

融入植被结构因子的生态单元制图法在城市生物多样性信息采集中的应用

邱玲^{1, 2, *}, 高天^{1, 2}, 张硕新¹

(1. 西北农林科技大学林学院, 陕西杨凌 712100; 2. 瑞典农业科学大学景观管理、设计与建设学院, 瑞典阿尔纳普 23053)

摘要: 以前所使用的生态单元制图模型中没有涉及植被时间和空间结构因子, 然而一些研究结果显示植被的时空结构对于生物多样性有着重要的影响。因此, 设计一个融入植被结构因子的改良城市生态单元制图模型, 并且将其应用于瑞典赫尔辛堡市的绿色空间个案研究中, 以期能够获得有关生物多样性方面的信息。这个改良的制图方法基于一个生态单元分类系统, 此分类系统融入了4个植被结构因子, 分别是: 植被覆盖的连续性因子、优势乔木种的年龄因子、横向结构因子以及竖向结构因子。公共绿色空间信息的采集借助于全彩色航空照片的分析以及实地调查, 生态单元图谱的绘制基于各个层级的生态单元分类重点。通过使用原生林地指示种或林地连续性指示种(AWIS)鉴定林地的连续性以及观测不同的植被结构下动物的分布情况得出, 一些含有AWIS的生态单元是长连续性的林地, 并且其含有较高的或潜在高的生物多样性; 同时, 植被的横向和竖向结构以及树木的年龄结构影响着鸟类和哺乳动物的分布、丰富度和多样性。得出融入植被时空结构的生态单元制图法是一个重要的调查城市生物多样性的方法, 图谱能够显示出各个生态单元含有生物多样性价值的信息, 基于此可以对今后的城市生物多样性保护和提高提出相应的策略。

关键词: 生态单元制图; 植被结构; 生物多样性; 原生林地指示种; 连续性

The application of vegetation structure information in biotope mapping models towards urban biodiversity

QIU Ling^{1, 2, *}, GAO Tian^{1, 2}, ZHANG Shuoxin¹

1 College of Forestry, Northwest Agricultural and Forestry University, Yangling, Shaanxi 712100, China

2 Department of Landscape Management, Design and Construction, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp, Scania 23053, Sweden

Abstract: Former models of biotope mapping have not taken enough information about temporal and spatial vegetation structure into consideration. It is shown in a number of studies that vegetation structure has an impact on aspects of biodiversity. The purpose of this study is thus to design a modified urban biotope mapping model that includes temporal and spatial vegetation structure in order to obtain more information concerning urban biodiversity. A refined model was developed based on a biotope classification, and applied to a green structure system in Helsingborg in southern Sweden. It includes four parameters of vegetation structure: continuity of vegetation cover, age of dominant trees, horizontal structure, and vertical structure. The major green structure sites were determined by interpretation of panchromatic aerial photographs assisted with a field survey. A set of biotope maps was constructed on the basis of each level of modified classification. By means of identifying continuity of woodland using ancient woodland indicator species (AWIS), and distribution of animals in the green space in relation to vegetation structure, the results indicate that some biotopes with a number of AWI species are long-continuity woodlands with high or potentially high biodiversity value, and that the spatial vegetation structure and age of stands influence the richness and abundance of the avian fauna and rabbits. It is concluded that the modified biotope mapping involving both temporal and spatial vegetation structures is an important methodology when investigating

基金项目: 国家建设高水平大学公派研究生资助项目(2007-2011)

收稿日期: 2009-06-07; **修订日期:** 2009-10-28

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: qiulingyaya@yahoo.com.cn

biodiversity value in urban areas.

Key Words: biotope mapping; vegetation structure; biodiversity; ancient woodland indicator species; continuity

随着经济的快速发展和城市人口的大量激增,许多农田、草地、森林为了满足人类的需要已经或正在转变为城市化用地。与许多国家的城市一样,瑞典的一些城市在近 50a 来的都市化发展中,许多有价值的群落生境在不断地恶化并且伴随着生物多样性的大幅度下降^[1]。因此,瑞典政府颁布了规划与建筑法令,致力于如何长期保护生境和提高生物多样性等问题。

城市生态单元制图法是一种能够有效提供群落生境质量、分布、景观单元类型等信息的方法^[2-4]。大多数城市生态单元制图法所应用的分类系统都是基于植被地貌学和植物群落学,按照土地利用类型或者生境类别进行划分的,很少将植被结构元素融入分类系统当中,尤其在研究城市生物多样性方面。一些研究结果表明,原生林地或长连续性林地许多动植物提供了不可替代的生存环境。林地的连续性是一个积极的因素,它影响着物种的多样性^[5-6],促进着生物有机体的迁移^[7]以及种群间的基因流动^[8]。同样,部分研究也证实了一些物种与植被空间结构之间有着紧密的联系^[9-14]。本研究的目的是检验融入植被时空结构因子的改良生态单元制图模型的应用,以期为保护和提高城市生物多样性提供一个科学有效的方法。

1 研究区域概况

瑞典赫尔辛堡市位于瑞典最南部斯科纳省,人口约为 12.2 万,是瑞典第九大城市。该市是瑞典距离丹麦的最近点,隔着厄勒海峡与丹麦城市赫尔辛格相望。拥有很多古老建筑的赫尔辛堡历史悠久,是一个海滨风景胜地。该地区属于温带海洋性气候,年平均气温为 8.2℃,每年最低气温在 1 月份、平均温度为 -0.7℃,最高气温在 7 月份、平均温度为 16.8℃,年降雨量约为 568mm。赫尔辛堡市大部分地区的土质是以营养丰富的沙质壤土为主。本研究所选的区域是从市中心延伸到郊外的一个楔形空间,该区域含有多种不同的城市生境类型(图 1)。

2 研究方法

2.1 融入植被结构因子的生态单元分类系统的建立

植被结构因子的定义根据不同的研究背景是不同的。本文植被结构因子集中于时间和空间两个方面。其中时间结构包括:(1) 植被覆盖的连续性因子。即某类植被覆盖类型在同一地域当中经历了长时间的发展和植物个体世代的更迭,其间所属土地的利用类型基本没有发生变化,例如林地的连续性、草地的连续性等^[15-16]。本文着重阐明林地的连续性。(2) 乔木层优势种的年龄因子。空间结构包括植被的横向结构和竖向结构。(1) 横向结构是指植被要素中植物个体在地面的分布形式,其格局可以被视为在地面上的垂直投影。(2) 竖向结构是指植被要素中植物个体在竖立面的分布形式,按照植被要素的垂直高度可依次划分为乔木层、灌木层、草本层和地被层等^[17]。

基于上述结构因子以及瑞典南部绿地特征,创建了一套生态单元制图的分类系统,此分类系统主要应用于研究区域内的公共绿地空间。公共绿地空间按照植被结构的特点被划分为 4 个等级(表 1):第一级的划分基于植被的横向结构;第二级的划分包含了草地的类型和林地的类型,由于本文重点阐明林地时间结构的信息,所以对以草地为主的开敞和半开敞绿地空间是按照草地的管理方式进行划分的,林地则按照建群种的实际年龄划分为 3 个等级,分别为幼龄组(<30a)、中龄组(30—80a)和老龄组(>80a),并且要求调查林地是否

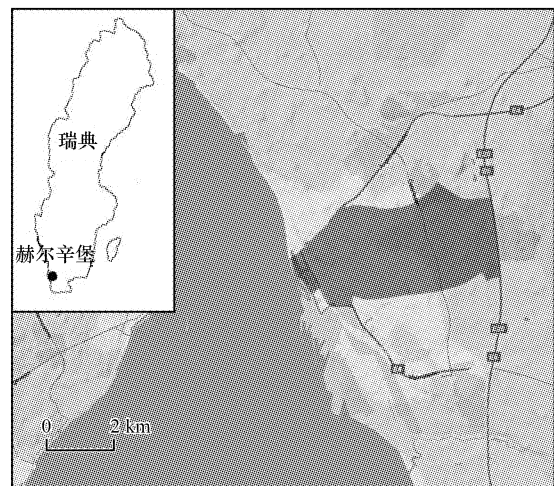


图 1 研究区域的位置

Fig. 1 Location of the study area

含有原生(连续性)林地指示种(AWIS);第三级依照草地土壤的水分状况以及林地的竖向结构特征进行划分,其中林地的单层结构是指仅含有乔木层,双层结构是指双层乔木层(林冠层与亚林冠层)或乔木层与灌木层的组合,复合结构是指大于双层结构的组合;第四级主要集中于对草地质量以及林木类型的划分。

表 1 改良的生态单元制图分类表(适用于公共绿色空间)

Table 1 Modified biotope classification with 4 levels shown for public green areas

分类层级 Hierarchy		公共绿色空间 Public green space			
一级单元 Level 1	开敞式绿地(乔木/灌木冠幅 <10%)	半开敞式绿地(乔木/灌木冠幅 10%—30%)	半封闭式绿地(乔木/灌木冠幅 >30%—80%)	封闭式绿地(乔木/灌木冠幅 >80%)	树丛、树带/行道树(<50m 跨度)
二级单元 Level 2	以修剪草坪为主 以草花为主 以牧草地为主 以演替草地为主	以修剪草坪为主 以草花为主 以牧草地为主 以演替草地为主	优势乔木种 <30a(有无原生林地指示种) 优势乔木种年龄在 30—80a 之间(有无原生林地指示种) 优势乔木种 >80a(有无原生林地指示种)	优势乔木种 <30a(有无原生林地指示种) 优势乔木种年龄在 30—80a 之间(有无原生林地指示种) 优势乔木种 >80a(有无原生林地指示种)	优势乔木种 <30a(有无原生林地指示种) 优势乔木种年龄在 30—80a 之间(有无原生林地指示种) 优势乔木种 >80a(有无原生林地指示种)
三级单元 Level 3	干燥/中湿/ 饱和土壤	干燥/中湿/ 饱和土壤	单层结构 双层结构 复合层结构	单层结构 双层结构 复合层结构	单层结构 双层结构 复合层结构
四级单元 Level 4	贫瘠的/丰富的	主要为灌木丛 主要为树丛 树丛灌木丛混合	落叶的 针叶的 落叶针叶混交的	落叶的 针叶的 落叶针叶混交的	落叶的 针叶的 落叶针叶混交的

2.2 长连续性林地的鉴定

原生林地指示种或林地连续性指示种(AWIS)特指在次生林地或其它生境中非常罕见的仅生长于原生林地的物种^[18-19]。原生林地指示种通常包括生长在林地特定区域中苔藓植物门、地衣植物门、无脊椎动物门或维管束植物类群中的部分种,这些种的存在往往被认作是此林地具有长连续性的证据^[20]。本文依据 Peterken 的原生林地维管束植物目录和瑞典斯科纳省植物志以及实地调查筛选出 16 种指示种(表 2),这些指示种属于草本层的维管束植物并且具备以下 3 种特性:(1) 它们都是耐阴植物;(2) 它们很少生长于除林地以外的生境;(3) 它们的拓殖能力不强^[21-22]。通常认为林地含有指示种的种类和数量越多,其林地具有长连续性的可能性就越大^[21-22]。为了确保这些指示种指示的正确性,又对赫尔辛堡市土地利用的历史地图集和文件记录作了分析,并进行了实地复查,最后将长连续性林地标识在生态单元图谱上。

表 2 原生林地指示种列表

Table 2 Ancient woodland indicator species (AWIS) list

物种 Species	物种 Species
五福花 <i>Adoxa moschatellina</i>	粟草 <i>Milium effusum</i>
熊葱 <i>Allium ursinum</i>	山酢浆草 <i>Oxalis acetosella</i>
五叶银莲花 <i>Anemone nemorosa</i>	四叶重楼 <i>Paris quadrifolia</i>
阔叶风铃草 <i>Campanula latifolia</i>	多花黄精 <i>Polygonatum multiflorum</i>
荨麻叶风铃草 <i>Campanula trachelium</i>	黑肺草 <i>Pulmonaria obscura</i>
铃兰 <i>Convallaria majalis</i>	繁缕花 <i>Stellaria holostea</i>
香猪殃殃 <i>Galium odoratum</i>	欧洲越桔 <i>Vaccinium myrtillus</i>
舞鹤草 <i>Maianthemum bifolium</i>	缬草 <i>Valeriana dioica</i>

2.3 动物在不同植被结构生境中的分布

本文所调查的动物主要是以鸟类和哺乳动物为主。依据 Wirén 的划分系统^[23],也将鸟类按照体型大小分为 3 类:大型鸟,中型鸟和小型鸟。观测者将研究区域里视野范围内出现的指定动物全部进行记录(动物

在观察场地出现并停留 3min 以上才予以记录,对于那些飞过观察场地而不停留的鸟类不进行记数^[24-25])。研究人员的精力主要集中于动物在不同植被结构绿色空间中的分布状况,对可能影响动物分布的植被结构因子进行逐一分析,并测量开敞和半开敞绿色空间中动物与最近的乔木或灌木之间的距离。本研究观测时间是从 2008 年的 3 月中旬开始到 9 月中旬结束,每周观测 4 次,每次不小于 6h,大风和暴雨天气除外。最后将动物出现的位置标识到生态单元图谱上。

2.4 制图步骤

制图的第一步是根据修改的分类系统以及瑞典土地管理局提供的赫尔辛堡市 2004 版全彩色航拍照片来界定同种属性生态单元的边界。第二步是针对公共绿地空间进行实地调查,对每一个生态单元的位置、尺寸、土地利用类型、植被结构形态以及林地建群种的年龄结构逐一记录。第三步,结合实地调查的信息和全彩色航片的深度分析,利用地理信息系统(GIS)软件 Arc View 3.3 版将数据进行存贮、编辑、分析,从而绘制出一系列的生态单元图谱,即一级单元图谱至四级单元图谱,其中最小单元的面积不小于 1000m²。

2.5 数据处理

应用 Arc View 3.3 软件计算斑块数量(NP)、斑块面积(NA)、斑块密度(PD)和生态单元覆盖百分比(PBC),并结合运用 Fragstats 3.3 软件计算研究范围内不同区域生态单元的 Shannon 多样性指数(H')和 Simpson 多样性指数(D)。相关公式如下:

$$PD = \frac{Ni}{Ai} \quad (1)$$

$$PBC = \frac{Ai}{A} \quad (2)$$

$$H' = \sum_{i=1}^m \left(\frac{Ai}{A} \right) \times \ln \left(\frac{Ai}{A} \right) \quad (3)$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^m \left(\frac{Ai}{A} \right)^2 \quad (4)$$

式中, Ni 代表第*i*种生态单元类型的斑块数量, Ai 代表第*i*种生态单元类型的面积, A 为各个生态单元类型面积的总和, m 是研究区域中生态单元类型的总数。

3 结果与分析

3.1 含有植被结构信息的生态单元图谱

研究区域各生态单元类型列于表 3。由表 3 可见,研究区域中公共绿地总面积为 4.6 km²,其中森林占地面积最大,约占绿地总面积的 43.3%,接下来依次为半开敞式绿色空间 25.2%、开敞式绿色空间 16.5%、树丛/树带 12.2%以及半闭合式绿色空间 2.8%。此外,树丛/树带和开敞式绿地的斑块密度都在 0.5/hm²以上,高于研究区域内的平均斑块密度(0.4/hm²),说明这两类生态单元类型破碎化程度较高,树丛/树带(1.4/hm²)则表现的更为明显。

从图 2 可以看到,该地区的生态单元分布呈明显的分区现象。根据公路主干道以及土地利用类别,将图谱划分为三大区域分别描述:第一区域主要集中在城市中心的建成区以及以别墅为主的居住区;第二区域主要含有大型博物馆公园、私用园地和若干公寓式居住小区等;第三区域位于市郊,包括了自然森林公园、农田、果园等(图 2)。

第一区域包含了 16 种生态单元类型,其 H' 为 1.0, D 为 0.40,绿地主要以条带或斑块形式镶嵌于硬质景观当中,绿地类型以城市公园和居住区的私家花园为主。在私家花园中,植被结构大都很简单,主要以散植乔木、灌木或草花的草坪为主。城市公共绿地结构主要是以草坪为主的半开敞式空间,但其中一个公园结构较为丰富,属于多层混交林并含有老龄树木的半闭合式空间。第二区域含有 23 类生态单元, H' 与 D 分别是 2.3 和 0.85,说明此区域生态单元的多样性与均匀度较第一区域有着大幅度地提高。该区域的西部主要是博物馆公园,此公园是集自然博物馆和观赏花园为一体的并对斯科纳省的主要植被景观进行综合模拟的公园。园

内主要以多层中龄落叶林和开敞式牧草地为主。区域的中部包含了两处公寓式居住小区和一处私用园地,小区内绿地以大草坪散植乔、灌木为主,私用园地则用来满足市民休闲娱乐的需求,如种植花草、蔬菜等。东部则是由单层幼龄落叶林和半闭合式绿地空间组成。第三区域位于市郊,包含了 26 类生态单元,主要以半自然式和农田景观为主,植被结构形式变化多样, H' 为 2.0, D 为 0.76。除农田外,森林覆盖面积最大,其中包含了单层中龄针叶林、多层幼龄、中龄落叶林以及小面积的多层老龄落叶林和多层中龄混交林等。第二和第三区域内的半闭合式绿地空间主要是以苹果树园为主,属于栽培用地。

表 3 研究区域内公共绿色生态单元的数量、面积和占总公共绿地面积的百分比

Table 3 Count, area and ratio of modified biotope type in study area

生态单元类型 Modified biotope type	斑块数量 NP	斑块面积 NA/hm ²	斑块密度 PD /hm ²	生态单元覆盖百分比 PBC/%
开敞式绿地 Open green areas <10% tree/shrub				
以修剪草坪为主 With lawn areas	14	14.1	1.0	3.1
以牧草地为主 With grazed land areas	4	17.9	0.2	3.9
以草花为主 With meadow areas	12	19.3	0.6	4.2
以演替草地为主 With successional grassland	5	24.2	0.2	5.3
半开敞式绿地 Partly open green area 10%—30% tree/shrub				
以修剪草坪为主 With lawn areas	20	84.3	0.2	18.5
以草花为主 With meadow areas	8	30.5	0.3	6.7
半闭合式绿地 Partly-closed green area 30%—80% tree/shrub				
双层中龄落叶林 30—80 year of two-layered deciduous	1	1.3	0.8	0.3
多层中龄落叶林 30—80 year of multi-layered deciduous	1	5.9	0.2	1.2
多层老龄混交林 >80 year of multi-layered mixed	1	6.1	0.2	1.3
闭合式绿地(森林) Closed green area (Forest) >80% trees/shrubs				
单层幼龄落叶林 <30 year of one-layered deciduous	4	24.7	0.2	5.4
双层幼龄落叶林 <30 year of two-layered deciduous	1	2.1	0.5	0.5
多层幼龄落叶林 <30 year of multi-layered deciduous	7	65.5	0.1	14.4
单层中龄针叶林 30—80 year of one-layered coniferous	8	11.8	0.7	2.6
单层中龄落叶林 30—80 year of one-layered deciduous	4	1.0	4.4	0.2
多层中龄落叶林 30—80 year of multi-layered deciduous	4	76.0	0.1	16.7
多层中龄混交林 30—80 year of multi-layered mixed	2	10.8	0.2	2.4
双层老龄落叶林 >80 year of two-layered deciduous	2	5.2	0.4	1.1
树丛、树带/行道树 Grove/tree belt <50m across				
单层幼龄落叶林(带) <30 year of one-layered deciduous	31	9.2	3.4	2.0
双层幼龄落叶林(带) <30 year of two-layered deciduous	23	18.9	1.2	4.1
多层幼龄落叶林(带) <30 year of multi-layered deciduous	9	19.2	0.5	4.2
单层中龄落叶林(带) 30—80 year of one-layered deciduous	2	0.5	4.0	0.1
双层中龄落叶林(带) 30—80 year of two-layered deciduous	6	2.5	2.4	0.6
多层中龄落叶林(带) 30—80 year of multi-layered deciduous	5	5.3	0.9	1.2

3.2 长连续性林地的识别

AWIS 分布于建群种年龄 >80a 和 30—80a 之间的林地中,主要集中于研究区域的东部;在建群种年龄 <30a 的林地以及其它生境中没有发现指示种(图 2、图 3、表 4)。通过对赫尔辛堡市土地利用图谱集以及历史记录资料的分析,发现以下 4 个地点弗理德瑞克斯乡村公园、公墓、隆德斯花园、避暑别墅区土地利用形式变化频繁,作为林地类型存在的时间较短,所以指示种的出现可能是人为引入而不是天然自发生长的(图 3)。其余生长着指示种的林地没有历史资料证实其土地利用形式发生过变化,所以原生林地指示种可能是自发生长,因此它们的存在能够证明这些林地可能具有长连续性。在布鲁斯森林、胡纳托普、普琳萨森林中分别发现含有 10 种、7 种和 5 种原生林地指示种,并且分布比较广,说明这 3 片林地较其它林地而言具有长连续性的可能性更高(表 4)。相反,例如在儿童森林公园和西布鲁斯森林当中没有发现指示种,并且历史资料显示这两个地点的土地利用类型发生过变化,它们属于在退耕地上种植的人工林,所以此林地不具有长连续性。

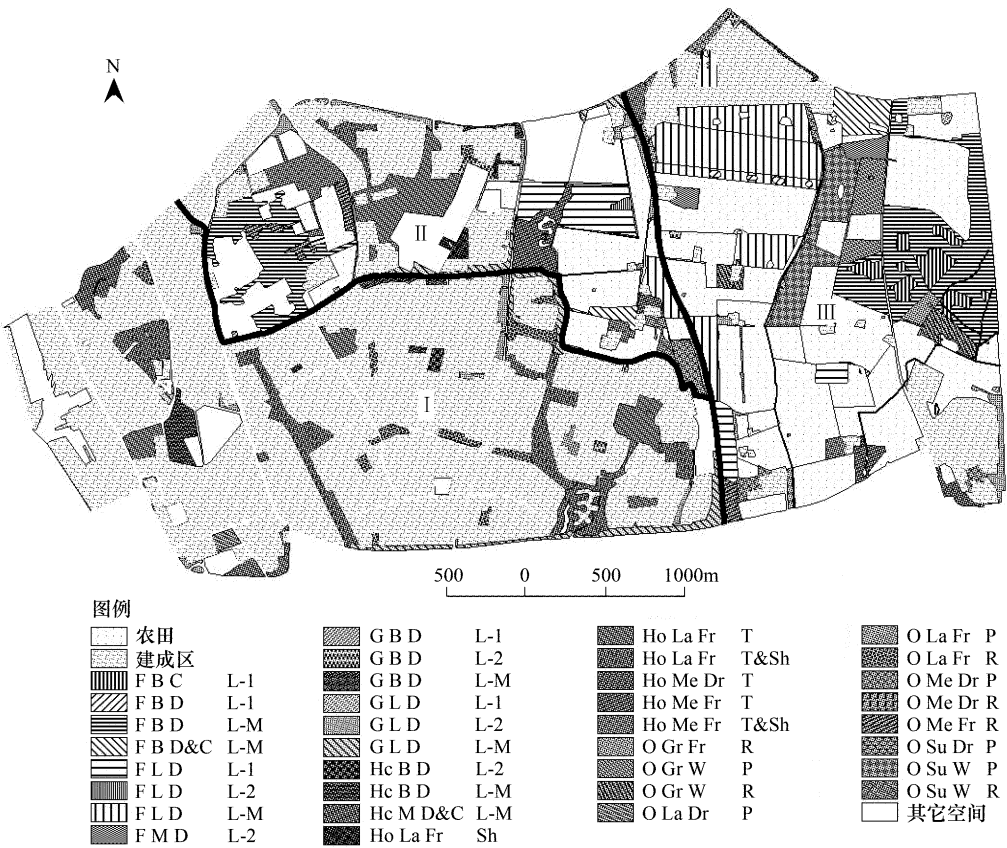


图2 基于植被结构修改的公共绿色空间生态单元图谱

Fig. 2 Modified biotope map focusing on public green space on the basis of vegetation structure

F: 封闭式绿地(森林地), G: 树丛/树带, Ho: 半开敞式绿地, Hc: 半封闭式绿地, O: 开敞式绿地; B: 30—80a, L: <30a, M: >80a; La: 草坪, Me: 草花地, Gr: 牧草地, Su: 演替草地; C: 针叶的, D: 落叶的, D&C: 针叶落叶混交的; Fr: 适中的, Dr: 干燥的, W: 潮湿的; L-1: 单层次结构, L-2: 双层结构, L-M: 复合结构; Sh: 主要为灌木, T: 以乔木为主, T&Sh: 乔灌木混合; R: 丰富的, P: 贫瘠的; I: 第一区域; II: 第二区域; III: 第三区域

表4 原生林地指示种分布列表

Table 4 Distribution of the AWI species

指示种所在地 Position of AWIS	物种 Species	备注 Commentary
避暑别墅区	<i>Galium odoratum</i>	可能人工种植
布鲁斯森林	<i>Anemone nemorosa</i> , <i>Convallaria majalis</i> , <i>Maianthemum bifolium</i> , <i>Milium effusum</i> , <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Paris quadrifolia</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i> , <i>Stellaria holostea</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Valeriana dioica</i>	可能自发产生
弗理德瑞克斯乡村公园	<i>Adoxa moschatellina</i> , <i>Allium ursinum</i> , <i>Campanula latifolia</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i> , <i>Pulmonaria obscura</i>	可能人工种植
胡纳托普	<i>Anemone nemorosa</i> , <i>Convallaria majalis</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Maianthemum bifolium</i> , <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Paris quadrifolia</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i>	可能自发产生
公墓	<i>Campanula trachelium</i>	可能人工种植
隆德斯花园	<i>Adoxa moschatellina</i> , <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Oxalis acetosella</i>	可能人工种植
普琳萨森林	<i>Anemone nemorosa</i> , <i>Convallaria majalis</i> , <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i> , <i>Stellaria holostea</i>	可能自发产生
厄勒公园	<i>Anemone nemorosa</i> , <i>Campanula trachelium</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i>	可能自发产生

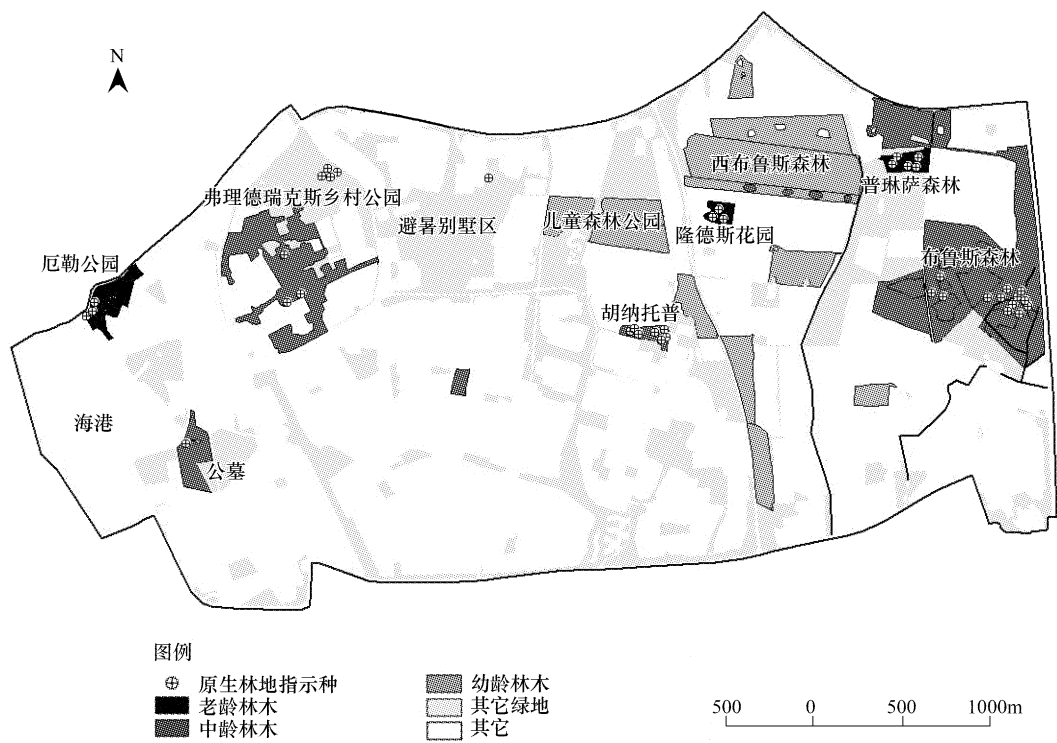


图3 原生林地指示种分布图
Fig. 3 Distribution map of the AWIS

3.3 动物在不同植被结构生境中的分布

被观测到的动物种类如表 5 所示。本研究总共观测到动物大约 7200 次,分别出现在不同的植被结构中,其中鸟类占 78%,野兔占 22%。其中 57% 是在森林以及半封闭式绿地中观测到的。小型鸟显示出强烈的林地依赖的特性,82% 的小型鸟是在林地中观测到的;中型鸟、大型鸟和野兔在林地中被观测的比例依次下降,分别为 58%、49% 和 14%。

表 5 观测到的动物种类列表
Table 5 The observed animal species list

类别 Category	所观察的动物名称 Observed animal species	类别 Category	所观察的动物名称 Observed animal species
大型鸟 Large birds	斑尾林鸽 <i>Columba palumbus</i>	小型鸟 Small birds	大山雀 <i>Parus major</i>
	喜鹊 <i>Pica pica</i>		欧金翅雀 <i>Carduelis chloris</i>
	秃鼻鸦 <i>Corvus frugilegus</i>		大群家麻雀 <i>Passer domesticus</i>
	寒鸦 <i>Corvus monedula</i>		麻雀 <i>Passer montanus</i>
中型鸟 Medium-sized birds	乌鸫 <i>Turdus merula</i>	哺乳动物 Mammals	欧洲野兔 <i>Oryctolagus cuniculus</i>
	欧洲八哥 <i>Sturnus vulgaris</i>		

在开敞式和半开敞式绿色空间(表 3,63 个斑块)以及部分带状或点状绿地中,除大型鸟外,其余被观测到的动物总是活动在树木或灌木丛附近的区域,对野兔而言尤其是出没在下枝成干较密的灌木丛。如图 4 所示,大多数野兔所活动的地点距最近的灌木丛不超过 8m,超过 50% 的野兔出现在 2m 范围以内。70% 左右的小型鸟被观测到在距树、灌木 4 米的范围内活动(图 5);中型鸟与小型鸟相类似(图 6);大型鸟的分布与小、中型鸟不同,在树、灌木近距离内集中分布相对较少,4—12m 范围内分布相对集中,12m 外分布的百分比也高于小型鸟和中型鸟(图 7)。

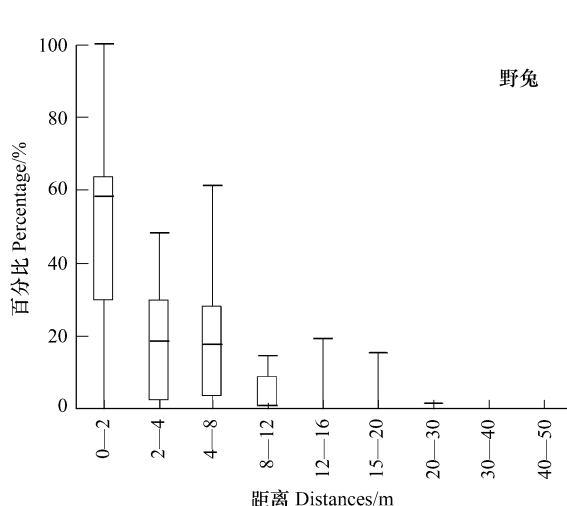


图4 在63个斑块中野兔距灌木丛距离分布的百分比

Fig. 4 Percentage of mammals distributed at different distances from shrubs in 63 patches

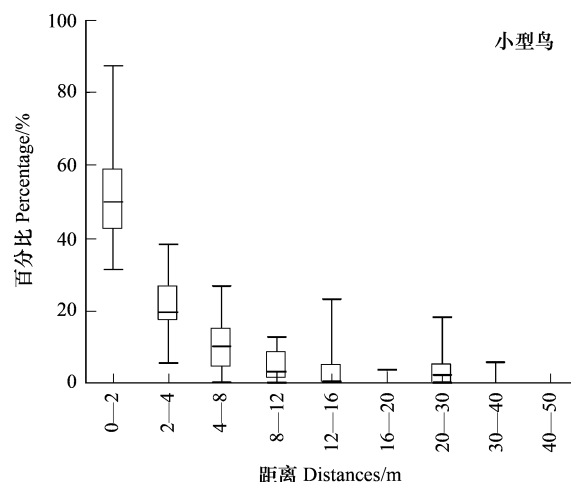


图5 在63个斑块中小型鸟距乔、灌木距离分布的百分比

Fig. 5 Percentage of small birds distributed at different distances from trees/shrubs in 63 patches

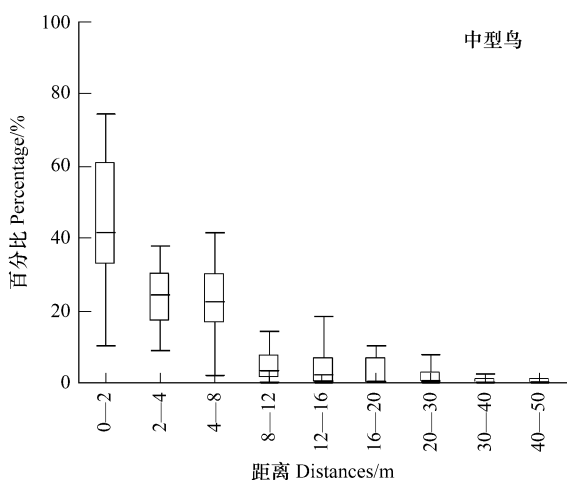


图6 在63个斑块中中型鸟距乔、灌木距离分布的百分比

Fig. 6 Percentage of medium birds distributed at different distances from trees/shrubs in 63 patches

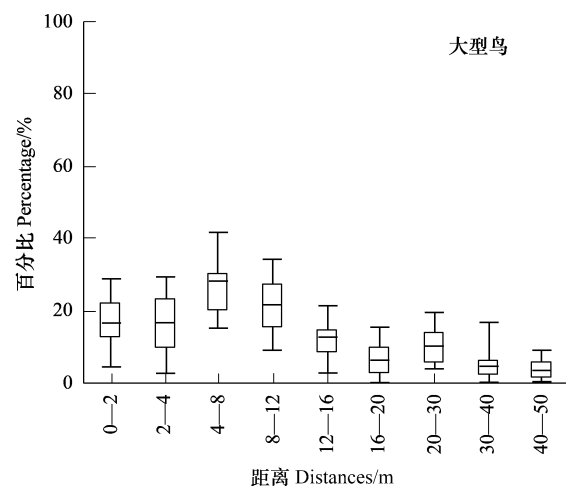


图7 在63个斑块中大型鸟距乔、灌木距离分布的百分比

Fig. 7 Percentage of large birds distributed at different distances from trees/shrubs in 63 patches

总之,如图8所示,兔子的活动空间主要为开敞绿色空间、半开敞绿色空间、非单层结构的小树林以及多层结构森林地带的边缘,并且在草地中的活动通常不远离下枝成干较密的灌木丛。小型鸟和中型鸟的活动范围主要集中在乔木覆盖的半开敞绿色空间、半闭合绿色空间以及所有类型的林地中;而大型鸟除了很少出现在单层幼林外,在其余的绿地空间内都有分布。总体来讲,鸟类较为集中地分布于多层成熟林当中。另外,例如果园、收割后的农田以及人们投食喂养的场所也是动物密集度较高的地方。

4 讨论与结论

本文使用了一种改良的生态单元制图法对瑞典赫尔辛堡市的公共绿色空间进行了调查研究。城市景观通常被定义为深受建成区环境影响以及生境破碎化程度相对较高的区域。研究范围内,绿色空间首先被各种城市土地利用类型如住宅区、工厂、街道等等分割为不同尺度大小的斑块,再由于市政部门对绿色空间维护和管理的方式使一些大型绿地又产生了不同形式的结构斑块。以森林生态单元为例,在研究区域的绿色空间中

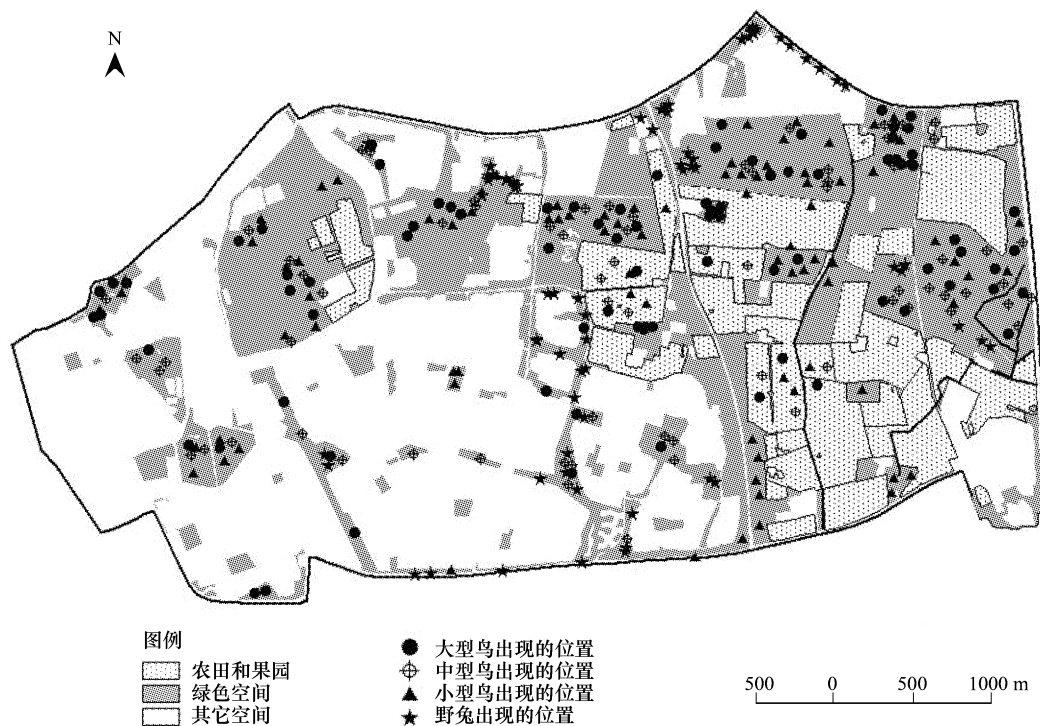


图8 被观测动物的分布位置示意图

Fig. 8 Distribution of the observed animals

其占据着最大的比例(大约 200hm^2),但却被分割为许多的小斑块,既包括被硬质空间所分割的独立斑块也包括由于管理方式的不同所形成的连续结构斑块(如布鲁斯森林),其中单层中龄落叶林的破碎度最大,斑块密度达到 $4.4/\text{hm}^2$ (图2、表3)。到目前为止,已有许多研究对生境的破碎化进行了分析。研究表明由生境的丧失所引起的生境破碎化是导致生物多样性下降的本质因素^[26-28],然而破碎化本身与生物多样性之间并没有发现固有的关联,其对动植物的影响是非常广泛的,对于特定的物种而言,这种影响涵盖了从积极因素到消极因素的一系列结果^[29-34]。因此在生物多样性研究中对生境的丧失和生境的破碎化有必要区别对待和独立分析。运用破碎化分析并不能正确地反映生物多样性的本质,但是能够确定的是破碎化本身导致了一个景观当中生物有机体分布和丰富度的改变。试图变换一种角度来分析城市中的生物多样性,城市中现有生境的植被结构可能是影响生物有机体分布以及丰富度的直接因素。

因此,使用了融入植被结构因子的城市生态单元制图法来调查研究城市环境当中的生物多样性。以分类表中的每一级为基础,绘制出一套生态单元图谱,从而得到研究区域内绿色空间一系列关于植被结构的数据以及长持续性林地所在的位置(图2),并且对不同属性的区域(第一、二、三区域)进行了斑块结构多样性分析,目的是为了分别从斑块级别、斑块类型级别和景观级别研究生物多样性。这些结构数据能够反映出生物多样性的变化吗?

研究表明,AWIS 在一些成熟林和老林分布较为广泛并且这些林地的结构也较为复杂;而在幼林当中 AWIS 比较罕见(图3)。层级复杂并伴有老龄植物的植被通常比结构单一的植被含有较高的生物多样性^[35],这与 AWIS 的指示一致,说明 AWIS 存在的林地通常含有较高的生物多样性。可是,AWIS 也可能自发的生长于幼龄的树木群落当中。例如当森林经历短时间的开敞后(如遇到火灾、暴风雨或伐林),进行了人工补植。只要土地利用类型始终为森林用地,依旧认为这片林地含有长连续性。这意味着长连续性林地不必要一定含有老龄树或始终为 100% 的树冠覆盖^[36]。然而,这种冠幅覆盖的变化可能会改变森林内部的小气候环境,地表植物势必会受到影响^[37-38]。因此,AWIS 的大量生长和广泛分布指示出林地为长连续性的成熟林或

老林的可能性大于指示出林地处长连续性的幼林。

这种连续性与物种丰富度的关系同样在半自然草地当中得到证实。半自然草场生境生物多样性的保护与提高不仅仅依靠人为的管理方式,例如放牧或收割,一个长连续性的草场生境对于生物多样性以及生境的质量也有着非常重要的作用^[39-41]。因此,连续性作为生态单元制图中时间因子之一是必不可少的,并且这些长连续性的地域需要在生态单元图谱中被标识出来。

当然,AWIS 的使用也是有一些局限性的。一个指示种与长连续性林地的关系可能随着地域的变化而变化。也就是说一组指示种在一个区域可以很好起到指示作用,但是在其他区域应用很可能是不合适的,并且有时 AWIS 会出现在次生林地,或者其他生境当中^[18,22,42]。例如,一个毗邻原生林地的次生林地,它获得 AWIS 的可能性会远大于一个孤立的次生林地。所以,为了增加指示的准确度,则需要有关历史的土地利用图集和文献的辅助。

研究结果还表明,动物的分布情况与树木年龄、植被横向和竖向结构有着密不可分的关系。动物与植被之间有着覆盖结构依赖的关系,这种关系可能归应于以下方面:食物偏好、避免被捕食、掩体遮盖物、繁殖和栖息的场所、避免人为活动的影响等等。这些因素的重要性根据不同物种的变化而变化着^[43-44]。比如在一片成熟林中,树冠层粗壮的树枝足可以为大鸟提供筑巢场所;在树冠层下,一个生长良好的中间层或灌木层将会为小鸟提供许多的栖息场所和食物来源;而草本层植物将会为蝴蝶和其它一些无脊椎动物提供食物以及生活所必需的小环境。

在本研究中,兔子经常会被观测到活动在草地之上,但是总是不远离下枝成干较密的灌木丛或是多层复合结构的树林。其原因可能是为了躲避捕食者和人们的活动,所以它们需要掩体遮盖物来保护自己。大鸟很少在幼龄人工种植林中被找到,这也许与树枝较细、食物不丰富有关,躲避捕食者、掩体遮盖可能是次要因素。小型鸟和中型鸟,尤其是小型鸟不经常活动于没有乔木和灌木覆盖的大型开敞绿色空间,其原因可能是它们极易被攻击,因而相比于大型鸟,小型鸟更加需要掩体遮盖物的存在,并且身体的大小与身体能量的耗损成反比关系^[23]。就林地空间而言,在多层复合结构并含有老龄树木的林地当中鸟类的数量远大于单层人工种植的幼林,这可能是上述因素综合作用的结果。因此不难得出,植被的竖向结构、树木的年龄对林地当中鸟类物种的丰富度起到了非常重要的作用。

一个混合的生态单元所组成的大生境对动植物种类和数量有着非常重要的作用,因为许多物种在一个生命周期当中需要不同的环境条件^[45];此外,每一个生态单元的大小、形状、模式以及它们之间的连接度同样影响着动植物的分布状况。例如图 4 所示,在小尺寸或线形狭窄的绿色空间里兔子和鸟类的数量明显小于大尺度空间绿地。然而,小尺度空间也不能被忽视,例如老龄树木个体就具有特别的价值,它可能提供了一些动植物生存的所必需的小环境,像甲虫类和一些其它小型无脊椎动物可能就生存在粗糙的、有裂纹的树皮当中^[46]。因此,保护和发展不同比例尺度的生境对于生物多样性而言是非常重要的。

总之,改善城市生态单元的质量对于保护和提高城市生物多样性以及满足人们娱乐的要求是至关重要的。其中生态单元的植被结构因子被认为是反映生态单元质量的主要因子之一。融入植被时空结构因子的改良生态单元制图模型可以作为一个生物多样性定向的(Biodiversity-oriented)规划与设计工具,用来调查与采集城市生物多样性的信息。此改良模型与传统的生态单元制图模型相比细化了对绿色空间的划分,不再局限于仅对植被外貌轮廓和植物种类的描述,如:草地、湿地、林地(夏栎林、山毛榉林、白桦林)等,而更加注重各类绿色空间内部的结构形式,事实证明这些结构因子的确决定了特定物种的分布与丰富度;另外此模型扩展了植被时间结构的概念,使其不再局限于植物个体的真实年龄,而增加了土地利用类型连续性的概念,研究结果显示了土地利用的连续性与生物多样性有着密切的关系^[8,41,46]。总之,这些丰富的结构信息将会作为一个数据库,为今后的规划设计和管理工作提供重要的基础信息。例如,长连续性的林地或牧草地应该投入更多的关注去防止它们的丧失和退化,以及在城市公共绿地中模拟和营造目标种生境的植被结构,从而作为丰富城市生物多样性的一种方法。

References:

- [1] Attwel K, Malbert B, Lindolm G. Innovative solution from Denmark and Sweden to the design, management and maintenance of urban green spaces. COST C 11-WG1B, Progress Report, 2002.
- [2] Reumer J W F, Epe M J. Biotope mapping in Rotterdam; the background of a project. *Deinsea*, 1999, 5: 1-8.
- [3] Löfvenhaft K, Björn C, Ihse M. Biotope patterns in urban areas; a conceptual model integrating biodiversity issues in spatial planning. *Landscape and Urban Planning*, 2002, 58(2/4): 223-240.
- [4] Hong S K, Song I J, Byun B, Yoo S, Nakagoshi N. Application of biotope mapping for spatial environmental planning and policy: case studies in urban ecosystems in Korea. *Landscape and Ecological Engineering*, 2005, 1(2): 101-112.
- [5] Segestrom U, Bradshaw R, Hornberg G, Bohlin E. Disturbance history of a swamp forest refuge in Northern Sweden. *Biological Conservation*, 1994, 68(2): 189-196.
- [6] Selva S B. Lichen diversity and stand continuity in the northern hardwoods and spruce-fir forests of Northern New England and Western New Brunswick. *Bryologist*, 1994, 97(4): 424-429.
- [7] Sanchez-Lafuente A M, Valera F, Godino A, Muela F. Natural and human-mediated factors in the recovery and subsequent expansion of the *Purple swamphen Porphyrio L.* (Rallidae) in the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, 2001, 10(6): 851-867.
- [8] McDonald D B, Potts W K, Fitzpatrick J W, Woolfenden G E. Contrasting genetic structures in sister species of North American scrub-jays. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 1999, 266(1424): 1117-1125.
- [9] Karr J R, Roth R R. Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *The American Naturalist*, 1971, 105(945): 423-435.
- [10] Wirén M. Fauna och vegetation i stadens parker. The National Swedish Council of Building Research, 1994, 28: 155.
- [11] Young C H, Jarvis P J. Assessing the structural heterogeneity of urban areas; an example from the Black Country (UK). *Urban Ecosystems*, 2003, 5(1): 49-69.
- [12] Sallabanks R, Haufler J B, Mehl C A. Influence of forest vegetation structure on avian community composition in west-central Idaho. *Wildlife Society Bulletin*, 2006, 34(4): 1079-1093.
- [13] Tarsitano E. Interaction between the environment and animals in urban settings; integrated and participatory planning. *Environmental Management*, 2006, 38(5): 799-809.
- [14] Atallah Y C, Jones C E, Boecker R. Vegetation structure and biodiversity in Mediterranean ecosystems; A comparative study between Lebanon and California. *Botanicae*, 2007, 405: 72-48.
- [15] Nilsson S G, Baranowski R. Species composition of wood beetles in an unmanaged mixed forest in relation to forest history. *Entomologisk Tidskrift*, 1993, 114: 133-146.
- [16] Nilsson S G, Arup U, Baranowski R, Ekman S. Lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Conservation Biology*, 1995, 9(5): 1208-1215.
- [17] Zehm A, Nobis M, Schwabe A. Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based on digital image processing. *Flora*, 2003, 198(2): 142-160.
- [18] Peterken G. A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biological Conservation*, 1974, 6(4): 239-245.
- [19] Esseen P A, Heden s H, Ericson L. Epifytiska lavar som m ngfaldsindikatorer. *Skog & Forskning*, 1999, 199(2): 40-45.
- [20] Rose F. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodland // Brown D H, Hawksworth D L & Bayley R H, eds. *Lichenology: Progress and Problems*. London: Academic Press, 1976: 279-307.
- [21] Rose F. Indicators of ancient woodland: The use of vascular plants in evaluating ancient woods for nature conservation. *British Wildlife*, 1999, 10(4): 241-251.
- [22] Peterken G. Identifying ancient woodland using vascular plant indicators. *British Wildlife*, 2000, 11(3): 153-158.
- [23] Wirén M. The relationship between fauna and horizontal vegetation structure in urban parks. XVIIth IFPRA World Congress, Ecological Aspects of Green Areas in Urban Environments, 1995, 5: 25-29.
- [24] Ralph C J, Geupel G R, Pyle P, Ralph C J, Geupel G R, Pyle P. Handbook of field methods for monitoring landbirds. U. S. Forest Service General Technical Report PSW-CTR-44, 1993.
- [25] Sauer J R, Peterjohn B G, Link W A. Observer differences in the North American breeding bird survey. *Auk*, 1994, 111: 50-62.
- [26] Donovan T M, Flather C H. Relationships among North American songbird trends, habitat fragmentation, and landscape occupancy. *Ecological Applications*, 2002, 12(2): 364-374.
- [27] Komonen A, Penttilä R, Lindgren M, Hanski I. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos*,

- 2000, 90: 119-126.
- [28] Gibbs J P, Stanton E J. Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites, and flies. *Ecological Applications*, 2001, 11(1): 79-85.
- [29] McGarigal K, McComb W C. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*, 1995, 65(3): 235-260.
- [30] Meyer J S, Irwin L L, Boyce M S. Influence of habitat abundance and fragmentation on northern spotted owls in western Oregon. *Wildlife Monographs*, 1998, 139(3): 1-51.
- [31] Trzcinski M K, Fahrig L, Merriam G. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications*, 1999, 9(2): 586-593.
- [32] Tschamtké T, Steffan-Dewenter I, Krüess A, Thies C. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications*, 2002, 12(2): 354-363.
- [33] Zaviezo T, Grez A A, Estades C F, Perez A. Effects of habitat loss, habitat fragmentation, and isolation on the density, species richness, and distribution of ladybeetles in manipulated alfalfa landscapes. *Ecological Entomology*, 2006, 31(6): 646-656.
- [34] Fujita A, Maeto K, Kagawa Y, Ito N. Effects of forest fragmentation on species richness and composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae and Brachinidae) in urban landscapes. *Entomological Science*, 2008, 11(1): 39-48.
- [35] Hunter M L. *Wildlife, Forests and Forestry: Principles of Managing Forests for Biological Diversity*. N. J.: Prentice-Hall, 1990: 187-199.
- [36] Kirby K, Goldberg E. *Ancient woodland: guidance material for local authorities*. Northminster House. Peterborough. PE1 1UA, 2002.
- [37] Brunet J, von Oheimb G. Colonization of secondary woodlands by *Anemone nemorosa*. *Nordic Journal of Botany*, 1998, 18(3): 369-377.
- [38] Brunet J, von Oheimb G, Diekmann M. Factors influencing vegetation gradients across ancient-recent woodland borderlines in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 2000, 11(4): 515-524.
- [39] Kull K, Zobel M. High species richness in an Estonian wooded meadow. *Journal of Vegetation Science*, 1991, 2(5): 711-714.
- [40] Austrheim G, Olsson E G A. How does continuity in grassland management after ploughing affect plant community patterns? *Plant Ecology*, 1999, 145(1): 59-74.
- [41] Cousins S A O, Eriksson O. The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landscape Ecology*, 2002, 17(6): 517-529.
- [42] Rolstad J, Gjerde I, Gundersen V S, Saetersdal M. Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. *Conservation Biology*, 2002, 16(1): 253-257.
- [43] Holmes R T, Robinson S K. Spatial patterns, foraging tactics, and diets of ground-foraging birds in a northern hardwood forest. *Wilson Bulletin*, 1988, 100(3): 377-394.
- [44] Rotenberry J T, Wiens J A. Foraging patch selection by shrubsteppe sparrows. *Ecology*, 1998, 79(4): 1160-1173.
- [45] Law B S, Dickman C R. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity Conservation*, 1998, 7(3): 323-33.
- [46] Nilsson S G, Hedin J, Niklasson M. Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2001, 16(1): 10-26.