

# 区域农田景观格局对麦田天敌瓢虫群落的影响

张永生<sup>1,2</sup>, 欧阳芳<sup>2</sup>, 门兴元<sup>3</sup>, 戈峰<sup>2</sup>, 袁哲明<sup>1,\*</sup>

(1. 湖南农业大学植物保护学院, 植物病虫害生物学与防控湖南省重点实验室, 长沙 410128;

2. 中国科学院动物研究所, 农业虫害鼠害综合治理研究国家重点实验室, 北京 100101;

3. 山东省农业科学院植物保护研究所, 济南 250100)

**摘要:** 【目的】明确农田景观格局对麦田天敌瓢虫种群的影响, 为开展区域性害虫生态调控提供理论依据。【方法】以山东省 22 个县市区域的小麦种植区为研究对象, 基于遥感影像与土地覆盖分类数据以及田间调查的瓢虫种群数据, 计算景观格局指数, 使用负二项分布的广义线性模型从农田景观、非作物生境景观和区域景观 3 个方面分析区域农田景观格局对麦田天敌瓢虫群落的影响。【结果】麦田瓢虫种群数量与草地的平均斑块面积 (mean patch area, AREA\_MN) 和面积加权平均斑块分维数 (area-weighted mean patch fractal dimension, FRAC\_AM)、区域景观的斑块丰富度密度 (patch richness density, PRD) 呈正相关, 与非作物生境的面积加权平均几何最邻近距离 (area-weighted mean Euclidean nearest neighbor distance, ENN\_AM) 呈负相关。草地、聚集的非作物生境以及多样性的区域景观有利于天敌瓢虫种群数量的增加。使用草地的平均斑块面积和非作物生境的面积加权平均几何最邻近距离可以预测瓢虫的发生量。【结论】作为非作物生境的草地、非作物生境的空间分布及区域景观的多样性是影响麦田天敌瓢虫发生的重要因素。

**关键词:** 农田景观; 景观格局指数; 瓢虫; 种群数量; 小麦

中图分类号: Q968 文献标识码: A 文章编号: 0454-6296(2018)04-0468-09

## Effects of regional agricultural landscape pattern on the community of ladybeetles in wheat fields

ZHANG Yong-Sheng<sup>1,2</sup>, OUYANG Fang<sup>2</sup>, MEN Xing-Yuan<sup>3</sup>, GE Feng<sup>2</sup>, YUAN Zhe-Ming<sup>1,\*</sup>

(1. Hunan Provincial Key Laboratory for Biology and Control of Plant Diseases and Insect Pests, College of Plant Protection, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2. State Key Laboratory of Integrated Management of Pest Insects and Rodents, Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 3. Institute of Plant Protection, Shandong Academy of Agricultural Sciences, Jinan 250100, China)

**Abstract** 【Aim】To clarify the effects of agricultural landscape pattern on ladybeetle community in wheat fields, so as to provide theoretical proofs for ecological regulation and management of insect pests.

【Methods】Based on the remote sensing data, land cover classification and the survey data of ladybeetle abundance in wheat fields in 22 counties and cities in Shandong, the planting region of wheat was taken as a typical example, the landscape pattern metrics were calculated, and the effects of landscape pattern of farmland, non-crop habitat and regional agricultural landscape on ladybeetle abundance were analyzed using negative binomial generalized linear model. 【Results】The ladybeetle abundance was positively correlated with mean patch area (AREA\_MN) and area-weighted mean patch fractal dimension (FRAC\_

基金项目: 国家自然科学基金项目(31300347)

作者简介: 张永生, 男, 1980 年生, 山西忻州人, 博士, 讲师, 研究方向为昆虫生态学, E-mail: yshzhang@hunau.edu.cn

\* 通讯作者 Corresponding author, E-mail: zhmyuan@sina.com

收稿日期 Received: 2017-09-26; 接受日期 Accepted: 2018-01-12

AM) of grassland and patch richness density (PRD) of regional landscape, and was negatively correlated with area-weighted mean Euclidean nearest neighbor distance (ENN\_AM) of non-crop habitat. Grassland, clustered non-crop habitats and diverse regional landscapes benefited ladybeetle abundance. AREA\_MN of grassland and ENN\_AM of non-crop habitat could best predict ladybeetle occurrence.

**【Conclusion】** Grassland, spatial distribution of non-crop habitats and regional landscape diversity are important landscape factors affecting the occurrence of ladybeetles in wheat fields.

**Key words:** Agricultural landscape; landscape pattern metrics; ladybeetle; population abundance; wheat

农田生态系统是人工种植的各种农作物组成的生态系统,是人类赖以生存的农业耕作场所。该系统中,大小、形状、种类等属性不同的农作物斑块在空间上的分布与组合构成了农田生态系统的景观格局。区域农田景观是由耕地、草地、林地、园地、城镇等类型斑块构成。在农田景观系统中,频繁的农田管理,如灌溉、喷施农药、收割等人为干扰活动,势必会迫使害虫与天敌在各种生境(作物生境与非作物生境)之间不断地迁移;并且在很多情况下,农田中为害的主要害虫是从外地迁飞而来(尤民生等, 2004)。因此,害虫及天敌的管理必然要扩展到区域农田景观系统(戈峰, 2001; 戈峰等, 2014)。随着我国产业结构调整、农业生产方式转变和城镇化建设,农田景观格局的变化会不断加大(欧阳芳等, 2016),如农业生产的集约化和规模化将会导致农田景观格局的单一化(Robinson and Sutherland, 2002; Bianchi *et al.*, 2006)。农田景观格局的变化必然会影响景观中天敌昆虫种群的发生和转移扩散,以及天敌昆虫种群在不利环境条件下的恢复能力,从而影响天敌的控害作用(欧阳芳和戈峰, 2011; Caballero-López, 2012; Roubos *et al.*, 2014)。

瓢虫作为农田生态系统中一种重要的天敌昆虫,在农田景观中的繁殖和迁移对害虫的防治与管理具有非常重要的作用(王秀秀等, 2013; 王兴民等, 2014)。目前的研究主要集中在农田周围的非作物生境,如林地、草地等对瓢虫的影响。农田景观中的非作物生境可以作为天敌瓢虫的栖息地、庇护所和越冬场所,并能够为瓢虫提供蚜虫以及花粉、花蜜等备选食物(Landis *et al.*, 2000; Villegas *et al.*, 2013; Ramsden *et al.*, 2015)。Evans(2008)发现农田周围非作物生境上的蚜虫可以孕育大量的瓢虫,瓢虫在非作物生境上生长发育的同时也会迁移到麦田上捕食害虫(Tylianakis *et al.*, 2004; Bianchi *et al.*, 2006)。麦田周围的林地与草地可以为瓢虫提供安全的越冬场所,从而促进越冬瓢虫数量的增加

(Wang *et al.*, 2011; Villegas *et al.*, 2013)。Dong等(2015)发现麦田周围的林地非作物生境以及景观多样性有利于瓢虫种群的发生。杨龙等(2016)发现以林地为主的非作物生境有利于麦田早期天敌瓢虫种群数量的增加。这些研究主要关注于田间尺度下的农田周围非作物生境类型的比例和面积对瓢虫的影响,而在大尺度的区域农田景观下,各种生境的面积比例、形状和空间布局等特征对天敌瓢虫影响的研究还比较少。

本研究以山东省 22 个县市区域的小麦种植区为研究对象,首先,基于遥感影像与土地覆盖分类数据,计算 17 个常用的景观格局指数来定量描述区域农田景观的各种特征。其次,基于田间瓢虫群落的调查数据,从农田的景观、各种非作物生境及非作物生境整体的景观、县区域的景观角度出发,分析这 3 个层次景观的格局特征与瓢虫发生量的相关性,并建立瓢虫种群发生量模型。探讨在大尺度区域范围内,区域农田景观格局对麦田瓢虫种群数量的影响,以及影响瓢虫发生的重要景观因子,以期为增强区域性生物控害功能的农田景观格局优化和天敌昆虫资源的保护提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域

研究区域为山东省 22 个县市的小麦种植区。22 个县市包括淄川、枣庄、莱阳、潍坊、临朐、青州、诸城、安丘、金乡、嘉祥、文登、陵县、临邑、聊城、阳谷、东阿、冠县、滨州、惠民、邹平、郓城和定陶,分布在山东的各个区域,具有不同的景观格局。山东是我国小麦的重要生产基地,年种植面积超过了 300 万公顷,属于暖温带季风气候,年平均温度 12 ~ 16℃。

### 1.2 瓢虫群落调查

采用目测、拍打方法调查小麦天敌瓢虫种群数

量。在每个样点县范围内选取 10 块左右代表性强的麦田,每块麦田随机取 5 点,每点调查统计约 1 m<sup>2</sup> 范围的天敌瓢虫数量,最后计算单位面积的年平均瓢虫数量。在 2009 与 2010 年的 4 月底、5 中旬和 6 月初各调查一次。所调查样地的瓢虫主要为龟纹瓢虫 *Propylea japonica* 和异色瓢虫 *Harmonia axyridis*。

### 1.3 遥感影像和景观类型分类

遥感数据来源于 2010 年 Landsat TM/ETM 的中分辨率卫星影像(10~30 m)。使用 ENVI 5.0 遥感图像处理软件对图像进行校正、裁剪等处理,获得山东 2010 年土地覆盖分类栅格数据。此栅格数据的土地覆盖类型共分为 38 类(欧阳志云等, 2015; 欧阳芳等, 2016),在本研究中,使用 ARCGIS 10.2 软

件将栅格数据的土地覆盖类型合并整理为 8 类:耕地、园地、林地、草地、城镇、水体、湿地、其他用地。栅格数据的空间分辨率为 30 m × 30 m。利用 ARCGIS 10.2 软件提取出各样点县的土地覆盖分类栅格数据。

### 1.4 景观格局分析

选取了 17 个常用的景观格局指数(表 1),从景观斑块的面积比例、大小、密度、边缘、形状、聚集、多样性等方面来定量描述区域农田景观的空间格局特征(Schwarz, 2010; 欧阳芳和戈峰, 2011; Li *et al.*, 2013)。基于土地覆盖栅格数据,使用景观格局分析软件 FRAGSTATS 4.2,从农田生态系统景观、非作物生境景观和县域景观 3 个方面计算各样点县的景观格局指数。

表 1 在斑块类型水平(A)和景观水平(B)的景观格局指数  
Table 1 Landscape pattern metrics at the class level (A) and landscape level (B)

景观格局指数 Landscape pattern metrics	描述 Description
景观类型比例 Percentage of landscape (PLAND)	某一斑块类型的面积占整个景观面积的百分比。
平均斑块面积 Mean patch area (AREA_MN)	A 等于某一类型斑块的总面积除以该类型斑块的数目; B 等于景观总面积除以景观中所有斑块的总数。
面积加权平均斑块面积 Area-weighted mean patch area (AREA_AM)	A 等于某一类型斑块面积的面积加权平均值; B 等于景观中所有斑块面积的面积加权平均值。面积加权是某一斑块的某一指数值与它所占该斑块类型面积(或景观中所有斑块面积)比重的乘积,然后再求和。
最大斑块指数 Largest patch index (LPI)	A 等于某一类型斑块中最大斑块的面积占整个景观面积的百分比; B 等于景观中最大斑块的面积占整个景观面积的百分比。
斑块密度 Patch density (PD)	A 等于某一类型斑块的数目除以景观总面积; B 等于景观中所有斑块的总数除以景观总面积。
边界密度 Edge density (ED)	A 等于某一类型斑块的边界总长度除以景观总面积; B 等于景观的边界总长度除以景观总面积。
平均斑块分维数 Mean patch fractal dimension (FRAC_MN)	A 等于某一类型斑块分维数的平均值; B 等于景观中所有斑块分维数的平均值。分维数是度量斑块形状的复杂程度,取值范围为 [1, 2], 周长非常简单的形状(如正方形),其值接近 1; 周长迂回曲折的形状,其值接近 2。
面积加权平均斑块分维数 Area-weighted mean patch fractal dimension (FRAC_AM)	A 等于某一类型斑块分维数的面积加权平均值; B 等于景观中所有斑块分维数的面积加权平均值。
平均周长面积比 Mean perimeter-area ratio (PARA_MN)	A 等于某一类型斑块周长面积比的平均值; B 等于景观中所有斑块周长面积比的平均值。周长面积比是斑块周长与面积的比值。
面积加权平均周长面积比 Area-weighted mean perimeter-area ratio (PARA_AM)	A 等于某一类型斑块周长面积比的面积加权平均值; B 等于景观中所有斑块周长面积比的面积加权平均值。
平均邻近指数 Mean contiguity (CONTIG_MN)	A 等于某一类型斑块邻近指数的平均值; B 等于景观中所有斑块邻近指数的平均值。邻近指数是用来评估斑块内栅格的空间连接性或邻近性,取值范围为 [0, 1], 值越接近于 1 邻近度越高,只有一个像元的斑块其值为 0。
面积加权平均邻近指数 Area-weighted mean contiguity (CONTIG_AM)	A 等于某一类型斑块邻近指数的面积加权平均值; B 等于景观中所有斑块邻近指数的面积加权平均值。
平均几何最邻近距离 Mean Euclidean nearest neighbor distance (ENN_MN)	A 等于某一类型斑块几何最邻近距离的平均值; B 等于景观中所有斑块几何最邻近距离的平均值。几何最邻近距离是某一斑块到它最近的同类型斑块之间的距离。

表 1 续 Table 1 continued

景观格局指数 Landscape pattern metrics	描述 Description
面积加权平均几何最邻近距离 Euclidean nearest neighbor distance ( ENN_AM)	A 等于某一类型斑块几何最邻近距离的面积加权平均值; B 等于景观中所有斑块几何最邻近距离的面积加权平均值。
聚集度指数 Aggregation index ( AI)	A 等于某一斑块类型像元之间的节点数除以最大节点数,再乘以 100; B 等于各斑块类型聚集度指数与其面积比重乘积的总和。取值范围为 $0 \leq AI \leq 100$ , 同类型斑块最大程度的离散分布时,其值为 0; 同类型斑块聚集成一个单独的、紧凑的斑块时,其值为 100。
斑块丰富度密度 Patch richness density ( PRD)	景观中斑块类型数除以景观总面积。
香农多样性指数 Shannon's diversity index ( SHDI)	景观中各斑块类型的面积比重与其自然对数乘积的总和,再取相反数。景观中只有一个斑块时,其值为 0。

### 1.5 数据处理

使用 R 3.2.5 软件计算各样点县农田景观、非作物生境景观和县域景观 3 个方面的景观格局指数与天敌瓢虫种群数量的 Pearson 相关系数及其显著性检验。利用 R 3.2.5 软件的 `glm.nb()` 函数建立各类型景观格局指数与天敌瓢虫种群数量之间的负二项分布的广义线性模型,根据赤池信息准则 (adjusted Akaike's information criterion, AICc) 评估各模型的优劣并进行模型选择,分析区域农田景观因子对瓢虫种群数量的影响。通常 AICc 值最小的模型为最优模型, AICc 值越小模型越优。

## 2 结果

### 2.1 区域农田景观格局的特征

22 个样点县的区域农田景观由耕地、园地、林

地、草地、城镇、水体、湿地、其他用地组成。其中,耕地与园地构成了农田生态系统景观,林地、草地、水体和湿地构成了非作物生境景观。22 个样点县景观格局的总体特征见表 2,不同的样点县具有不同的景观格局,耕地是主要的组成景观,所占比例 (percentage of landscape, PLAND) 的平均值为 65.34%,标准差为 10.47%;非作物景观 PLAND 的平均值为 16.37%,标准差为 11.14%。由于只有 2 个样点县具有湿地且所占县域总面积的比例很小,因此未在表 2 中列出。

### 2.2 瓢虫种群发生量

通过对山东省 22 个县域的各样点天敌瓢虫种群数量的调查,瓢虫种群数量的最小值为 0.02 头/ $m^2$ ,最大值为 7.75 头/ $m^2$ ,平均值为 1.43 头/ $m^2$ ,有一半县域的瓢虫数量值低于 1 头/ $m^2$ (图 1)。瓢虫种群的发生量呈区域性分布,有的县域之间差异很大。

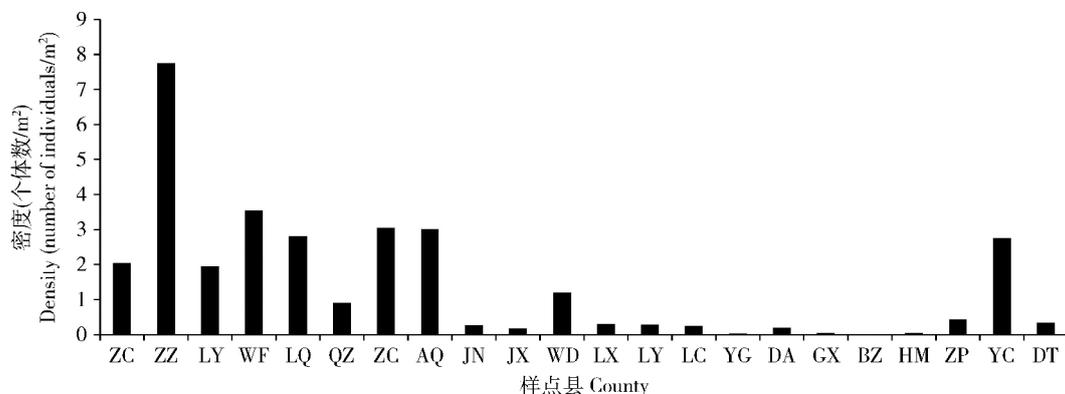


图 1 山东省各样点县的瓢虫种群密度

Fig. 1 Density of ladybeetles in each sampling county in Shandong province

ZC: 淄川 Zichuan; ZZ: 枣庄 Zaozhuang; LY: 莱阳 Laiyang; WF: 潍坊 Weifang; LQ: 临朐 Linqu; QZ: 青州 Qingzhou; ZC: 诸城 Zhucheng; AQ: 安丘 Anqiu; JN: 金乡 Jinxiang; JX: 嘉祥 Jiexiang; WD: 文登 Wendeng; LX: 陵县 Lingxian; LY: 临邑 Linyi; LC: 聊城 Liaocheng; YG: 阳谷 Yanggu; DA: 东阿 Donge; GX: 冠县 Guanxian; BZ: 滨州 Binzhou; HM: 惠民 Huimin; ZP: 邹平 Zouping; YC: 郓城 Yuncheng; DT: 定陶 Dingtao.

表 2 样点县各景观类型的景观格局指数  
Table 2 Mean values of landscape pattern metrics of landscape types in the sampling counties

景观格局指数 Landscape pattern metrics	耕地景观 Farmland	园地景观 Orchard	林地景观 Forest	草地景观 Grassland	水体景观 Water	非作物生境景观 Non-crop habitat	县域景观 County
PLAND (%)	65.34 ± 10.47	0.56 ± 0.57	10.66 ± 7.49	2.75 ± 4.55	3.29 ± 4.45	16.37 ± 11.14	
AREA_MN (hm <sup>2</sup> )	219.72 ± 129.22	113.28 ± 121.60	30.63 ± 19.95	10.41 ± 9.28	27.44 ± 40.09	39.11 ± 28.06	57.27 ± 18.02
AREA_AM (hm <sup>2</sup> )	40 282.01 ± 29 700.98	344.62 ± 337.70	1 354.15 ± 3 040.72	86.24 ± 155.95	1 240.70 ± 3 257.49	5 454.67 ± 10 869.74	28 821.41 ± 20 746.72
LPI (%)	38.51 ± 17.60	0.35 ± 0.37	2.20 ± 4.02	0.22 ± 0.38	1.59 ± 4.02	6.38 ± 9.65	38.83 ± 17.10
PD (number/100 hm <sup>2</sup> )	0.41 ± 0.22	0.01 ± 0.00	0.38 ± 0.19	0.21 ± 0.30	0.15 ± 0.08	0.46 ± 0.18	1.93 ± 0.63
ED (m/hm <sup>2</sup> )	35.42 ± 6.14	0.48 ± 0.46	16.15 ± 7.74	5.99 ± 9.38	4.35 ± 1.98	21.38 ± 8.41	42.85 ± 9.98
FRAC_MN	1.07 ± 0.01	1.10 ± 0.02	1.12 ± 0.01	1.10 ± 0.01	1.10 ± 0.01	1.11 ± 0.01	1.09 ± 0.01
FRAC_AM	1.30 ± 0.03	1.15 ± 0.04	1.18 ± 0.03	1.15 ± 0.04	1.20 ± 0.03	1.22 ± 0.04	1.26 ± 0.02
PARA_MN	653.16 ± 91.28	409.59 ± 194.83	352.75 ± 36.31	446.78 ± 129.73	529.45 ± 100.75	389.75 ± 37.91	412.33 ± 47.37
PARA_AM	59.24 ± 20.20	110.85 ± 44.04	179.02 ± 61.64	279.40 ± 84.12	217.58 ± 90.48	166.40 ± 63.13	88.11 ± 20.00
CONTIG_MN	0.47 ± 0.07	0.67 ± 0.15	0.70 ± 0.03	0.62 ± 0.11	0.56 ± 0.08	0.67 ± 0.03	0.66 ± 0.04
CONTIG_AM	0.95 ± 0.02	0.90 ± 0.04	0.85 ± 0.05	0.76 ± 0.07	0.81 ± 0.08	0.86 ± 0.05	0.92 ± 0.02
ENN_MN (m)	99.95 ± 13.55	3 479.44 ± 5 092.06	295.48 ± 95.14	1 109.91 ± 2 505.03	556.16 ± 302.72	244.50 ± 65.36	241.62 ± 39.85
ENN_AM (m)	61.87 ± 2.09	2 716.60 ± 7 075.60	256.52 ± 160.37	1 052.39 ± 2 765.11	369.95 ± 248.90	142.57 ± 57.80	105.38 ± 23.61
AI (%)	95.66 ± 1.50	93.21 ± 2.83	86.85 ± 4.56	82.15 ± 6.48	84.22 ± 6.67	87.74 ± 4.68	93.54 ± 1.49
PRD (number/100 hm <sup>2</sup> )							0.01 ± 0.00
SHDI							0.98 ± 0.20

表中数值为平均值 ± 标准差。各景观指数同表 1。Data in the table are mean ± SD. The landscape metrics is the same as in Table 1.

### 2.3 农田景观、区域景观与瓢虫发生量的相关性

农田由耕地与园地构成。以县域为空间尺度,分析了县域范围内耕地与园地的景观格局、整个县域范围的景观格局与瓢虫种群数量的相关性。耕地的边界密度(ED)与瓢虫的种群数量显著正相关( $R=0.42, P=0.05$ ) (表3)。园地的景观格局与瓢虫的种群数量没有显著的相关性(表3)。县域的

斑块密度(PD) ( $R=0.437, P=0.042$ )、边界密度(ED) ( $R=0.422, P=0.05$ )、面积加权平均周长面积比(PARA\_AM) ( $R=0.426, P=0.048$ )、斑块丰富度密度(PRD) ( $R=0.472, P=0.026$ )、香农多样性指数(SHDI) ( $R=0.446, P=0.037$ )与瓢虫的种群数量显著正相关(表3)。可见县域的景观格局与瓢虫种群数量的相关性强于耕地与园地。

表3 农田、区域景观格局与瓢虫种群数量的相关性

Table 3 Correlation between the landscape patterns of croplands and counties and ladybeetle abundance

景观格局指数 Landscape pattern metrics	耕地景观 Farmland landscape		园地景观 Orchard landscape		县域景观 County landscape	
	R	P	R	P	R	P
PLAND	-0.375	0.085	-0.238	0.456		
AREA_MN	-0.203	0.366	-0.056	0.862	-0.256	0.250
AREA_AM	-0.044	0.847	-0.117	0.718	-0.049	0.827
LPI	-0.291	0.189	-0.156	0.629	-0.293	0.185
PD	0.363	0.097	-0.091	0.779	0.437	0.042*
ED	0.420	0.050*	-0.138	0.670	0.422	0.050*
FRAC_MN	0.061	0.787	-0.003	0.993	0.251	0.259
FRAC_AM	0.146	0.516	-0.149	0.644	0.107	0.634
PARA_MN	-0.129	0.568	-0.261	0.413	0.260	0.242
PARA_AM	0.420	0.052	0.230	0.471	0.426	0.048*
CONTIG_MN	0.154	0.494	0.252	0.430	-0.260	0.243
CONTIG_AM	-0.414	0.055	-0.228	0.475	-0.416	0.054
ENN_MN	0.353	0.107	0.028	0.931	-0.084	0.710
ENN_AM	0.259	0.245	0.007	0.983	-0.022	0.922
AI	-0.418	0.053	-0.236	0.461	-0.422	0.051
PRD					0.472	0.026*
SHDI					0.446	0.037*

各景观格局指数同表1。The landscape pattern metrics is the same as in Table 1. \*  $P < 0.05$ .

### 2.4 非作物生境景观与瓢虫发生量的相关性

以县域为空间尺度,分析了县域范围内作为非作物生境的林地、草地、水体的景观格局,以及非作物生境整体的景观格局与瓢虫种群数量的相关性。由于只有2个样点县有湿地,并且所占县域总面积的比例很小,因此没有单独分析作为非作物生境的湿地对瓢虫种群发生量的影响。草地的平均斑块面积(AREA\_MN) ( $R=0.706, P=0.001$ )、最大斑块指数(LPI) ( $R=0.598, P=0.007$ )、面积加权平均斑块分维数(FRAC\_AM) ( $R=0.568, P=0.011$ )与瓢虫的种群数量显著正相关(表4)。非作物生境整体的平均几何最邻近距离(ENN\_MN) ( $R=-0.423, P=0.05$ )、面积加权平均几何最邻近距离(ENN\_AM) ( $R=-0.506, P=0.016$ )与瓢虫的种群数量显著负相关(表4)。林地与水体的景观格局与瓢虫的种群数量没有显著的相关性(表4)。可见

草地的景观格局与瓢虫发生量的相关性最强。

### 2.5 景观格局对瓢虫种群的影响

通过相关系数分析,耕地的ED( $X_1$ ),草地的AREA\_MN( $X_2$ ), LPI( $X_3$ )和FRAC\_AM( $X_4$ ),非作物生境的ENN\_MN( $X_5$ )和ENN\_AM( $X_6$ ),县域的PD( $X_7$ ), ED( $X_8$ ), PARA\_AM( $X_9$ ), PRD( $X_{10}$ )和SHDI( $X_{11}$ ),与瓢虫种群数量显著相关。使用这11个景观指数与瓢虫种群的数量建立负二项分布的广义线性模型,相对最优的10个模型见表5。其中,只包含景观变量草地的AREA\_MN和非作物生境的ENN\_AM的模型,AIC<sub>c</sub>值最小,也即为最优模型( $Y=1.178+0.0410X_2-0.0107X_6$ )。该模型的权重 $W_i$ 为21%,对瓢虫的种群数量拟合最好,能更好地预测瓢虫种群的发生量。瓢虫种群的数量与草地的AREA\_MN呈显著正相关关系( $P < 0.01$ ),与非作物生境的ENN\_AM呈显著负相关关系( $P < 0.05$ ),

表 4 非作物生境景观格局与瓢虫种群数量的相关性

Table 4 Correlation between the landscape patterns of non-crop habitats and ladybeetle abundance

景观格局指数 Landscape pattern metrics	林地景观 Forest landscape		草地景观 Grassland landscape		水体景观 Water landscape		非作物生境景观 Non-crop habitat landscape	
	<i>R</i>	<i>P</i>	<i>R</i>	<i>P</i>	<i>R</i>	<i>P</i>	<i>R</i>	<i>P</i>
	PLAND	0.188	0.403	0.373	0.116	0.218	0.329	0.378
AREA_MN	0.034	0.882	0.706	0.001**	0.202	0.366	0.246	0.269
AREA_AM	0.026	0.910	0.441	0.059	0.251	0.261	0.216	0.334
LPI	0.064	0.778	0.598	0.007**	0.241	0.280	0.247	0.267
PD	0.295	0.183	0.227	0.350	0.213	0.342	0.399	0.066
ED	0.242	0.279	0.292	0.224	-0.030	0.894	0.387	0.075
FRAC_MN	-0.200	0.373	0.069	0.778	-0.330	0.134	-0.217	0.331
FRAC_AM	0.145	0.520	0.568	0.011*	-0.340	0.121	0.071	0.753
PARA_MN	0.194	0.388	0.132	0.589	-0.394	0.070	0.012	0.958
PARA_AM	-0.122	0.589	-0.349	0.143	-0.117	0.604	-0.292	0.187
CONTIG_MN	-0.160	0.476	-0.108	0.659	0.381	0.081	-0.014	0.951
CONTIG_AM	0.132	0.557	0.343	0.150	0.120	0.596	0.301	0.173
ENN_MN	-0.360	0.100	-0.237	0.360	0.259	0.244	-0.423	0.050*
ENN_AM	-0.179	0.424	-0.233	0.368	-0.035	0.879	-0.506	0.016*
AI	0.121	0.593	0.085	0.729	0.120	0.595	0.291	0.189

各景观格局指数同表 1。The landscape pattern metrics is the same as in Table 1. \*  $P < 0.05$ ; \*\*  $P < 0.01$ .

表 5 瓢虫种群发生量模型选择

Table 5 Model selection statistics for ladybeetle abundance

模型 Model	$R^2$	adj $R^2$	<i>df</i>	logLik	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC	W <sub>i</sub>
1. 178 + 0.0410 $X_2$ ** - 0.0107 $X_6$ *	0.52	0.54	4	-25.97	62.8	0.00	0.21
- 19.95 + 16.79 $X_4$ ** + 156.7 $X_{10}$ **	0.50	0.52	4	-26.30	63.5	0.66	0.15
3.248 + 0.0602 $X_2$ ** - 0.0187 $X_9$ - 0.0157 $X_6$ **	0.57	0.59	5	-24.83	64.3	1.48	0.10
3.173 + 0.0596 $X_2$ ** - 0.0368 $X_8$ - 0.0156 $X_6$ **	0.57	0.59	5	-24.85	64.3	1.51	0.10
- 12.36 + 0.0371 $X_2$ * + 10.63 $X_4$ *	0.48	0.49	4	-26.77	64.4	1.60	0.09
3.335 + 0.0630 $X_2$ ** - 0.0567 $X_1$ - 0.0137 $X_6$ **	0.57	0.59	5	-24.96	64.5	1.73	0.09
2.663 + 0.0580 $X_2$ ** - 0.552 $X_7$ - 0.0155 $X_6$ *	0.56	0.58	5	-25.03	64.7	1.87	0.08
- 19.71 + 17.4 $X_4$ **	0.35	0.37	3	-28.76	65.1	2.31	0.07
- 0.2195 + 0.052 $X_2$ **	0.35	0.36	3	-28.86	65.3	2.52	0.06
- 1.918 + 0.0464 $X_2$ ** + 1.695 $X_{11}$	0.45	0.46	4	-27.25	65.4	2.57	0.06

adj $R^2$ : 校正  $R^2$  Adjusted  $R^2$ ; *df*: 自由度 Degree of freedom; logLik: 对数极大似然值 log-likelihood values; ΔAIC: 每个模型的 AIC<sub>c</sub> 值与最小 AIC<sub>c</sub> 值相减 AICc difference between each model and the highest ranked model; W<sub>i</sub>: Akaike 权重 Akaike weights. 表中只列出了 AIC<sub>c</sub> 值相对最小的 10 个模型, 其中, 字体加粗的模型是 AIC<sub>c</sub> 值最小即最优模型。星号表示景观变量在 0.05 水平上显著相关, 双星号表示景观变量在 0.01 水平上显著相关。Only the top ten models with the lowest AICc values are included and those in bold type indicate the best overall model. Significance of landscape variables: \*  $P < 0.05$ ; \*\*  $P < 0.01$ .

草地平均斑块面积的增大与非作物生境的聚集, 有利于麦田天敌瓢虫种群的发生。通常认为 ΔAIC 小于 2 的模型为有竞争力的模型。从其他竞争模型可看出, 草地的斑块面积是影响瓢虫种群的重要景观因子。瓢虫种群的数量与草地的 FRAC\_AM、县域的 PRD 呈显著正相关关系 ( $P < 0.01$ ), 草地斑块的复杂形状与区域斑块类型的多样有利于麦田天敌瓢虫种群的发生。耕地的 ED 和县域的 PARA\_AM,

ED, PD 和 SHDI 在模型中与瓢虫种群数量不显著相关。

### 3 讨论

本研究发现区域景观的斑块丰富度密度 (PRD) 值越大, 即单位面积上的斑块类型越多样, 越有利于麦田中瓢虫种群数量的增加。Dong 等

(2015) 的研究也发现景观多样性有利于瓢虫种群的发生。区域农田景观的多样化可能为瓢虫提供了更多的选择去向, 有利于瓢虫种群的增长。平均斑块面积( AREA\_MN) 描述斑块面积的平均大小, 可不同程度地反映景观的破碎化, AREA\_MN 值越小越破碎化。生境的破碎化会影响天敌瓢虫的搜寻行为和聚集行为, 从而影响天敌瓢虫捕获食物的能力( 欧阳芳和戈峰, 2011; 赵紫华等, 2011)。从瓢虫发生量的竞争模型可知, 草地的 AREA\_MN 值越大, 即连片草地的平均面积越大, 越有利于麦田中瓢虫种群数量的增加。草地斑块面积的增大会为瓢虫的捕食、栖息和生长繁殖提供更大的场所。面积加权平均几何最邻近距离( ENN\_AM) 描述斑块的聚集程度, 面积加权平均斑块分维数( FRAC\_AM) 描述斑块的空间形状复杂性。从瓢虫发生量的竞争模型可知, 非作物生境的 ENN\_AM 值越小, 即非作物生境斑块相对越集中, 越有利于麦田中瓢虫种群数量的增加。这可能是由于非作物生境斑块的聚集, 使斑块间距离减小, 便于天敌瓢虫在各种生境间迁移捕食和栖息。草地的 FRAC\_AM 值越大, 即草地斑块的形状越复杂, 越有利于麦田中瓢虫种群数量的增加。这可能是由于草地斑块的形状越复杂, 斑块的边界线越曲折, 草地与麦田及其他生境间的交界面越长, 越利于瓢虫在麦田与草地斑块之间的转移扩散。

瓢虫是农田中重要的捕食性天敌, 其主要种类如龟纹瓢虫、异色瓢虫等天敌瓢虫都属于广谱性天敌类群, 可以捕食蚜虫、叶蝉和飞虱等害虫。在农田景观系统中, 瓢虫会在多种不同的生境中迁移运动, 以寻找食物或者栖息地、庇护所、越冬地( Schellhorn *et al.*, 2014)。

草地是维持大量天敌瓢虫种群的重要组成部分( 赵紫华等, 2012), 已有研究表明, 瓢虫往往倾向于在杂草、落叶下、林地或建筑物内等地方越冬( Wang *et al.*, 2011), 杂草可以为瓢虫提供蚜虫等猎物以及花粉、花蜜等备选食物来源( Honěk *et al.*, 2007; Villegas *et al.*, 2013)。在山东小麦收割后瓢虫迁移扩散到麦田附近的草丛里栖息取食, 下一茬的玉米种植后又迁移到玉米地, 等玉米收割后, 瓢虫可能会留在草丛里过冬。草地是瓢虫的重要栖息场所, 本研究结果同样表明, 草地的斑块面积与斑块形状是影响天敌瓢虫种群发生的重要景观因子。草地斑块面积的增大与形状的复杂度增加, 为瓢虫种群的生长繁殖和在麦田和草地之间的来回迁移扩散提供了

更大的场所和便利, 从而增加了瓢虫种群的数量。多样化的农田景观能够为瓢虫提供更多的食物来源与栖息地, 从而有利于瓢虫种群的繁衍和扩大( Gardiner *et al.*, 2009)。非作物生境是天敌瓢虫的种群资源库( 赵紫华等, 2012), 瓢虫在多数情况下不会远距离迁移扩散来寻找食物和栖息( Schaefer *et al.*, 1987)。本研究结果也表明, 非作物生境斑块的聚集程度与区域农田景观的多样性也是影响天敌瓢虫种群发生的重要景观因子。非作物生境的聚集以及景观的多样性有利于瓢虫迁移到不同的生境去捕食、栖息和越冬, 从而增加了瓢虫种群的数量。

本研究表明在县域景观上, 作为非作物生境的草地、非作物生境的空间分布及区域景观的多样性是影响麦田天敌瓢虫种群发生的重要景观因素。草地斑块面积的增大、非作物生境的聚集以及区域斑块类型的多样, 有利于天敌瓢虫种群数量的增加。天敌瓢虫发生量的竞争模型分析可知, 使用草地的平均斑块面积和非作物生境的面积加权平均几何最邻近距离可以预测瓢虫种群的发生量。草地是瓢虫等天敌昆虫重要的捕食、孕育与栖息场所, 今后在设计与规划农田景观格局时, 要充分考虑草地等非作物生境对麦田天敌瓢虫的影响, 保证麦田天敌瓢虫种群的繁殖与数量, 以最大限度的发挥天敌瓢虫的自然控害作用。

## 参考文献 (References)

- Bianchi FJJA, Booij CJH, Tschamtkke T, 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B*, 273(1595): 1715–1727.
- Caballero-López B, Bommarco R, Blanco-Moreno JM, Sans FX, Pujade-Villar J, Rundlöf M, Smith HG, 2012. Aphids and their natural enemies are differently affected by habitat features at local and landscape scales. *Biol. Control*, 63(2): 222–229.
- Dong ZK, Ouyang F, Lu F, Ge F, 2015. Shelterbelts in agricultural landscapes enhance ladybeetle abundance in spillover from cropland to adjacent habitats. *BioControl*, 60(3): 351–361.
- Evans EW, 2008. Multitrophic interactions among plants, aphids, alternate prey and shared natural enemies – a review. *Eur. J. Entomol.*, 105(3): 369–380.
- Gardiner M, Landis D, Gratton C, DiFonzo C, O'Neal M, Chacon J, Wayo M, Schmidt N, Mueller E, Heimpel G, 2009. Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecol. Appl.*, 19(1): 143–154.
- Ge F, 2001. The principles, methods and practices of regional ecological regulation and management of pests. *Entomol. Knowl.*, 38(5): 337–341. [戈峰, 2001. 害虫区域性生态调控的理论、方法及

- 实践. 昆虫知识, 38(5): 337–341]
- Ge F, Ouyang F, Zhao ZH, 2014. Ecological management of insects based on ecological services at a landscape scale. *Chin. J. Appl. Entomol.*, 51(3): 597–605. [戈峰, 欧阳芳, 赵紫华, 2014. 基于服务功能的昆虫生态调控理论. 应用昆虫学报, 51(3): 597–605]
- Honěk A, Martinková Z, Pekár S, 2007. Aggregation characteristics of three species of Coccinellidae (Coleoptera) at hibernation sites. *Eur. J. Entomol.*, 104(1): 51–56.
- Landis DA, Wratten SD, Gurr GM, 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annu. Rev. Entomol.*, 45(1): 175–201.
- Li JX, Li C, Zhu FG, Song CH, Wu JG, 2013. Spatiotemporal pattern of urbanization in Shanghai, China between 1989 and 2005. *Lands. Ecol.*, 28(8): 1545–1565.
- Ouyang F, Ge F, 2011. Effects of agricultural landscape patterns on insects. *Chin. J. Appl. Entomol.*, 48(5): 1177–1183. [欧阳芳, 戈峰, 2011. 农田景观格局变化对昆虫的生态学效应. 应用昆虫学报, 48(5): 1177–1183]
- Ouyang F, Men XY, Guan XM, Xiao YL, Ge F, 2016. Ecological effect of regional agricultural landscape pattern on wheat aphids and their natural enemies. *Sci. Sin. Vit.*, 46(1): 139–150. [欧阳芳, 门兴元, 关秀敏, 肖云丽, 戈峰, 2016. 区域性农田景观格局对麦蚜及其天敌种群的生态学效应. 中国科学: 生命科学, 46(1): 139–150]
- Ouyang ZY, Zhang L, Wu BF, Li XS, Xu WF, Xiao Y, Zheng H, 2015. An ecosystem classification system based on remote sensor information in China. *Acta Ecol. Sin.*, 35(2): 219–226. [欧阳志云, 张路, 吴炳方, 李晓松, 徐卫华, 肖燧, 郑华, 2015. 基于遥感技术的全国生态系统分类体系. 生态学报, 35(2): 219–226]
- Ramsden MW, Menéndez R, Leather SR, Wäckers F, 2015. Optimizing field margins for biocontrol services: the relative role of aphid abundance, annual floral resources, and overwinter habitat in enhancing aphid natural enemies. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 199(1): 94–104.
- Robinson RA, Sutherland WJ, 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.*, 39(1): 157–176.
- Roubos CR, Rodriguez-Saona C, Isaacs R, 2014. Mitigating the effects of insecticides on arthropod biological control at field and landscape scales. *Biol. Control*, 75(4): 28–38.
- Schaefer PW, Dysart RJ, Specht HB, 1987. North American distribution of *Coccinella septempunctata* (Coleoptera: Coccinellidae) and its mass appearance in coastal Delaware. *Environ. Entomol.*, 16(2): 368–373.
- Schellhorn NA, Bianchi FJJA, Hsu CL, 2014. Movement of entomophagous arthropods in agricultural landscapes: links to pest suppression. *Annu. Rev. Entomol.*, 59(1): 559–581.
- Schwarz N, 2010. Urban form revisited – selecting indicators for characterising European cities. *Landscape Urban Plan.*, 96(1): 29–47.
- Tylianakis JM, Didham RK, Wratten SD, 2004. Improved fitness of aphid parasitoids receiving resource subsidies. *Ecology*, 85(3): 658–666.
- Villegas CM, Verdugo JA, Grez AA, Tapia J, Lavandero B, 2013. Movement between crops and weeds: temporal refuges for aphidophagous insects in Central Chile. *Cienc. Investig. Agrar.*, 40(2): 317–326.
- Wang S, Michaud JP, Tan XL, Zhang F, Guo XJ, 2011. The aggregation behavior of *Harmonia axyridis* in its native range in Northeast China. *BioControl*, 56(2): 193–206.
- Wang XM, Chen XS, Qiu BL, Ren SX, 2014. Methods and technologies for collecting, surveying and sampling predatory ladybirds (Coleoptera: Coccinellidae). *Chin. J. Appl. Entomol.*, 51(5): 1362–1366. [王兴民, 陈晓胜, 邱宝利, 任顺祥, 2014. 捕食性瓢虫采集与调查取样技术. 应用昆虫学报, 51(5): 1362–1366]
- Wang XX, Ouyang F, Liu YF, 2013. Effects of farmland landscape patterns on the population dynamics of two lady beetles. *Chin. J. Appl. Entomol.*, 50(4): 903–911. [王秀秀, 欧阳芳, 刘雨芳, 2013. 瓢虫种群对棉花-玉米农田景观格局的响应. 应用昆虫学报, 50(4): 903–911]
- Yang L, Xu L, Liu B, Lu YH, 2016. Effects of landscape pattern on the occurrence of ladybeetles in wheat fields in northern China. *Chin. J. Appl. Entomol.*, 53(3): 612–620. [杨龙, 徐磊, 刘冰, 陆宴辉, 2016. 农田景观格局对华北地区麦田早期瓢虫种群发生的影响. 应用昆虫学报, 53(3): 612–620]
- You MS, Hou YM, Liu YF, Yang G, Li ZS, Cai HJ, 2004. Non-crop habitat manipulation and integrated pest management in agroecosystems. *Acta Entomol. Sin.*, 47(2): 260–268. [尤民生, 侯有明, 刘雨芳, 杨广, 李志胜, 蔡鸿娇, 2004. 农田非作物生境调控与害虫综合治理. 昆虫学报, 47(2): 260–268]
- Zhao ZH, He DH, Hang J, Shi Y, Zhao YS, Wang Y, 2011. Minimum amounts of suitable habitat for wheat aphid, parasitoid, and hyperparasitoid in facility-based agricultural landscapes. *Chin. J. Appl. Ecol.*, 22(1): 206–214. [赵紫华, 贺达汉, 杭佳, 石云, 赵映书, 王颖, 2011. 设施农业景观下破碎化麦田麦蚜及寄生蜂种群的最小适生面积. 应用生态学报, 22(1): 206–214]
- Zhao ZH, Ouyang F, He DH, 2012. Edge effects and spillover effects of natural enemies on different habitat interfaces of agricultural landscape. *Sci. Sin. Vit.*, 42(10): 825–840. [赵紫华, 欧阳芳, 贺达汉, 2012. 农业景观中不同生境界面麦蚜天敌的边缘效应与溢出效应. 中国科学: 生命科学, 42(10): 825–840]

(责任编辑: 赵利辉)