

人为不同干扰条件下荒漠啮齿动物群落 格局的动态特征

——动物与植物群落的典型相关分析

武晓东¹, 阿娟^{1,*}, 付和平¹, 金珩²

(1. 内蒙古农业大学, 呼和浩特 010018; 2. 内蒙古师范大学, 呼和浩特 010021)

摘要:群落的格局和动态是群落生态学和生态系统生态学研究中的基础问题,也是揭示群落结构和功能的核心问题。为了深入了解生态系统的结构与功能,研究啮齿动物群落格局在人为不同干扰下的动态特征,特别是研究荒漠区的脆弱生态系统中啮齿动物群落格局在人为不同干扰下的动态特征,是揭示人为干扰下荒漠生态系统结构和功能变化特征的基础。2002~2004 年在内蒙古阿拉善典型荒漠区,选择了 4 种不同干扰条件的生境,分别为禁牧区、过牧区、轮牧区和开垦区,研究了人为不同干扰下啮齿动物群落格局的变动趋势,应用典型相关方法分析了啮齿动物群落与植物群落不同干扰条件下的相互关系。结果表明,在两种观察尺度域上(标志样地和线路样地)动物群落变量与植物群落变量的相关关系表现为:动物群落变量与植物群落变量中的草本关系最为突出,在分析的两个尺度的 8 个样地中,除标志样地的过牧区外,其它 7 个样地均与草本关系密切,且绝大多数样地动物群落变量与草本的盖度和地上生物量呈负相关关系。这说明荒漠生态系统中,在 4 种干扰条件下,草本的特性,特别是草本的盖度和地上生物量对啮齿动物群落格局及其动态变化起到关键作用,其值越大,啮齿动物群落组成种的丰富度(数量)和生物量就越小。就同一种干扰条件下的两种尺度域上的情况看,动物群落和植物群落的相关性较突出的特点是:在禁牧区和开垦区,喜湿的种类(黑线仓鼠和草原黄鼠)与植被的相关性显著,在轮牧区和过牧区,喜旱的种类(小毛足鼠和三趾跳鼠)与植被的相关性显著,且均与草本呈负相关关系。

关键词:干扰;格局;群落;啮齿动物;典型相关;荒漠

文章编号:1000-0933(2008)12-5999-19 中图分类号:Q958 文献标识码:A

Desert rodent communities patterns under different disturbances: the canonical correlation analysis of rodent and plant communities

WU Xiao-Dong¹, A Juan^{1,*}, FU He-Ping¹, JIN Heng²

1 Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010019, China

2 Inner Mongolia Normal University, Hohhot 010021, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(12): 5999 ~ 6017.

Abstract: Four site types, under different kinds of disturbed habitats, were selected in the typical region of the Alashan Desert of Inner Mongolia; this selection dates back from April to October 2002, 2003 and 2004 respectively, i. e. a farmland area, a rotational-grazing area, a over-grazing area and a prohibited-grazing area. The rodent communities' fluctuating tendency was studied by using mark-recapture and trap-day methods. The four kinds of mark-recapture sites and

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30160019, 30560028, 30760044)

收稿日期:2007-06-11; **修订日期:**2008-09-03

作者简介:武晓东(1959~),男,内蒙古集宁人,博士,教授,主要从事草原野生动物生态和草地保护研究。E-mail: wuxiaodong_hgh@163.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ajuan4303136@126.com

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 30160019, 30560028, 30760044)

Received date: 2007-06-11; **Accepted date:** 2008-09-03

Biography: WU Xiao-Dong, Ph. D., mainly engaged in ecology of grassland wildlife and protecting grassland. E-mail: wuxiaodong_hgh@163.com

that of line sites were taken in different disturbance areas. The area of the mark-recapturing site was 0.95 hm^2 and the line site 10 km^2 . The samples were collected every month in the mark-recapturing sites for 4 consecutive days and in line sites in April, July, and October every year. The variable matrix was composed of captured numbers of the rodent communities. The relationship between rodent communities and plant ones was analyzed with Canonical Correlation Analysis (CCA) under different disturbances.

The results shows that the relation between the rodent communities variables and herbage ones of plant communities is significant, on two scales in three years, under different disturbances excepting over-grazing area of marking sites, where 7 of the 8 sites analyzed are closer with herbage in two scales. The relation between the rodent community's variables and the coverage, biomass above ground of herbage ones is negative. This shows that the coverage and biomass above ground of herbage took a key effect to pattern and dynamics of rodent communities under 4 different disturbances in desert ecosystem. The coverage values and biomass above ground of herbage are higher, and those of richness and biomass of rodent communities composition species are lower. Under the same disturbance, on two scales, the main characteristic of mutuality between rodent communities and plants is as follows: In farmland and prohibited areas, the mutuality between hydrophilic species (*Cricetulus barabensis* and *Spermophilus dauricus*) and vegetation is significant. In rotational-grazing and over-grazing areas, the mutuality between xerophilic species (*Dipus sagitta* and *Phodopus roborovskii*) and vegetation is very indicative. And above mutuality between animal species and herbage of vegetation is negative.

Key Words: canonical correlation; rodent community; desert; disturbance; pattern

从局部地点到全球的所有尺度上,人类通过其各种各样的活动正在改变着生物群落的组成^[1]。由于人类主导的景观变得更加普遍,人类的活动导致了栖息地的破碎化(habitat fragmentation),结果自然栖息地的斑块(patch)变成了景观的永久结构特征^[2]。对生物群落和种的栖息地破碎化效果的了解,对于生物区系的保护和管理变得日益重要^[3]。关于人类导致自然栖息地破碎化的效果讨论常常集中在自然群落的结构和功能的破碎化效果上以及对破碎化敏感的物种上,许多研究焦点已集中在栖息地(或岛屿)面积与生物数量的关系上^[4~9]。当今有关生态学中的格局-过程-尺度新理论与栖息地破碎化理论,集中了大量有关啮齿动物群落的研究^[10~15]。自 Levin 提出格局和尺度是生态学中的核心问题,使得种群生物学和生态系统科学成为一体,也使得基础生态学和应用生态学相结合^[16]。啮齿动物群落在栖息地破碎化过程中的格局是当今群落生态学格局—过程—尺度研究的前沿性课题,在北美集中了较多的研究^[17~30],栖息地破碎化改变了自然存在的景观镶嵌体,同时也改变了在多种空间尺度上无数的生态学过程,但对于破碎化对长期生态过程(比如演替)的影响仍然知之很少,大多数有关演替的研究是集中在植被的直接变化上,而很少将注意力放到同时经历了演替的消费者集团上^[31]。了解和预测生物群落的动态是生态学家长期追求的中心目标。由于人类的活动在影响生态系统过程中扮演着越来越重要的角色,因而预测这些影响的直接和间接效果的能力变成一种优先的事情,预测对群落扰动的效果能力的核心就是群落动态模型的应用^[32]。寻求物种在自然中的分布和受干扰后景观支配(dictating)格局的原因在生态科学中具有第一重要性,而建立物种分布与环境特征之间关系是广泛应用的方法,典范分析中的冗余分析(RDA)、典型相关分析(CCA)和基于距离的冗余分析(db RDA)对于通过环境预测值构建群落模型是永恒的工具,这些工具为实施直接解释被研究物种中的普遍性和唯一性关系方面与环境变量的联系提供了方法^[33]。

有关荒漠区人为干扰下啮齿动物群落格局的动态变化研究国内研究较少,2002~2004年在内蒙古阿拉善典型荒漠区,研究了人为不同干扰下啮齿动物群落格局,应用典型相关分析方法分析了啮齿动物群落与植物群落在不同干扰条件下的相互关系,现将结果报道如下。

1 研究区自然概况

研究地位于内蒙古阿拉善左旗南部的天然荒漠景观中,地理坐标为东经 $104^{\circ}10' \sim 105^{\circ}30'$,北纬 $37^{\circ}24'$

~38°25',地处腾格里沙漠东缘。植被稀疏,结构单调,覆盖度低,一般仅1%~20%。植物种类贫乏,主要以旱生、超旱生和盐生的灌木、半灌木、小灌木和小半灌木为主,多年生优良禾本科牧草和豆科牧草较少。建群植物以藜科、菊科和蒺藜科为主,其次为蔷薇科、柽柳科。地形起伏不平,丘陵、沙丘与平滩相间。气候为典型的高原大陆性气候,冬季严寒、干燥,夏季酷热,昼夜温差大,极端最低气温-36℃,最高气温42℃。年平均气温8.3℃,无霜期156d。年降水量45~215 mm,极不均匀,主要集中在7~8月份。年蒸发量3000~4700 mm。土壤为棕漠土淋溶作用微弱,土质松散、瘠薄,表土有机质含量1%~1.5%,含有较多的可溶性盐。

依据该地区对草地利用程度的不同,选择4种不同干扰条件的生境布设样地。分别为:I、开垦区,已开垦8 a,植被主要以人工种植的梭梭(*Haloxylon ammodendrom*)、沙拐枣(*Calligonum mongolicum*)等半灌木、小灌木和多年生牧草花棒(*Hedysarum scoparium*)、紫花苜蓿(*Medicago sativa*)等为主,伴生有小蓬(*Nanophyton erinaceum*)、雾滨藜(*Bassia dasyphylla*)等1年生杂类草,植被盖度可达65%。土壤为沙壤,水分含量2.77%~10.58%。II、轮牧区,面积60 hm²,草地采取围栏轮牧,轮牧方式为划分为4小个区,放牧100只羊,各个小区每月放牧一次,对地上植被进行适度利用,植被以霸王(*Zygophyllum pterocarpum*)建群,其次为红砂(*Reaumures soongorica*)、刺叶柄棘豆(*Oxytropis aciphylla*)等多年生小灌木,伴生有骆驼蓬(*Peqanum nigellastrum*)、雾滨藜等1年生植物,植被盖度24.5%。土壤为沙壤,水分含量2.46%~9.32%。III、过牧区,此区为常年不间断过度放牧利用,,放牧植被以白刺(*Nitraria* ssp.)、霸王建群,伴生有红砂、刺叶柄棘豆、糙隐子草(*Cleistogenes squarosa*)等多年生植物和绵蓬(*Suaeda glauca*)、条叶车前(*Plantago lessingii*)等1年生植物,植被盖度较低为8.5%。土壤表面严重沙化,水分含量4.66%~12.46%。IV、禁牧区,此区已禁牧6 a以上,植被以红砂、珍珠(*Salsola passerina*)建群,其次为霸王、驼绒藜(*Ceratoides latens*)、狭叶锦鸡儿(*Caragana stenophylla*)、油蒿(*Artemisia ordosica*)等小灌木,草本以白草(*Pennisetum flaeidum*)为优势,其次为糙隐子草,伴生有雾滨藜等植物,植被盖度较高为29.5%。土壤为沙壤,水分含量4.40%~8.22%。

2 研究方法

2.1 野外取样和数据集构成

2002~2004每年的4~10月在阿拉善荒漠区的典型地区,选择了4种不同干扰条件的生境,分别为开垦区、轮牧区、过牧区和禁牧区,在每种干扰类型的地段设计了标志流放区,面积为0.95 hm²,采用标志重捕法,笼距和行距为15 m×15 m,每月连捕4d。同时为保证笼捕取样和铗捕取样互不影响,在4种不同干扰条件的生境中另外选择了4条线路取样(每条线路面积约10 km²),采用铗日法调查,每条线路布设4个样地,每个样地面积10 hm²,布放500铗日,每条线路共布放2000铗日,取样时间为每年的4、7、10月份。对选择的4种干扰类型(开垦区、轮牧区、过牧区、禁牧区)在2个观察尺度上(标志样地和线路样地)应用CCA(典型相关分析)方法分析了动物群落与植物群落之间的相关性。在每种干扰类型中动物群落变量组由群落组成种的丰富度(捕获量比例)、生物量比例构成,植物群落变量组由灌木的高度、盖度、密度及地上生物量(干重)和草本的高度、盖度、密度及地上生物量(干重)构成,进行动物和植物群落两组变量整体之间的相关性分析。

动物变量由以下16个组成,x₁:五趾跳鼠(*Allactaga sibirica*)的捕获量比例;x₂:五趾跳鼠的生物量比例;x₃:三趾跳鼠(*Dipus sagitta*)的捕获量比例;x₄:三趾跳鼠的生物量比例;x₅:子午沙鼠(*Meriones meridianus*)的捕获量比例;x₆:子午沙鼠的生物量比例;x₇:黑线仓鼠(*Cricetulus barabensis*)的捕获量比例;x₈:黑线仓鼠的生物量比例;x₉:小毛足鼠(*Phodopus roborovskii*)的捕获量比例;x₁₀:小毛足鼠的生物量比例;x₁₁:长爪沙鼠(*Meriones unguiculatus*)的捕获量比例;x₁₂:长爪沙鼠的生物量比例;x₁₃:短尾仓鼠(*Cricetulus eversmanni*)的捕获量比例;x₁₄:短尾仓鼠的生物量比例;x₁₅:草原黄鼠(*Spermophilus dauricus*)的捕获量比例;x₁₆:草原黄鼠的生物量比例。动物生物量为每百铗日所捕获的重量,动物生物量比例为该种生物量占所在样地动物总生物量的比例。

植物变量由以下8个组成,x₁₇:为灌木高度;x₁₈:灌木盖度;x₁₉:灌木密度;x₂₀:灌木地上生物量;x₂₁:草本高度;x₂₂:草本盖度;x₂₃:草本密度;x₂₄:草本地上生物量。灌木指标为动物取样样地中,3个10 m×10 m重复样方的均值;草本指标为每个灌木样方中3个1 m×1 m重复样方的均值。

2.2 典型相关分析(CCA)方法概述

2.2.1 CCA(canonical correlation analysis)的原理

研究两组变量之间的相关性,是许多实际问题的需要。例如,研究一组变量指标 $(x_1, \dots, x_p)$ 与其相应的另一组变量指标 $(y_1, \dots, y_q)$ 之间的相关性,当 $p = q = 1$ 时,就是两个变量之间的简单相关分析问题;当 $p > 1, q = 1$ 时,就是一个因变量与多个自变量之间的多元相关分析问题;当 p, q 均大于1时,就是研究两组多变量之间的相关性,称为典型相关分析(canonical correlation analysis)。

1936年,Hotelling首先把线性相关性推广两个随机向量的讨论之中,提出了典型相关分析。

设 $X = (x_1, x_2, \dots, x_p)'$, $Y = (y_1, y_2, \dots, y_q)'$, 是两个相互关联的随机向量。利用主成分的思想,分别在两组变量中选取若干代表性的综合变量 V_i, W_i , 每个综合变量都是原变量的一个线性组合,即:

$$\begin{cases} V_i = a_{i1}x_1 + a_{i2}x_2 + \dots + a_{ip}x_p = a'_i X \\ W_i = b_{i1}y_1 + b_{i2}y_2 + \dots + b_{iq}y_q = b'_i Y \end{cases}$$

用 X 和 Y 的线性组合 $a'_i X$ 和 $b'_i Y$ 之间的相关来研究 X 和 Y 之间的相关。要想找到 a 和 b ,使

$$\rho(a'_i X, b'_i Y) = \max \rho(a'_i X, b'_i Y)$$

$$\rho(a'_i X, b'_i Y) = \frac{\text{Cov}(a'_i X, b'_i Y)}{\sqrt{\text{Var}(a'_i X)} \sqrt{\text{Var}(b'_i Y)}}$$

就是要找一组系数 $a = (a_1, \dots, a_p)'$ 及 $b = (b_1, \dots, b_q)'$, 使得新变量之间有可能最大的相关系数, 称 (V_1, W_1) 为第一对典型相关变量, 它们之间的相关系数 $r(V_1, W_1)$ 简记为 r_1 。同理, 可求得第2, 第3, ..., 第 k (k 小于等于 p, q 中的较小者)对典型相关变量以及与之对应的相关系数 $r_2, r_3, \dots, r_k$ 。各对典型相关变量所包括的相关信息互不交叉, 且满足: 各 V_i 和 W_i 的均数都为0, 方差都为1。即: $\text{Var}(a'_i X) = 1, \text{Var}(b'_i Y) = 1$, 则称 $a'_i X, b'_i Y$ 是 X, Y 的第1对典型相关变量。求出第1对典型相关变量后, 还可以去求第2对、第3对典型相关变量, 使得各对之间互不相关。这些典型相关变量就反映了 X 与 Y 之间线性相关的情况。也可以按照相关系数绝对值的大小来排列各对典型变量的先后次序。第1对相关系数绝对值最大, 第2对次之……更重要的是可以检验各对典型变量的相关系数绝对值是否显著地大于0。如果是, 这一对综合变量就具有代表性; 如果不是, 这一对变量就不具有代表性, 不具有代表性的变量就可以忽略。这样就可通过对少数典型变量的研究, 代替原来两组变量之间相关关系的研究, 从而抓住问题的本质。^[34]

典型相关分析可以提出多对典型变量, 首先找到典型变量间的相关系数最大, 称为第1对典型变量。然后再找到第2对典型变量, 其典型相关系数第2大, 且与第1对典型变量不相关。最多一共可以找到的典型变量的个数为原始变量中变量数较小的那一组的变量数, 且每一个典型变量与其他典型变量均不相关。但是, 绝大多数情况下, 前1、2对典型变量已携带了大部分信息, 这也和因子分析中的情形非常类似^[35]。

CCA要求两个数据矩阵, 本文中一个是动物数据矩阵; 一个是植物数据矩阵。不同于以前的直接梯度分析, CCA可以结合多个环境因子一起分析从而更好反映群落与环境的关系。在种类和环境因子不特别多的情况下, CCA可将样方排序, 种类排序及环境因子排序表示在一个图上, 可以直观地看出它们之间的关系。1986年以来, Break及其合作者多次应用CCA, 并取得了较满意的结果^[36]。

2.2.2 CCA的展示结果:

典型相关分析的结果主要有以下几部分: 首先输出的是典型相关系数、特征根以及系数的检验结果(本文在表中列出的只是特征根以及系数的检验结果)。接下来是特征根以及相应的统计量, 4列数值依次是特征根、相邻两个特征根之差、特征根所占方差信息量的比例和累计方差信息比例, 值得注意的是第3列特征根所占方差的比例, 表示的是特征根所解释的总变异的比例, 表2可见第1对典型变量所能解释的变异占到了总变异的65.78%, 第2对典型变量所能解释的变异占到了总变异的16.68%、两者相加占82.47%, 第3和第4个典型相关系数的作用很小, 一共只解释总变异的17.53%, 可以不予考虑。

接下来是对典型相关系数的检验, 具体采用似然比法, 所求的似然比统计量近似服从 F 分布。第1行检

验的是第一典型相关系数以及比它小的两个典型相关系数是否为 0(本文表 2 可见 $F = 1.95, P = 0.0281$), 因此这 3 个典型相关系数中至少有一个是不为 0 的。故可以认为只有第 1 个典型相关系数有统计学意义。

此后输出为 Multivariate Statistic and F Approximations, 是按照多元方差分析的原理进行第 1 典型相关系数是否为 0 的检验, 4 种检验方法中一般参照 Wilks' Lambda 检验的结果。

最后是根据 SAS 计算得出的原始变量和典型变量的换算公式(即关系式)^[35]。

2.2.3 CCA 的评价标准

一般地评价标准从 3 方面考虑:第 1 是在运用 SAS8.2 运行后, 计算出的第 1 和第 2 典型变量的特征值累积贡献率应大于 75%。

第 2 是对典型相关系数的检验, 具体引用似然比法, 所求的似然比统计量近似服从 F 分布, 检验计算出的典型相关系数中至少有一个是不为 0。之后所做的各种多元统计及相应的 F 检验结果表明计算出的典型相关系数都是极显著地不为 0。

第 3 是求出典型变量对和典型相关系数后, 把具有显著差异的典型相关系数对应的典型变量对保留下来, 并给予合理的解释, 是典型相关分析做得好坏的关键。

另外, CCA 包括多元回归, 故也同样面临着多元回归的种种不足, 同时环境因子数量和质量的挑选很重要, 应该选择那些对群落结构有着重要影响的因子, 而且数量(相对于样方)不能大。

CCA 不适用于简单的(趋于线性结构)的数据, 但适于较复杂的数据, 虽然 CCA 包括对应分析, 但它无需去趋势, 拱形的出现代表数据的真实结构^[35]。

3 研究结果

3.1 标志样地 4 种不同干扰下啮齿动物群落变量与植物群落的典型相关分析

首先对 4 种干扰类型中啮齿动物群落构成的变量组进行 PCA 分析, 结果见表 1。

表 1 人为不同干扰条件下(标志样地)动物群落变量组的 PCA 分析
Table 1 The PCA analysis of rodent communities under different disturbance in marking sites

开垦区 farmland area				轮牧区 rotational-grazing area				过牧区 over-grazing area			禁牧区 prohibited-grazing area		
P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P1	P2	P3
x_7	x_{10}	x_{16}	x_1	x_{15}	x_3	x_{10}	x_{13}	x_{10}	x_2	x_{15}	x_5	x_1	x_7
0.8682 ^a				0.7922 ^a				0.8413 ^a			0.7905 ^a		

x_1 : 五趾跳鼠的捕获量比例 ratio of *Allactaga sibirica* captured; x_2 : 五趾跳鼠的生物量比例 ratio of *Allactaga sibirica* biomass; x_3 : 三趾跳鼠的捕获量比例 ratio of *Dipus sagitta* captured; x_5 : 子午沙鼠的捕获量比例 ratio of *Meriones meridianus* captured; x_7 : 黑线仓鼠的捕获量比例 ratio of *Cricetulus barabensis* captured; x_{10} : 小毛足鼠的生物量比例 ratio of *Phodopus roborovskii* biomass; x_{13} : 短尾仓鼠的捕获量比例 ratio of *Cricetulus eversmanni* captured; x_{15} : 草原黄鼠的捕获量比例 ratio of *Spermophilus dauricus* captured; x_{16} : 草原黄鼠的生物量比例 ratio of *Spermophilus dauricus* biomass; a: 累积贡献率 cumulative percentage; P1 ~ P4: 主成分 principle components

由表 1 可知标志地的 4 种干扰类型中啮齿动物群落变量组在前 3 ~ 4 维主成分的累积方差贡献率均达到 79% 以上, 各变量在前 3 ~ 4 维主成分上的因子负荷量最大者分别是:

开垦区(farmland area) 黑线仓鼠丰富度(x_7), 小毛足鼠生物量比例(x_{10}), 草原黄鼠生物量比例(x_{16})和五趾跳鼠丰富度(x_1)

轮牧区(rotational-grazing area) 草原黄鼠丰富度(x_{15}), 三趾跳鼠丰富度(x_3), 小毛足鼠生物量比例(x_{10})和短尾仓鼠丰富度(x_{13})

过牧区(over-grazing area) 小毛足鼠生物量比例(x_{10}), 五趾跳鼠生物量比例(x_2)和草原黄鼠丰富度(x_{15})

禁牧区(prohibited-grazing area) 子午沙鼠丰富度(x_5), 五趾跳鼠丰富度(x_1)和黑线仓鼠丰富度(x_7)

根据表 1 分析得出的结果, 用各种干扰类型中 PCA 分析在前 3 ~ 4 维主成分的因子负荷量最大者动物变量和植物变量组成数据矩阵, 进行典型相关分析, 结果见表 2 ~ 5。

由表 2 可知,标志样地开垦区动物群落与植物群落的第 1 和第 2 典型相关变量的累积方差贡献率达 82.47%,其显著性检验达到显著差异($P < 0.05$),多变量的多种统计检验中的 Wilks' Lambda 值也均达到显著水平($P < 0.05$)。根据表 2 中得出的动物群落变量和植物群落变量标准化的典型相关系数,得到以下表达式(1):

表 2 标志样地开垦区动物群落与植物群落的典型相关分析

Table 2 The canonical correlation analysis of rodent and plant communities under farmland in marking sites

	特征值 Eigenvalue	特征值差异 Difference	方差贡献率 Proportion	累积方差贡献率 Cumulative
1	5.4569	4.0729	0.6578	0.6578
2	1.3840	0.3212	0.1668	0.8247
3	1.0628	0.6713	0.1281	0.9528
4	0.3915		0.0472	1.0000

	似然率 Ratio	F 值 F Value	自由度 1 Num DF1	自由度 2 Den DF2	显著性水平 $Pr > F$
1	0.02263341	1.95	32	34.786	0.0281
2	0.14614101	1.33	21	29.265	0.2348
3	0.34839829	1.27	12	22	0.3004
4	0.71866865	0.94	5	12	0.4900

多变量检验的统计量与近似的 F 值 Multivariate statistics and F approximations

$S = 4$ $M = 1.5$ $N = 3.5$

Statistic	Value	F Value	Num DF	Den DF	$Pr > F$
Wilks' lambda	0.02263341	1.95	32	34.786	0.0281
Pillai's trace	2.2220934	1.87	32	48	0.0237
Hotelling-lawley trace	8.29510032	2.10	32	14.88	0.0654
Roy's greatest root	5.45687237	8.19	8	12	0.0008

动物群落变量标准化的典型相关系数

Standardized canonical coefficients for the VAR variable of rodent communities

	FSD1	FSD2	FSD3	FSD4
x_1	-0.3757	0.2125	-0.5126	1.0990
x_7	-0.2968	-0.1066	0.5596	1.1392
x_{10}	0.5667	0.7796	0.3009	0.1588
x_{16}	0.8248	-0.4107	-0.0817	0.4768

植物群落变量标准化的典型相关系数

Standardized canonical coefficients for the WITH variables of plant communities

	ZB1	ZB2	ZB3	ZB4
x_{17}	-0.1904	-0.7844	0.4912	0.3985
x_{18}	-0.7512	0.4921	1.2049	-0.0671
x_{19}	0.1193	-0.9180	0.4836	0.2815
x_{20}	0.1514	-0.0599	0.2203	-0.1065
x_{21}	-0.0177	-0.4040	-0.5458	0.8815
x_{22}	0.8085	-0.5155	-1.1264	-0.1988
x_{23}	-0.4137	0.5320	0.3221	0.3801
x_{24}	0.6803	0.6388	0.2236	0.0589

x_1 : 五趾跳鼠的捕获量比例 ratio of *Allactaga sibirica* captured; x_2 : 五趾跳鼠的生物量比例 ratio of *Allactaga sibirica* biomass; x_3 : 三趾跳鼠的捕获量比例 ratio of *Dipus sagitta* captured; x_4 : 三趾跳鼠的生物量比例 ratio of *Dipus sagitta* biomass; x_5 : 子午沙鼠的捕获量比例 ratio of *Meriones meridianus* captured; x_6 : 子午沙鼠的生物量比例 ratio of *Meriones meridianus* biomass; x_7 : 黑线仓鼠的捕获量比例 ratio of *Cricetulus barabensis* captured; x_8 : 黑线仓鼠的生物量比例 ratio of *Cricetulus barabensis* biomass; x_9 : 小毛足鼠的捕获量比例 ratio of *Phodopus roborovskii* captured; x_{10} : 小毛足鼠的生物量比例 ratio of *Phodopus roborovskii* biomass; x_{11} : 长爪沙鼠的捕获量比例 ratio of *Meriones unguiculatus* captured; x_{12} : 长爪沙鼠的生物量比例 ratio of *Meriones unguiculatus* biomass; x_{13} : 短尾仓鼠的捕获量比例 ratio of *Cricetulus eversmanni* captured; x_{14} : 短尾仓鼠的生物量比例 ratio of *Cricetulus eversmanni* biomass; x_{15} : 草原黄鼠的捕获量比例 ratio of *Spermophilus dauricus* captured; x_{16} : 草原黄鼠的生物量比例 ratio of *Spermophilus dauricus* biomass; x_{17} : 灌木高度 shrub high; x_{18} : 灌木盖度 shrub coverage; x_{19} : 灌木密度 shrub density; x_{20} : 灌木地上生物量 shrub biomass of above ground; x_{21} : 草本高度 herbage high; x_{22} : 草本盖度 herbage coverage; x_{23} : 草本密度 herbage density; x_{24} : 草本地上生物量 herbage biomass of above ground

$$\text{开垦区 } FSD1 = -0.3757x_1 - 0.2968x_7 + 0.5667x_{10} + 0.8248x_{16}$$

$$FSD2 = 0.2125x_1 - 0.1066x_7 + 0.7796x_{10} - 0.4107x_{16}$$

$$ZB1 = -0.1904x_{17} - 0.7512x_{18} + 0.1193x_{19} + 0.1514x_{20}$$

$$-0.0177x_{21} + 0.8085x_{22} - 0.4137x_{23} + 0.6803x_{24}$$

$$\begin{aligned} \text{ZB2} = & -0.7844x_{17} + 0.4921x_{18} - 0.9180x_{19} - 0.0599x_{20} \\ & - 0.4040x_{21} - 0.5155x_{22} + 0.5320x_{23} + 0.6388x_{24} \end{aligned} \quad (1)$$

FSD1 为动物群落第 1 典型变量(the first canonical variable of rodent communities);FSD2 为动物群落第 2 典型变量(the second canonical variable of rodent communities); ZB1 为植物群落第 1 典型变量(the first canonical variable of plant communities);ZB2 为植物群落第 2 典型变量(the second canonical variable of plant communities)。

由表 3 可知,标志样地轮牧区动物群落与植物群落的第 1 典型相关变量的累积方差贡献率达 86.79%,其显著性检验达到极显著差异($P < 0.01$),多变量的多种统计检验中的 Wilks' Lambda 值也均达到极显著水平($P < 0.01$)。根据表 3 中得出的动物群落变量和植物群落变量标准化的典型相关系数,得到以下表达式:

$$\begin{aligned} \text{轮牧区 FSD1} = & 0.0801x_3 - 0.1650x_{10} + 0.9772x_{13} - 0.0340x_{15} \\ \text{ZB1} = & 0.0558x_{17} + 0.6066x_{18} + 0.0001x_{19} + 0.0370x_{20} - 0.1687x_{21} - \\ & 0.5893x_{22} + 0.0664x_{23} + 0.6651x_{24} \end{aligned} \quad (2)$$

表 3 标志样地轮牧区动物群落与植物群落的典型相关分析

Table 3 The canonical correlation analysis of rodent and plant communities under rotational-grazing in marking sites

	特征值 Eigenvalue	特征值差异 Difference	方差贡献率 Proportion	累积方差贡献率 Cumulative	
1	21.3049	18.6262	0.8679	0.8679	
2	2.6787	2.1838	0.1091	0.9770	
3	0.4949	0.4254	0.0202	0.9972	
4	0.0695		0.0028	1.0000	
	似然率 Ratio	F 值 F Value	自由度 1 Num DF	自由度 2 Den DF	显著性水平 Pr > F
1	0.00762219	2.99	32	34.786	0.0010
2	0.17001218	1.19	21	29.265	0.3269
3	0.62542709	0.48	12	22	0.9023
4	0.93498165	0.17	5	12	0.9700
多变量检验的统计量与近似的 F 值 Multivariate statistics and F approximations					
		S = 4	M = 1.5	N = 3.5	
Statistic	Value	F Value	Num DF	Den DF	Pr > F
Wilks' lambda	0.00762219	2.99	32	34.786	0.0010
Pillai's trace	2.07943233	1.62	32	48	0.0623
Hotelling-lawley trace	24.54812068	6.20	32	14.88	0.0003
Roy's greatest root	21.30491267	31.96	8	12	<0.0001
动物群落变量标准化的典型相关系数					
Standardized canonical coefficients for the VAR variable					
	FSD1	FSD2	FSD3	FSD4	
x ₃	0.0801	0.8869	0.4436	0.5559	
x ₁₀	-0.1650	-0.2761	0.8405	0.6194	
x ₁₃	0.9772	-0.2157	-0.0902	0.1032	
x ₁₅	-0.0340	0.1762	-0.6222	0.8404	
植物群落变量标准化的典型相关系数					
Standardized canonical coefficients for the WITH variables					
	ZB1	ZB2	ZB3	ZB4	
x ₁₇	0.0558	0.5509	0.8007	-0.0502	
x ₁₈	0.6066	0.1285	-0.2346	-0.0052	
x ₁₉	0.0001	0.2380	-0.7125	0.4159	
x ₂₀	0.0370	-0.2178	0.7752	0.9623	
x ₂₁	-0.1687	-0.5866	0.0968	-0.7457	
x ₂₂	-0.5893	0.9634	1.1754	-0.0308	
x ₂₃	0.0664	-0.1943	-0.1181	0.0792	
x ₂₄	0.6651	-0.7693	-0.7526	-0.1888	

变量 x₁ ~ x₂₄ 同表 2 The variables x₁ ~ x₂₄ were the same as table 2

由表 4 可知,标志样地过牧区动物群落与植物群落的第一典型相关变量的累积方差贡献率达 77.12%,其显著性检验达到极显著差异($P < 0.01$),多变量的多种统计检验中的 Wilks' Lambda 值也均达到极显著水平($P < 0.01$)。根据表 4 中得出的动物群落变量和植物群落变量标准化的典型相关系数,得到以下表达式:

$$\text{过牧区 } \text{FSD1} = 0.6307x_2 + 0.7942x_{10} - 0.1822x_{15}$$

$$\text{ZB1} = -0.6983x_{17} - 0.1369x_{18} + 0.6355x_{19} + 0.7070x_{20} - 0.0607x_{21} + 0.5450x_{22} + 0.3681x_{23} + 0.2200x_{24} \quad (3)$$

表 4 标志样地过牧区动物群落与植物群落的典型相关分析

Table 4 The canonical correlation analysis of rodent and plant communities under over-grazing in marking sites

	特征值 Eigenvalue	特征值差异 Difference	方差贡献率 Proportion		累积方差贡献率 Cumulative
1	7.9099	5.7567	0.7712		0.7712
2	2.1532	1.9602	0.2099		0.9812
3	0.1930		0.0188		1.0000
	似然率 Ratio	F 值 F Value	自由度 1 Num DF	自由度 2 Den DF	显著性水平 $Pr > F$
1	0.02983605	2.91	24	29.604	0.0032
2	0.26583710	1.48	14	22	0.2006
3	0.83824265	0.39	6	12	0.8742
多变量检验的统计量与近似的 F 值 Multivariate statistics and F approximations					
		S = 3	M = 2	N = 4	
Statistic	Value	F Value	Num DF	Den DF	Pr > F
Wilks' lambda	0.02983605	2.91	24	29.604	0.0032
Pillai's trace	1.73238678	2.05	24	36	0.0250
Hotelling-lawley trace	10.25611936	3.92	24	15.508	0.0037
Roy's greatest	7.90992816	11.86	8	12	0.0001
动物群落变量标准化的典型相关系数					
Standardized canonical coefficients for the VAR Variable					
	FSD1	FSD2	FSD3		
x_2	0.6307	0.8187	0.4132		
x_{10}	0.7942	-0.5978	0.1854		
x_{15}	-0.1822	0.2418	1.0712		
植物群落变量标准化的典型相关系数					
Standardized canonical coefficients for the WITH Variables					
	ZB1	ZB2	ZB3		
x_{17}	-0.6983	-0.3891	-0.8274		
x_{18}	-0.1369	0.2356	-0.6808		
x_{19}	0.6355	0.5685	0.6455		
x_{20}	0.7070	-0.4199	1.6852		
x_{21}	-0.0607	0.9511	0.1803		
x_{22}	0.5450	-0.6236	-0.5431		
x_{23}	0.3681	-0.0513	0.3717		
x_{24}	0.2200	-0.2738	-0.3986		

变量 $x_1 \sim x_{24}$ 同表 2 The variables $x_1 \sim x_{24}$ were the same as table 2

由表 5 可知,标志样地禁牧区动物群落与植物群落的第一典型相关变量的累积方差贡献率达 78.708%,其显著性检验达到极显著差异($P < 0.01$),多变量的多种统计检验中的 Wilks' Lambda 值未均达到显著水平。根据表 5 中得出的动物群落变量和植物群落变量标准化的典型相关系数,得到以下表达式:

$$\text{禁牧区 } \text{FSD1} = -0.5337x_1 - 0.4736x_5 + 0.5849x_7$$

$$\text{ZB1} = 0.1399x_{17} + 1.5946x_{18} - 0.4196x_{19} + 0.1628x_{20} - 0.0670x_{21} - 0.7438x_{22} + 0.3149x_{23} - 0.0993x_{24} \quad (4)$$

由表达式(1)可知,开垦区动物群落变量指标的第 1 和第 2 典型变量主要由 x_{16} (草原黄鼠生物量)和 X_{10} (小毛足鼠生物量)决定,植物群落变量指标的第 1 典型变量主要由 x_{18} (灌木的盖度)和 x_{22} (草本的盖

度)决定,第2典型变量主要由 x_{19} (灌木的密度)和 x_{24} (草本的地上生物量)决定。 x_{16} 、 x_{10} 和 x_{18} 、 x_{19} 符号相反,表明是负相关性,即草原黄鼠和小毛足鼠生物量越大,灌木的盖度和密度越小,而 x_{16} 、 x_{10} 和 x_{22} 、 x_{24} 的符号相同,表明是正相关关系,即草本的盖度和地上生物量越大,草原黄鼠和小毛足鼠的生物量越大。

表 5 标志样地禁牧区动物群落与植物群落的典型相关分析

Table 5 The canonical correlation analysis of rodent and plant communities under prohibited-grazing in marking sites

	特征值 Eigenvalue	特征值差异 Difference	方差贡献率 Proportion	累积方差贡献率 Cumulative	
1	9.0709	7.0951	0.7808	0.7808	
2	1.9759	1.4048	0.1701	0.9508	
3	0.5710	0.0492	1.0000		
	似然率 Ratio	F 值 F Value	自由度 1 Num DF	自由度 2 Den DF	显著性水平 Pr > F
1	0.02123855	3.42	24	29.604	0.0009
2	0.21389223	1.83	14	22	0.0998
3	0.63651769	1.14	6	12	0.3961
4	0.02123855	3.42	24	29.604	0.0009
多变量检验的统计量与近似的 F 值 Multivariate statistics and F approximations					
		S = 3	M = 2	N = 4	
Statistic	Value	F Value	Num DF	Den DF	Pr > F
Wilks'	Lambda	0.02123855	3.42	24	29.604
Pillai's	Trace	1.92815174	2.70	24	36.
Hotelling-Lawley	Trace	11.61787277	4.45	24	15.508
Roy's	Greatest	Root	9.07094422	13.61	8
动物群落变量标准化的典型相关系数					
Standardized canonical coefficients for the VAR variable					
	FSD1	FSD2	FSD3	FSD4	
x1	-0.5337	0.0291	0.9006		
x5	-0.4736	-1.0074	0.1191		
x7	0.5849	-0.6875	0.6214		
植物群落变量标准化的典型相关系数					
Standardized canonical coefficients for the WITH variables					
	ZB1	ZB2	ZB3	ZB4	
x17	0.1399	-0.4638	-0.6142		
x18	1.5946	0.1420	-1.9021		
x19	-0.4196	0.6105	-0.4526		
x20	0.1628	0.6056	0.1471		
x21	-0.0670	0.0264	-0.0042		
x22	-0.7438	-0.2156	1.9195		
x23	0.3149	0.3651	-0.8399		
x24	-0.0993	-0.1098	1.0296		

变量 $x_1 \sim x_{24}$ 同表 2 The variables $x_1 \sim x_{24}$ were the same as table 2

由表达式(2)可知,轮牧区动物群落变量指标的第1典型变量主要由 x_{13} (短尾仓鼠的丰富度)决定,植物群落变量指标的第1典型变量主要由 x_{22} (草本的盖度)和 x_{24} (草本的地上生物量)决定, x_{13} 和 x_{22} 符号相反,表明是负相关性,即短尾仓鼠的丰富度越大,草本的盖度越小,而 x_{13} 和 x_{24} 的符号相同,表明是正相关关系,即草本的生物量越大,短尾仓鼠的丰富度越大。

由表达式(3)可知,过牧区动物群落变量指标的第1典型变量主要由 x_{10} (小毛足鼠生物量)决定,植物群落变量指标的第1典型变量主要由 x_{17} (灌木的高度)和 x_{20} (灌木的地上生物量)决定, x_{10} 和 x_{17} 的符号相反,表明它们是负相关性,即小毛足鼠生物量越大,灌木的高度越小,反之则越大; x_{10} 与 x_{20} 的符号相同,表明它们是正相关性,即小毛足鼠生物量越大,灌木的地上生物量越大,反之则越小。

由表达式(4)可知,禁牧区动物群落变量指标的第1典型变量主要由 x_7 (黑线仓鼠的丰富度)决定,植物群落变量指标的第1典型变量主要由 x_{18} (灌木的盖度)和 x_{22} (草本的盖度)决定, x_7 与 x_{18} 符号相同,表明是正相关性,即灌木的盖度越大,黑线仓鼠的丰富度越大。 x_7 和 x_{22} 的符号相反,表明是负相关性,即草本的

盖度越小,黑线仓鼠的丰富度越大。

3.2 线路样地 4 种不同干扰下啮齿动物群落变量与植物群落的典型相关分析

对 4 种干扰类型线路样地啮齿动物群落构成的变量组进行 PCA 分析,结果见表 6。

表 6 不同干扰条件下(线路样地)动物群落变量组的 PCA 分析

Table 6 The PCA of rodent communities under different disturbance(line sites)

开垦区 farmland area				轮牧区 rotational-grazing area					过牧区 over-grazing area					禁牧区 prohibited-grazing area		
P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	P5	P1	P2	P3	P4	P5	P1	P2	P3
x5	x6	x14	x2	x4	x11	x9	x13	x7	x3	x1	x11	x15	x5	x3	x6	x14
x7	x9			x5									x10	x7		
0.8270 ^a				0.8074 ^a					0.8140 ^a					0.8111 ^a		

x1: 五趾跳鼠的捕获量比例 ratio of *Allactaga sibirica* captured; x2: 五趾跳鼠的生物量比例 ratio of *Allactaga sibirica* biomass; x3: 三趾跳鼠的捕获量比例 ratio of *Dipus sagitta* captured; x4: 三趾跳鼠的生物量比例 ratio of *Dipus sagitta* biomass; x5: 子午沙鼠的捕获量比例 ratio of *Meriones meridianus* captured; x6: 子午沙鼠的生物量比例 ratio of *Meriones meridianus* biomass; x7: 黑线仓鼠的捕获量比例 ratio of *Cricetulus barabensis* captured; x9: 小毛足鼠的捕获量比例 ratio of *Phodopus roborovskii* captured; x10: 小毛足鼠的生物量比例 ratio of *Phodopus roborovskii* biomass; x11: 长爪沙鼠的捕获量比例 ratio of *Meriones unguiculatus* captured; x13: 短尾仓鼠的捕获量比例 ratio of *Cricetulus eversmanni* captured; x14: 短尾仓鼠的生物量比例 ratio of *Spermophilus eversmanni* biomass; x15: 草原黄鼠的捕获量比例 ratio of *Citellus dauricus* captured; a: 累积贡献率 cumulative percentage; P1 ~ P5: 主成分 principle components

由表 6 可知线路样地的 4 种干扰类型中啮齿动物群落变量组在前 3 ~ 5 维主成分的累积方差贡献率均达到 80% 以上,各变量在前 3 ~ 5 维主成分上的因子负荷量最大者分别是:

- 开垦区 子午沙鼠丰富度(x5),黑线仓鼠丰富度(x7),子午沙鼠生物量比例(x6),
小毛足鼠丰富度(x9),短尾仓鼠生物量比例(x14),五趾跳鼠生物量比例(x2)。
- 轮牧区 三趾跳鼠生物量比例(x4),子午沙鼠丰富度(x5),黑线仓鼠丰富度(x7),
小毛足鼠丰富度(x9),长爪沙鼠丰富度(x11),短尾仓鼠丰富度(x13)。
- 过牧区 五趾跳鼠丰富度(x1),三趾跳鼠丰富度(x3),子午沙鼠丰富度(x5),
小毛足鼠生物量比例(x10),长爪沙鼠丰富度(x11),草原黄鼠丰富度(x15)。
- 禁牧区 三趾跳鼠丰富度(x3),子午沙鼠生物量比例(x6),黑线仓鼠丰富度(x7),
短尾仓鼠生物量比例(x14)。

根据表 6 分析得出的结果,用各种干扰类型中 PCA 分析在前 3 ~ 4 维主成分的因子负荷量最大者动物变量和植物变量组成数据矩阵,进行典型相关分析,结果见表 7 ~ 10。

由表 7 可知,线路样地开垦区动物群落与植物群落的第一和第二典型相关变量的累积方差贡献率达 87.11%,其显著性检验达到极显著差异($P < 0.01$),多变量的多种统计检验中的 Wilks' Lambda 值未达到显著水平。根据表 5 中得出的动物群落变量和植物群落变量标准化的典型相关系数,得到以下表达式:

$$\begin{aligned}
 \text{开垦区 } FSD1 &= 0.5505x_2 + 0.0317x_5 + 0.1554x_6 + 0.1207x_7 - 0.1921x_9 + 1.0078x_{14} \\
 FSD2 &= -0.8802x_2 - 0.0590x_5 + 0.1550x_6 - 0.2060x_7 - 0.1622x_9 + 0.2366x_{14} \\
 ZB1 &= 0.2240x_{17} - 0.4594x_{18} - 0.3933x_{19} + 0.5072x_{20} \\
 &\quad + 0.2475x_{21} + 1.2203x_{22} - 0.1572x_{23} - 0.1086x_{24} \\
 ZB2 &= -0.1975x_{17} - 1.0875x_{18} + 1.2921x_{19} - 0.8171x_{20} \\
 &\quad - 1.0074x_{21} + 0.3357x_{22} + 0.1843x_{23} + 1.0266x_{24}
 \end{aligned} \quad (5)$$

由表 8 可知,线路样地禁牧区动物群落与植物群落的第一和第二典型相关变量的累积方差贡献率达 80.85%,其显著性检验达到极显著差异($P < 0.01$),多变量的多种统计检验中的 Wilks' lambda 值未达到显著水平。根据表 5 中得出的动物群落变量和植物群落变量标准化的典型相关系数,得到以下表达式:

表 7 线路样地开垦区动物群落与植物群落的典型相关分析

Table 7 The canonical correlation analysis of rodent and plant communities under farmland in line sites

	特征值 Eigenvalue	特征值差异 Difference	方差贡献率 Proportion	累积方差贡献率 Cumulative	
1	7.2633	5.6110	0.7097	0.7097	
2	1.6524	1.0070	0.1614	0.8711	
3	0.6453	0.1711	0.0631	0.9342	
4	0.4743	0.2963	0.0463	0.9805	
5	0.1779	0.1564	0.0174	0.9979	
6	0.0215		0.0021	1.0000	

	似然率 Ratio	F 值 F Value	自由度 1 Num DF	自由度 2 Den DF	显著性水平 Pr > F
1	0.01563157	3.11	48	112.31	<0.0001
2	0.12916902	1.78	35	99.182	0.0144
3	0.34260427	1.27	24	84.936	0.2092
4	0.56370124	1.07	15	69.415	0.4012
5	0.83104371	0.63	8	52	0.7487
6	0.97891113	0.19	3	27	0.8996

多变量检验的统计量与近似的 F 值 Multivariate statistics and F approximations

S = 6M = 0.5N = 10

Statistic	Value	F Value	Num DF	Den DF	Pr > F
Wilks'	Lambda	0.01563157	3.11	48	112.31
Pillai's	Trace	2.38802290	2.23	48	162
Hotelling-Lawley	Trace	10.23479372	4.42	48	58
Roy's	Greatest	Root	7.26334414	24.51	8

动物群落变量标准化的典型相关系数

Standardized canonical coefficients for the VAR Variable

	FSD2	FSD1	FSD3	FSD4	FSD5	FSD6
x2	0.5505	-0.8802	1.6699	0.0061	0.7458	0.3239
x5	0.0317	-0.0590	0.7370	-4.8541	-4.6494	3.1293
x6	0.1554	0.1550	1.3345	2.4282	3.7980	-0.9900
x7	0.1207	-0.2060	2.3742	-2.2304	-2.1801	2.7432
x9	-0.1921	-0.1622	-0.2216	-0.4562	0.0260	1.2165
x14	1.0078	0.2366	0.5364	0.2151	0.1342	0.3571

植物群落变量标准化的典型相关系数

Standardized canonical coefficients for the WITH Variables

	ZB1	ZB2	ZB3	ZB4	ZB4	ZB4
x17	0.5505	-0.8802	1.6699	0.0061	0.7458	0.3239
x18	0.0317	-0.0590	0.7370	-4.8541	-4.6494	3.1293
x19	0.1554	0.1550	1.3345	2.4282	3.7980	-0.9900
x20	0.1207	-0.2060	2.3742	-2.2304	-2.1801	2.7432
x21	-0.1921	-0.1622	-0.2216	-0.4562	0.0260	1.2165
x22	1.0078	0.2366	0.5364	0.2151	0.1342	0.3571
x23	0.5505	-0.8802	1.6699	0.0061	0.7458	0.3239
x24	0.0317	-0.0590	0.7370	-4.8541	-4.6494	3.1293

变量 x1 ~ x24 同表 2 (the variables x1 ~ x24 were the same as table 2)

$$\begin{aligned}
 \text{轮牧区 } FSD1 &= 0.1479x_4 - 0.7038x_5 + 0.1642x_7 - 0.8835x_9 + 0.1371x_{11} + 0.0755x_{13} \\
 FSD2 &= -0.0678x_4 + 0.4595x_5 + 0.6464x_7 - 0.3503x_9 - 0.5520x_{11} + 0.0060x_{13} \\
 ZB1 &= -1.9117x_{17} + 1.7440x_{18} - 0.3879x_{19} + 0.0845x_{20} \\
 &\quad + 0.3205x_{21} - 4.5239x_{22} - 0.5019x_{23} + 5.2561x_{24} \\
 ZB2 &= -1.4400x_{17} + 2.0632x_{18} - 0.3163x_{19} - 0.7958x_{20} \\
 &\quad + 0.3925x_{21} - 7.2438x_{22} - 0.4026x_{23} + 7.0557x_{24}
 \end{aligned}$$

(6)

表 8 线路样地轮牧区动物群落与植物群落的典型相关分析

Table 8 The canonical correlation analysis of rodent and plant communities under rotational-grazing in line sites

	特征值 Eigenvalue	特征值差异 Difference	方差贡献率 Proportion	累积方差贡献率 Cumulative
1	2.6363	1.7057	0.5976	0.5976
2	0.9306	0.5754	0.2109	0.8085
3	0.3552	0.0654	0.0805	0.8890
4	0.2898	0.1319	0.0657	0.9547
5	0.1579	0.1160	0.0358	0.9905
6	0.0419		0.0095	1.0000

	似然率 Ratio	F 值 F Value	自由度 1 Num DF	自由度 2 Den DF	显著性水平 $Pr > F$
1	0.06755565	1.71	48	112.31	0.0112
2	0.24565433	1.12	35	99.182	0.3219
3	0.47425443	0.84	24	84.936	0.6727
4	0.64271406	0.80	15	69.415	0.6697
5	0.82895383	0.64	8	52	0.7412
6	0.95981268	0.38	3	27	0.7704

多变量检验的统计量与近似的 F 值 Multivariate statistics and F approximations

$S = 6 \quad M = 0.5 \quad N = 10$

Statistic	Value	F Value	Num DF	Den DF	$Pr > F$
Wilks'	Lambda	0.06755565	1.71	48	112.31
Pillai's	Trace	1.87031738	1.53	48	162
Hotelling-lawley	Trace	4.41161194	1.90	48	58
Roy's	Greatest Root	2.63632523	8.90		8

动物群落变量标准化的典型相关系数

Standardized canonical coefficients for the VAR variable

	FSD1	FSD2	FSD3	FSD4	FSD5	FSD6
x_4	0.1479	-0.0678	0.0877	0.2573	1.6746	0.9287
x_5	-0.7038	0.4590	0.1903	0.3550	1.3696	1.4043
x_7	0.1642	0.6464	-0.6010	-0.4335	0.3494	0.2313
x_9	-0.8835	-0.3503	-0.3958	-0.104	1.1700	0.7761
x_{11}	0.1371	-0.5520	-0.1475	0.0280	-0.0485	0.9710
x_{13}	-0.0755	0.0060	0.5016	-0.8247	0.2766	0.3487

植物群落变量标准化的典型相关系数

Standardized canonical coefficients for the WITH variables

	ZB1	ZB2	ZB3	ZB4		
x_{17}	-1.9117	-1.4400	-3.3507	-0.6147	-0.4339	-2.1797
x_{18}		1.7440	2.0632	-0.5548	-2.9838	-1.0970
x_{19}	-0.3879	-0.3163	-1.0481	0.8019	-0.8924	-0.9031
x_{20}		0.0845	-0.7958	-0.8245	0.1497	-0.1273
x_{21}		0.3205	0.3925	0.9975	1.9242	1.2513
x_{22}	-4.5239	-7.2438	-3.2472	3.0747	1.8209	-3.0066
x_{23}	-0.5019	-0.4026	-0.4794	0.0793	0.5126	0.3528
x_{24}		5.2561	7.0557	6.6702	-1.6997	-0.9149

变量 $x_1 \sim x_{24}$ 同表 2 The variables $x_1 \sim x_{24}$ were the same as table 2

由表 9 可知,线路样地过牧区动物群落与植物群落的第 1 和第 2 典型相关变量的累积方差贡献率达 76.80%,其显著性检验几乎达到显著差异 ($P < 0.05$),多变量的多种统计检验中的 Wilks' lambda 值几乎达到显著水平。根据表 5 中得出的动物群落变量和植物群落变量标准化的典型相关系数,得到以下表达式:

$$\text{过牧区 } FSD1 = 0.3572x_1 + 1.0969x_3 - 0.0091x_5 + 0.4234x_{10} - 0.1653x_{11} - 0.1964x_{15}$$

$$FSD2 = -1.2636x_1 - 2.6430x_3 - 2.2714x_5 - 2.1896x_{10} - 0.0744x_{11} + 0.2076x_{15}$$

$$ZB1 = -0.5963x_{17} + 0.7427x_{18} - 1.7975x_{19} - 0.2337x_{20}$$

$$+ 0.4793x_{21} + 1.7321x_{22} + 0.7466x_{23} - 0.6532x_{24}$$

$$ZB2 = -0.0805x_{17} + 0.5297x_{18} - 0.3211x_{19} + 0.2901x_{20}$$

$$+ 0.9208x_{21} - 0.0920x_{22} + 0.1814x_{23} - 0.0120x_{24}$$

(7)

表 9 线路样地过牧区动物群落与植物群落的典型相关分析

Table 9 The canonical correlation analysis of rodent and plant communities under over-grazing in line sites

	特征值 Eigenvalue	特征值差异 Difference	方差贡献率 Proportion	累积方差贡献率 Cumulative
1	1.7572	0.9273	0.5216	0.5216
2	0.8299	0.5031	0.2464	0.7680
3	0.3267	0.0337	0.0970	0.8650
4	0.2931	0.1494	0.0870	0.9520
5	0.1437	0.1256	0.0427	0.9946
6	0.0181		0.0054	1.0000

	似然率 Ratio	F 值 F Value	自由度 1 Num DF	自由度 2 Den DF	显著性水平 $Pr > F$
1	0.09922576	1.40	48	112.31	0.0745
2	0.27358135	1.02	35	99.182	0.4504
3	0.50061509	0.78	24	84.936	0.7551
4	0.66418353	0.74	15	69.415	0.7366
5	0.85883427	0.51	8	52	0.8405
6	0.98225781	0.16	3	27	0.9206

多变量检验的统计量与近似的 F 值 Multivariate statistics and F approximations

 $S = 6 \quad M = 0.5 \quad N = 10$

Statistic	Value	F Value	Num DF	Den DF	$Pr > F$
Wilks' Lambda	0.09922576	1.40	48	112.31	0.0745
Pillai's Trace	1.70712792	1.34	48	162	0.0905
Hotelling-Lawley Trace	3.36859465	1.45	48	58	0.0866
Roy's Greatest Root	1.75716057	5.93	8	27	0.0002

动物群落变量标准化的典型相关系数

Standardized canonical coefficients for the VAR variable

	FSD1	FSD2	FSD3	FSD4	FSD5	FSD6
x_1	0.3572	-1.2636	0.8448	0.2658	-0.7827	-0.0673
x_3	1.0969	-2.643	-0.2465	1.4407	-1.2790	0.3091
x_5	-0.0091	-2.2714	0.0012	0.7564	-1.0411	0.7145
x_{10}	0.4234	-2.189	-0.3256	0.7582	-1.0342	-0.6268
x_{11}	-0.1653	-0.0744	0.2923	0.6935	0.5958	-0.2975
x_{15}	-0.1964	0.207	0.0234	0.6710	-0.7478	-0.1532

植物群落变量标准化的典型相关系数

Standardized canonical coefficients for the WITH variables

	ZB1	ZB2	ZB3	ZB4	ZB5	ZB6
x_{17}	-0.5963	-0.0805	0.6171	-0.2634	0.7299	0.5230
x_{18}	0.742	0.5297	0.1590	0.1773	-1.1112	0.3430
x_{19}	-1.7975	-0.3211	1.0233	-1.5680	-0.0251	-1.3701
x_{20}	-0.2337	0.2901	-0.1440	0.5453	-0.5764	0.3188
x_{21}	0.479	0.920	-1.226	-0.6779	-0.3253	0.0032
x_{22}	1.732	-0.0920	-1.0269	1.5396	0.4709	1.8016
x_{23}	0.746	0.1814	-1.082	-1.7207	-1.5158	1.2265
x_{24}	-0.6532	-0.0120	2.0609	1.5500	1.7841	-1.3798

变量 $x_1 \sim x_{24}$ 同表 2 The variables $x_1 \sim x_{24}$ were the same as table 2

由表 10 可知,线路样地禁牧区动物群落与植物群落的第 1、第 2 和第 3 典型相关变量的累积方差贡献率达 88.98%,其显著性检验达到极显著差异 ($P < 0.01$),多变量的多种统计检验中的 Wilks' lambda 值达到显著水平 ($P < 0.01$)。根据表 10 中得出的动物群落变量和植物群落变量标准化的典型相关系数,得到以下表达式:

$$\begin{aligned}
 \text{禁牧区} \quad & \text{FSD1} = -0.3626x_3 + 0.4930x_6 + 0.7793x_7 - 0.1978x_{14} \\
 & \text{FSD2} = -0.2059x_3 - 0.1773x_6 - 0.0227x_7 + 0.8765x_{14} \\
 & \text{FSD3} = 0.9048x_3 - 0.0767x_6 + 1.0145x_7 + 0.0553x_{14} \\
 & \text{ZB1} = 0.4009x_{17} - 0.4838x_{18} - 0.1734x_{19} - 0.1618x_{20} \\
 & \quad + 0.1491x_{21} - 0.3018x_{22} + 0.7381x_{23} + 0.3870x_{24}
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 ZB2 &= 0.2650x_{17} + 1.9959x_{18} - 0.6662x_{19} - 0.5627x_{20} \\
 &\quad + 0.7053x_{21} - 1.3189x_{22} - 1.1648x_{23} + 1.2995x_{24} \\
 ZB3 &= 0.2251x_{17} - 0.1058x_{18} + 0.0899x_{19} - 0.5048x_{20} \\
 &\quad - 0.1922x_{21} + 0.7561x_{22} - 2.3409x_{23} + 2.6334x_{24}
 \end{aligned} \tag{8}$$

表 10 线路样地禁牧区动物群落与植物群落的典型相关分析

Table 10 The canonical correlation analysis of rodent and plant communities under prohibited-grazing in line sites

	特征值 Eigenvalue	特征值差异 Difference	方差贡献率 Proportion		累积方差贡献率 Cumulative
1	2.0792	1.0033	0.4526		0.4526
2	1.0759	0.1432	0.2342		0.6868
3	0.9327	0.4263	0.2030		0.8898
4	0.5064		0.1102		1.0000
	似然率 Ratio	F 值 F Value	自由度 1 Num DF	自由度 2 Den DF	显著性水平 Pr > F
1	0.05373683	3.41	32	90.103	<0.0001
2	0.16546558	3.00	21	72.337	0.0003
3	0.34349219	3.06	12	52	0.0025
4	0.66385587	2.73	5	27	0.0400
多变量检验的统计量与近似的 F 值 Multivariate statistics and F approximations					
S = 4 M = 1.5 N = 11					
Statistic	Value	F Value	Num DF	Den DF	Pr > F
Wilks' lambda	0.05373683	3.41	32	90.103	<0.0001
Pillai's trace	2.01224722	3.42	32	108	<0.0001
Hotelling-lawley trace	4.59411464	3.28	32	52.875	<0.0001
Roy's greatest root	2.07918370	7.02	8	27	<0.0001
动物群落变量标准化的典型相关系数					
Standardized canonical coefficients for the VAR variable					
	FSD1	FSD2	FSD3	FSD4	
x3	-0.3626	-0.2059	0.9048	1.0616	
x6	0.4930	-0.1773	-0.0767	1.2755	
x7	0.7793	-0.0227	1.0145	0.7845	
x14	-0.197	0.8765	0.0553	0.6944	
植物群落变量标准化的典型相关系数					
Standardized canonical coefficients for the WITH Variables					
	ZB1	ZB2	ZB3	ZB4	
x17	0.4009	0.2650	0.2251	0.3050	
x18	-0.4838	1.9959	-0.1058	-0.3243	
x19	-0.1734	-0.6662	0.0899	-0.5738	
x20	-0.1618	-0.5627	-0.5048	0.4140	
x21	0.1491	0.7053	-0.1922	0.3858	
x22	-0.3018	-1.3189	0.7561	0.3570	
x23	0.7381	-1.1648	-2.3409	-1.0067	
x24	0.3870	1.2995	2.6334	0.1386	

变量 x1 ~ x24 同表 2 The variables x1 ~ x24 were the same as table 2

由第(5)式可知,线路样地的开垦区其动物群落变量指标的第1典型变量主要由 x14(短尾仓鼠生物量)决定,第2典型变量主要由 x2(五趾跳鼠生物量)决定,其植物群落变量指标的第1典型变量主要由 x22(草本的盖度)决定,第2典型变量主要由 x19(灌木的密度)决定。x14 与 x22、x19 的符号相同,说明是正相关关系,即草本的盖度越大,灌木的密度越高,短尾仓鼠的生物量越大,x2 与 x22、x19 的符号相反,说明是负相关关系,即草本的盖度越大,灌木的密度越高,五趾跳鼠的生物量越低。

由第(6)式可知,线路样地的轮牧区其动物群落变量指标的第1典型变量主要由 x9(小毛足鼠丰富度)决定,第2典型变量主要由 x7(黑线仓鼠丰富度)决定,其植物群落变量指标的第2典型变量主要由 x24(草地上生物量)决定,第2典型变量主要由 x22(草本盖度)决定。x9 与 x24 的符号相反,说明是负相关关系,与

x_{22} 的符号相同,是正相关关系,即地上生物量越高或草本的盖度越低,小毛足鼠的丰富度越小。 x_7 与 x_{22} 的符号相反,说明是负相关关系,与 x_{24} 的符号相同,是正相关关系,即草本的盖度越低或地上生物量越高,黑线仓鼠的丰富度越高。

由第(7)式可知,线路样地的过牧区其动物群落变量指标的第一和第二典型变量均主要由 x_3 (三趾跳鼠丰富度) 决定,由于本区动物群落与植物群落的相关性未达显著水平,而第一典型变量所占信息量远比第二典型变量大,所以分析只考虑第一典型变量。其植物群落变量指标的第一典型变量主要由 x_{19} (灌木的密度) 决定,第2典型变量主要由 x_{21} (草本的高度) 决定。 x_3 与 x_{19} 的符号相反,说明是负相关关系,即灌木的密度越高,三趾跳鼠的丰富度越小。 x_3 与 x_{21} 的符号相同,说明是正相关关系,即草本的高度越高,三趾跳鼠的丰富度越大。

由第(8)式可知,线路样地的禁牧区其动物群落变量指标的第1典型变量主要由 x_7 (黑线仓鼠丰富度) 决定的,第2典型变量主要由 x_{14} (短尾仓鼠生物量) 决定的,第3典型变量主要由 x_7 (黑线仓鼠丰富度) 决定,其植物群落变量指标的第1典型变量主要由 x_{23} (草本的密度) 决定,第2典型变量主要由 x_{18} (灌木的盖度) 决定的,第3典型变量主要由 x_{24} (草本的地上生物量) 决定。 x_7 、 x_{14} 与 x_{23} 、 x_{18} 、 x_{24} 的符号相同,说明是正相关关系,即较大尺度下禁牧干扰区,草本的密度、地上生物量越大,灌木的盖度越高,黑线仓鼠的丰富度和短尾仓鼠的生物量越大。

在两种观察尺度域上(标志样地和线路样地)动物群落变量与植物群落变量的典型相关分析突出地表现为动物群落变量与植物群落变量中的草本关系最为突出,在分析的两个尺度的8个样地中,除标志样地的过牧区外,其它7个样地均与草本关系密切,且绝大多数样地动物群落变量与草本的盖度和地上生物量呈负相关关系,这说明荒漠生态系统中在各种干扰条件下,草本的特性特别是草本的盖度和地上生物量对啮齿动物群落格局及其动态变化起到关键作用,其值越大,啮齿动物群落组成种的丰富度(数量)和生物量就越小。

就同一种干扰条件下的两种尺度域上的情况看,动物群落和植物群落的相关性表现出较突出的特点是在禁牧区和开垦区喜湿的种类(黑线仓鼠和草原黄鼠)与植被的相关性显著,在轮牧区和过牧区喜旱的种类(小毛足鼠和三趾跳鼠)与植被的相关性显著,且与草本呈负相关关系。

4 讨论

4.1 关于干扰与景观异质性和栖息地破碎化

干扰出现在从个体到景观的所有层次上,干扰是景观的一种主要的生态过程,它是景观异质性的主要来源之一,不同尺度、性质和来源的干扰是景观结构和功能变化的根据^[37]。根据不同的分类原则干扰可分为自然干扰和人为干扰;内部干扰和外部干扰;物理干扰、化学干扰、生物干扰;局部干扰和跨边界干扰。干扰在类型、范围、频率和强度上有变化^[39],干扰是引起景观异质性的第一原因,理论和实践研究已证明时间和空间异质性影响群落中物种的多样性、共存和生态阈值,许多干扰减少了优势种群的丰富度,增加了资源的可利用性,并且为竞争力弱的物种创造了组群的机会,干扰创造了在不同演替阶段的斑块类型的镶嵌体,从而导致在区域内从一点到另一点在资源利用性、物种组成、植被结构和系统过程的高度变异,在草地生态系统中,在一个复杂的干扰界内的干扰之间的相互作用可能是时间和空间异质性的源头^[38]。人为干扰是区别于自然干扰的一种主要干扰方式,是指人类生产、生活和其它社会活动形成的干扰体对自然环境和生态系统施加的各种影响,人为干扰体及其对生态系统影响的研究,已经成为现代生态学研究的热点^[39]。当今国际上发展的趋势是深入研究和揭示栖息地破碎化和景观的斑块对动物群落在不同尺度域上的影响特征和动物群落对生态学干扰的反应^[40~50]。Nupp 等指出,关于人类导致自然栖息地破碎化效果的讨论常常集中在自然群落的结构和功能的破碎化上以及破碎化敏感物种上,栖息地破碎化的效果可以认为是改变主要的物种,根据它们在对栖息地的面积、栖息地斑块的孤立性以及边缘斑块的变化的敏感性,作者假设对林地斑块的敏感性反应与6种小型哺乳动物个体大小的变化相反,进行检验^[51]。Hames 等指出,人类引起的栖息地破碎化是与许多敏感性物种种群的下降相关联的,集合种群动态理论(meta-population dynamics)早已在寻求敏感物种对破碎化

反应的驱动格局这样的过程,然而这样的理论的预测检验在脊椎动物中很少^[46]。Schweiger 等在 Kansas 研究栖息地破碎化中植物和小型哺乳动物演替过程中的相互作用时指出,如果植物在不同大小的破碎化斑块上发生的不同,那么消费者群落空间的全部格局可能反映的是个体和种群对景观变化特征和局地植被动态两者反映的合成性^[31]。Barry 等研究了火烧后人工实验控制(干扰)草地后小型啮齿动物群落演替的变化特征发现,4 种啮齿动物组成的群落产生了退化演替,其演替的次序为 *Mus domesticus* → *Pseudomys novaehollandiae* → *P. gracilecaudatus* → *Rattus lutreolus*,这种演替证明了植被密度的影响作用^[52]。

人为干扰后栖息地破碎化导致动物群落格局的变化及其物种的变化已有许多报道^[53],特别是在热带雨林或林地对啮齿类和鸟类的研究也有较多报道^[54]。我国的荒漠生态系统由于人口压力和不合理的使用,受人为干扰严重,研究的结果显示了在 4 种不同干扰条件下,荒漠啮齿动物群落与植物群落之间的变化关系,确定的 4 种干扰类型为开垦、轮牧、过牧和禁牧,这只是一种干扰强度的定性分类,而对这 4 种干扰类型的定量研究与啮齿动物群落格局,过程及尺度的关系则是今后进一步深入研究的内容。Timothy and Janet 指出,预测群落对于干扰的反应需要详细的有关物种相互作用的机制模型,这些模型难于构建,而且对于大量的生态系统很难利用^[55]。

4.2 关于群落研究的尺度

尺度问题是自然科学的中心问题之一^[53],更是生态系统中的核心问题^[54]。所谓尺度是指观察研究对象(物体或过程)的空间分辨度或时间单位^[56],又标志着对所研究对象的了解水平。在生态学研究,空间尺度是指所研究生态系统的面积大小或者是单元的空间分辨水平^[57]。尺度在生态系统演替的空间分析中非常重要,但是如何正确的确定生态系统演替的空间和时间尺度,一直是深入讨论和研究的领域^[53]。但到目前为止,大多数科学研究结果均来源于小尺度(小区,小区域)研究,这些尺度研究结果在某种程度上反映了一定大尺度问题,但其准确度有多大还不不清楚^[37]。King 认为,不同等级上的生态系统之间存在信息交流,这种信息交流就构成了等级之间的相互关系,而这种联系使尺度上推和下推成为可能。尺度选择却经常按照人的感知能力或技术逻辑关系的限制来完成^[58]。长期以来,群落生态学家常常观察到来自群落外的、强大的自然力迅速破坏群落结构的现象,因为群落尺度接近于人类感官尺度,所以在这一尺度上干扰的影响显而易见^[59]。Adelá 等研究昆虫群落不同空间和时间尺度上多样性与栖息地异质性关系时指出,尽管许多研究者都同意生态群落在不同的空间和时间上受发生过程的影响,但有关群落过程的尺度效应的实验知识却很少^[60]。Harte 等在验证 HEAP(hypothesis of equal allocation profanities)假说时提出,进一步利用不同的分类组群的动物,比如繁殖鸟类窝巢位置的统计数据或者空间上明确的蝴蝶或哺乳动物统计的数据集,将有助于理解该假说的限制范围,另一个任务是利用 HEAP 假说进一步改进统计技术将有限的局部尺度上获得的物种多样性和物种丰盛度的信息外推到景观和生物区系的尺度上^[61]。

在我们的研究中,观察的组织尺度是在群落这个尺度上,空间尺度设计为两个观察尺度,一个是较小的标志区(面积 0.95 hm²),另一个是较大的线路调查区(面积 10 km²)。这两个不同观察尺度的选择主要是根据野外取样技术上能够完成和按照人的感知能力。在标志区采用笼捕的方法调查,在线路样地采用缺日法调查。两种方法的捕获率经方差分析差异不显著($P > 0.05$)。从研究结果看,一方面表现为在两种观察尺度上(标志样地和线路样地)动物群落变量与植物群落变量的典型相关分析突出地表现为动物群落变量与植物群落变量中的草本关系最为突出,在分析的两个尺度的 8 个样地中,除标志样地的过牧区外,其它 7 个样地均与草本关系密切,且绝大多数样地动物群落变量与草本的盖度和地上生物量呈负相关关系,另一方面表现为就同一种干扰条件下的两种尺度上的情况看,动物群落和植物群落的相关性表现出较一致的特点是在禁牧区和开垦区喜湿的种类(黑线仓鼠和草原黄鼠)与植被的相关性显著,在轮牧区和过牧区喜旱的种类(小毛足鼠和三趾跳鼠)与植被的相关性显著,且与草本呈负相关关系。这说明荒漠生态系统中在各种干扰条件下,啮齿动物群落与植物群落的整体相互关系,在不同的尺度上并没有表现出尺度效应。

4.3 关于典型相关分析

典型相关分析(canonical correlation analysis, CCA)源于 Hotelling 1936 年在《生物统计》期刊上发表的一篇

论文《两组变式之间的关系》。典型相关分析是进行两组变量之间相关的分析技术,典型相关分析不是分别对其中一个变量组的每个变量做与另一组的多个变量之间的多元相关或多元回归,因为这样仍然不能得到两个变量组之间的整体相关的信息,由于自变量之间也存在着相关,多个多元相关或回归的结果是不能简单迭加在一起的。而典型相关分析则是将各组变量都作为整体来对待,因此它所描述的是两个变量组之间的整体的形式,而不是关于两个变量组中变量的相关^[62]。

由于典型相关分析是对两组指标的每一组指标作为整体考虑,它比一般相关分析仅考虑一个指标间的关系,或者一个指标与多个指标间的关系向前迈进了一大步,它更能反映现象的本质联系。因此,典型相关能够广泛地应用于变量群之间的相关分析研究^[63]。Wagner 指出,基于相关分析(CA)的其它方法能够适合一种单峰型物种反应,因此对于较长梯度的分析更为合适^[64]。由于这一结果,群落生态学家常常宁愿选择 CA 间接排序方法或者 CCA 这种直接排序方法。在构建物种—环境关系中应用 CCA 或者 RAD 已经发表超过了 1500 篇文章,充分证明了它们的成功性^[33]。Ter Braak and Schaffers 在 CCA 方法的基础上利用一种新方法(称其为 co-correspondence analysis)研究了甲虫群落和植物群落的相关性,取得了满意的结果^[65]。Peter 指出 CCA 早已被证明在描述鸟类群落与环境关系上是有效的^[66]。从结果看,在设计的 2 个观察尺度(标志样地和线路样地)的 4 种干扰类型中,分析的动物群落和植物群落的相关关系取得了较满意的结果,特别是动物群落与植物群落相关关系上突出地表现为草本的特性,特别是草本的盖度和地上生物量对啮齿动物群落格局及其动态变化起到关键作用,其值越大,啮齿动物群落组成种的丰富度(数量)和生物量就越小。这一研究结果表明在阿拉善荒漠区,通过调查啮齿动物群落的物种丰富度和生物量可对于荒漠区植被的利用(主要指在人为的不同利用方式下)和监测其动态变化具有重要的指示作用。

References:

- [1] Hooper D U, Chapin F S. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monograph*, 2005, 75 (1): 3—35.
- [2] Forman R T T, Godron M. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley and Sons, 1986.
- [3] Holling C S. Cross-scale morphology, geometry and dynamics of ecosystems. *Ecological Monograph*, 1992, 62(4): 447—502.
- [4] MacArthur R H, Wilson E O. *Theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 1967.
- [5] Fox B J, Fox M D. Factors determining mammal species richness on habitat islands and isolates: habitat diversity, disturbance, species interactions and guild assembly rules. *Global Ecology and Biogeography*, 2000, 9: 19—37.
- [6] David B L, Michael A M, Kirsten M P, *et al.* Habitat fragmentation, landscape context and mammalian assemblages in Southeastern Australia. *Journal of Mammalogy*, 2000, 81(3): 787—797.
- [7] Barbara J D, Lake D S, Scheiber E S G, *et al.* Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, stream. *Ecological Monographs*, 1998, 68(2): 237—257.
- [8] McCarthy M A, Lindenmayer D B. Incorporating meta-population dynamics of greater gliders into reserve design in disturbed landscapes. *Ecology*, 1999, 80: 651—667.
- [9] Rosenzweig M L. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 1995.
- [10] Steen H, Ims R A, Sonerud G A. Spatial and temporal patterns of small-rodent population dynamics at a regional scale. *Ecology*, 1996, 77: 2365—2372.
- [11] Antonio U, Gloria D, Barbara A E, *et al.* Small mammals in agricultural areas of the western Uanos of Venezuela: community structure, habitat associations and relative densities. *Journal of Mammalogy*, 2000, 81(2): 536—548.
- [12] Mark V L, David R P. Assembly and disassembly of mammal communities in a fragmented temperate rain forest. *Ecology*, 2000, 81(6): 1517—1532.
- [13] James L M, Steve J P, David A E, *et al.* Scale invariant spatial-temporal patterns of field vole density. *Journal of Animal Ecology*, 2001, 70: 101—111.
- [14] Matthew J B, Norman A S. Diversity of a grassland rodent community at varying temporal scales: the role of ecologically dominant species. *Journal of Mammalogy*, 2001, 82(4): 974—983.
- [15] Steephenn E W, Hellene M, John Winter. Spatial scale, species diversity and habitat structure small mammals in Australian tropical rain forest.

- Ecology, 2002, 85(5): 1317—1329.
- [16] Martin Hoyle. Experimentally fragmented communities are more aggregated. *Journal of Animal Ecology*, 2005, 74: 430—442.
- [17] Wu J, Loucks O L. From balance-of-nature to hierarchical patch dynamics: A paradigm shift in ecology. *Quarterly Review of Biology*, 1995, 70: 439—466.
- [18] Pickett S T A, White P S. The ecology of nature disturbance and patch dynamics. Orlando: Academic Press, 1985.
- [19] White D, *et al.* Assessing risk biodiversity from future landscape change. *Conservation Biology*, 1997, 11: 349—360.
- [20] Forman R T T. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 1986.
- [21] Colliinge S K. Ecological consequences of habitat fragmentation: Implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, 1996, 36: 59—77.
- [22] Thomas E. Nupp, Robert K Swihart. Landscape-level correlates of small-mammal assemblages in forest fragments of farmland. *J. of Mamm.* 2000, 81(2): 512—526.
- [23] Turner M G. Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1989, 20: 171—197.
- [24] Forman R T T, Land Mosaics: The ecology of landscape and regions. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.
- [25] McGarigal K, Mars B J. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Oregon State University, Covallis, OR, 1993.
- [26] Bowers M A, Matter S F. Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. *Journal of Mammalogy*, 1997, 78(2): 999—1013.
- [27] Johnson R, Ferguson J W H, Jaarsveld A S, *et al.* Delayed responses of small-mammal assemblages subject to afforestation-induced grassland fragmentation. *Journal of Mammalogy*, 2002, 83(1): 290—300.
- [28] Vazquez L B, Medellin R A, Cameron G N. Population and community ecology of small rodents in montane forest of western Mexico. *Journal of Mammalogy*, 2000, 81(1): 77—85.
- [29] Utrera A, Duno G, Ellis B A, *et al.* Small mammals in agricultural areas of the western Llanos of Venezuela: community structure, habitat associations, and relative densities. *Journal of Mammalogy*, 2000, 81(2): 536—548.
- [30] Zach F J, Carl E B, Jane H B. Rodent communities in grazed and un-grazed Arizona grassland, and a model of habitat relationships among rodents in southwestern grass/shrub-lands. *The American Midland Naturalist*, 2002, 149: 384—394.
- [31] William E S. The interaction of habitat fragmentation, plant, and small mammal succession in an old field. *Ecological Monography*, 2000, 70(3): 383—400.
- [32] Dave R, Clare V. Predicting the effects of perturbations on ecological communities: what can qualitative models offer? *Journal of Animal Ecology*, 2005, 74: 905—916.
- [33] Pedro R Peres-Neto. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 2006, 87(10): 2614—2625.
- [34] Huang Y, Wu P. *Apply and statistical analysis of SAS*. Beijing: Machinery Industry Press, 2006.
- [35] Xue F B, Zhang W T, Tian X Y. *Applied course of SAS 8.2 statistical software*. Beijing: Ordnance Industry Press and Hope Electron Press of Beijing, 2004.
- [36] Zhang J T. *Quantitative Ecology*. Beijing: Science Press, 2004.
- [37] Li M H, Peng S L, Shen W J, *et al.* Landscape ecology and restoration of degraded ecosystem. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(8): 1622—1628.
- [38] Scott L C, Melinda D S. Scale-dependent interaction of fire and grazing on community heterogeneity in tall-grass prairie. *Ecology*, 2006, 87(8): 2058—2067.
- [39] Fu B J, Chen L D, Ma K M, *et al.* *Principle and application of landscape ecology*. Beijing: Science Press, 2001, 73—80.
- [40] Lindenmayer D B, McCarthy M A, Parris K M, *et al.* Habitat fragmentation, landscape context, and mammalian assemblages in southeastern Australia. *Journal of Mammalogy*, 2000, 81(3): 787—797.
- [41] Lomolino M V, Perault D R. Assembly and disassembly of mammal communities in a fragmented temperate rain forest. *Ecology*, 2000, 81(16): 1517—1532.
- [42] Davies K F, Melbourne B A, Margules C R. Effects of within and between patch processes on community dynamics in a fragmentation experiment. *Ecology*, 2001, 82(7): 1830—1846.
- [43] Mackey R L, Currie D J. The diversity-disturbance relationship: Is it generally strong and peaked? *Ecology*, 2001, 82(12): 3479—3492.
- [44] Donovan T M, Lamberson R H. Area-sensitive distributions counteract negative effects of habitat fragmentation on breeding birds. *Ecology*, 2001, 82(4): 1170—1179.

- [45] Boulmier T, Nichols J D, Hines J E, *et al.* Forest Fragmentation and bird community dynamics: inference at region scales. *Ecology*, 2001, 82 (4): 1157—1169.
- [46] Hames R S, Rosenberg K V, Lowe J D, *et al.* Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predications of metapopulation theory. *Journal of Animal Ecology*, 2001, 70: 182—190.
- [47] Eija H, Pasi R. Local habitat patch pattern of the Siberian flying squirrel in a managed boreal forest landscape. *Ecography*, 2007, 30: 277—287.
- [48] Goedeke V, Lue De B, Erik M. Patch occupancy, population density and dynamics in a fragmented red squirrel *Sciurus vulgaris* population. *Ecography*, 2003, 26: 118—128.
- [49] Richard J H, Susan Y, Harold A M. Long-term data reveal complex dynamics in grassland in relation to climate and disturbance. *Ecological Monographs*, 2007, 77(4), 545—568.
- [50] Wu B, Ci L J. The study of landscape pattern change in the Mao-wusu sandy desert. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(2): 191—196.
- [51] Nupp T E, Swihart R K. Landscape-level correlates of small-mammal assemblages in forest fragments of farmland. *J. of Mamm.* 2000, 81(2): 512—526.
- [52] Barry J F, Jennifer E T, Peter T T. Experimental manipulation of habitat structure: a retrogression of the small mammal succession. *Journal of Animal Ecology*, 2003, 72: 927—940.
- [53] Jiang H, Zhang Y L, James R S. Spatial analysis of disturbance and ecosystem succession. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(9): 1861—1876.
- [54] Levin S A. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 1992, 73: 1943—1983.
- [55] Timothy H K, Janet F. Detection of scale-specific community dynamics using wavelets. *Ecology*, 2006, 87(11): 2895—2904.
- [56] Xiao D N, Bu R C, Li X Z. Spatial ecological theory and landscape heterogeneity. *Acta Ecologica Sinica*, 1997, 17(5): 453—461.
- [57] Chen W B, Xiao D N, Li X Z. The characteristics and contents of landscape spatial analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(7): 1135—1142.
- [58] Ding S Y. *Ecology*. Beijing: Science Press, 2004. 11—24.
- [59] Wu J G. *Landscape Ecology — pattern, process, scale and hierarchy*. Beijing: Higher Education Press, 2000.
- [60] Adela González-Megías, Jose Mariá Gomèz and Francisco Sanchez-Pineró Diversity-habitat heterogeneity at different spatial and temporal. *Ecography*, 2007, 30: 31—34.
- [61] Harte J, Conlisk E, Ostling A, *et al.* A theory of spatial structure in ecological communities at multiple spatial scales. *Ecological Monographs*, 2005, 75(2): 179—197.
- [62] Guo Z G. *Society statistic analysis method — apply of SPSS software*. Beijing: Chinese People University Press, 1999.
- [63] Hong N, Hou J. *System course in statistic analysis*. Beijing: Electronic Industry Press, 2001. 222—233.
- [64] Wagner H H. Direct multi-scale ordination canonical correspondence analysis. *Ecology*, 2004, 85 (2): 342—351.
- [65] Ter Braak C J F and Schaffers A P. Co-correspondence analysis: A new ordination method to relate two community compositions. *Ecology*, 2004, 85 (3): 834—840.
- [66] Peter B P. The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understudy. *Ecological Monographs*, 2002, 72 (1): 19—39.

参考文献:

- [34] 黄燕, 吴平. SAS 统计分析及应用. 北京: 机械工业出版社, 2006.
- [35] 薛富波, 张文彤, 田晓燕. SAS 8.2 统计软件应用教程. 北京: 兵器工业出版社, 北京希望电子出版社, 2004.
- [36] 张金屯. 数量生态学. 北京: 科学出版社, 2004.
- [37] 李明辉, 彭少麟, 申卫军, 等. 景观生态学与退化生态系统恢复. *生态学报*, 2003, 23(8): 1622~1628.
- [39] 傅伯杰, 陈利顶, 马克明, 等. 景观生态学原理及应用. 北京: 科学出版社, 2001. 73~80.
- [50] 吴波, 慈龙骏. 毛乌素沙地景观格局变化研究. *生态学报*, 2001, 21(2): 191~196.
- [53] 江洪, 张艳丽, James R S. 干扰与生态系统演替的空间分析. *生态学报*, 2003, 23(9): 1861~1876.
- [54] 陈玉福, 董鸣. 生态系统的空间异质性. *生态学报*, 2003, 23(2): 346~352.
- [56] 肖笃宁, 布仁仓, 李秀珍. 生态空间理论与景观异质性. *生态学报*, 1997, 17(5): 453~461.
- [57] 陈文波, 肖笃宁, 李秀珍. 景观空间分析的特征和主要内容. *生态学报*, 2002, 22(7): 1135~1142.
- [58] 丁圣彦. 生态学. 北京: 科学出版社, 2004. 11~24.
- [59] 郭建国. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级. 北京: 高等教育出版社, 2000.
- [62] 郭志刚. 社会统计分析方法——SPSS 软件应用. 北京: 中国人民大学出版社, 1999.
- [63] 洪楠, 侯军. 统计分析系统教程. 北京: 电子工业出版社, 2001. 222~233.