

# 苜蓿草地生境丧失与破碎化对昆虫物种 丧失与群落重建的影响

赵紫华<sup>1,2</sup> 王颖<sup>1</sup> 贺达汉<sup>1,2\*</sup> 张蓉<sup>3</sup> 朱猛蒙<sup>3</sup> 董风林<sup>4</sup>

1(宁夏大学农学院, 银川 750021)

2(宁夏大学西北退化生态系统恢复与重建国家重点实验室培育基地, 银川 750021)

3(宁夏农林科学院植物保护研究所, 银川 750002)

4(固原市农业技术推广服务中心, 宁夏固原 756000)

**摘要:** 生境破碎化包括生境丧失与破碎化两个相对独立的过程, 为探讨这两个过程各自对生物多样性的影响, 本文利用苜蓿草地实验模型系统(EMS)构建了36个小区研究不同生境丧失与破碎化对昆虫群落及不同类群的影响, 包括18个破碎化小区与18个连续小区, 破碎化小区全部采用1 m×1 m (H=1)破碎, 连续小区苜蓿连片(H=0), 生境丧失采用90%、80%、70%、50%、20%以及0%共6个梯度, 每个小区重复3次, 以0%生境丧失的小区为对照, 采用拍板法、巴氏罐诱集法与扫网法对苜蓿草地昆虫群落进行调查, 对38种昆虫划分为4个类群并进行分析。生境丧失与破碎化后, 两种处理的小区物种丧失及多样性变化没有明显的阈值效应, 但在同等生境丧失程度下的破碎化小区物种数高于连续小区, 生境丧失率为80%与90%的小区中个体数显著低于对照, 而且破碎化小区个体数低于连续小区, 昆虫多样性指数在不同处理的小区间差异不显著; 80%与90%生境丧失的小区内昆虫群落难以恢复, 物种数、个体数与多样性指数均显著低于对照, 破碎化小区昆虫群落恢复更为困难, 表现出明显的阈值效应; 苜蓿草地生境丧失与破碎化后低营养级类群(植食性昆虫)较高营养级类群(捕食性昆虫与寄生性昆虫)易于恢复, 生境丧失与破碎化两个变量对昆虫群落及不同的类群的分布都有显著性影响。这些研究结果为利用农业景观设计来加强害虫生物防治具有重要的意义。

**关键词:** 生境破碎化, 苜蓿草地, 昆虫多样性, 景观格局, 阈值

## Effects of habitat loss and fragmentation on species loss and colonization of insect communities in experimental alfalfa landscapes

Zihua Zhao<sup>1,2</sup>, Ying Wang<sup>1</sup>, Dahan He<sup>1,2\*</sup>, Rong Zhang<sup>3</sup>, Mengmeng Zhu<sup>3</sup>, Fenglin Dong<sup>4</sup>

1 School of Agriculture, Ningxia University, Yinchuan 750021

2 State Key Laboratory for Restoration and Reconstruction of Degraded Ecosystem in North-Western China, Ningxia University, Yinchuan 750021

3 Institute of Plant Protection, Ningxia Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Yinchuan 750002

4 Extension Service Centre for Agricultural Techniques, Guyuan, Ningxia 756000

**Abstract:** In agro-ecosystems, habitat loss and fragmentation may alter insect assemblages such as ladybug beetles and aphids, potentially affecting important ecological interactions. We used an experimental model system (EMS) with multiple micro-landscapes in which the habitat loss and habitat fragmentation impacts were distinguishable to test the following hypotheses: (1) Habitat removal results in short-term increases in population density in remaining habitat patches (crowding effect); (2) For the same total habitat area on a landscape, insect density will be higher in landscapes with more but smaller patches and more habitat edge than in less fragmented landscapes; (3) This positive effect of fragmentation on density is larger in landscapes with small inter-patch distances, and these last two effects on colonization should be reduced or disappear

over time following habitat removal. This EMS included 18 fragmented and 18 clumped experimental plots. Alfalfa was cut to 1 m×1 m patches in fragmented plots ( $H=1$ ) and retained the whole patches in continual plots ( $H=0$ ). Habitat loss was designed to 90%, 80%, 70%, 50%, 20% and 0% respectively. Every plot was 3 times replicated and 0% of habitat loss was CK. Net sweeping, barber traps and clapper boards were used to investigate insect species in experimental alfalfa landscapes. 38 species were divided into 4 groups and diversity and abundance of every group were calculated and the relationship between diversity and habitat loss was analyzed. In our EMS, there was little support for the threshold phenomenon or for general effects of habitat loss and fragmentation, although this conclusion needs to be tempered by the limited duration of the experiment. We observed no threshold in species loss after habitat fragmentation and habitat loss in experimental alfalfa landscapes. The species number in fragmented habitat was higher than that in continual habitat under the same degree of habitat loss. Insect abundance was lower in micro-landscapes with 80–90% habitat loss than in CK. As for species, individuals in fragmented habitat were higher than that in continual habitat under the same degree of habitat loss. Insect diversity did not differ among variously treated micro-landscapes. It appears that insect colonization is low in micro-landscapes with 80–90% habitat loss; species richness, abundance and diversity were all significantly lower than that in CK, especially in fragmented habitats. Herbivorous species appear to colonize more rapidly than predatory species after habitat fragmentation and loss in experimental alfalfa landscapes. Our results did not support our first, but provided some support for the other two hypotheses. We suggest that fragmentation decreased the rate of immigration to patches, resulting in lower population densities in more fragmented landscapes. These results could be used to guide spatial and temporal aspects of the design of agricultural systems in order to enhance natural predator populations in agricultural landscapes and suppress pest population to the greatest extent.

**Key words:** habitat loss, habitat fragmentation, grasslands, insect diversity, landscape structure, threshold

生境破碎化包括两个相对独立的生态过程,即生境丧失与破碎化。前者指整体生境面积的减少和部分生境的丧失(Fahrig, 1997, 2002; Collinge, 2000),后者是指连续的大生境被分割成多块相对不连续的小斑块生境,而生境整体面积没有明显减少(Fahrig, 2002)。生境破碎化与丧失过程常常同时存在,很多的文献通常把这两个过程的影响混淆不清(Hassell *et al.*, 1991; Collinge, 2000; Parker & Nally, 2001),也有极少学者将它们的影响分开研究(Fahrig, 2002)。一般认为生境破碎化对生物多样性的负效应主要是生境丧失引起的,而单纯的生境破碎化对生物多样性几乎没有影响,甚至对物种的丰富度和种群有正效应(Collinge, 2000; Grez *et al.*, 2004, 2007)。生境丧失对生物多样性的负效应主要是由于景观中残留生境减少,个体相互影响趋于分散,小的亚种群面临更大的灭绝风险,种群的基因流与进化过程被打断(Collinge, 2000)所致。生境丧失还通过影响微环境以及植物斑块的排列,导致残留生境的空间格局发生变化而对物种丰富度产生负效应(Kruess & Tschamtkke, 1994; Kruess, 2003; Grez *et al.*, 2004)。通常处于高营养级的类群更容易

受生境丧失和破碎化的影响,例如捕食性昆虫和寄生性昆虫,而处于低营养级的植食性昆虫受影响相对较小(Andrén, 1999; With *et al.*, 2002; Tschamtkke *et al.*, 2002)。这是由于生境破碎化能够干扰捕食性昆虫对猎物的搜索行为和聚集效应(Thies & Tschamtkke, 1999; 赵紫华等, 2010, 2011)。

已有研究表明,生境丧失对昆虫群落的影响存在一个面积阈值效应,当生境丧失率超过70–90%时,昆虫群落会发生剧烈的改变,而不能维持稳定性(Roland & Taylor, 1997; Fahrig, 2002)。但生境破碎化对昆虫群落的多样性存在微弱的正效应(Collinge, 2000; Fahrig, 2002),而整体上研究生境丧失与破碎化两种环境因子对昆虫群落及多样性的影响还不多(Yamaura *et al.*, 2006)。为此,我们结合前人的工作,提出了以下几个假说:(1)生境丧失和破碎化在影响昆虫的物种分布与丰富度中存在一个面积阈值效应,当生境丧失超过这个阈值时,昆虫的种类与丰富度急剧下降,尤其是处于高营养层的捕食性天敌与寄生性昆虫,更容易趋于丧失;(2)生境丧失与破碎化影响昆虫群落的恢复与重建,尤其在高度的生境丧失与破碎化的条件下,昆虫群

落结构改变, 而且恢复与重建较为困难; (3)生境丧失对昆虫群落一般存在负效应, 生境破碎化对某些类群存在一定的正效应。

### 1 材料与方法

#### 1.1 研究区域概况

研究区域位于宁夏固原市原州区头营镇桃庄村, 属典型的西北冷凉高海拔地区(36°11'56" N, 106°08'26" E, 1,627 m), 年日照时数2,518-3,100 h, 年均气温4-8℃。≥10℃的有效积温2,260℃, 无霜期138.5 d, 年降水量350-650 mm, 土壤属黑垆土和灰褐土, 是人工苜蓿的优质产区。

#### 1.2 斑块布局

选取一块7,000 m<sup>2</sup>的苜蓿草地, 以人工刈割的方式, 把苜蓿草地分割成10 m×10 m的试验小区, 每小区再划分为100个1 m×1 m的小格, 小区以外的苜蓿全部刈割。生境破碎化程度分为2个处理: 破碎小区(H=1), 连续小区(H=0); 不同处理下生境丧失程度分为6级: 90%、80%、70%、50%、20%、0%; 每个处理3个重复, 共计36个小区, 所有小区间隔

5 m, 间隔的区域为隔离区。破碎化小区(H=1)用随机数法在100方格选割方格中苜蓿, 形成不同覆盖度的斑块, 再割去隔离区的苜蓿; 连续小区(H=0)直接刈割苜蓿(图1), 苜蓿保留区一直保持, 刈割区保持苜蓿高度在3 cm以下, 为抑制苜蓿生长, 试验期间共刈割4次, 2010年7月1日进行试验斑块布局, 第一次刈割, 2010年7月10日、20日与30日分别进行第二次、第三次及第四次刈割。

#### 1.3 昆虫调查

采用拍板法、巴氏罐法和网捕法对苜蓿草地昆虫群落进行调查(于晓东等, 2003; Grez *et al.*, 2008):

**拍板法:** 每小区随机选10个样点, 用白色塑料板(30 cm×30 cm)置于地表, 随机选取20个苜蓿枝条轻轻拍打, 统计落至板上的蚜虫与蓟马等微体昆虫的种类与数量。

**巴氏罐法:** 调查地表甲虫。用一次性塑料水杯(高9 cm, 上口直径7.5 cm, 下口直径4 cm)作为巴氏罐诱法容器, 每小区设10杯, 间隔1.5 m以上。引诱剂为醋、糖、医用酒精和水混合液, 质量比为2: 1: 1: 20, 每杯放引诱剂40-60 mL。每隔5 d收集一次,

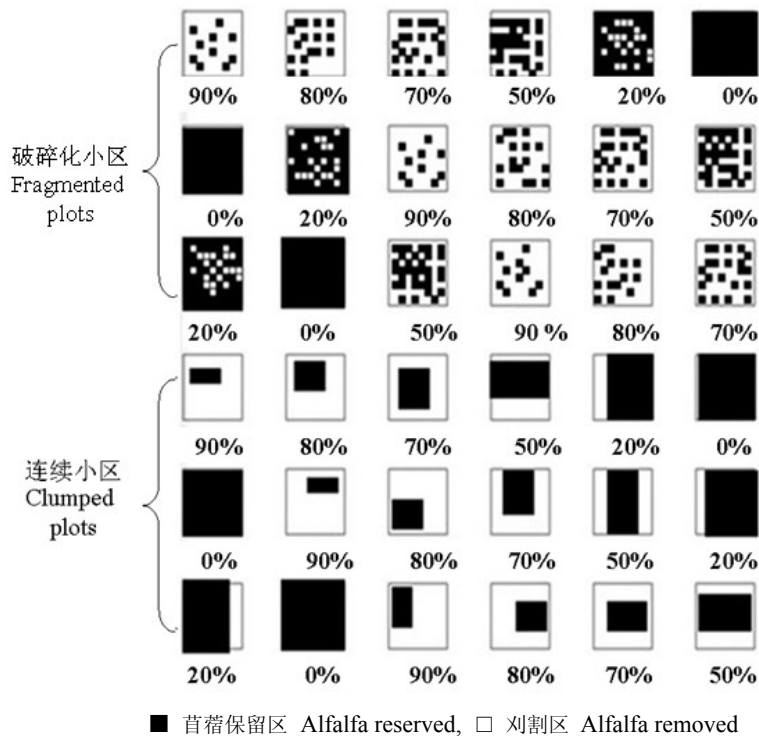


图1 试验区苜蓿草地斑块格局设计  
Fig. 1 Patch structure and pattern in experimental alfalfa landscapes

并更换诱液。罐内动物带回实验室鉴定到种,统计数量。

**网捕法:** 调查半翅目、双翅目与膜翅目昆虫。每小区扫网10复网/m<sup>2</sup>, 生境丧失的处理小区: 90%生境丧失的小区苜蓿保留区面积为10 m<sup>2</sup>, 扫网100复网, 20%生境丧失的小区苜蓿保留区面积为80 m<sup>2</sup>, 扫网 800复网, 保留区每10 m<sup>2</sup>扫网, 按此比例计算各处理小区扫网数, 力求每个小区平均面积上的扫网次数一致。鉴定昆虫种类并统计数量。

7月11日(10 d后)埋罐, 7月17日(16 d后)进行拍板和扫网调查, 采集标本鉴定到种。7月20日以吡虫啉对整个小区进行常规喷雾以最大程度降低整个小区的昆虫种群, 8月9日(20 d后)再次埋罐, 8月15日(26 d后)进行拍板和扫网调查, 获得数据用于分析昆虫群落不同斑块格局下的恢复情况。7月20日以前为处理期, 以后为恢复期。试验采集的昆虫标本全部带回实验室, 制作标本并进行鉴定(严林和梅洁人, 1996; 杨彩霞等, 2002; 张蓉等, 2003; 张新瑞等, 2007)。

#### 1.4 数据处理

采用Shannon-Wiener多样性指数分析群落物种多样性。公式 $H' = -\sum(P_i/\ln P_i)$ , 式中 $H'$ 为多样性指数,  $P_i$ 为属于第*i*种的个体比例。

采用成对t检验比较破碎化小区与连续小区昆虫多样性的差异, 并进行Tukey显著性检验。

两因素五水平的方差分析(ANOVA): 将生境破碎化程度与生境丧失程度作为两个处理因素, 生境丧失程度有5个水平(90%、80%、70%、50%、20%), 分别计算生境破碎化和生境丧失对昆虫群落及不同类群多样性指数的影响以及二者间的交互作用。本文采用的显著性没有注明的情况下均为0.05。

采用逐步回归分析生境丧失与不同昆虫类群多样性指数间的关系。

以上数据处理分析及作图采用Microsoft Office Excel, CANOCO 4.5, SAS 8.2(Statistics Analysis System 8.2, SAS Institute Inc.)与DPS 7.05数据处理系统进行。

## 2 结果

### 2.1 处理期与恢复期昆虫群落的组成

采用3种调查方法在36个小区共获得昆虫45种; 喷洒吡虫啉后获得昆虫47种。本文中弃除个体数量

<5头的9种, 用于数据分析、多样性计算及回归分析的物种38种(附录I)。

### 2.2 处理期昆虫群落的组成

在破碎化的生境中, 除20%生境丧失的小区物种数比对照生境少1种外, 其他生境丧失梯度小区物种数基本都大于或等于对照(图2)。连续的生境中, 除70%生境丧失的小区物种数高于对照外, 其他处理小区物种数均小于对照。相同生境丧失程度的处理中破碎化小区中物种数普遍高于连续小区。

破碎化的生境中, 仅有70%与50%生境丧失的小区个体数高于对照。连续的生境中, 除90%生境丧失小区个体数低于对照外, 其他均高于对照(图2)。相同生境丧失程度的情况下, 50%生境丧失的破碎化生境个体数远远大于50%连续生境中的个体数, 70%生境丧失的破碎化与连续生境的个体数差异不显著, 20%、80%与90%生境丧失的破碎化生境中的个体数小于连续生境个体数。

苜蓿草地斑块格局处理后, 不同种类的昆虫分布产生了较大的变化(附录I)。在分析的38种昆虫中, 生境破碎化对苜蓿斑蚜(*Therioaphis trifolii*)、大青叶蝉(*Cicadella viridis*)、豌豆蚜(*Aphis craccivora*)、苜蓿象甲(*Hypera postica*)及黑翅雏蝗(*Chorthippus aethalinus*)等13种昆虫的分布影响极显著; 对苜蓿夜蛾(*Heliothis dipsacea*)、白纹雏蝗(*Chorthippus albonemus*)、多异瓢虫(*Hippodamia variegata*)及中华草蛉(*Chrysopa sinica*)等6种昆虫的分布影响显著, 对其余19种昆虫的分布影响不显著。生境丧失对苜蓿斑蚜、大青叶蝉、苜蓿夜蛾、苜蓿盲蝽(*Adelphocoris lineolatus*)及苜蓿象甲等15种昆虫的分布影响极显著; 对苜蓿蓟马(*Thysanoptera sp.*)、狭翅雏蝗(*Chorthippus dubius*)、龟纹瓢虫(*Propylea japonica*)及中华草蛉等8种昆虫的分布影响显著; 对其余15种昆虫的分布影响不显著。生境丧失与破碎化的交互作用对苜蓿斑蚜、苜蓿蓟马、大青叶蝉及苜蓿盲蝽等31种昆虫的分布影响极显著; 对苜蓿夜蛾、大垫尖翅蝗(*Epacromius coerulipes*)与舞毒蛾黑瘤姬蜂(*Coccygomimus disparis*)3种昆虫的分布影响显著; 仅对5种昆虫的分布无显著影响。

### 2.3 恢复期不同小区昆虫群落的组成

苜蓿草地景观生境丧失与破碎化以后, 不同苜蓿景观格局下昆虫的恢复过程不十分一致(图3)。在破碎化和连续的小区中, 生境丧失程度较高的小

区内物种恢复的能力较差。整体来看, 破碎化小区中物种的恢复情况较连续的小区差, 80%、70%与 20%生境丧失的破碎化小区内物种恢复更为困难, 90%与50%生境丧失的破碎化小区与连续小区物种数差异不大。

不同苜蓿景观格局下个体数的恢复情况与物种数也不一致(图 3)。在破碎化的苜蓿生境中, 20%生境丧失的小区个体数恢复最好, 其余小区个体数量均低于对照, 70%、80%与 90%生境丧失的小区个体数的恢复最差, 昆虫群落几乎不能恢复到对照的水平上。连续的生境中, 除 90%生境丧失的小区个体数低于对照外, 70%与 80%生境丧失的小区个体数与对照接近, 20%与 50%生境丧失的小区个体数最多; 同等程度生境丧失的破碎化生境与连续生境

个体数的恢复情况也不一致, 破碎化小区个体数均低于连续生境, 只有 20%生境丧失的破碎化与连续小区个体数基本接近。

在苜蓿草地斑块格局处理后, 不同种类的昆虫种群在恢复的过程中差异较大(附录I)。在分析的38种昆虫中, 生境破碎化对苜蓿斑蚜、大青叶蝉、豌豆蚜、苜蓿盲蝽及苜蓿象甲等18种昆虫种群的恢复影响极显著; 对黑翅雏蝗、高加索黑蚁(*Formica transcaucasica*)、多异瓢虫及姬蜂一种(*Coccygomimus* sp.) 4种昆虫种群的恢复影响显著; 对其余16种昆虫种群的恢复影响不显著。生境丧失对苜蓿斑蚜、大青叶蝉、苜蓿夜蛾、苜蓿盲蝽及苜蓿象甲等31种昆虫种群的恢复影响极显著; 对大垫尖翅蝗与夜蛾瘦姬蜂(*Ophion luteus*)2种昆虫种群的恢复影

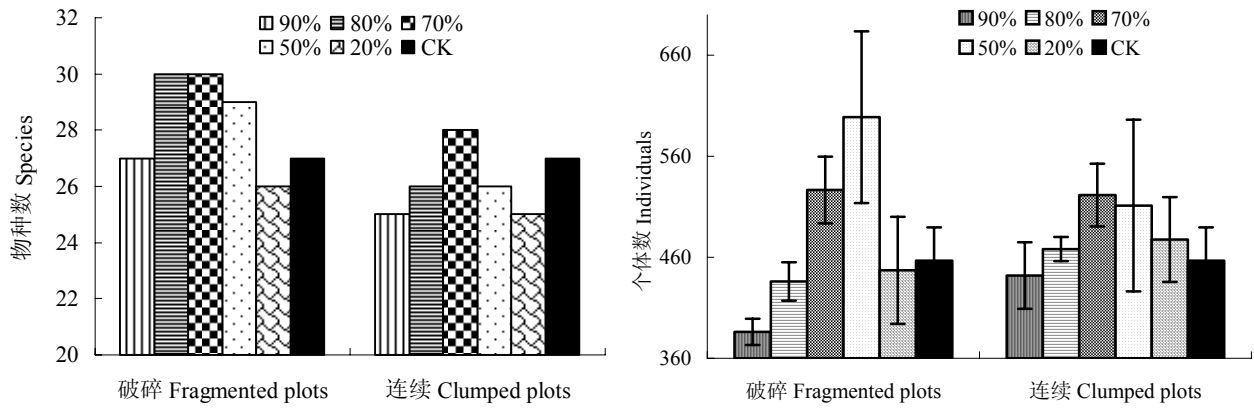


图2 苜蓿草地生境丧失与破碎化处理小区昆虫群落组成的变化  
Fig. 2 Changes of insect community composition in the experimental alfalfa plots of habitat loss and fragmentation

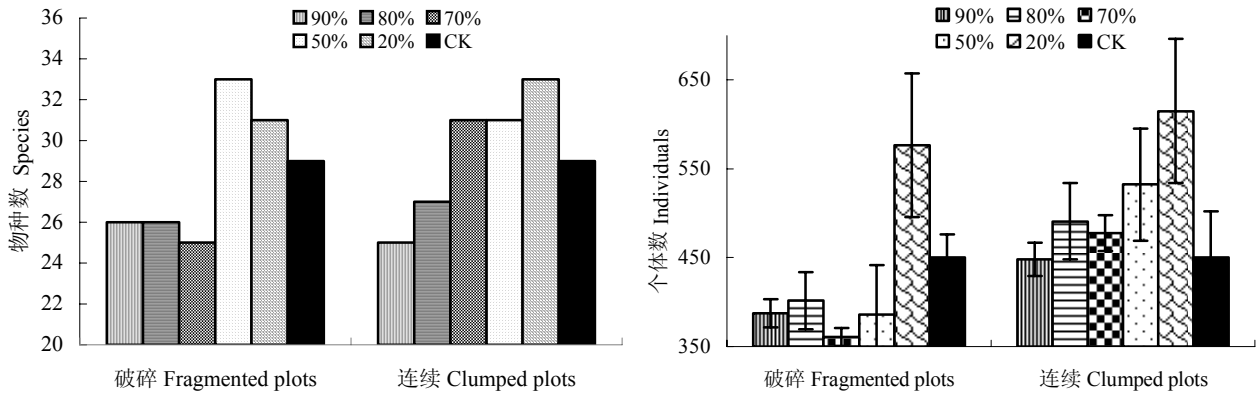


图3 苜蓿草地生境丧失与破碎化处理小区昆虫群落的恢复  
Fig. 3 Restoration of insect community composition in the experimental alfalfa plots of habitat loss and fragmentation

响显著; 仅对剩余的5种昆虫种群恢复无显著性影响; 生境丧失与破碎化的交互作用对苜蓿斑蚜、苜蓿蓟马、大青叶蝉及苜蓿盲蝽等32种昆虫的种群的恢复影响极显著; 对苜蓿盲蝽与舞毒蛾黑瘤姬蜂2种昆虫种群的恢复影响显著, 仅对4种昆虫种群恢复无显著影响。

### 2.4 处理期与恢复期生境丧失与破碎化对不同昆虫类群的影响

从表1中可以看出, 生境丧失与破碎化以后, 植食性昆虫在生境丧失90%和50%的小区中破碎和连续两种处理间存在显著性差异( $df=2, T=9.41, P=0.0111$ ;  $df=2, T=-5.38, P=0.0328$ ); 捕食性昆虫在生境丧失90%、80%、70%、50%、20%的小区中破碎和连续两种处理间都有显著性差异( $df=2, T=-49.00, P=0.0004$ ;  $df=2, T=-15.59, P=0.0041$ ;  $df=2, T=-100000, P<0.0001$ ;  $df=2, T=-15.59, P=0.0041$ ;  $df=2, T=-35.50, P=0.0008$ ), 其中在生境丧失70%的小区中差异极显著( $df=2, T=-100000, P<0.0001$ ); 寄生性昆虫仅在生境丧失20%的小区中破碎和连续两者之间存在显著性差异( $df=2, T=7.00, P=0.0198$ ); 地表甲虫及地下害虫在生境丧失90%和80%的小区中破碎和连续两种处理间存在显著性差异( $df=2, T=14.00, P=0.0051$ ;  $df=2, T=-12.20, P=0.0067$ )。

不同昆虫类群在生境丧失与破碎化苜蓿草地中恢复情况不同, 植食性昆虫在生境丧失80%的小区中破碎和连续两种处理间存在显著性差异( $df=2, T=65.39, P=0.0002$ ); 捕食性昆虫在生境丧失90%、80%、50%、20%的小区中破碎和连续两种处理间有显著性差异 ( $df=2, T=5.00, P=0.0377$ ;  $df=2, T=-24.25, P=0.0017$ ;  $df=2, T=-26.00, P=0.0015$ ;  $df=2, T=-44.51, P=0.0005$ ); 寄生性昆虫在生境丧失90%、80%、50%的小区中破碎和连续两种处理间存在显著性差异( $df=2, T=-83.14, P=0.0001$ ;  $df=2, T=-26.00, P=0.0015$ ;  $df=2, T=6.81, P=0.0209$ ); 地表甲虫及地下害虫在生境丧失80%、70%、50%的小区中破碎和连续两种处理间存在显著性差异( $df=2, T=12.12, P=0.0067$ ;  $df=2, T=15.01, P=0.0044$ ;  $df=2, T=13.39, P=0.0055$ )。

### 2.5 不同昆虫类群与生境丧失率的关系

生境丧失处理中各昆虫类群的反应也不一样(表2)。在破碎化的处理中, 只引入了1个回归变量, 地表甲虫及地下害虫类群与生境丧失率呈负相关

表1 苜蓿草地处理期及恢复期昆虫群落及不同类群的Shannon-Wiener多样性指数  
Table 1 Diversity of different groups and community in the treatment plots and restoration plots

昆虫类群 Groups	90% 丢失 90% loss		80% 丢失 80% loss		70% 丢失 70% loss		50% 丢失 50% loss		20% 丢失 20% loss		对照 Control
	破碎 H=1 Fragmented	连续 H=0 Clumped	破碎 H=1 Fragmented	连续 H=0 Clumped	破碎 H=1 Fragmented	连续 H=0 Clumped	破碎 H=1 Fragmented	连续 H=0 Clumped	破碎 H=1 Fragmented	连续 H=0 Clumped	
植食性昆虫 Phytophagous insects	2.07 ± 0.01*	1.93 ± 0.02*	1.83 ± 0.01	1.92 ± 0.01	1.73 ± 0.01	1.79 ± 0.02	1.63 ± 0.01*	1.86 ± 0.02*	1.74 ± 0.02	1.80 ± 0.01	1.09 ± 0.02
捕食性昆虫 Predatory	2.11 ± 0.02	2.14 ± 0.02	2.50 ± 0.01*	1.92 ± 0.02*	2.18 ± 0.02	2.17 ± 0.02	2.13 ± 0.01	2.11 ± 0.01	1.92 ± 0.02	2.03 ± 0.02	2.24 ± 0.02
寄生性昆虫 Parasitoids	1.29 ± 0.03*	1.45 ± 0.01*	1.36 ± 0.01*	1.54 ± 0.01*	1.36 ± 0.02**	1.66 ± 0.01**	1.21 ± 0.01*	1.51 ± 0.02*	1.01 ± 0.02*	1.26 ± 0.02*	0.91 ± 0.02
地表甲虫及 地下害虫	1.60 ± 0.01*	1.48 ± 0.02*	1.35 ± 0.03*	1.50 ± 0.03*	1.40 ± 0.03	1.47 ± 0.01	1.32 ± 0.02*	1.59 ± 0.02*	1.20 ± 0.02*	1.85 ± 0.02*	0.74 ± 0.02
恢复 Treatment	1.45 ± 0.03	1.35 ± 0.01	1.37 ± 0.02	1.31 ± 0.03	1.31 ± 0.02	1.33 ± 0.03	1.34 ± 0.02	1.34 ± 0.02	1.33 ± 0.02*	1.17 ± 0.02*	1.05 ± 0.02
恢复 Restoration	0.33 ± 0.02*	1.27 ± 0.02*	0.99 ± 0.02*	1.08 ± 0.01*	0.91 ± 0.02	1.05 ± 0.01	1.31 ± 0.03*	1.09 ± 0.02*	1.16 ± 0.02	1.16 ± 0.02	0.97 ± 0.03
恢复 Treatment	1.36 ± 0.02*	1.26 ± 0.01*	1.29 ± 0.02*	1.51 ± 0.02*	1.30 ± 0.03	1.25 ± 0.03	1.20 ± 0.02	1.20 ± 0.02	1.03 ± 0.03	0.97 ± 0.02	1.12 ± 0.02
恢复 Restoration	0.88 ± 0.02	0.88 ± 0.01	0.89 ± 0.02*	0.73 ± 0.02*	1.01 ± 0.02*	0.75 ± 0.02*	1.24 ± 0.02*	0.83 ± 0.01*	0.83 ± 0.02	0.78 ± 0.01	0.99 ± 0.01

\*  $P<0.05$ , \*\*  $P<0.01$

表2 昆虫类群多样性与生境丧失率的关系

Table 2 Relationship between insect groups diversity and habitat loss

	回归方程 Regression (Variables includes)	模型相关系数 $R^2$ Model $R^2$
破碎化小区 Fragmented plots (处理 Treatment)	$Y=-2.0045-2.1234X_4$	0.7679
连续小区 Clumped plots (处理 Treatment)	$Y=-3.3982-3.0909X_3$	0.6783
破碎化小区 Fragmented plots (恢复 Restoration)	$Y=-2.8213-0.6660X_1-1.4537X_2$	0.8948
连续小区 Clumped plots (恢复 Restoration)	$Y=3.1982-1.6338X_2$	0.7795

$X_1$ : 植食性昆虫;  $X_2$ : 捕食性昆虫;  $X_3$ : 寄生性昆虫;  $X_4$ : 地表甲虫及地下害虫; Y: 生境丧失率  
 $X_1$ , phytophagous insects;  $X_2$ , predatory;  $X_3$ , parasitoids;  $X_4$ , ground-dwelling beetles; Y, habitat loss

表3 苜蓿草地斑块处理后不同昆虫类群变化的方差分析及变异来源

Table 3 Results of ANOVA testing the effects of habitat fragmentation (H=1, H=0) and habitat loss (90%, 80%, 70%, 50%, 20%, CK) on the lacunarity of species distribution

变异来源 Source of variation	自由度df	均方 MS (处理/恢复, Treatment/ Restoration)	F(处理/恢复, Treatment/ Restoration)	P(处理/恢复, Treatment/ Restoration)
所有物种 All species (模型model $R^2=0.9739$ )				
生境破碎化 Habitat fragmentation	1	0.1985/0.0065	209.63/5.71	0.0001/0.0268
生境丧失 Habitat loss	4	0.0663/0.0373	70.08/32.97	0.0001/0.0001
生境破碎化×生境丧失 Habitat fragmentation×loss	4	0.0606/0.0146	63.97/12.90	0.0001/0.0001
误差 Error	20	0.0009/0.0011		
植食性昆虫 Phytophagous insects (模型model $R^2=0.9377$ )				
生境破碎化 Habitat fragmentation	1	0.1141/0.0608	98.35/67.25	0.0001/0.0001
生境丧失 Habitat loss	4	0.0220/0.1091	19.01/120.73	0.0001/0.0001
生境破碎化×生境丧失 Habitat fragmentation×loss	4	0.0368/0.0442	31.68/48.88	0.0001/0.0001
误差 Error	20	0.0012/0.0009		
捕食性昆虫 Predators (模型model $R^2=0.9773$ )				
生境破碎化 Habitat fragmentation	1	0.0314/0.0018	30.06/ 1.98	0.0001/0.1746
生境丧失 Habitat loss	4	0.0421/0.0709	40.35/ 79.62	0.0001/0.0001
生境破碎化×生境丧失 Habitat fragmentation×loss	4	0.1746/0.1368	167.36/153.73	0.0001/0.0001
误差 Error	20	0.0010/0.0009		
寄生性昆虫 Parasitoids (模型model $R^2=0.3117$ )				
生境破碎化 Habitat fragmentation	1	667.1254/0.4201	1.01/482.85	0.3262/0.0001
生境丧失 Habitat loss	4	663.4662/0.3038	1.01/349.25	0.4269/0.0001
生境破碎化×生境丧失 Habitat fragmentation×loss	4	660.7799/0.1236	1.00/142.07	0.4289/0.0001
误差 Error	20	658.4306/0.0009		
地表甲虫及地下害虫 Ground-dwelling beetles (模型model $R^2=0.9727$ )				
生境破碎化 Habitat fragmentation	1	0.3121/0.0001	371.57/0.08	0.0001/0.7818
生境丧失 Habitat loss	4	0.0217/0.0752	25.83/ 111.18	0.0001/0.0001
生境破碎化×生境丧失 Habitat fragmentation×loss	4	0.0499/0.0719	59.45/106.24	0.0001/0.0001
误差 Error	20	0.0008/0.0007		

关系, 回归系数为-2.1234; 在连续的处理中, 同样也只有1个变量, 寄生性昆虫类群与生境丧失呈负相关关系, 回归系数为-3.0909。不同生境丧失与破碎化条件下昆虫群落的恢复情况也不相同, 在破碎化的处理中, 引入了植食性昆虫与捕食性昆虫2个变量, 与生境丧失都呈负相关关系, 回归系数分别

为-0.6660与-1.4537; 在连续的处理中, 只引入了1个变量, 捕食性昆虫类群与生境丧失率呈负相关关系, 回归系数为-1.6338。

2.5 不同昆虫类群对生境丧失率和破碎化的响应

苜蓿草地景观生境丧失与破碎化后, 不同昆虫类群之间的变异源及影响不同(表3)。生境丧失与破

碎化两个变量对整个昆虫群落的多样性均有显著性影响, 生境破碎化的影响更大( $df=1$ ,  $F=209.63$ ,  $P=0.0001$ ), 两种环境变量之间存在交互作用; 生境丧失与破碎化对植食性昆虫类群、捕食性昆虫类群以及地表甲虫类群都有显著性影响, 而且生境丧失与破碎化两个变量之间都存在着交互作用; 生境丧失与破碎化对寄生性昆虫的分布无显著性影响, 而且也不存在交互作用(表3)。

在恢复的过程中, 不同类群之间的变异源及影响同样不一样(表3)。生境丧失对整个群落的多样性有显著性影响, 而生境破碎化没有显著性影响, 但生境丧失与破碎化之间存在交互作用; 生境丧失与破碎化对植食性昆虫类群与寄生性昆虫类群都有显著性影响, 而且两个环境变量之间均存在着交互作用; 生境丧失对捕食性昆虫及地表甲虫的分布有显著性影响, 而生境破碎化无显著性影响, 而且生境丧失与破碎化之间也存在交互作用(表3)。

### 3 讨论

#### 3.1 生境丧失与破碎化处理后昆虫群落的面积阈值效应

生境丧失与破碎化处理小区中, 整个昆虫群落组成对生境丧失没有表现出明显的面积阈值效应, 对这个结果提出了如下解释: 生境的快速移除后, 破碎化的生境中昆虫密度低于没有处理的区域, 可能是在草地的刈割中, 苜蓿生境瞬间成为了裸地, 直接杀死了部分的地表甲虫与苜蓿上的昆虫, 剩余的部分昆虫未能在残留的生境中定殖, 而迁飞到其他生境中, 这种瞬间的数量变化(聚集效应)可能降低了生境丧失的面积阈值效应(Fahrig, 2002; Tschardtke *et al.*, 2002; Heinz *et al.*, 2006)。一般来说, 生境破碎化对昆虫多样性的影响主要与斑块间的隔离距离有关(Woodroffe & Ginsberg, 1998; Russell *et al.*, 2003; Yamaura *et al.*, 2006)。当斑块间的距离小于2 m时, 能够大大促进某些类群的分布(With *et al.*, 2002)。本试验中小区间的隔离距离较小可能是造成这种聚集效应的重要原因之一(Malcom, 1994; Heinz *et al.*, 2006)。

#### 3.2 生境丧失与破碎化下昆虫群落的恢复

在生境丧失与破碎化处理小区中昆虫群落变化并没有明显的面积阈值效应, 但在昆虫种群恢复中表现出一定的面积效应。生境丧失严重的小区中

昆虫群落恢复情况与对照差异较大, 同时破碎化小区较连续小区昆虫群落恢复更差。90%与80%丧失率的小区昆虫大多物种数与个体数都未能正常恢复, 尤其高营养级的物种都未恢复到以前水平, 捕食性天敌多样性在高度生境丧失与破碎化的小区中恢复率很低。

景观结构的变化对同一营养级的不同种类昆虫的影响亦不相同。在高度生境丧失与破碎化的条件下, 苜蓿斑蚜的种群数量迅速上升, 而豌豆蚜种群数量变化不明显。这反映了不同种昆虫对景观结构的反应具有种的特异性(Kruess & Tschardtke, 1994; Malcom, 1994; Russell *et al.*, 2003), 这与昆虫自身体型大小、运动扩散能力和生境微环境条件直接相关(Landis *et al.*, 2000; 贺达汉等, 2009)。

#### 3.3 生境丧失与破碎化对不同昆虫类群的影响

生境丧失与破碎化两个过程对昆虫群落中的不同类群的影响作用亦不相同。试验处理中, 生境破碎化对寄生性昆虫以及地表甲虫没有显著性影响, 但对其他类群影响显著; 生境丧失对不同类群均有显著性影响。恢复期生境破碎化对捕食性昆虫以及地表甲虫没有显著性影响, 对其他类群影响显著; 同样生境丧失对不同类群均有显著性影响。不同类群和不同物种反应变化程度则不相同, 相同营养级的不同种昆虫反应亦不同。

本试验中, 方差分析表明生境丧失与破碎化对不同类群多样性的影响均有交互影响, 这说明生境丧失与破碎化对昆虫群落组成的影响是一种协同效应(Malcom, 1994; Fahrig, 2002)。大多学者对生境丧失与破碎化两种影响因子并没有区分(Russell *et al.*, 2003; Yamaura *et al.*, 2006), 在本试验中, 生境丧失对昆虫多样性的影响较破碎化更大, 这与Kareiva等(1987)的结论一致。生境破碎化对昆虫多样性影响稍弱, 甚至有弱正相关关系(Collinge, 2000; Costamagna *et al.*, 2004), 两种影响因素不能混为一谈, 如恢复期生境破碎化对捕食性昆虫与地表甲虫的分布无显著性影响, 这与Tschardtke的结论基本一致。在较短时期的景观试验中, 生境破碎化对生物多样性存在微弱的正相关作用(贺达汉等, 2009; 赵紫华等, 2010), 这种影响机制还需要在更大的时空范围内进行研究(Woodroffe & Ginsberg, 1998), 还需要更多的数据来支撑(Jansson & Angelstam, 1999; Costamagna *et al.*, 2004; Grez *et al.*,



2008)。

#### 4 小结

本试验结果可得出: (1)生境丧失与破碎化后, 昆虫物种有不同程度的丢失, 但不同小区间没有明显的阈值效应, 这可能与试验小区隔离距离相对较小有关, 同等丧失率下的破碎化小区物种数高于连续小区, 80%与90%生境丧失的小区显著低于对照; (2)同等生境丧失程度下, 破碎化生境中昆虫物种数高于连续生境, 不同丧失率小区之间物种数差异不明显, 但80%与90%丧失率小区物种数明显低于对照小区, 其余20%、50%及70%的小区与对照差异不明显; (3)生境丧失与破碎化对昆虫群落都有较强的影响, 但前者作用更大于后者, 其作用大小与不同昆虫种类、自身扩散能力和营养位不同的影响, 在80%与90%生境丧失的连续小区中未能恢复, 破碎化小区昆虫群落恢复更难, 其他3个不同生境丧失程度小区的差异不显著, 生境破碎化有利于捕食性昆虫与寄生性昆虫的分布; (4)生境丧失与破碎化对苜蓿草地昆虫群落及不同类群都有很强的影响, 但对不同种昆虫影响不同, 生境丧失影响更大, 除了寄生性昆虫外, 生境丧失对各种昆虫分布都有显著的影响作用, 而生境破碎化对昆虫分布的影响稍弱, 生境丧失与破碎化之间存在着显著的交互作用。

**致谢:** 宁夏回族自治区草原工作站于钊高级工程师、黄文广助理研究员在野外样地选择中提出宝贵意见; 固原市草原工作站先晨钟站长、徐怀忠研究员提供工作环境与便利的食宿条件, 宁夏大学硕士研究生杭佳、赵映书、张婷婷, 2007级本科生李小虎、马少华、张南南等同学在试验取样中付出了辛勤劳动, 南非Stellenbosch大学Hui Cang博士帮助修改英文摘要, 在此一并表示感谢。

#### 参考文献

- Andrén H (1999) Habitat fragmentation, the random sample hypothesis and critical thresholds. *Oikos*, **84**, 306–308.
- Clark WC, Dickson NM (2003) Sustainability science: the emerging research program. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, **100**, 8059–8061.
- Collinge SK (2000) Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns. *Ecology*, **81**, 2211–2226.
- Costamagna AC, Menalled FD, Landis DA (2004) Host density influences parasitism of the armyworm *Pseudaletia* in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology*, **5**, 347–355.
- Fahrig L (1997) Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management*, **61**, 603–610.
- Fahrig L (2002) Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, **12**, 346–353.
- Grez AA, Rivera P, Zaviezo T (2007) Foliar and ground foraging predators of aphids associated with alfalfa crops in Chile: are they good or bad partners? *Biocontrol Science Technology*, **17**, 1071–1077.
- Grez AA, Zaviezo T, Diaz S, Camousseigt B, Cortes G (2008) Effects of habitat loss and fragmentation on the abundance and species richness of aphidophagous beetles and aphids in experimental alfalfa landscape. *European Journal of Entomology*, **105**, 411–420.
- Grez AA, Zaviezo T, Tischendorf L, Fahrig L (2004) A transient, positive effect of habitat fragmentation on insect population densities. *Oecologia*, **141**, 444–451.
- Hassell MP, Comins HN, May RM (1991) Spatial structure and chaos in insect population dynamics. *Nature*, **353**, 255–258.
- He DH (贺达汉), Zhao ZH (赵紫华), Zhang DZ (张大治) (2009) Responses of insect communities and populations on habitat fragmentation in grassland landscapes. *Acta Prataculturae Sinica* (草业学报), **18**(6), 235–241. (in Chinese with English abstract)
- Heinz SK, Wissel C, Frank K (2006) The viability of metapopulations: individual dispersal behavior matters. *Landscape Ecology*, **21**, 77–89.
- Jansson G, Angelstam P (1999) Threshold levels of habitat composition for the presence of the longtailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Landscape Ecology*, **14**, 283–290.
- Kareiva P (1987) Habitat fragmentation and stability of predator-prey interactions. *Nature*, **326**, 388–390.
- Kruess A, Tscharntke T (1994) Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science*, **264**, 1581–1584.
- Kruess A (2003) Effects of landscape structure and habitat type on a plant-herbivore-parasitoid community. *Ecography*, **26**, 283–290.
- Landis DA, Wratten SD, Gurr GM (2000) Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, **45**, 175–201.
- Malcom JR (1994) Edge effects in Central Amazon forest fragments. *Ecology*, **75**, 2438–2445.
- Parker M, Nally RM (2001) Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrate. *Biological Control*, **105**, 217–229.
- Roland J, Taylor PD (1997) Insect parasitoid species respond to forest structure at different spatial scales. *Nature*, **386**, 710–714.
- Russell RE, Swihart RK, Feng Z (2003) Population consequences of movement decisions in a patchy landscape.

- Oikos*, **103**, 142–152.
- Thies C, Tscharntke T (1999) Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, **285**, 892–895.
- Tscharntke T, Steffan-Dewenter I, Kruess A, Thies C (2002) Contribution of small habitat fragment to conservation of insect communities of grassland–cropland landscape. *Ecological Applications*, **12**, 354–363.
- With KA, Pavuk DM, Worchuck JL, Oates RK, Fisher JL (2002) Threshold effects of landscape structure on biological control in agroecosystems. *Ecology Applications*, **12**, 52–65.
- Woodroffe R, Ginsberg JR (1998) Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, **280**, 2126–2128.
- Yamaura Y, Katoh K, Takahashi T (2006) Reserving habitat loss: deciduous habitat fragmentation matters to birds in a large plantation matrix. *Ecography*, **29**, 827–834.
- Yan L (严林), Mei JR (梅洁人) (1996) Investigation of pests and natural enemies species in alfalfa fields of Qinghai Province. *Plant Protection* (植物保护), **22**(5), 24–26. (in Chinese with English abstract)
- Yang CX (杨彩霞), Zhang R (张蓉), Liu H (刘浩), Gao LY (高立原), Ma JH (马建华) (2002) Investigation of insect species in Alfalfa Fields. *Ningxia Journal of Agriculture and Forestry Sciences* (宁夏农林科技), **44**(1), 11–14. (in Chinese with English abstract)
- Yu XD (于晓东), Luo TH (罗天宏), Zhou HZ (周红章) (2003) Species composition and diversity of scarab beetle (Coleoptera: Scarabaeoidea) communities at Dongling Mountain, Beijing. *Biodiversity Science* (生物多样性), **11**, 179–187. (in Chinese with English abstract)
- Zhang XR (张新瑞), Liu CZ (刘长仲), Yan L (严林), Chen YW (陈应武), Wei LX (魏列新), Qian XJ (钱秀娟) (2007) Study on the population dynamics of main arthropod groups in Alfalfa Fields. *Acta Agrestia Sinica* (草地学报), **15**, 556–561. (in Chinese with English abstract)
- Zhang R (张蓉), Ma JH (马建华), Yang F (杨芳), Chang ZB (常兆斌), Li Y (李云), Wang BF (王秉锋), Yang T (杨涛) (2003) Preliminary study on predator species and their occurrence regulation of alfalfa insect. *Pratacultural Science* (草业科学), **20**, 60–62. (in Chinese with English abstract)
- Zhao ZH (赵紫华), Shi Y (石云), He DH (贺达汉), Hang J (杭佳), Zhao YS (赵映书), Wang Y (王颖) (2010) Population dynamics of wheat aphids in different agricultural landscapes. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), **30**, 6380–6388. (in Chinese with English abstract)
- Zhao ZH (赵紫华), Hang J (杭佳), Shi Y (石云), He DH (贺达汉), Zhao YS (赵映书), Wang Y (王颖) (2011) Minimum amounts of suitable habitat for wheat aphid, parasitoid, and hyperparasitoid in facility-based agricultural landscapes. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), **22**, 206–214. (in Chinese with English abstract)

(责任编辑: 戈峰 责任编辑: 闫文杰)

#### 附录 I 苜蓿草地不同景观处理小区昆虫群落变化与恢复种的物种组成及个体数

Appendix I Composition of insect species and individuals in the experimental alfalfa plots of habitat loss and fragmentation

(<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/w2010-293-1.pdf>)