但当将虫害防治描述为耕地面积的总体比例或作物对特定害虫的寄主比例时,害虫、害虫防治与景观异质性间没有清晰的相关关系(Veres et al.,2013)。在群落发展已较稳定的水稻生长期,稻田生境中保持着较高的捕

食性天敌物种丰富度与个体数量,甚至高于其周边生境,如果景观高异质性没有通过良好的斑块连通性与稻田紧密相连,则景观高异质性与捕食性天敌

物种丰富度与个体数量无明显正关联,这与王润等(2016)认为在农业景观中农田比其他生境更有利于维持较高的物种多样性水平的结论相同。

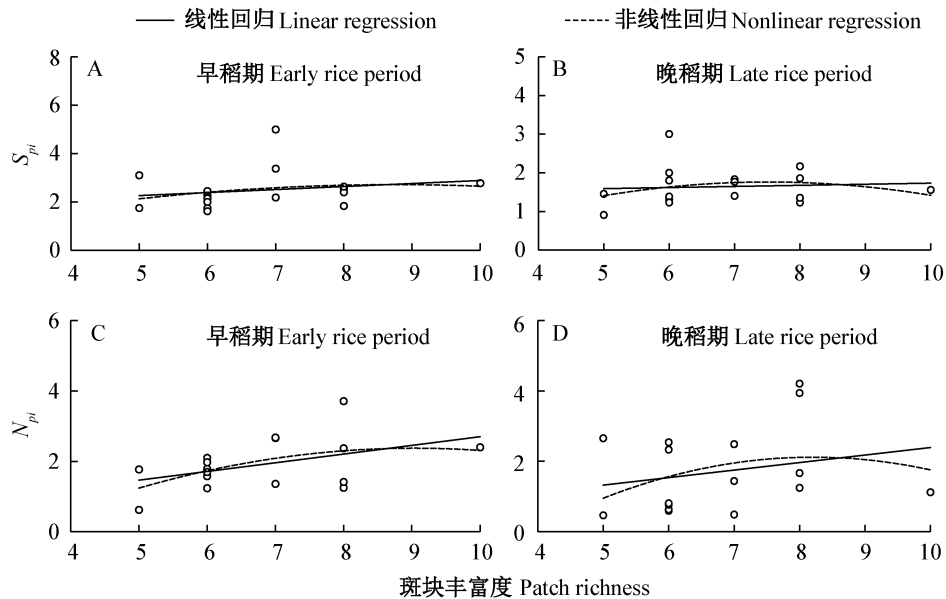


图3 稻田斑块丰富度与捕食性天敌控害潜能相关性

Fig. 3 Correlations between the patch richness and the pest control efficiency of predatory natural enemies in rice fields

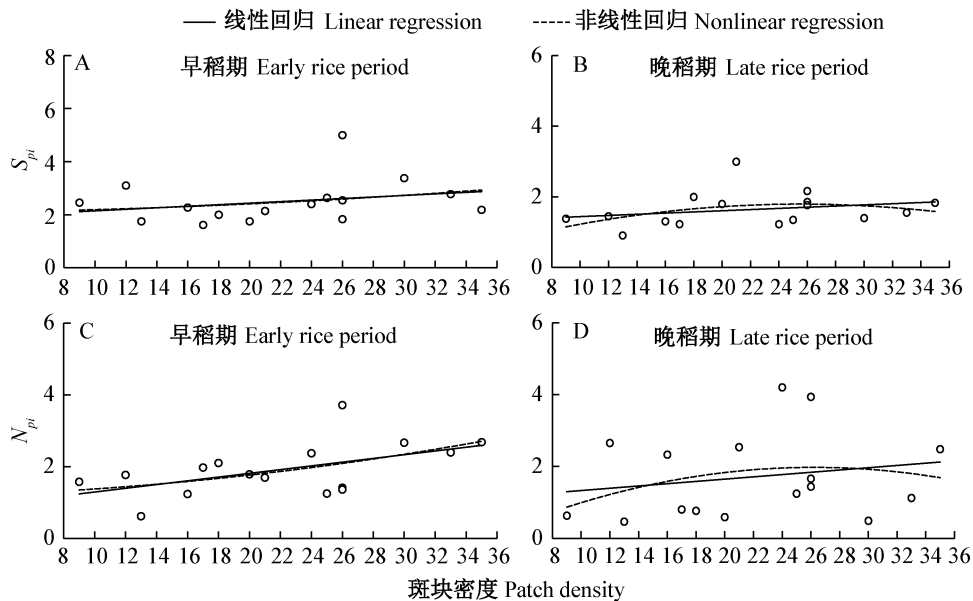


图4 稻田斑块密度与捕食性天敌控害潜能的相关性

Fig. 4 Correlations between the patch density and the pest control efficiency of predatory natural enemies in rice fields

本研究区域地处湘中丘陵区,与我国平原地区的农业景观相比具更高的地类多样性、景观复杂性或破碎度。16个采样农田景观内景观元素组成也有明显差异,从而呈现出不同景观异质性。当景观仅具有高异质性而斑块连通性较差时,可能呈现较高的斑块或生境破碎度,这与卢训令等(2019)认为农业景观是农田、草地、耕地、林地、树篱和道路等的

镶嵌体,为物种生存提供各类破碎化栖息地的观点一致。适度的景观组成异质性有利于捕食性天敌发挥控害潜能,过低或过高的景观组成异质性不利于捕食性天敌生存。因此,具有良好生境或斑块连通性的稻田中,有较高的捕食性天敌物种丰富度与个体数量,其生态控害效能也显著高于具较差生境或斑块连通性的稻田。过高的斑块丰富度与密度,使

景观呈现更高的生境破碎度与生境隔离,生境隔离增加了物种扩散的难度(Rösch et al., 2013)。捕食性天敌物种的食性、迁移能力在种间存在明显差异,景观异质性对他们的影响也存在显著差异(李凯, 2010)。稻田捕食性天敌群落以蜘蛛占优势,其在水稻生长中期相对稳定,遭遇农事活动干扰,也仅迁移到邻近稻田或生境,良好的斑块连通性有利于蜘蛛迁移。高景观异质性并不能明显提高景观内稻田捕食性天敌的物种丰富度与个体数量,可能处于相对稳定期的稻田较其他生境更有利于维持较高的物种多样性水平;且决定生物多样性与丰富度的关键,除了区域物种多样性分布特征起决定作用外,景观中异质生境或斑块具有良好的连通性也发挥着重要作用。

农业的集约化与扩张给生物多样性带来了风险(Kehoe et al., 2017),较好的生境或斑块连通性通过提供便利的空间避护、食物补充来促进有冲突的物种在强烈的相互作用中实现共存(Stephanie, 2004),降低因景观或生境破碎对生物多样性带来的不利影响。因此,建议在制定农业景观规划与保护稻田捕食性天敌策略中,更应重视增加景观或生境斑块间连通性,利于天敌迁移与避害,强化其生态控害效能。

致谢: 本文的研究区域遥感数据解译与图斑分析由湖南省第二测绘院遥感应用推广部曾强国工程师完成,部分蜘蛛标本由湖南师范大学生命科学学院徐湘教授鉴定,特此致谢。

参 考 文 献 (References)

- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, Narwani A, Mace GM, Tilman D, Wardle DA, et al. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401): 59–67
- Chen CM, Song HY, Xiao TG. 1980. Insect resources of natural enemy in rice field in Hunan Province. *Journal of Hunan Agricultural College*, (1): 35–46 (in Chinese) [陈常铭, 宋慧英, 肖铁光. 1980. 湖南稻田天敌昆虫资源. *湖南农学院学报*, (1): 35–46]
- Chen XE, Gao JC. 1990. The Sichuan farmland spiders in China. Chengdu: Sichuan Scientific and Technical Publishing House (in Chinese) [陈孝恩, 高君川. 1990. 四川农田蜘蛛彩色图册. 成都: 四川科学技术出版社]
- Fahrig L, Baudry J, Brotons L, Burel FG, Crist TO, Fuller RJ, Sirami C, Siriwardena GM, Martin JL. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2): 101–112
- Ge F, Chen CM. 1990. The respiratory metabolism and energy expenditure of the brown planthopper *Nilaparvata lugens* and the spider *Theridion octomaculatum*. *Acta Entomologica Sinica*, 33(1): 35–42 (in Chinese) [戈峰, 陈常铭. 1990. 褐飞虱和八斑球腹蛛的呼吸代谢及其能量消耗. *昆虫学报*, 33(1): 35–42]
- Grass I, Lehmann K, Thies C, Tschamtk T. 2017. Insectivorous birds disrupt biological control of cereal aphids. *Ecology*, 98(6): 1583–1590
- Hou XY, Song B, Zhao S, Ding SY. 2015. Effect of agro-landscape heterogeneity as affected by scale on diversity of Coleoptera in Fengqiu County in the lower reaches of the Yellow River. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 31(1): 77–81 (in Chinese) [侯笑云, 宋博, 赵爽, 丁圣彦. 2015. 黄河下游封丘县不同尺度农业景观异质性对鞘翅目昆虫多样性的影响. *生态与农村环境学报*, 31(1): 77–81]
- Isbell F, Gonzalez A, Loreau M, Cowles J, Diaz S, Hector A, Mace GM, Wardle DA, O'Connor MI, Duffy JE, et al. 2017. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature*, 546(7656): 65–72
- Kehoe L, Romero-Muñoz A, Polaina E, Estes L, Kreft H, Kuemmerle T. 2017. Biodiversity at risk under future cropland expansion and intensification. *Nature Ecology & Evolution*, 1(8): 1129–1135
- Li K. 2010. The influence of forest belts on population dynamics of predatory arthropods in agroforestry system. Ph. D thesis. Beijing: Beijing Forestry University (in Chinese) [李凯. 2010. 农林复合生态系统林带对捕食性节肢动物种群动态的影响. 博士学位论文. 北京: 北京林业大学]
- Liu YF. 2019. A review of the diversity and ecological function of paddy field insect communities in China. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 56(2): 183–194 (in Chinese) [刘雨芳. 2019. 中国稻田昆虫群落多样性及生态调控功能研究进展. *应用昆虫学报*, 56(2): 183–194]
- Liu YF, Yang H, Yang F, Xie MQ. 2019. Ecological regulation effectiveness of habitat heterogeneity on predatory natural enemies and rice pests in rice paddy fields. *Acta Entomologica Sinica*, 62(7): 857–867 (in Chinese) [刘雨芳, 杨荷, 阳菲, 谢美琦. 2019. 生境异质度对稻田捕食性天敌及水稻害虫的生态调节有效性. *昆虫学报*, 62(7): 857–867]
- Liu YF, Zhao WH, Yang F, Xie MQ, Chen SY. 2020. An analysis of predatory insects in farmlands in China based on the CNKI database: future potential and current application. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 57(1): 70–79 (in Chinese) [刘雨芳, 赵文华, 阳菲, 谢美琦, 陈思源. 2020. 基于CNKI分析的我国农田捕食性昆虫资源与应用. *应用昆虫学报*, 57(1): 70–79]
- Lu XL, Liu JL, Ding SY. 2019. Impact of agricultural landscape heterogeneity on biodiversity and ecosystem services. *Acta Ecologica Sinica*, 39(13): 4602–4614 (in Chinese) [卢训令, 刘俊玲, 丁圣彦. 2019. 农业景观异质性对生物多样性与生态系统服务的影响研究进展. *生态学报*, 39(13): 4602–4614]
- Mace GM, Norris K, Fitter AH. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(1): 19–26
- Peng XJ, Xie LP, Xiao XQ, Yin CM. 1993. Salticids in China. Changsha: Hunan Normal University Press (in Chinese) [彭贤锦, 谢莉萍, 肖小芹, 尹长民. 1993. 中国跳蛛. 长沙: 湖南师范大学出版社]
- Rösch V, Tschamtk T, Scherber C, Batáry P. 2013. Landscape composition, connectivity and fragment size drive effects of grassland

- fragmentation on insect communities. *Journal of Applied Ecology*, 50(2): 387–394
- Savary S, Horgan F, Willocquet L, Heong KL. 2012. A review of principles for sustainable pest management in rice. *Crop Protection*, 32: 54–63
- Söderström B, Svensson B, Vessby K, Glimskär A. 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity & Conservation*, 10(11): 1839–1863
- Steingröver EG, Geertsema W, van Wingerden WKRE. 2010. Designing agricultural landscapes for natural pest control: a transdisciplinary approach in the Hoeksche Waard (The Netherlands). *Landscape Ecology*, 25(6): 825–838
- Stephanie EH. 2004. Habitat overlap of enemies: temporal patterns and the role of spatial complexity. *Oecologia*, 138(3): 475–484
- Veres A, Petit S, Conord C, Lavigne C. 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166: 110–117
- Wang R, Ding SY, Lu XL, Song B. 2016. Multi-scale effects of landscape heterogeneity on pollinators' diversity in the middle and lower reaches of the Yellow River: a case study in Gongyi, Henan, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 27(7): 2145–2153 (in Chinese) [王润, 丁圣彦, 卢训令, 宋博. 2016. 黄河中下游农业景观异质性对传粉昆虫多样性的多尺度效应—以巩义市为例. *应用生态学报*, 27(7): 2145–2153]
- Wang YT, Ding SY, Liang GF. 2014. Multi-scale effects analysis for landscape structure and biodiversity of semi-natural habitats and cropland in a typical agricultural landscape. *Progress in Geography*, 33(12): 1704–1716 (in Chinese) [王玉婷, 丁圣彦, 梁国付. 2014. 农田背景下景观结构对半自然生境生物多样性的多尺度影响. *地理科学进展*, 33(12): 1704–1716]
- Wetering R, Umponstira C, Buckley HL. 2018. Landscape variation influences trophic cascades in dengue vector food webs. *Science Advances*, 4(2): eaap9534
- Wilson S, Mitchell GW, Pasher J, McGovern M, Hudson MR, Fahrig L. 2017. Influence of crop type, heterogeneity and woody structure on avian biodiversity in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, 83: 218–226
- Winfrey R, Reilly JR, Bartomeus I, Cariveau DP, Williams NM, Gibbs J. 2018. Species turnover promotes the importance of bee diversity for crop pollination at regional scales. *Science*, 359(6377): 791–793
- Wood SA, Karp DS, DeClerck F, Kremen C, Naeem S, Palm CA. 2015. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(9): 531–539
- Xia SY, Wu HF, Wang ZP. 1988. Primary-colored iconography of entomophagous insects in paddy fields. Changsha: Hunan Press of Science & Technology (in Chinese) [夏松云, 吴慧芬, 王自平. 1988. 稻田天敌昆虫原色图册. 长沙: 湖南科学技术出版社]
- Yang F, Yang H, Zhao WH, Liu YF. 2020. Impacts of organic manure on rice paddy arthropod communities. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 57(1): 153–165 (in Chinese) [阳菲, 杨荷, 赵文华, 刘雨芳. 2020. 有机肥对稻田节肢动物群落的影响及其Top-down效应. *应用昆虫学报*, 57(1): 153–165]
- Yin CM. 1997. *Fauna Sinica, Arachnida, Araneae: Araneidae*. Beijing: Science Press (in Chinese) [尹长民. 1997. 中国动物志, 蛛形纲蜘蛛目园蛛科. 北京: 科学出版社]
- Yin CM, Wang JF, Xie LP, Peng XJ. 1990. *Spiders in China*. Changsha: Hunan Normal University Press (in Chinese) [尹长民, 王家福, 谢莉萍, 彭贤锦. 1990. 中国蜘蛛. 长沙: 湖南师范大学出版社]
- Zhang XZ, Chang H, Zhang X, Duan MC, Li X, Yu ZR, Liu YH. 2012. Temporal patterns of carabid beetle diversity in agro-landscape in relation to landscape structure. *Chinese Journal of Ecology*, 31(12): 3127–3132 (in Chinese) [张旭珠, 常虹, 张鑫, 段美春, 李骁, 宇振荣, 刘云慧. 2012. 农业景观步甲多样性时间格局及其与景观结构的关系. *生态学杂志*, 31(12): 3127–3132]
- Zhu MS. 1998. *Fauna Sinica, Arachnida, Araneae: Theridiidae*. Beijing: Science Press (in Chinese) [朱明生. 1998. 中国动物志, 蛛形纲蜘蛛目球蛛科. 北京: 科学出版社]

(责任编辑:王璇)