

15

273-279

Q 14

景观生态学原理在保护生物学中的应用

江明喜¹ 邬建国² 金义兴¹

(1 中国科学院武汉植物研究所 武汉 430074) (2 亚利桑那州立大学生命科学系 菲尼克斯 AZ 85069 美国)

APPLICATION OF THE PRINCIPLES OF LANDSCAPE ECOLOGY ON CONSERVATION BIOLOGY

Jiang Mingxi¹ Wu Jianguo² Jin Yixing¹

(1 Wuhan Institute of Botany, The Chinese Academy of Sciences Wuhan 430074)

(2 Department of Life Sciences, Arizona State University West P. O. Box, 37100 Phoenix AZ 85069 USA)

关键词 景观生态学, 保护生物学, 尺度, 斑块动态, 生物多样性

Key words Landscape ecology, Conservation biology, Scale, Patch dynamics, Biodiversity

人类活动所引起的自然生境片断化被认为是全球范围内生物多样性急剧下降的最主要原因^(1~3)。保护生物多样性已成为全世界关注的重大问题。近年来迅速发展的保护生物学是一门既面向目前生物危机,又着眼于长远生态前景的,以研究物种、群落和生态系统的动态和问题为对象的新兴学科^(4~6)。

传统的生物保护主要强调保护物种的问题,即保护个别物种(主要是稀有、濒危物种)^(7,8)。保护方法主要强调保护物种或类群的结构和数量,但往往忽视了它们生存所要求的生态学过程^(9,10)。自然保护区,无论其大小往往处于强烈影响物种长期生存的景观镶嵌体中^(11,12)。正是基于这些认识,自然保护的重点应从保护物种转移到同时考虑保护较高的组织层次,如生态系统或景观^(13~17)。

强调自然保护应该在多层次和大尺度上进行,则需要有新的生态学范式和理论来指导。景观生态学,作为一门新兴学科和新概念构架,为自然保护提供了理论和实践基础^(4,10,18)。本文将首先简要介绍一些景观生态学中的有关概念,然后再具体地谈谈其在保护生物学中的一些应用。

1 景观生态学

景观生态学起源于欧洲,德国区域地理学家 Carl Troll 于 1939 年首次采用了“景观生态学”一词。基于欧洲区域地理学和植被科学的传统, Troll 将景观生态学定义为研究某一景观中生物群落与主要环境条件之间错综复杂的因果反馈关系的学科。由此而发展的欧洲景观生态学的一个重要特征是强调整体论和生物控制论,并以人类频繁活动的景观系统为研究对象。在欧洲,景观生态学一直与土地和景观的规划管理、恢复和保护密切相联系,景观生态学被称为一门实用的综合性学科^(19,20)。

20 世纪 80 年代初,景观生态学在北美开始发展。北美景观生态学明确地强调空间异质性的重要性。由于遥感、地理信息系统等新技术的出现,使较大的空间尺度分析成为可行。80 年代后期以来,景观

收稿日:1997-04-30,修回日:1997-07-04,第一作者:男,32岁,助理研究员,现从事生物多样性研究。

生态学在北美蓬勃发展,很大程度上促进了该学科在理论、方法和应用等方面的发展。在生态等级和生物多样性问题上,景观作为一个重要的组织层次已受到生态学家的广泛重视^[21,22]。

景观生态学是研究景观结构单元的类型组成、空间格局及其与生态学过程相互作用的综合性学科^[23~25]。强调空间格局、生态学过程与尺度之间的相互作用是景观生态学的核心所在^[19,21,26]。下面,我们将景观生态学中与生物多样性保护有关的一些概念和理论作一简单介绍。

1.1 尺度与等级理论

尺度(scale)一般是对某一研究对象或现象在空间上或时间上的量度。不同尺度上生态学过程的相互联系问题是理论生物学的中心问题之一^[9,27]。在景观生态学中,景观的结构和功能随尺度而变化。例如,某一尺度上的边界、斑块或廊道会在另一尺度上不存在或表现为一种不同的结构。尺度往往以粒度(grain)和幅度(extent)来表达。时间粒度指某一现象或事件发生的频率或时间间隔;空间粒度指景观中最小的可辨识单元所代表的特征长度、面积或体积。幅度是指研究对象在空间或时间上的延续范围^[2]。等级理论与尺度问题密切相关^[3,19,21,26,28]。根据等级理论,复杂系统可以看作是由具有离散性等级层次组成的等级结构。一般而言,处于等级结构中的高层次的行为或动态常表现为大尺度、低频率、慢速度的特征;而低层次行为或过程的特征,则表现为小尺度、高频率、快速度。另外,不同等级层次之间还具有相互作用的关系,即高层次对低层次有制约作用,低层次则为高层次提供机制和功能。

1.2 斑块动态和复合种群理论

斑块性作为自然生态系统的一个重要属性,逐渐受到生态学家的重视,而斑块动态已成为广泛使用的概念^[30,31,32]。干扰作为斑块动态的源动力已有深入研究^[33,34]。Wu和Loucks在总结前人工作的基础上进而提出了等级斑块动态理论^[9,28]。

斑块动态理论在自然保护中有指导作用,它强调自然干扰体系的维持对于许多自然生态系统的持续性(persistence)和复合稳定性(merastability)的必要性和制约性。由于景观破碎化和土地利用的变化,自然干扰体系已发生较大变化。景观中,干扰扩散也是景观生态学的一个焦点问题^[35]。

复合种群理论涉及到空间上相互隔离,但又有功能联系(繁殖体或生物个体的交流)的2个或2个以上的亚种群组成的种群斑块系统^[36~38]。复合种群有两个基本要点:一是亚种群频繁地从生境斑块中消失(斑块水平或局部性灭绝);二是亚种群之间存在生物繁殖体或个体的交流(斑块间或区域性定居过程),从而使复合种群在景观水平表现出复合稳定性。因此,斑块景观中种群的动态和持续性是景观生态学中的一个重要内容^[39,40]。

1.3 景观镶嵌体和斑块-廊道-基底模式

景观生态学的核心问题是景观镶嵌体如何影响生态学过程。组成景观的结构单元有3种:斑块、廊道和基底^[19]。基于长期的和多领域的研究成果,以斑块-廊道-基底为核心的一系列概念、理论和方法近年来已形成了近代景观生态学的一个重要特点,Forman称之为景观生态学的“斑块-廊道-基底模式”(Patch-Corridor-Matrix Model)^[41],这一模式有助于探讨景观结构和功能的相互作用。

1.4 景观连接度和渗透理论

景观生态学强调景观元素间的生态流动(包括能量、物质和生物),也考虑景观元素间的连接度^[19]。通过景观元素间的生态流动是控制残存斑块中自然生态系统动态的主要因素^[11,12]。片断化生境和其周围基底之间相互作用的重要性已引起人们的注意。景观元素间的边界或过渡带是生态流动研究方面的重点之一。保护生物学的一个重要研究领域是片断化生境的保护。保护区之间连接的潜在作用早为人们所认识^[42]。保护生物学中强调这种连接,尤其是它在促进斑块间生物的运动、种群局部灭绝后的重新定居和基因流动方面的作用^[7,12]。

景观连接度对生态流动有着临界阈值作用。研究这一现象涉及到渗透理论。渗透理论最初是用来研究物理学中胶体或玻璃类物质系统特性的,近几年来在景观生态学中得到广泛应用^[43]。该理论在估测生境片断化影响和廊道作为管理工具的作用上有指导意义。

2 应用

2.1 单个物种的保护

最近的一些研究表明,景观格局(空间格局、时间格局)对种群的生存有重要意义^[44,45]。单个物种的保护主要是指濒危物种或具有重要美学价值的物种。保护管理的一个重要方面是强调异质性。保护方法主要是将物种所需要的不同资源整合为一个完整的空间格局,以确保种群的长期生存。涉及到的重要内容是生境缀块的大小、缀块的同质性、缀块的分布、基底以及缀块间的连接度。

研究表明,缀块大小对松鸡(*Tetrao urogallus*)、灰熊(*Ursus horribilis*)、白尾鹿(*Odocoileus virginianus*)、金翅鸟(*Dendroica chrysoparia*)和貂(*Martes americana*)等种群生存具有重要意义。对白尾鹿和貂来说,缀块形状也是重要的。红松鸡(*Lagopus scoticus*)和翎颌松鸡(*Bonasa umbellus*)、灰熊、白尾鹿、红盔啄木鸟(*Picoides borealis*)要求不同植被类型组成的镶嵌体生境。斑点猫头鹰(*Strix occidentalis*)的保护则是涉及到它的分布区内复合种群的保护^[46]。

2.2 生物多样性的保护

生物多样性是生物及其与环境形成的生态复合体,以及与此相关的各种生态过程的总和。它包括基因多样性、物种多样性、生态系统多样性和景观多样性4个层次^[42]。

一个区域的生物多样性由组成、结构和功能3个属性所组成。组成指物种名录、物种多样性和基因多样性的测量;结构指一个系统的自然组织或格局,包括群落内生境复杂性的测量到景观尺度的缀块与其它元素的格局;功能涉及到生态和进化过程,包括基因流动,干扰和营养循环。Noss(1990)将生物多样性三属性融入一个巢式等级系统中(见图1)。

前面已谈到等级理论认为较高等级层次能兼容和限制低等级层次的行为,这种限制的作用并不认为生物多样性的监测和评估一定局限在高等级层次。等级概念认为生物多样性监测应在多组织层次、多时空尺度上进行。另外,等级概念在评估生物多样性中的应用来自环境压力对生物多样性影响的认识。环境压力的影响在不同的生物组织层次通过不同方式表现出来,一个层次的影响常常以不可预测的方式在另一层次反映出来。例如,不同树种对空气污染的忍耐能力是不一样的,而某一树种中不同基因型对空气污染的忍耐是变化的。当空气污染造成某树种种群数量下降时将导致该种群基因组的变化,因为非忍耐污染的基因型已遭淘汰。

2.3 农业景观中物种多样性的保护

由于农业的发展,大量的自然植被已发生变化。这种变化的结果是生境片段化。自然植被以片段化缀块形式存在景观中。这些缀块位于景观中不同位置,具有不同的土壤类型,不同的植被类型,不同的大小、形状和隔离程度。区域性生物类群的保护完全依赖于这些残遗缀块的维护和管理^[12]。农业景观中物种多样性的保护主要通过增加景观结构单元的多样性或景观单元的连接,使种群连接成复合种群,从而达到维持增加生物多样的目的^[46]。

2.3.1 农田中无脊椎动物的保护

农业景观中无脊椎动物保护的主要措施是农田边缘的草地带、篱芭、小林地和湿地等线状的或景观单元的扩延系统的引入,以克服动物群落的隔离。例如,Thomas等^[47]在农作物田中增加草地生境以帮助捕食蚜虫的节肢动物越冬。Dennis和Fry^[48]调查了农田的边缘在影响捕食蚜虫的动物的分布和丰度方面的作用,他们认为景观尺度上的农田边缘基底对于捕食者有效地进入农作物田和完成保护目标是非常重要的。

2.3.2 脊椎动物的保护

篱芭带作为野生生物生境的重要性早为人们所认识。最近的研究表明,篱芭带的鸟类多样性不仅与篱芭结构多样性有关,而且还与小林地和花园的镶嵌体有密切关系^[48],篱芭带中树木的出现明显增加了鸟类的多样性。

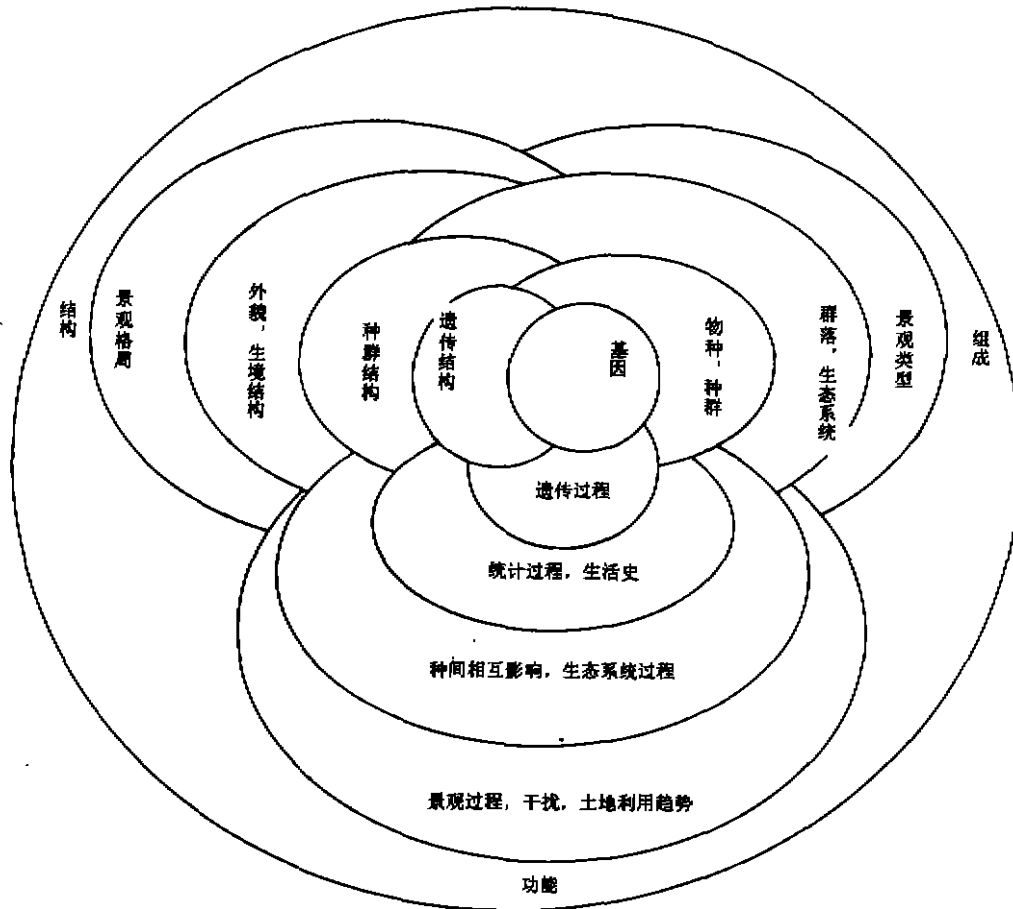


图1 生物多样性等级的概念模型(引自 Noss R F. 1990)

Fig. 1 The conceptual model of biodiversity hierarchy (From Noss R F. 1990)

在景观水平上, Opdam 认为片断化农业景观中, 散布是物种生存的关键^[38]。农业景观中鸟类多样性的维持依赖于残遗斑块的大小和最大的异质性生境^[45]。

2.3.3 景观水平上植被结构多样的重建

在异质性生境中, 许多物种以复合种群的形式存在。在生境的重建过程中, 许多生境类型的存在将维持多个亚种群的生存。在农业景观中, 景观尺度上结构多样性的重建正在澳大利亚的西南部 Wheat-belt 进行^[41, 42]。在这里, 90% 以上的自然植被已被改变, 这种改变对自然的动植物区系有着多样的影响^[43], 并导致盐碱化和土壤侵蚀。许多农民通过种植多年生植被来治理土地退化的问题, 以此达到提高土地生产力和自然保护价值的双重目的^[44]。

2.4 自然保护区设计

农业发展、城市化、林业和交通网的建设造成多重尺度上自然生境片断化的趋势仍将继续存在。生物多样性的保护取决于保护措施, 因此自然保护区的设计就显得尤为重要。

面对片断化的生境, 根据岛屿生物地理学的动态平衡理论而形成的自然保护区系统的设计原则是保护生物学中引起争议的一个重要焦点^[4, 7, 50, 51], 争论的中心是保护区的大小和形状。

在争论的早期, 保护区之间的连接性已被人们所认识^[42]。景观基底的概念没有明确地被接受, 而是隐含在保护区设计原则之中。基于多个斑块间相互连接和利用问题, 使人们认识到残存的自然植被斑块

间相互连接在保护某些生物类群方面的作用,这种考虑应纳入景观利用和重建的自然保护区选择方法和设计原则之中。在保护生物学中,廊道作为减轻生境片断化伤害影响的重要方法,已受到广泛注意^[42]。

建议廊道应包括足够的适宜生境,以利于保护物种的长期占用^[52]。为了廊道的有效性,相隔较远的保护区要求较宽的廊道,但Lindenmayer和Nix对澳大利亚有袋类动物的研究并不支持这一观点^[53]。因此,每种廊道的设计应根据详细生态学分析的结果而确定。

如果保护策略仅强调单个自然保护区而忽视了较大景观,显然是不实际的^[54]。Noss和Harris提出了“节、网络和多用途系统单元(Nodes, Networks and Multiple-use Modules, or MUMs)”的区域自然保护区设计方法^[17]。节指具有很高保护价值的面积,单个的节很少能够有足够大的面积来维持和保护某局部区域内所有的生物多样性。用适宜生境的廊道来连接不同的节,这便是自然保护区网络。多用途系统单元由一个保护较好的核心区和包围核心区的缓冲带组成。Noss和Harris建议在Florida北部和Georgia南部建立一个MUMs网络,他们发现此项工作并非只是缺少经费,更重要的是缺乏土地所有者之间的合作^[17]。

2.5 自然保护区的管理

若保护区的目的不同,则应采用不同的管理手段。在面积较大的自然保护区内,一个较为理想和合理的管理办法就是允许自然过程的继续。但在面积较小的自然保护区内,自然生物类群或生态系统功能的长期保护则需要人类的干预。由于面积和形状的限制,人们往往需要通过增加景观异质性来维持原有群落的结构和动态。这些技术包括草原的恢复、促进生境异质性的野外操作技术、物种避难所的建造、增加林地异质性来增加鸟类的生境等^[44]。

自然保护区管理涉及到的一个重要方面是干扰的管理。Pickett和White(1985)强调生境缀块内部动态在维持总的生物多样性方面的作用^[33,34]。生境缀块往往由不同干扰源或过程而形成。自然干扰的一个基本特点是干扰属性的变化。干扰属性指其大小、时间、强度和空间位置^[35]。在自然保护区以干扰为手段的管理方法主要有:①替换方法,用一种干扰类型代替另一种干扰类型,如用伐木代替火。②控制方法,只有几种干扰类型已被有效控制,如森林大火能被控制;修建水库等能控制小规模的洪水。③有目的的干扰方案,主要是为了改造物种生境和群落结构而进行的有计划的燃烧。④自然干扰方案,自然发生的干扰,能满足特别的需要。它能在景观中形成缀块镶嵌体。⑤一个干扰体系,干扰缀块的时空系列是一个干扰体系的成分,干扰所形成的每一缀块都有一系列的属性,一个干扰体系的特征可由每一缀块属性的频度系列或可能的密度分布系列给出。这种方法要求非常大的自然保护区。Baker^[35]强调模拟干扰大小及其它可能的属性的历史变化在管理干扰中的作用。

3 讨论

自然景观在不同尺度上存在着时空异质性,景观镶嵌体中的缀块性不仅取决于景观中的地理的、水文、地形的和干扰的格局以及它们对植物群落形成和发展的影响,而且还决定于不同动物的感观,也就是说,不同动物种对同一环境缀块会有不同的反应^[9]。因此,将景观生态学理论应用于保护管理中,首先要有明确的保护目的,然后基于保护目标来决定景观格局特点。例如,如果保护目标是保护景观或区域内的生物多样性,则十分有必要尽可能地保护每一生态类型的面积,然后再注重于维持与生物多样性密切有关的格局与过程。

在自然保护中,景观尺度的考虑是十分重要的,景观方法既考虑生物实体,又考虑其生存的基底,而不是单个生境缀块。在保护生物学中,认识到景观尺度的格局和过程并将景观尺度整合到自然保护管理、规划和调查中去很有必要。近年来兴起的生境片断化的定量方法^[23]和空间景观模型^[34]手段为保护生物学提供了新的有效工具。将来的发展方向之一应是结合地理信息系统,发展模拟模型或专家系统以助于大尺度和多尺度上的生物多样性监测和保护,进而促进农、林、牧业的永续利用和发展。

参 考 文 献

- 1 邬建国. 自然保护与自然保护生物学: 概念和模型. 见: 中华海外生态学者协会主编. 当代生态学博论. 北京: 中国科学技术出版社, 1992. 174~186
- 2 Wilcox B A, Murphy D D. Conservation strategy: the effects of extinction. *Am Natural*, 1985, **125**: 879~887
- 3 With K A, Crist T O. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology*, 1995, **76**(8): 2446~2459
- 4 邬建国. 自然保护理论和麦克阿瑟-威尔逊模型. *生态学报*, 1990, **10**(2): 187~191
- 5 Delcourt H R, Delcourt P A. Quaternary landscape ecology: relevant scales in space and time. *Landscape Ecol*, 1988, **2**: 23~44
- 6 Soule M E, Wilcox B A. Conservation Biology, An Evolutionary Perspective. Mass.: Sinauer, Sunderland, 1980.
- 7 Soule M E. What is conservation biology? *Bioscience*, 1985, **35**: 727~734
- 8 Thomas M B, Watten S C, Sotherton N W. Creation of 'island' habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods, predator densities and species composition. *J Appl Ecol*, 1992, **29**: 524~531
- 9 邬建国. 生态学范式变迁综论. *生态学报*, 1996, **16**(5): 449~460
- 10 Harrison S. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biol J Linn Soc*, 1991, **42**: 73~88
- 11 Hobbs R J. Landscape ecology and conservation: moving from description to application. *Pac Conserv Biol*, 1994, **1**: 170~176
- 12 Simberloff D. The contribution of population and community biology to conservation science. *Ann Rev Ecol Syst*, 1988, **19**: 473~511
- 13 Hanski I. Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biol J Linn Soc*, 1991, **42**: 17~38
- 14 Levin S A. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 1992, **73**: 1943~1967
- 15 Noss R F. From plant communities to landscape in conservation inventories: a look at the Nature Conservancy (USA). *Biol Conserv*, 1987, **41**: 11~37
- 16 Noss R F. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv Biol*, 1990, **4**: 355~364
- 17 O'Neill R V, Milne B T, Turner M G *et al.* Resource utilization scale and landscape pattern. *Landscape Ecol*, 1988, **2**: 63~69
- 18 Hobbs R J, Saunders D A, Arnold G W. Integrated landscape ecology: a Western Australian perspective. *Biol Conserv*, 1993, **64**: 231~238
- 19 Franklin J F. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscape? *Ecol Appl*, 1993, **3**: 202~205
- 20 Noss R F. A regional landscape approach to maintain biodiversity. *Bioscience*, 1983, **33**: 700~706
- 21 Diamond J M. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. *Biol Conserv*, 1975, **7**: 129~146
- 22 Noss R F, Harris L D. Nodes, networks and MUMs: preserving biodiversity at all scales. *Envir Manag*, 1986, **10**: 299~309
- 23 Pickett S T A, Wu J, Cadenasso M L. Patch dynamics and the ecology of disturbed ground. In: Walker L R ed. Ecosystems of the world, Ecosystems of Disturbed Ground [s. l.]; Elsevier Science Publishers, 1998.
- 24 Watt A S. Pattern and process in the plant community. *J Ecol*, 1947, **35**: 1~22
- 25 Wiens J A, Stenseth N C, Horne B V *et al.* Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 1993, **66**: 369~380
- 26 Brussard P F. The role of ecology in biological conservation. *Ecol Appl*, 1991, **1**: 6~12
- 27 Lindenmayer D B, Nix H A. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conserv Biol*, 1993, **7**: 627~630
- 28 Allen T F H., Starr T B. Hierarchy, perspectives for ecological complexity. Chicago: University of Chicago Press.

- 1982.
- 29 Opdam P. Metapopulation theory and habitat fragmentation; a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecol.* 1991, 4: 93~106
 - 30 Pickett S T A, Cadenasso M L. Landscape ecology; spatial heterogeneity in ecological systems. *Science*. 1995, 269, 331~334
 - 31 Wiens J A. What is landscape ecology, really? *Landscape Ecol.* 1992, 7: 149~150
 - 32 Wu J, Loucks O L. From balance of nature to hierarchical patch dynamics; a paradigm shift in ecology. *Q Rev Biol.* 1995, 70: 439~466
 - 33 Pickett S T A, White P S. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Florida; Academic Press, Orlando, 1985.
 - 34 Pulliam H R., Dunning J B, Liu J. Population dynamics in complex landscapes. a case study. *Ecol Appl.* 1992, 2: 165~177
 - 35 Baker W I. The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves. *Landscape Ecol.* 1992, 7: 181~194
 - 36 Hansson L, Angelstam P. Landscape ecology as a theoretical basis for nature conservation. *Landscape Ecol.* 1991, 5: 191~201
 - 37 Harrison S, Fahrig L. Landscape pattern and population conservation. In: Hansson L, Fahrig L, Merriam G eds. Mosaic landscape and Ecological Processes. London; Chapman & Hall, 1995.
 - 38 Paine R T, Levin S A. Intertidal landscapes disturbance and the dynamics of pattern. *Ecol Monogr.* 1981, 51: 145~178
 - 39 Merriam G. Ecological processes in the time and space of farmland mosaics. In: Zonneveld I S, Forman R T T eds. Changing Landscapes; An Ecological Perspective. New York; Springer-Verlag, 1990. 121~133
 - 40 Naveh Z. Some remarks on recent developments in landscape ecology as a transdisciplinary ecological and geographic science. *Landscape Ecol.* 1991, 5: 65~73
 - 41 Forman R T T, Godron M. Landscape Ecology. New York; Wiley and Sons, 1986.
 - 42 Fahrig L, Merriam G. Conservation of fragmentation populations. *Conserv Biol.* 1994, 8: 50~59
 - 43 Wu J, Levin S A. A spatial patch dynamic modeling approach to pattern and process in an annual grassland. *Ecol Monogr.* 1994, 64: 447~464
 - 44 Forman R T T. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecol.* 1995, 10: 133~142
 - 45 Harrison R L. Toward a theory of inter-refuge corridor design. *Conserv Biol.* 1992, 6: 293~295
 - 46 Arnold G W. Incorporating landscape pattern into conservation programs. In: Hansson L, Fahrig L, Merriam G eds. Mosaic Landscapes and Ecological Processes. London; Chapman & Hall, 1995.
 - 47 Turner M G. Landscape ecology; the effect of pattern and process. *Ann Rev Ecol Syst.* 1989, 20: 171~197
 - 48 Arnold G W. The influence of ditch and hedgerow structure, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *J Appl Ecol.* 1983, 20: 731~750
 - 49 Saunders D A, Hobbs R J, Margules C R. Biological consequences of ecosystem fragmentation; a review. *Conserv Biol.* 1991, 5: 18~32
 - 50 邬建国. 岛屿生物地理学理论: 模型与应用. 生态学杂志, 1989, 8(8), 34~39
 - 51 韩兴国. 岛屿生物地理学理论与生物多样性保护, 见: 中国科学院生物多样性委员会主编. 生物多样性研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社, 1994. 83~103
 - 52 Hobbs R J. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western Australian Wheatbelt. *Biol Conserv.* 1993, 64: 193~201
 - 53 Merriam G. Landscape dynamics in farmland. *Trends Ecol Evol.* 1988, 19: 16~20
 - 54 Saunders D H, Hobbs R J, Arnold G W. The Kellerberrin project on fragmented landscapes, a review of current information. *Biol Conserv.* 1993, 64: 185~192